

Pour l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches
de l'Université de Nîmes

**Implication des sédiments dans la dégradation
des écosystèmes aquatiques côtiers
Zoom sur la désoxygénation, eutrophisation et contamination
chimique en zone méditerranéenne**

Sylvain Rigaud

Soutenu publiquement le 11 juin 2024

Membres du jury:

Christophe Rabouille, Directeur de Recherche, UMR 8212 LSCE
Wolfgang Ludwig, Professeur des Universités, UMR 5110 CEFREM
Jorg Schäfer, Professeur des Universités, UMR 5805 EPOC
Thomas Stieglitz, Directeur de Recherche, UM 7330 CEREGE
Olivier Radakovitch, Directeur de Recherche, IRSN
Isabelle Techer, Professeure des Universités, UPR CHROME

Rapporteur
Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur/Garant
Invitée

Remerciements

A **Olivier Radakovitch**, successivement mon maître de stage, mon directeur de thèse et aujourd'hui mon garant d'HDR, pour sa présence continue à mes côtés depuis plus de 18 ans. Mon modèle de chercheur, sage et profondément humain, dont les avis et conseils m'ont toujours éclairé et ont façonné ma manière d'avancer!

A **Jean-Marie Garnier**, mon maître de stage puis directeur de thèse, celui qui a su me montrer comment s'amuser à faire de la belle science. Celui qui suit que de loin désormais mes dernières aventures mais reste présent dans ma manière d'aborder la science.

A **Bruno Deflandre**, qui a toujours répondu présent à mes sollicitations et m'implique depuis le début dans ses travaux de recherche. Mon partenaire des temps calmes et houleux sur terre et sur mer, mon modèle de rigueur scientifique, ma référence qualité, mon meilleur copain de science! J'ai honte de franchir cette étape avant toi qui la mérites plus que moi.

A **Christian Grenz**, qui a su me faire bénéficier de son expérience dézoomée de la recherche nationale et internationale, et a su me montrer la manière de mener à bien des projets d'envergure (scientifique, humain, technique, logistique, financier, ...). Pour son amitié, ton accueil chez toi nourri-logé et pour la transmission de tes valeurs humaines dans la pratique de la science et d'avoir préparé proprement ton départ à la retraite et de me permettre de prendre en partie ton relai.

A **Tom Church**, qui a su autant mettre de confiance en moi qu'il a réussi à m'en donner. Le maître de la tarte aux pommes à *la mode* qui a su m'inculquer la loi de la consistance océanographique, et malheureusement parti trop tôt.

A **Daniel Cossa**, M. Mercure, pour sa sympathie et soutien et exemplarité scientifique et humaine, depuis mes débuts.

A **Isabelle Techer**, ma superbe collègue de travail, qui m'a permis d'encadrer mes premiers doctorant(e)s, pour ton expérience toujours partagée, ton enthousiasme, ton rougail-saucisse, notre passion commune pour les gorges du Gardon, et ta sympathie qui rend les journées de travail toujours agréables.

A **Loïc Ducros**, pour nos galères partagées et ta sympathie quotidienne.

A **Patrick Verdoux**, la rigueur incarnée, à la fois l'huile et la manivelle dans les rouages du laboratoire. C'est grâce à toi qu'on arrive à produire de la données de qualité. Merci d'être ce support indispensable sur lequel on peut toujours compter les yeux fermés et pour ton appui à la formation des jeunes, pour ta sympathie!

A mes doctorant(e)s: **Julie Régis**, ma partenaire de prospection des lagunes d'Occitanie à toutes les saisons sur les très/trop nombreuses missions plus ou moins improvisées ; **Louison Huchet** qui m'ouvre les portes de la modélisation et du pays basque ; **Garry Dorléon**, qui m'ouvre les perspectives de la problématique de la gestion à terre de sédiment contaminé ; **Nicolas Dubosq**, qui même s'il n'était pas sous ma direction, a été le premier doctorant que j'ai eu le plaisir de suivre de près dans la vasière Ouest Gironde.

A mes nombreux collaborateurs/rices (et pour beaucoup aussi amis/es) de la communauté des physicobiogéomodéoloécomicro-méio-macrochimicobioxxxgistologues benthiques, mais pas que, qui m'ont ouvert les portes de leur expertises et/ou m'ont permis de mener et d'approfondir mes thématiques de recherche, au fil des projets, des échanges et/ou simplement de bons temps passés durant les missions, colloques ou les à-côtés qui font de mon métier une aventure humaine extraordinaire: LPG-BIAF: **Edouard Metzger**, mon géochimiste préféré pour le modèle qu'il est, ses invitations à découvrir son terrain de jeu, l'estuaire de la Loire, et surtout pour ton dossier d'HDR dont je me suis largement inspiré (j'avoue!) ; **Christine Barras** pour m'ouvrir le monde des forams, ma partenaire de footing improvisé durant les missions terrain et sa grande sympathie ; **Aurélia Mouret**, amie et collègue de longue date, au rire communicatif qui te suis du Québec à Bordeaux puis à Angers / LEGOS: **Vincent Fauvelle**, pour notre histoire amicaloscientifique, notre relation plastique et organique persistante, de Bordeaux (sans logement!), aux calanques de Marseille (sans duvet!), à notre voyage de noces au pic du midi (sans chaînes!) et notre futur papier (sans délai!), mais le tout avec énormément de plaisir! / EPOC: **Sabine Schmidt**, **Antoine Grémare**, **Alicia Romero-Ramirez**, **Guillaume Bernard**, **Frédéric Garabétian**, **Martin Danilo**, **Dominique Poirier**, **Pascal Lebleu**, l'équipe de choc du golfe de Gascogne, tous autant sympathiques qu'inspirant. Merci Sabine pour ma sabinisation. Antoine d'être venu goûter la fameuse poutargue martégale et apprendre la statistique évidence de la distinction male/femelle du muge. Fred pour tes sabots qui me bottent, ou le contraire. **Marx Rickers**, maître intersidéral régnant sur les galaxies connues et inconnues pour m'avoir appris le gentle shaking / GET: **Romain Guilbaud**, pour ton amitié autour du prétexte de la spéciation du P sédimentaire à la surface du canal EDF, dans les bas-fonds de Liège et jusqu'au très bas-fonds du pré-cambrien / CEREGE: **Samuel Meulé**, mon physicien-marine préféré, on va l'avoir cette p*** de turbulence. **Laetitia Licari** et **Laurence Vidal** pour notre récente collaboration inattendue sur les plastiques, à tous nos projets montés à la dernière minute. Laetitia pour ton amitié et ta confiance.

Thomas Stieglitz pour nos trafics de sondes d'oxygène (je crois que je te dois encore 2 capuchons ...) / **PROTEE**: à **Cédric Garnier** pour sa sympathie, conseils justes et l'inspiration que tu m'a procuré / **GIPREB**: **Raphael Grisel**, **Nicolas Mayot**, **Hortense de Lary**, **Fanny Argiro**, **Elizabeth Le Corre** et anciennement **Guillaume Bernard**, **Philippe Picon** pour votre confiance et soutien logistique sans faille depuis toujours sur toutes les actions sur l'étang de Berre et maintenant sur le Bolmon. Pour me montrer l'utilité de mon métier et aussi les coins secrets à palourdes. / **L'Université de Laval**: **Raoul-Marie Couture**, pour ta sympathie et pour m'avoir fait mes premiers pas dans la modélisation diagénétique et m'avoir fait aimé ça / **NIVA**: **Evgeniy Yakushev** et **Svetlana Pakhomova**, la team russo-norvégienne pour votre accueil à Oslo et les nombreuses perspectives de recherche en modélisation diagénétique que vous m'offrez / **France Energie Marine**: **Vincent Faure** pour m'avoir ouvert les yeux sur la modélisation hydrodynamique, pour les riches échanges qu'on a pu avoir, ton engouement scientifique continu. Les circonstances ont fait qu'on s'est un peu éloigné, mais je ne désespère pas de pouvoir relancer des collaborations fructueuses autour des éoliennes pour ne pas brasser que du vent! / **HSM**: **Chrystelle Bancon-Montigny**, **Rémi Freyrier**, **Sophie Delpoux** et **Léa Causse**, pour leurs accompagnements sans faille depuis 14 ans à produire des données de qualité sur les éléments traces dans toutes les matrices possibles et nos plaisantes aventures sur Port Camargue et le Prévost / **AMAP**: **Jean-Luc Maeght**, le MacGyver des racines souterraines profondes qui a su mettre à disposition ses compétences et sa rigueur dans la conduite d'expérimentations en océanographie / **LBCM**: **Joel Knoery** et **Bastien Thomas**. Les pères de SUSANE et de ses petites sœurs. Merci pour vos confiances, ces prêts et ces collaborations autour du mercure sans jamais aucune Hard Kolision / **MARBEC**: **Marion Richard**, **Dominique Munaron**, **Vincent Ouisse**, **Franck Lagarde**, **Annie Fiandrino**. Merci à vous pour vos accueils sur l'étang de Thau et la problématique des lagunes d'Occitanie. Marion, merci pour ta confiance en m'impliquant dans tes projets. Merci de me permettre de me connecter à vos outils ultra-prometteurs. Dominique pour ton regard avisé dans les comités dans lesquels je t'ai embarqué. Merci Vincent pour notre superbe aventure dans le bien odorant canal du Fort et la grimpe de Borgo en plein mois de juillet. Franck, pour ton efficacité sous l'eau pour planter les carottes, ta sympathie en dehors et ta rapidité dans tes réponses à mes nombreuses questions par emails sur les bon plans sétois ou le stress thermique. Annie pour ta disponibilité et enthousiasme sur tous les fronts / **NILU**: **Natasha Schmidt** pour ton accueil à Tromsø, nos footings glaciaux dans les calanques et les fjords Norvégiens autour des additifs / **MIO**: **Dorian Guillemain**, mon plongeur préféré autant sympathique dans l'air que volontaire et efficace sous l'eau, même les moins claires, **Michel** de l'atelier toujours prêt à râler et encore plus à aider, **Frédéric Zuberer** pour tes magnifiques photos sous-marines et ton support sans faille. **David Nérimi** pour ta vision toujours éclairante, tes appuis statistiques et honnêteté intellectuelle, ton enthousiasme scientifique et notre passion commune pour l'étang de Berre. **Valérie Michotey** et **Patricia Bonin** pour votre sympathie et me permettre de me rappeler de l'importance du "Bio" dans la Biogéochimie. / **IMBE**: **Pascal Mirleau**, plongeur qui n'a jamais pas froid aux yeux et ailleurs, mon spécialiste des trucs du sédiment en omics et métabarcodings que je n'ai toujours pas compris / **LOBS**: **Lionel Denis**, pour ta sympathie et récents échanges et partage d'expérience constructifs / **ISTERRE**: **Delphine Tisserand** pour ta sympathie et nos échanges autour du Pavin et tes bons plans de plein air autour du massif de Belledonne et de la Chartreuse / **IECP**: **Julien Dron** et **Annabelle Austruy**, pour nos aventures plastiques et pour m'ouvrir les portes du golfe de Fos. **Alexis Maragkoudakis-Vasilakis** (sans faute d'orthographe?) pour m'avoir permis de mettre en place ces premières données de plastiques dans les sédiments de l'étang de Berre / **LSCE**: **Christophe Rabouille** et **Bruno Bomble**, pour votre bienveillance et accueil au sein du projet RIOMAR et le Golfe du Lion. Les tous premiers échanges scientifiques que nous avons pu avoir laissent présager un bel avenir / A l'ensemble des équipages de la flotte océanographique française.

A mes nombreux stagiaires et étudiants qui me permettent d'avancer.

A la petite famille du GIS (et son agrandissement récent à Hoche 3), avec ses petites histoires de famille, ses difficultés mais dont l'esprit d'équipe reste un refuge dans le tournoisement de la vie professionnelle quotidienne. A **CHROME**, pour son support continu durant ces dernières années. Au service recherche et personnels administratifs (**Estelle**, **Carine**, **Samantha**, ...) que je fais suer avec mes montages rocambolesques mais qui m'aident sans relâche à rendre possible mes activités de recherche à UNîmes.

Bien sûr, à mes proches: A **Elodie** pour son soutien sans faille depuis toujours et son dévouement dans mon accomplissement professionnel... Celle qui baille désormais à l'énonciation du mot sédiment mais qui reste probablement la seule avocate au monde qui connaît l'importance de la désoxygénation sur les processus de la diagénèse précoce. A mes enfants qui croient que je passe mes journées à faire des bulles d'oxygène dans l'eau et à ramasser du sable sur la plage. A mes parents, famille et amis qui ont toujours cru en moi (même ceux qui ont la même vision de mes activités que mes enfants).

Enfin, aux membres de ce jury, rapporteurs et examinateurs, pour avoir accepté d'évaluer ce travail.

Avant-Propos

Voilà déjà 13 ans que j'ai soutenu ma thèse de doctorat, et voilà 9 ans déjà, qu'après 2 postdoctorats, j'ai intégré l'université de Nîmes et l'UPR CHROME. Il semblerait que cela soit le bon temps pour passer son Habilitation à Diriger des Recherches. Certains disent que cela ne changera fondamentalement rien. Que c'est une démarche qui ne sert qu'à officialiser ce que l'on sait déjà faire et que l'on a déjà su démontrer à de multiples reprises. Que quitte à y passer du temps, il faudrait l'orienter surtout sur ce qu'on souhaite faire plus tard ou à minima en tracer les grandes lignes. On entend aussi souvent que c'est malgré tout un bon moyen de faire le point. Le point sur quoi? Ses activités? Son réseau? Sa productivité? Sa qualité scientifique?

Diriger des recherches! Est-ce que cela signifie de la faire-faire aux autres et ne plus en faire vraiment soi-même? Je crois en comprendre maintenant que cela revient à faire de la recherche différemment. Diriger les recherche cela correspondrait à être capable de poser les bonnes questions scientifiques et de mobiliser les moyens techniques, financiers, administratifs, matériels et humains pour y répondre. Je pense que j'en arrive à peu près à cette étape aujourd'hui et espère convaincre les membres du jury.

Je ne sais si l'utilité d'une telle habilitation est vraiment justifiée, mais en tout cas j'en prend le prétexte pour me poser, des jours et nuits volés par-ci par-là, pendant mes vacances surtout, pour y réfléchir, mettre de l'ordre dans les nombreuses activités que l'on mène souvent trop vite et idéalement pour essayer de mettre en forme certaines données en vue de leur publication future. Je sais déjà que cela va mettre en évidence tout ce que je n'ai pas encore pu valoriser... J'y vais quand même! Allons-y!

Sommaire

Liste des figures	10
Liste des Tableaux	14
Introduction générale	15
Contexte scientifique	15
Problématique et objectifs	16
Sites d'étude	17
Compétences mobilisées et collaborations	17
Portée des travaux de recherche et prétentions pour l'Habilitation à Diriger des Recherche	18
Structuration du manuscrit	19
Partie 1 - Activités de recherche actuelles	20
Chapitre 1. Dynamique actuelle et future de l'oxygène et occurrence des phénomènes de désoxygénation dans les écosystèmes côtiers méditerranéens	21
1.1. Introduction & objectifs	21
1.2. Dynamiques temporelles de l'oxygène dans les écosystèmes côtiers méditerranéens	21
1.3. Dynamique spatiale de l'oxygène dans l'étang de Berre	29
1.4. Prédiction des conditions de températures et d'oxygénation en 2100	31
1.5. Conclusion et perspectives	35
Chapitre 2. Impacts des phénomènes de desoxygenation sur les réactions biogéochimiques et flux d'oxygène, nutriments et éléments traces à l'interface eau-sédiment.....	37
2.1. Introduction & objectifs	37
2.2. Approches méthodologiques	40
A) EXPERIMENTATIONS EN CONDITIONS D'OXYGENATION IN SITU	42
2.3. Impact de la désoxygénation pluri-décennale dans l'étang de Berre	42
2.4. Impact de la désoxygénation saisonnière et de l'anoxie brusque dans l'étang de Berre	47
2.5. Processus biogéochimiques benthiques non stationnaires en réponse à des fluctuations nyctémérales des conditions d'oxygénation dans une flaque intertidale du bassin d'Arcachon.....	54
B) EXPERIMENTATIONS EN CONDITIONS D'OXYGENATION CONTROLEES.....	58
2.6. Impact de l'intensité de la désoxygénation à partir d'expérimentations contrôlées au laboratoire	58
2.7. Impact de la durée de l'anoxie et de la réoxygénation post-anoxie	62
C) EXPERIMENTATIONS DE CONFINEMENT IN SITU.....	67
2.8. Habitats benthiques et macrophytes: résistance et impact de la désoxygénation sur les cycles benthique de l'oxygène, nutriments et éléments traces	67
2.9. Impacts des malaïgues sur le cycles des nutriments et éléments traces en zone conchylicole	72
D) DEVELOPPEMENT DE METHODES INNOVANTES IN SITU POUR LA CARACTÉRISATION DES FLUX BENTHIQUES A HAUTE RESOLUTION TEMPORELLE.....	76
2.10. Reconstruction des échanges à l'interface eau-sédiment à partir des gradients dans la couche limite benthique.....	76
2.11. Dynamique nyctémérale dans la couche limite benthique dans l'étang de Thau	83
2.12. Reconstruction des flux nyctéméraux dans l'étang du Prévost à partir de chambres benthiques autonomes.....	85
E) APPROCHE PAR MODELISATION HYDROBIOGEOCHIMIQUE	87
2.13. Cycle benthique du mercure dans l'étang de Berre: état actuel et prédiction future selon des scénarios d'eutrophisation/oxygénation.....	88
2.14. Conclusion et perspectives	94
Chapitre 3. Implication des flux benthiques dans la dégradation écologique de l'étang de Berre... 101	101
3.1. Demande benthique en oxygène et risque de désoxygénation	101
3.2. Recyclage benthique des nutriments et risque d'eutrophisation	105
3.3. Conclusion pour l'écosystème de l'étang de Berre et recommandations pour les gestionnaires.....	107
Chapitre 4. Microplastiques et additifs chimiques: les sédiments sont-ils une source ou un puits pour les zones côtières?	109
4.1. Accumulation de microplastiques dans les sédiments des étangs de Berre et Bolmon.....	109
4.2. Relargage d'additifs vers la colonne d'eau depuis les microplastiques enfouis dans le sédiment	112
4.4. Conclusion et perspectives	115

Partie 2: Projets de recherche	117
Chapitre 1: Renforcement et élargissement des connaissances sur les cycles biogéochimiques benthiques en zone côtières / Projets en cours	118
1.1. Amélioration des bilans de masses des transferts chimiques à l'interface eau-sédiment en conditions diagénétiques transitoires sous l'influence des variations rapides en oxygène.....	118
1.2. Modification du fonctionnement biogéochimique benthique des zones côtières sous l'influence des forçages hydroclimatiques et anthropiques futurs	119
1.3. Cycle des plastiques en zones côtières: enfouissement, dégradation et relargage d'additifs chimiques	121
Chapitre 2: Proposition résumée d'un futur projet de recherche ambitieux	122
Contexte et objectifs.....	122
Méthodologie / Structuration du projet	123
Bibliographie.....	125
Partie 3 - Curriculum Vitae	131
Cursus universitaire supérieur et contrats postdoctoraux.....	132
Compétences scientifiques et techniques	132
Activités et responsabilités scientifiques	133
Activités et responsabilités pédagogiques	135
Activités d'encadrements et de formation	136
Responsabilités administratives universitaires d'intérêt général	139
Bourses et mobilités	139
Activités de vulgarisation scientifique	139
Production scientifique.....	143
Liste complète des productions scientifiques.....	144

Liste des figures

- Figure 1: Représentation schématique simplifiée des cycles de (1) l'oxygène, (2) des nutriments et (3) des polluants chimiques en zones côtières et risques de dégradation associés. _____ 15
- Figure 2: Localisation des zones côtières étudiées dans ce travail avec la localisation des principales stations sélectionnées pour le suivi des conditions des conditions d'oxygénation dans la colonne d'eau (Chapitre 1), les études sur les processus benthiques et flux à l'interface eau-sédiment incluant l'évaluation du rôle des sédiments sur certains sites (Chapitres 2 et 3) et la problématique de la pollution par les plastiques (Chapitre 4). _____ 16
- Figure 3: Exemple d'une station benthique de mesures physicochimiques autonomes conçue et déployée sur les sites d'études avec les différents type de sondes classiquement utilisés. Dans certaines versions, une sonde de pH est aussi ajoutée. La hauteur de positionnement des sondes est adaptable. _____ 20
- Figure 4: Chroniques temporelles des concentrations en oxygène dans le bas de la colonne d'eau des différents écosystèmes méditerranéens côtiers étudiés. Dans le canal du Rove les concentrations en oxygène en surface (30 cm de profondeur) sont aussi reportées. Pour une meilleure visibilité, les échelles ne sont pas homogènes mais reportées avec une résolution constante de 200 μM . Les traits verticaux correspondent à des périodes de 6 mois. Les bandes rouges correspondre au seuil d'hypoxie (63 μM). _____ 22
- Figure 5: Concentrations mensuelles et totales moyennes (± 1 écart-type) en oxygène dans la colonne d'eau calculées à partir des séries temporelles disponibles pour chaque site étudiés et proportion des observations hyperoxiques ($>100\%$ O₂ saturation), normoxiques ($<100\%$ O₂ saturation et $>63 \mu\text{M}$), hypoxiques (1-63 μM) et anoxiques ($<1 \mu\text{M}$) correspondantes _____ 23
- Figure 6: Concentrations horaires moyennes en oxygène dans le bas de la colonne d'eau pour chaque mois (ligne colorées) et globale (ligne noire) calculées à partir des séries temporelles disponibles pour chaque site étudié. _____ 24
- Figure 7: Contribution à la variabilité totale de l'oxygène des variations associées aux échelles de temps journalières (<24 h), mensuelles (entre 24 h et 30 j) et saisonnière (>30 j) dans les sites côtiers méditerranéens étudiés. Ces contributions ont été calculées à partir des rapports entre les variations horaires, journalières, mensuelles et totales obtenues à partir des résidus sur les signaux lissés (moyennes glissantes) avec des pas de temps différents de 1h, 24 h et 30 j. _____ 25
- Figure 8: Proportion de la variabilité totale de l'oxygène expliquée par la variation de sa solubilité en lien avec les variations de température, salinité et pression barométrique. Le résidu est par conséquent attribué à d'autres processus. _____ 25
- Figure 9: Extraits des chroniques temporelles des concentrations en oxygène et lumière illustrant les cycles nyctéméraux. _____ 26
- Figure 10: Extrait de la chronique temporelle de l'oxygène mesurée dans la colonne d'eau et au sein du tapis de Chaetomorphes dans l'étang du Prévost. _____ 27
- Figure 11: Exemples d'extraits des chroniques temporelles illustrant l'influence des vents sur les concentrations en oxygène, salinité, température de l'eau dans l'étang de Berre (site PO, PI et PA). _____ 28
- Figure 12: Exemples de distribution spatiale 2D (verticale) des concentrations en oxygène dissous, de la température et de la salinité dans la colonne d'eau le long du transect Nord-Sud représentatif des situations (A) stratification et hypoxie/anoxie, (B) stratification et normoxie et (C) en présence de lentilles d'eaux hypoxiques/anoxiques. Un exemple de distribution spatiale (horizontale) des conditions dans le bas de la colonne d'eau à l'échelle du grand Étang en juin 2016 est aussi reporté. _____ 29
- Figure 13: Occurrence relative des caractéristiques de la colonne d'eau déterminée à partir des profils CTD mesurés le long des 52 transects Nord-Sud réalisés dans le bassin principal de la lagune de Berre. _____ 29
- Figure 14: Relations entre (a) les températures mesurées dans l'eau et dans l'air et (b) les concentrations en oxygène dissous et les températures de l'eau mesurées dans les différentes zones côtières étudiées. Les équations des régressions linéaires sont reportées lorsque significatives. _____ 31
- Figure 15: Prédiction (a) des augmentations des températures de l'eau et (b) diminutions des concentrations en oxygène associée en 2100 sous l'effet des augmentations des température prédites selon les scénarios RCP2.6, RCP4.5 et RCP8.5 pour les différents zones côtières étudiées. _____ 32
- Figure 16. Prédiction de (a) l'augmentation des occurrences des situations de stress thermique ($T>27.5^\circ\text{C}$) et (b) des évolutions des conditions d'oxygénation, entre la situation actuelle et en 2100. Pour les conditions d'oxygénation en 2100, les figures représentent celles pour le scénario médian (RCP4.5) et les barres d'erreur correspondent aux valeurs minimum (scénario RCP2.6) et maximum (scénario RCP8.5). _____ 33

Figure 17. Représentation schématique des trois principaux forçages externes impliqués (température, lumière, vent) sur la dynamique temporelle de l'oxygène. La taille des flèches est proportionnelle à l'importance de chaque facteur.	34
Figure 18. Présentation des différents outils classiquement utilisés dans le cadre de mes activités de recherche intégrant des approches expérimentales in situ et ex situ pour identifier les réactions et quantifier les flux benthiques et des approches calculatoires impliquant l'utilisation de modèles et de codes de calculs thermodynamiques.	38
Figure 19: Profils de concentrations verticale des principales espèces chimiques dissoutes (majeurs, nutriments et éléments traces) mesurées dans la colonne d'eau, la couche benthique et les eaux porales dans les sites PO, PI et PA dans l'étang de Berre en août 2016.	42
Figure 20: Profils de concentrations verticale des principales espèces chimiques particulières (majeurs, nutriments et éléments traces) mesurées dans les matières en suspensions et sédiment dans les sites PO, PI et PA dans l'étang de Berre en août 2016.	43
Figure 21: Profils d'oxygène et profondeur de pénétration de l'oxygène mesurés dans les sites PO, PI et PA dans l'étang de Berre en août 2016.	43
Figure 22: Flux benthiques en oxygène, nutriments et éléments traces mesurés au moyens de chambres benthiques opaques et claires dans les sites PO, PI et PA dans l'étang de Berre en août 2016. Les flux diffusifs en oxygène obtenus à partir des profils verticaux et les flux normalisées en oxygène (divisée par la concentrations en oxygène dans l'eau de fond) sont aussi reportés.	44
Figure 23: Profils de concentration verticale des principales espèces chimiques dissoutes (majeurs, nutriments et éléments traces) mesurées dans la colonne d'eau, la couche benthique et les eaux porales dans le site PI de l'étang de Berre au cours des différentes campagnes saisonnières	47
Figure 24: Profils de concentrations verticale des principales espèces chimiques particulières (majeurs, nutriments et éléments traces) mesurées dans les matières en suspensions et sédiment dans le site PI de l'étang de Berre au cours des différentes campagnes saisonnières	48
Figure 25: Profils d'oxygène et profondeur de pénétration de l'oxygène mesurés dans le site PI de l'étang de Berre au cours des différentes campagnes saisonnières	48
Figure 26: Flux benthiques en oxygène, nutriments et éléments traces mesurés au moyens de chambres benthiques opaques et claires le site PI de l'étang de Berre au cours des différentes campagnes saisonnières. Les flux diffusifs en oxygène obtenus à partir des profils verticaux et les flux normalisées en oxygène (divisée par la concentrations en oxygène dans l'eau de fond) sont aussi reportés.	50
Figure 27: Schéma conceptuel illustrant l'évolution des flux à l'interface eau-sédiment des principaux éléments traces selon les conditions d'oxygénation de la colonne d'eau.	52
Figure 28: Distribution verticale de la température, des concentrations d'O ₂ et de H ₂ S et du pH dans les sédiments des flaques intertidales mesurés par des microélectrodes pendant une période de 48 h. Les profondeurs de pénétration de l'O ₂ (ZO ₂), les profondeurs d'apparition du H ₂ S (ZH ₂ S) et les flux diffusifs d'O ₂ à l'interface sédiment-eau (JO ₂) sont également reportés. Les valeurs négatives de JO ₂ correspondent aux flux de l'eau vers les sédiments. Les valeurs rapportées pour JO ₂ et ZO ₂ correspondent à la moyenne de 3 profils et les barres d'erreur correspondent à ± 1 écart type. Les barres d'erreur pour les profondeurs d'apparition du H ₂ S correspondent à ± 1 mm supposée être l'incertitude sur la détection d'interface sur les profils H ₂ S. Les lignes pointillées blanches horizontales correspondent à l'interface sédiment-eau. Le PAR et la profondeur de l'eau sont également indiqués avec les périodes pendant lesquelles la flaqué était déconnectée de l'eau du bassin (zone en pointillés) et la période diurne (zones légèrement ombrées). L'absence de valeurs de pH est due à une électrode cassée lors de la séquence de profilage.	54
Figure 29: Évolution des concentrations d'O ₂ et de H ₂ S, du pH et de la température dans les sédiments de la flaqué intertidale mesurés à l'aide de microélectrodes pendant une période de 24 h. La température et la concentration en oxygène dans l'eau ainsi que la lumière (PAR) et la profondeur de l'eau sont également rapportées.	55
Figure 30: Profils verticaux de concentrations moyennes (± 1 sd, n = 2) des différentes espèces chimiques mesurées dans les eaux porales des carottes incubées pendant 22 jours à 0%, 15%, 30% et 100% d'oxygénation. Les profils obtenus avant le début de l'expérimentation (t ₀) sont aussi reportés. Les concentrations rapportées au-dessus de l'interface correspondent aux concentrations mesurées dans les eaux surnageantes.	58
Figure 31: Flux totaux moyens (± 1 sd) des différentes espèces chimiques mesurées par incubations des carottes durant les différentes conditions d'oxygénation. Les flux diffusifs d'oxygène sont aussi reportés. Les flux obtenus avant le début de l'expérimentation (t ₀) sont aussi reportés.	59
Figure 32: Protocole expérimental d'anoxie/réoxygénation mis en œuvre.	61

Figure 33: Résistance à la durée de l'anoxie des principales espèces de la macrofaune benthique.	62
Figure 35: Évolution des flux d'oxygène au cours du temps pour les différents carottes avant anoxie (noir) et après 0, 3h, 6h, 12h, 24h, 48h, 192h et 384h de réoxygénation (couleurs).	62
Figure 36: Illustration de la formation d'un précipité blanchâtre dans l'eau surnageante au moment de la réoxygénation survenant après 192h et 384h d'anoxie et de sa progressive disparition avec la durée de réoxygénation (exemple de la carotte C384).	63
Figure 37: Concentrations en nutriments (NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺ et PO ₄ ³⁻) dans l'eau surnageante des carottes au cours du temps. Le premier point correspond aux concentrations initiales avant la mise en place des conditions anoxiques. Les points suivants correspondent aux concentrations pendant la période de réoxygénation. Le figuré coloré correspond à la période d'anoxie dont la durée varie selon les carottes (3h, 6h, 12h, 24h, 48h, 96h, 192h, 384h).	64
Figure 38: Flux de nutriments (NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺ et PO ₄ ³⁻) mesurées durant les périodes d'anoxie, et au cours du temps durant la période de réoxygénation, pour les différentes durées d'anoxies testées (3h, 6h, 12h, 24h, 48h, 96h, 192h, 384h).	65
Figure 39: Photographies (a) des chambres benthiques utilisées pour les expérimentations de confinement in situ sur les 4 habitats considérés et (b) de l'aspect des Chaetomorpha après retrait du dôme des chambres benthiques après 96h de confinement.	67
Figure 40: Évolution des concentrations en oxygène, nutriments et éléments traces et autres variables dans les chambres benthiques durant les expérimentations de confinement sur les habitats benthiques de sédiment nu (TO-SED), Zostère (TO-ZOST) et Halopythis (TO-HAL) dans l'étang de Thau et Chaetomorpha (PC) dans l'étang du Prévost.	68
Figure 41: Flux des espèces chimiques mesurés durant les expérimentations de confinements des habitats benthiques de sédiment nu (TO-SED), Zostère (TO-ZOST) et Halopythis (TO-HAL) dans l'étang de Thau et Chaetomorpha (PC) dans l'étang du Prévost et regroupés par conditions d'oxygénation rencontrées.	70
Figure 42: Photographies sous-marine montrant le mésocosme avec le cordage de 30 huîtres creuses (<i>Crassostrea gigas</i>) (traitement O) avec un plongeur. Photos MARBEC.	72
Figure 43: Évolutions temporelles des concentrations en différentes espèces chimiques dissoutes dans les eaux des mésocosmes avec huîtres, sans huîtres et du milieu naturel dans le bas (30 cm au-dessus du sédiment) et le haut (130 cm au-dessus du sédiment).	73
Figure 44: Photographies sous-marines de (A) la station benthique BOGOS équipée de ses sondes autonomes et (B) du préleveur d'interface SUSANE. Les flèches rouges représentent l'orientation par rapport au courant préférentiel.	76
Figure 45: Exemple de données obtenues durant le déploiement de la structure benthique BOGOS dans l'étang du Prévost à la station avec du sédiment nu (site PN) et recouvert de <i>Chaetomorpha</i> sp. (site PC). (A) intensités de vitesse du vent depuis la station météo MétéoFrance la plus proche, (B) hauteur d'eau, (C) indice de stratification calculé à partir de la température et de la salinité, (D) vitesse du courant 30 cm au-dessus de l'IES, (E) série chronologique de l'oxygène dans l'eau de fond mesurés par les cinq optodes. Les lignes noires pointillées verticales représentent les périodes de déploiement de SUSANE. (F) gradients de concentration de l'oxygène dans la BBL et gradients de concentration minimaux détectables correspondants (zone ombrée en rouge).	77
Figure 46: Schéma conceptuel représentant les limites des conditions de l'intensité du mélange des eaux, des flux benthiques et de la précision analytique visant à définir le domaine d'application de la détection des gradients de concentrations dans la couche limite benthique. Les croix rouges indiquent des conditions défavorables tandis que les carrés verts indiquent des conditions favorables.	78
Figure 47: Représentation schématique des groupes de profils de concentration dans la couche limite benthique classiquement obtenus et illustration par exemples issus du jeu de données.	79
Figure 48: Moyenne horaires (± 1 écart-type) des gradients benthiques en oxygène dans les lagunes de Berre, Thau et Prévost (station PC) obtenus sur les 2 semaines de déploiements. Pour la lagune Prévost, les flux horaires moyens obtenus à partir des chambres benthiques, correspondant à trois cycles de 24 heures, sont illustrés par des points rouges. Des gradients négatifs correspondent à des transferts des sédiments vers la colonne d'eau sont des exportations vers la colonne d'eau. Les fonds gris traduisent les intensités lumineuses.	80
Figure 49: Gradients de concentration de quelques nutriments et éléments traces mesurés au sein de la couche limite benthique lors du déploiement de SUSANE (A) dans la lagune de Prévost aux stations PN et PC et (B) dans la lagune de Berre aux stations BO, BI et BA. Les zones ombrées en rouge indiquent les gradients minimaux détectables. Les barres d'erreur correspondent à l'incertitude sur la régression linéaire du gradient. "n.d." = non déterminé. Les gradients négatifs correspondent à des transferts des sédiments vers la colonne d'eau.	81

Figure 50: Évolution temporelle des concentrations d'oxygène et éléments traces dans la couche benthique de l'étang de Thau obtenus à partir du déploiement du miniPEPITO durant les mois de l'été 2021. Les concentrations reportées correspondent aux valeurs moyennes (± 1 écart-type) sur des analyses en triplicats pour les éléments traces et sur les mesures continues obtenus à partir des sondes autonomes autour de l'heure de prélèvement (± 15 min) pour l'oxygène.

83

Figure 51: Photographie de système de chambres benthiques autonomes développé par MARBEC et déployé dans le tapis de *Chaetomorpha* sp. dans l'étang du Prévost.

84

Figure 52: Évolution temporelle des flux d'oxygène, Mn, PO₄³⁻ et quelques éléments traces (Cr, Pb, Co) obtenus à partir du déploiement des chambres benthiques autonomes sur l'habitat Chaetomorpha dans l'étang du Prévost en juillet 2021. Les flux en oxygène correspondent au flux moyens (± 1 écart-type) obtenus sur 3 chambres benthiques différentes. Seul un réplicat a été effectué pour les autres espèces chimiques et les barres d'erreur correspondent à la propagation des erreurs analytiques.

85

Figure 53: Variation simulée des concentrations (μ M) en oxygène, sulfures, Fe(II), Mn(II) et mercure total et MeHg dissous annuelle dans la colonne d'eau et l'interface eau-sédiment (± 10 cm) dans l'étang de Berre à partir du scénario S1, représentant les conditions limites actuelles.

88

Figure 54: Variation simulée des concentrations particulaires (μ M) dans les sédiments de surface pour les 4 scénarios S1-S4. L'interface eau-sédiment est positionnée à 9.0 m.

89

Figure 55: Variation simulée des concentrations (μ M) en oxygène, sulfures et mercure total et MeHg dissous à l'échelle annuelle dans la colonne d'eau et l'interface eau-sédiment (± 10 cm) dans l'étang de Berre à partir du scénario S2-S4.

90

Figure 56: Variation simulée des concentrations (μ M) en dissoutes en oxygène, sulfures, Fe(II), Hg(II) et MeHg, et de Hg(II) et MeHg bioaccumulés. Les deux premières années représentent l'état actuel, suivi d'une année de mélange forcée, suivie de 5 années consécutives avec des conditions de mélange actuel.

92

Figure 57: Représentation schématique des conditions d'oxygénation et leurs durées interceptées dans le cadre de ce travail. Les couleurs de chaque cadre représentent les approches méthodologiques mises en œuvre et les chiffres, les chapitres correspondants.

93

Figure 58: Représentation schématique des concentrations et principales réactions diagénétiques dominantes à l'interface eau-sédiment, incluant les facteurs clés et flux pour les cycles benthiques de l'oxygène, nutriments (NH₄⁺ et PO₄³⁻) et des éléments traces couplés aux cycles de Fe, Mn et S, en fonctions des conditions d'oxygénations supposées stables dans la colonne d'eau. Les flux jaunes correspondent à des transferts du sédiment vers la colonne d'eau, les flux oranges à des flux de la colonne d'eau vers le sédiment. La production primaire est indiquée pour illustrer le rôle des sédiments dans l'occurrence des hyperoxies, même si elle n'est pas directement fonction des conditions d'oxygénation.

94

Figure 59: Représentation schématique des cycles biogéochimiques benthiques durant un cycle nyctéméral montrant l'évolution relative des compositions chimiques dans la couche limite benthique, de la localisation des principales réactions diagénétiques dans les sédiments de surface, des principaux facteurs forçants ainsi que les flux à l'interface eau-sédiment en résultant. Les échelles ne sont pas respectées. Bien que les comportements de NH₄⁺ et PO₄³⁻ ainsi que ceux de Mn et Fe peuvent différer, ces espèces chimiques sont représentées ensemble dans cette figure pour simplification. Cette figure, que j'ai conçue, a été publiée dans Fusi et al., (2023).

95

Figure 60: Représentation schématique de l'impact de la durée et intensité des conditions d'oxygénation sur les flux en O₂, NH₄⁺, PO₄³⁻ et éléments traces couplés aux cycles de Fe, Mn et S à l'interface eau-sédiment dans une zone côtière eutrophisée. Bien que les comportements de NH₄⁺ et PO₄³⁻ peuvent différer, ces espèces chimiques sont représentées ensemble dans cette figure pour simplification.

96

Figure 61: Extrait de la chronique temporelle haute résolution des concentrations en oxygène dans le fond de la colonne d'eau sur le site PA dans l'étang de Berre montrant la diminution quasi-linéaire des concentrations en oxygène suite à une réoxygénation complète lors d'épisode de vents forts. Des exemples de flux calculés sont aussi reportés.

101

Figure 62: a) Flux benthiques mensuels moyens (± 1 écart-type) en oxygène sur le site PA reconstruit à partir de la diminution des concentrations en oxygène mesurée après un épisode de vent fort. Le chiffre indique le nombre de flux utilisé pour le calcul des moyennes. b) Temps nécessaires pour atteindre l'hypoxie et l'anoxie à partir d'une masse d'eau bien oxygénée à partir des flux mesurés et période de récurrence mensuelle moyenne des vents forts (> 12 m/s). c) Occurrence des situations normoxiques, hypoxiques, anoxiques prédite dans la zone profonde de l'étang de Berre.

102

Figure 63: a) Relation entre les flux benthiques en oxygène et la température moyenne dans le bas de la colonne d'eau et b) les concentrations moyennes en oxygène sur les 7 jours précédents chaque épisode de vent fort.

102

Figure 64: Représentation schématique du cercle vicieux de la dette en oxygène dans le maintien des conditions d'oxygénation dans la zone profonde dans l'étang de Berre	103
Figure 65: (a) temps correspondant pour atteindre l'hypoxie/anoxie dans le dernier mètre de la colonne d'eau et période de récurrence des vents forts, et probabilité d'occurrence de l'hypoxie (b) et anoxie (c) dans la lagune de Berre prédites et mesurées. Cette figure est extraite de Rigaud et al. (2021).	103
Figure 66: Schéma conceptuel représentant les flux de transferts de C, N et P (t/a) dans les sédiments à l'échelle de l'étang de Berre.	104
Figure 67: (a) Flux de C, N et P calculés pour chaque site et (b) extrapolés à l'échelle de l'étang de Berre. Les apports totaux en N et P à l'étang de Berre par les différents tributaires sont reportés pour comparaison (GIPREB, pers. com).	105
Figure 68: Devenir du C, N et P déposé à la surface du sédiment dans l'étang de Berre.	105
Figure 69: Représentation schématique des relations entre les apports en eau douce, nutriments et matières en suspension et la dégradation des compartiments biologiques Macrofaune benthique et Macrophytes dans l'étang de Berre. Les contributions relatives moyennes des apports hydroélectriques, des tributaires naturels et autres contributeurs pour la période 2006-2022 sont reportées et leur contributions relatives sont représentées de manière proportionnelle à la taille des flèches. Les proportions respectives de la respiration benthique et pélagique dans le recyclage des nutriments et de la productivité pélagique sur les matières en suspension ont été considérées identiques aux autres forçages impliqués. Les encadrés rouges montrent les processus dans lesquels le compartiment benthique est directement impliqué.	106
Figure 70: Distribution spatiale des concentrations en microplastiques dans les sédiments de surface des étangs de Berre, Bolmon et du canal du Rove.	109
Figure 71: Évolution des concentrations en microplastiques dans la carotte de sédiment prélevée au centre de l'étang de Berre. Les dates approximatives, estimées à partir des taux de sédimentation sur la zone, sont reportés pour information.	110
Figure 72: Bilan de masses reportant les flux de déposition et les réservoirs sédimentaires de microplastiques (exprimé en nombre de particules et tonnage) et en additifs chimiques.	110
Figure 73: Évolution des concentrations de TnBP dans les eaux interstitielles au cours du temps d'incubation. Les résultats sont reportés pour chaque tranches de sédiment (0-1, 1-3 et 6-8 cm) pour les sédiments enrichis en plastiques ("PLASTIC") et ceux non enrichis en plastiques ("REFERENCE"). Les concentrations moyennes dans les eaux surnageantes sur la totalité de l'expérimentation sont aussi reportées.	112
Figure 74: Évolution des flux moyens (± 1 écart-type, n=3) de TnBP à l'interface eau-sédiment au cours de l'expérimentation pour les sédiments enrichis en plastiques ("PLASTIC") et ceux non enrichis en plastiques ("REFERENCE").	112
Figure 75: Profils de concentrations de diméthyl phtalate (DMP) et diéthyl phtalate (DEP) dans la colonne d'eau et les eaux porales des étangs de Thau, Prévost et Bolmon. Les barres d'erreur sur l'étang du Prévost correspondent à l'écart-type sur l'analyse de duplicats.	114
Figure 76: Structuration de la proposition du projet de recherche	123

Liste des Tableaux

Tableau 1: Coefficients de corrélation de Pearson obtenus sur les relations entre l'oxygène et les températures de l'eau dans les sites côtiers méditerranéens étudiés. Les graphiques montrant ces relations sont aussi reportés dans la Figure 14b.	24
---	----

Introduction générale

Contexte scientifique

Les zones côtières sont des zones aux enjeux socioéconomiques et écologiques majeurs mais sont souvent dans un état écologique dégradé en lien avec la chronicité des phénomènes de désoxygénation, eutrophisation et pollution (e.g., [Lu et al., 2018](#)). Au cours du XX^{ème} siècle cette dégradation était majoritairement causée par les apports excessifs en nutriments (azote et phosphore principalement) et en produits chimiques de natures diverses (métaux, pesticides, produits pharmaceutiques, plastiques, ...) issus des activités anthropiques sur les bassins versants. Si les efforts fait ces dernières décennies en Europe, pour limiter les apports en polluants et nutriments aux zones côtières, ont permis d'améliorer l'état écologique dans certaines d'entre elles ([Derolez et al., 2019](#)), ils sont apparus insuffisants dans la majorité des cas. L'exemple les lagunes méditerranéennes est un cas emblématique de cette situation. Elles sont pour 88% d'entre elles un état écologique dégradé et dont 84% présentent un risque de non atteinte du « Bon état » écologique en 2027 ([AE-RMC, 2021](#)). Ces niveaux de dégradation sont certainement encore plus marqués dans les autres systèmes côtiers fortement anthropisés et moins étudiés tels que les ports, marina et canaux de navigation côtiers.

Les polluants et nutriments apportés aux zones côtières au cours du siècle passé ont été en partie accumulés dans les sédiments, de manière directe pour les polluants ou indirecte, sous forme de matière organique (MO) issue de la productivité pélagique, pour les nutriments (Figure 1). Ces transferts font des sédiments le réservoir principal de MO/nutriments et de polluants en zones côtières ([Zoumis et al., 2001](#)). Là encore, les lagunes méditerranéennes françaises illustrent bien cette tendance avec 84% d'entre elles qui présentent des sédiment classés en "Mauvais état" chimique du fait de concentrations élevées en nutriments et/ou polluants ([AE-RMC, 2021](#)). La MO accumulée dans les sédiments est majoritairement reminéralisée durant les premières étapes de son enfouissement par une série de réactions biogéochimiques ([Berner, 1980](#)), qui ont trois principales conséquences simultanées: (1) une forte consommation en O₂ de la colonne d'eau pouvant favoriser les phénomènes de désoxygénation ; (2) la production et le transfert de nutriments vers la colonne d'eau contribuant au maintien/intensification des phénomènes d'eutrophisation ; (3) la remobilisation et transfert de polluants chimiques vers la colonne d'eau pouvant contribuer à la dégradation de la qualité chimique des écosystèmes aquatiques côtiers (Figure 1). Ainsi, **les sédiments apparaissent comme un**

compartiment clé pouvant jouer un rôle dans le maintien de la dégradation actuelle de la qualité écologique et chimique des zones côtières.

Cependant, un verrou scientifique majeur limite notre capacité à évaluer de manière quantitative le rôle des sédiments dans cet état de dégradation: la méconnaissance des flux chimiques d'oxygène, nutriments et polluants chimiques à l'interface eau-sédiment (IES) dans ces milieux particulièrement dynamiques. En effet, l'oxygène étant le premier oxydant intervenant dans les réactions biogéochimiques de la diagénèse précoce, l'ensemble de ces réactions, et leurs conséquences sur les cycles de l'oxygène, nutriments et polluants à l'IES, va être impacté par les conditions d'oxygénation de la colonne d'eau. En effet, l'oxygène jouant un rôle majeur dans la structuration et les activités des communautés microbiennes et de la macrofaune benthique, les conditions d'oxygénation vont impacter la nature des réactions biogéochimiques et le brassage des sédiments de surface et donc l'intensité des transferts chimiques à l'IES, respectivement ([Middelburg et Levin, 2008](#)). Or, les conditions d'oxygénation dans les zones côtières peuvent varier sur des larges gammes d'échelles temporelles (ex: horaires à saisonnières) et sur des amplitudes d'autant plus importantes que l'eutrophisation est importante (de l'euxinie/anoxie à l'hyperoxie) ([Fusi et al., 2023](#)). Cela implique que les transferts d'oxygène, nutriments et polluants à l'IES peuvent varier de manière importante sur de courtes périodes. L'oxygène apparaît donc ici comme un paramètre clé, à la fois variable "forçante", via son contrôle sur les réactions biogéochimiques du sédiment et la structure des communautés micro- et macrobenthiques, et variable "forcée", via sa production/consommation benthique directe et sa production/consommation pélagique conditionnée indirectement par le relargage de nutriments/polluants. A ce contexte se rajoute l'augmentation des phénomènes de désoxygénation associés aux forçages climatiques ([Diaz et Rosenberg, 2008](#)), qui participe(ra) de manière encore inconnue à la modification des transferts chimiques à l'IES. Cette complexité limite actuellement notre capacité à évaluer, de manière quantitative, l'importance de ces transferts à l'IES, et donc leur implication dans l'état de dégradation des zones côtières.

Cette connaissance de la problématique des flux benthiques en réponse à des conditions d'oxygénation m'est apparue durant mes travaux de thèse où je m'intéressais au risque de remobilisation associé à la présence de polluants chimiques dans les sédiments de l'étang de Berre. Les travaux que j'ai pu y conduire m'ont permis, entre autres, de mettre en évidence le rôle primordial de l'oxygène sur l'ensemble des

d'extrapolation à l'échelle de la lagune des données obtenues et par l'établissement des bilans de masse sur les flux d'oxygène, nutriments et contaminants chimiques à l'IES, et lorsque les données sont disponibles de pouvoir les comparer à d'autres sources (ex: effluents, fleuves).

(4) Cycle des plastiques en zones côtières. Cet axe de recherche plus récent, vise spécifiquement à mieux comprendre le cycle des plastiques dans les zones côtières, qui sont apparus ces dernières années comme une problématique de contamination majeure. Plus particulièrement je m'intéresse à i) quantifier les taux d'accumulation des polymères de plastiques dans les sédiments côtiers au cours du temps et identifier les zones préférentielles d'enfouissement, ii) évaluer les processus et cinétiques de dégradation des polymères en lien avec les différentes réactions diagénétiques du sédiment et iii) quantifier les cinétiques de relargage des additifs chimiques du plastique vers les eaux porales et les éventuels flux vers la colonne d'eau.

Sites d'étude

L'essentiel de travaux que j'ai pu conduire l'ont été sur des zones côtières des façades méditerranéennes et atlantiques françaises (Figure 2). Les environnements étudiés étaient de différentes natures (lagunes, estuaires, plateaux continentaux, ports, canaux), avec des forçages et enjeux contrastés mais toutes ces zones présentaient le point commun d'être concernées par ces problématiques d'eutrophisation, désoxygénation et/ou de contamination chimique. Dans le cadre de ce rapport, je me focaliserai essentiellement sur les travaux conduits sur les sites méditerranéens, étant les sites sur lesquels j'ai le plus travaillé et sur lesquels je dispose de plus de maturité.

Compétences mobilisées et collaborations

Pour conduire mes activités de recherche, j'ai dû développer au cours de ces dernières années de nombreuses compétences en métrologie (sondes physicochimiques manuelles et autonomes), dans l'art

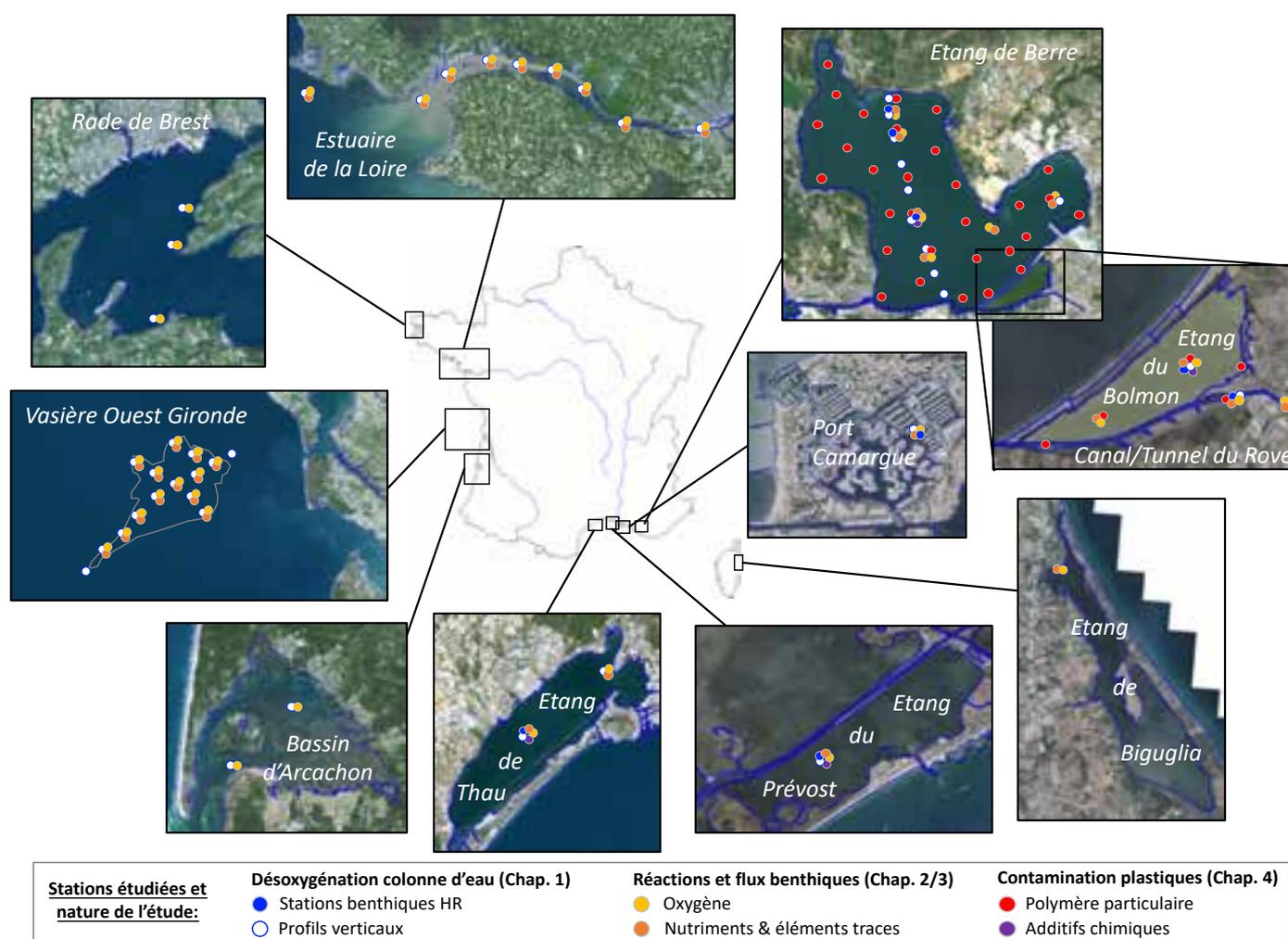


Figure 2: Localisation des zones côtières étudiées dans ce travail avec la localisation des principales stations sélectionnées pour le suivi des conditions des conditions d'oxygénation dans la colonne d'eau (Chapitre 1), les études sur les processus benthiques et flux à l'interface eau-sédiment incluant l'évaluation du rôle des sédiments sur certains sites (Chapitres 2 et 3) et la problématique de la pollution par les plastiques (Chapitre 4).

du prélèvement et conditionnement d'échantillons de l'environnement (colonne d'eau, sédiment, eaux interstitielles, organismes benthiques), et en chimie analytique (analyses élémentaires, ions majeurs et mineurs, ...) ainsi que dans le traitement de données (statistiques simples, modélisation). Cependant, mes travaux ont souvent impliqué des instruments et des compétences spécifiques que je n'avais pas. J'ai réussi à dépasser ces blocages grâce à de nombreuses et fructueuses collaborations avec des collègues de laboratoires partenaires dans le cadre de projets de recherche (ex: analyses chimiques élémentaires à HSM, analyse chimique du mercure au LBCM, analyses chimiques de molécules organiques au MIO) et/ou en lien avec l'utilisation conjointe de matériel (ex: chambres benthiques avec le MIO et MARBEC, profileur de microélectrodes et SPI avec EPOC, courantomètre avec le CEREGE, modélisation avec le l'université de Laval ou le NIVA). Pour les autres aspects, j'ai réussi à former les postdoctorants, doctorants, ingénieur d'étude et stagiaires afin de pouvoir prendre en charge, sous ma coordination, une partie de ces actions.

Portée des travaux de recherche et prétentions pour l'Habilitation à Diriger des Recherches

Les travaux conduits jusqu'à ce jour, et ceux que je propose de mener au cours des prochaines années, ont trois grandes portées:

1) une portée scientifique fondamentale, visant à la production de connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes côtiers et l'identification caractérisation des processus en jeu dans leur dégradation. Les connaissances produites ont généré une activité de production scientifique incluant la publication de 32 articles scientifiques dans des journaux internationaux de rang A et par la réalisation de 56 communications scientifiques dans le cadre de congrès internationaux (20 oraux et 21 posters) et nationaux (21 oraux et 3 posters). Ces actions sont réalisées dans le cadre de projets de recherche scientifique nationaux et internationaux que j'ai initié et coordonné (x9) ou dans lesquels je me suis impliqué (x12), en collaboration avec des chercheurs/ses de différents domaines (chimie, biologie, physique, modélisation). Ces connaissances me permettent aussi de contribuer à l'orientation des recherches scientifiques du domaine par l'évaluation de projets de recherche nationaux et internationaux (x7) et à la diffusion des connaissances par des activités de relecture d'articles scientifiques pour des journaux internationaux (x23).

2) une portée méthodologique, visant le développement et l'utilisation d'outils de mesures et de dispositifs expérimentaux adaptés aux échelles d'espace et de temps concernées. Cet aspect est soutenu par le développement de compétences techniques diverses (analytiques, expérimentales,

modélisation) valorisée par des publications spécifiques dédiées: 6 articles publiés dédiés spécifiquement à du développement méthodologique, et au moins la moitié des articles scientifiques publiés incluant des méthodes novatrices. Les approches méthodologiques développées dans le cadre de mes activités de recherche ne feront pas l'objet d'un chapitre à part dans ce dossier mais seront incluses dans les différents axes de recherche afin d'illustrer leur utilité pour répondre à des questions scientifiques précises.

3) une portée sociétale, visant à accompagner les gestionnaires et/ou décideurs dans les prises de décisions concernant les stratégies de réhabilitation des zones concernées et diffuser ces connaissances auprès de publics divers. Cet aspect m'a amené à inclure quasi-systématiquement dans mes projets de recherche des gestionnaires de sites et plus récemment des citoyens et associations d'usagers. Cela se traduit aussi par mon implication au sein de 2 Conseils Scientifiques (présidence et membre du CS de l'étang de Berre, membre du Conseil Scientifique de l'éolien flottant en Méditerranée), de différents comités de gestions (membre du comité de gestion de l'étang du Bolmon et du Comité de pilotage de l'observatoire du golfe de Fos, Présidence et membre du comité d'experts sur l'évaluation du protocole GIPREB-EDF sur la réhabilitation de l'étang de Berre) et de mon implication en tant qu'expert au sein de plusieurs réseaux d'expertises scientifiques sur l'oxygène (CES ODATIS), le changement climatique en Occitanie (RECO) et l'infrastructure de recherche littorale et côtière (ILICO). A ce titre j'ai aussi répondu à différentes sollicitations d'expertises pour des auditions par des instances locales et nationales (Assemblée Nationale, Ministère de la transition écologique et solidaire, Préfecture des Bouches-du-Rhône) et à des fréquentes (>1/a) demandes d'expertises de plusieurs rapports techniques produits par des instances publiques ou d'industriels sur des problématiques en lien avec la dégradation/réhabilitation des zones côtières. Mes activités de diffusion de la connaissance scientifique auprès du grand public se concrétisent par la publication de plus d'une 20aine d'articles de différents formats et de l'édition d'un ouvrage de vulgarisation scientifique, ainsi que de diverses actions de communications scientifiques tournées vers le large public (2 conférences, 1 émission radiophonique, 21 parutions dans des articles de journaux de presse écrites, en ligne ou télévisés, 7 parutions dans reportages audiovisuels), ma participation régulière à des actions de sciences participatives et de vulgarisation scientifique (fête de la sciences, interventions en collèges et lycées, ...).

L'ensemble de ces expertises m'ont permis aussi d'enrichir mes activités d'enseignement (264±55 h/an en moyenne depuis 2014) et le développement

d'activités de formation par l'encadrement ou co-encadrement d'un ingénieur d'étude, 2 postdoctorant(e)s, 3 doctorant(e)s et 35 stagiaires de Licence (15 étudiant(e)s) et Master (20 étudiant(e)s). J'ai aussi participé au comité de suivi technique/individuels de 3 doctorants.

C'est l'ensemble de ces aspects qui me permettent de me positionner comme un membre actif de la communauté de la recherche scientifique internationale et nationale, et donc de prétendre à l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches, tel que j'essaierai de le démontrer dans ce dossier.

Structuration du manuscrit

Dans ce dossier, je présenterai dans une première partie les activités de recherche conduites jusqu'à ce jour, celles en cours, ainsi que leur perspectives. Cette première partie sera structurée en quatre chapitres, chacun répondant aux quatre grands axes de recherche scientifique présentés précédemment. Enfin, une seconde partie sera dédiée à des propositions de projets de recherche que je propose de conduire au cours des prochaines années et répondant à une partie des perspectives de recherche énoncées dans chacun des chapitres précédents. Enfin mon CV détaillé sera présenté dans la troisième partie.

Partie 1 - Activités de recherche actuelles

Chapitre 1. Dynamique actuelle et future de l'oxygène et occurrence des phénomènes de désoxygénation dans les écosystèmes côtiers méditerranéens

1.1. Introduction & objectifs

La concentration en oxygène est un paramètre essentiel au bon fonctionnement écologique et biogéochimique des écosystèmes aquatiques côtiers (Glud, 2008). Ils conditionnent aussi les processus chimiques et biologique se produisant dans les sédiments de surface et avec eux la nature, sens et transferts des substances chimiques à l'IES (Middelburg and Levin, 2009). Or ces concentrations ont montré une tendance globale à la diminution ces dernières décennies et qui devrait se poursuivre au cours du siècle prochain en lien avec les phénomènes d'eutrophisation et les forçages climatiques (Diaz and Rosenberg, 2008; Breitburg et al., 2018). Afin d'orienter les actions de gestion visant à les limiter, il apparaît essentiel que ces phénomènes soient mieux caractérisés et que leurs forçages, naturels et anthropiques, soient quantifiés. Les conditions d'oxygénation étant connues pour fluctuer sur des échelles de temps très variables (échelles horaires à saisonnières) dans les zones côtières (Friedrich et al., 2014), leur caractérisation implique de réaliser des suivis avec une résolution spatiale et temporelle adaptée. Dans le cadre de ce chapitre je présenterai les activités que j'ai pu mener pour:

- 1) caractériser la dynamique temporelle des conditions d'oxygénation et l'occurrence des phénomènes de désoxygénation dans différents écosystèmes côtiers méditerranéens,
- 2) identifier les facteurs forçants en jeu, incluant les forçages hydroclimatiques et le rôle potentiel que peuvent jouer les sédiments dans l'occurrence de ces phénomènes,
- 3) prédire leur évolution future sous l'effet des forçages hydroclimatiques.

Le Chapitre 1.2 présentera la dynamique temporelle de l'oxygène mesurée sur les différentes lagunes étudiées et leur facteurs forçants. Un regard plus particulier sur la dynamique temporelle et spatiale de l'oxygène dans les lagunes profondes stratifiées en prenant l'exemple de travaux conduits sur l'étang de Berre sera apporté dans le Chapitre 1.3. Enfin, la prédiction des conditions d'oxygénation dans le futur sera présentée dans le Chapitre 1.4.

1.2. Dynamiques temporelles de l'oxygène dans les écosystèmes côtiers méditerranéens

1.2.1. Approche méthodologique

1.2.1.1. Création et déploiement de stations benthiques de mesures physicochimiques autonomes

Suivre la dynamique des conditions d'oxygénation dans la colonne d'eau intégrant les rapides fluctuations attendues, implique la mise en place d'outils de mesures avec une résolution temporelle élevée (infra-horaire) et pouvant être déployés sur de longues périodes (> 1 an). J'ai donc conçu une série de stations de mesures équipées de sondes autonomes pour la mesure de l'oxygène dissous et de la température (HOBO U26, ONSET) auxquelles j'y ai associé des sondes autonomes de salinité (HOBO, U24), lumière (HOBO UA-002), hauteur d'eau (HOBO U20-Ti), et récemment de pH (HOBO MX2501), afin d'obtenir le maximum de caractéristiques de l'état de la masse d'eau (Figure 3). Les sondes ont été positionnées sur des structures fixes, ajustables en hauteur, pour mesurer les conditions dans le bas de la colonne d'eau (entre 20 et 50 cm au-dessus du sédiment) afin de caractériser les conditions à proximité des sédiments. L'ensemble de ces sondes ont été paramétrées avec une

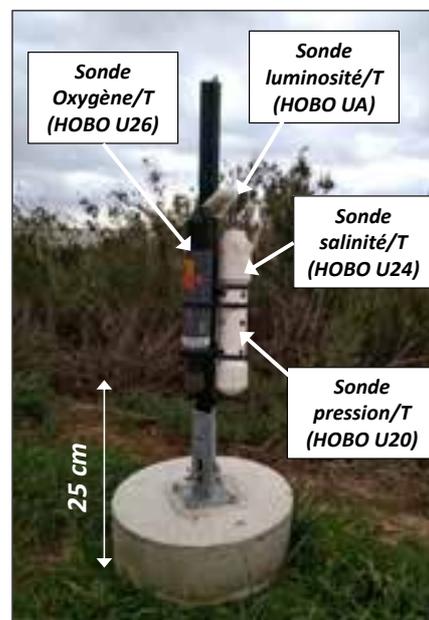


Figure 3: Exemple d'une station benthique de mesures physicochimiques autonomes conçue et déployée sur les sites d'études avec les différents type de sondes classiquement utilisés. Dans certaines versions, une sonde de pH est aussi ajoutée. La hauteur de positionnement des sondes est adaptable.

fréquence d'acquisition de 1 mesure/15 minutes. Les données d'oxygène ont été compensées pour la température, salinité et pression atmosphérique et les données de pression ont été converties en hauteur d'eau après soustraction de la pression atmosphérique et prise en compte de la salinité et température de l'eau, à partir du logiciel HOBOWare Pro (ONSET).

Ces sondes ont été déployées sur plusieurs systèmes côtiers méditerranéens soumis à des phénomènes de désoxygénations avérés (appelés localement malaïgues) ou potentiels (Figure 2): entre 2015 et 2020 sur 3 stations dans l'étang de Berre (Projets PREDHYPO et PREDHYP-O₂), depuis 2021 sur 1 station dans l'étang du Prévost (Projet PONUTELA), depuis 2022 sur 1 station dans l'étang du Bolmon et 2 stations, en surface et au fond, dans le canal du Rove (projet ROBOT0) ; durant l'année 2018-2019 sur 1 station à Port Camargue (Projets PORT-TRACONS 1 et 2). J'ai aussi participé à des suivis continus effectués par Marion Richard de l'UMR MARBEC dans l'étang de Thau sur 6 stations en surface et au fond durant des périodes estivales avec leurs propres outils (projet ANOXITO).

La production de données justes et fiables implique des interventions régulières (environ tous les 1.5 mois) sur site pour effectuer la maintenance et calibration des sondes. A chaque intervention, les conditions physicochimiques dans la colonne d'eau au niveau des sondes ont été mesurées au moyen d'un multimètre (WTW Multi 3630) préalablement calibré afin de vérifier la justesse, et éventuellement corriger, des données mesurées par les sondes. Lors de la présence de bio-encrassement, les données ont été corrigées de la dérive occasionnée lorsque cela était possible. Dans le cas contraire, les données ont été supprimées.

Cette importante charge de travail a été assurée grâce aux collaborations avec le syndicat mixte du GIPREB sur l'étang de Berre, avec les doctorants J. Régis entre 2020 et 2023 et L. Huchet à partir de fin 2022 sur les étangs du Prévost et Bolmon et dans le canal du Rove, et avec l'appui de Chrystelle Bancon-Montigny de l'UMR HSM sur le site de Port Camargue (ainsi que de nombreux stagiaires). Sur l'étang de Berre des exercices d'intercalibration de ces stations avec des sondes autonomes NKE (UMR EPOC) et une CTD SBE S19+ (UMR MIO) classiquement utilisés en océanographie, ont permis de valider les mesures effectuées. Un exercice d'intercalibration des différents capteurs et pratiques a aussi été conduit au sein du CES-ODATIS O2 en 2021 (Projet Calib'O2).

Afin d'avoir une correspondance avec les forçages hydroclimatiques, des sondes de pression (HOBO U20-L) et lumière (HOBO UA) ont été déployées à proximité de chaque station et les données météorologiques (vitesse du vent et direction, précipitations) et hydrologiques (apports d'eau) ont été récupérées sur des plateformes dédiées et/ou via des conventions d'échange de données pour les stations de

mesures de proximité de MeteoFrance et Hydroportail, et d'EDF pour les rejets de la centrale Hydroélectrique de Saint-Chamas pour l'étang de Berre.

1.2.1.2. Traitement des données

Les jeux de données conséquents obtenus dans le cadre de ces suivis impliquent l'utilisation d'outils de traitement de données adaptés et des approches statistiques spécifiques, qui vont au-delà des outils que je maîtrise actuellement. Ici ne seront donc présentés que les premiers traitements relativement "simples" effectués à ce jour afin d'extraire les principales tendances et interprétations qui seront utiles pour la suite de ce travail. Un travail plus poussé est initié dans le cadre de la thèse de Louison Huchet afin d'identifier la meilleure approche qui sera conduite ultérieurement pour pouvoir exploiter plus en profondeur et valoriser l'ensemble de ce jeu de données.

1.2.2. Des niveaux d'oxygénation et une variabilité en amplitude et fréquence contrastés

Les chroniques à haute-résolution temporelles des concentrations en oxygène obtenues, pouvant aller de 1 an à plus de 5 ans, et dont certaines sont toujours en cours d'acquisition, sont reportées dans la Figure 4. De ces données brutes sont extraites les concentrations mensuelles moyennes en oxygène et conditions d'oxygénation correspondantes (hyperoxie, normoxie, hypoxie, anoxie) (Figure 5) ainsi que les concentrations horaires moyennes pour chaque mois (Figure 6). Les données dans le tunnel du Rove n'ont pas été reportées sur ces figures car présentant des conditions anoxiques permanentes sur un suivi de 7 mois.

A partir de ces résultats, deux principaux constats peuvent être faits:

1) Les concentrations en oxygène dans le bas de la colonne d'eau varient avec des amplitudes très importantes (entre 0 μM et $>1000 \mu\text{M}$) mais qui diffèrent selon les sites (Figure 5). Les sites qui apparaissent les moins impactés par les phénomènes de désoxygénation sont l'étang du Prévost et Port Camargue qui présentent de bons niveaux d'oxygénation ($>98\%$ des observations en normoxie ou hyperoxie). Tous les autres sites présentent des conditions désoxygénées (hypoxiques ou anoxiques) pouvant atteindre 60% des observations sur l'étang de Berre (site PA), 86% des observations dans le canal du Rove et même jusqu'à 100% des observations en anoxie complète dans tunnel du Rove. De manière intéressante, presque tous les sites présentent aussi des épisodes d'hyperoxie, pouvant atteindre jusqu'à 60% des observations sur l'étang du Prévost et 40% des observations dans l'étang du Bolmon et en surface dans le canal du Rove. Les concentrations en oxygène

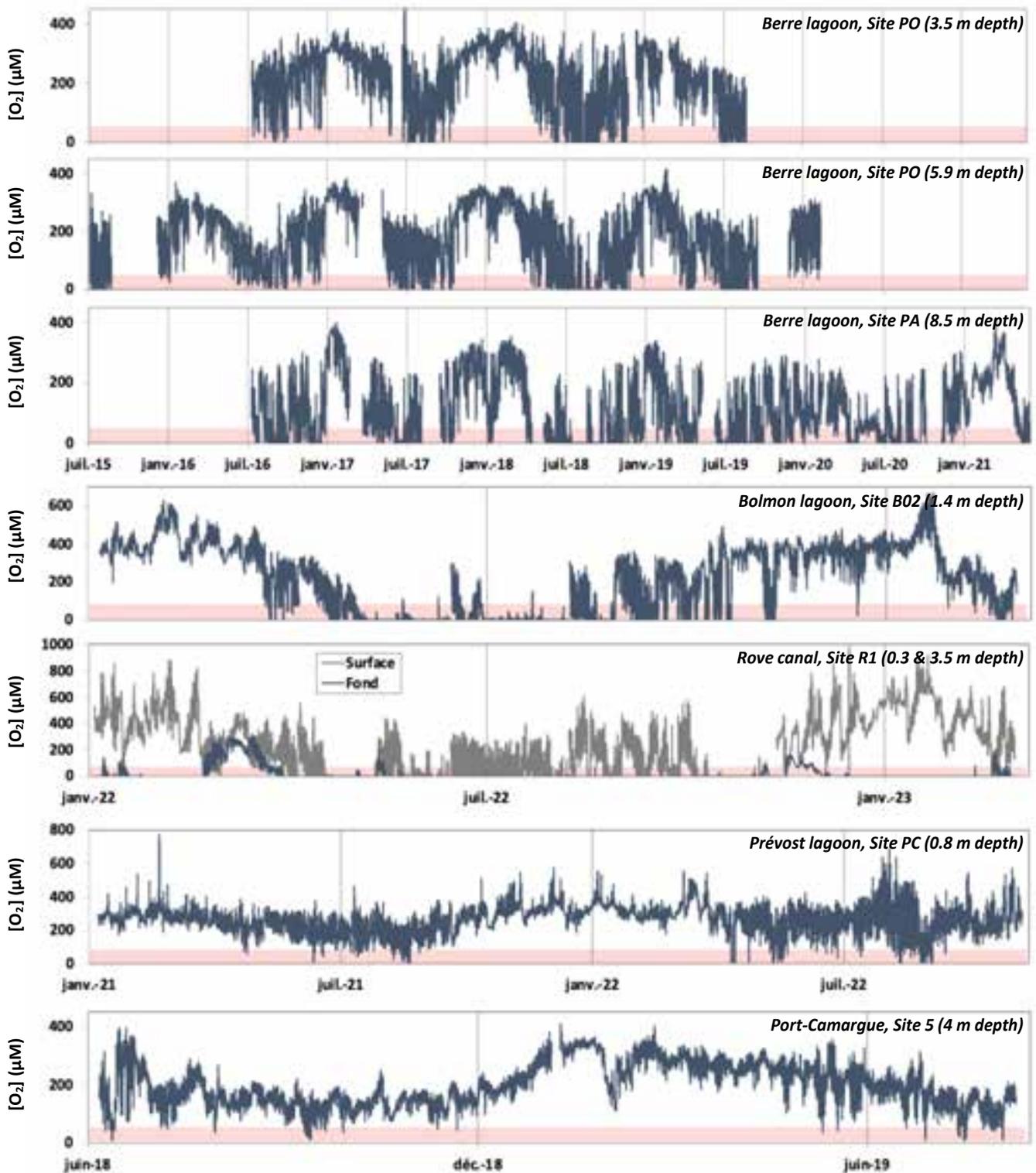
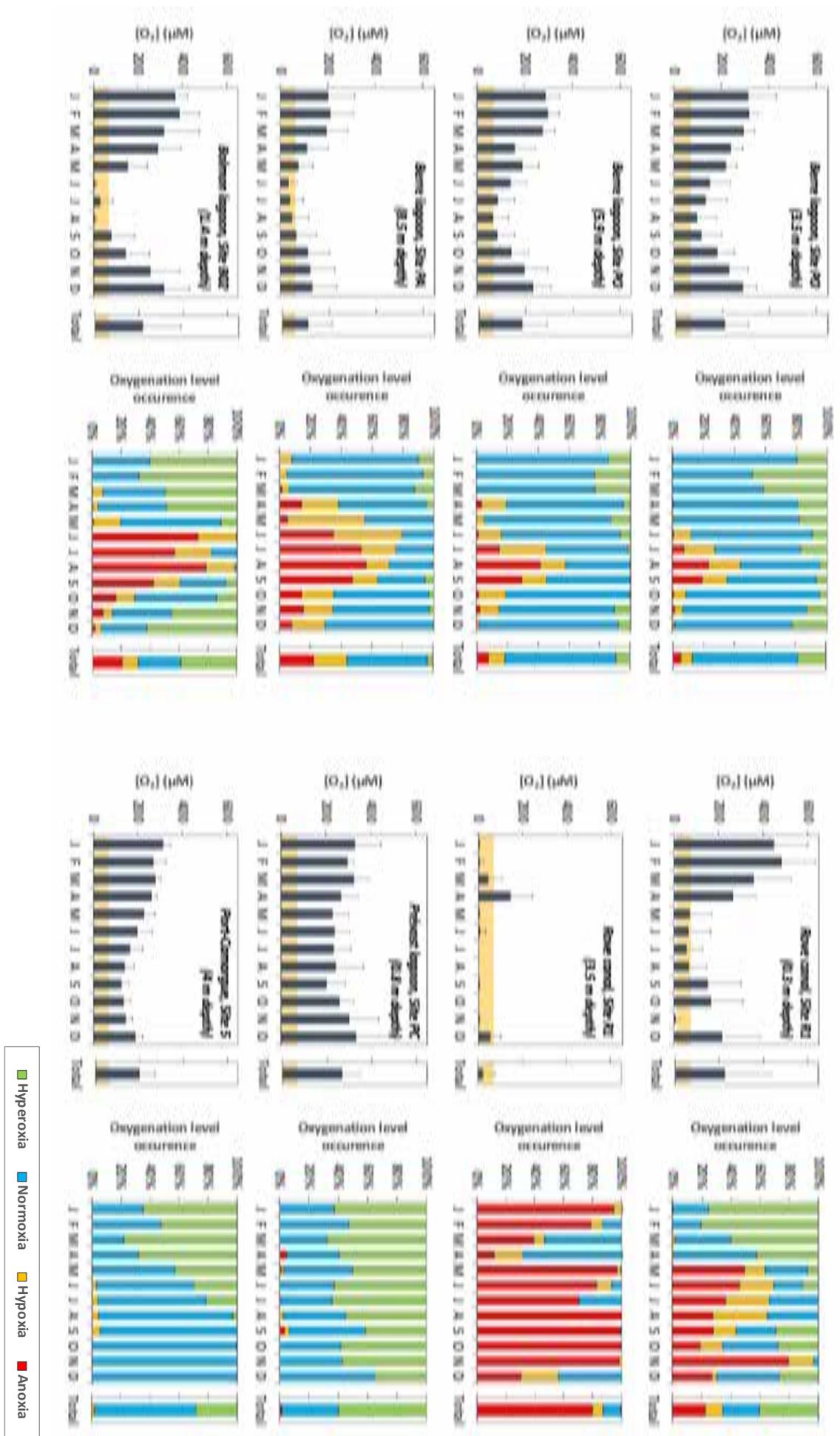


Figure 4: Chroniques temporelles des concentrations en oxygène dans le bas de la colonne d'eau des différents écosystèmes méditerranéens côtiers étudiés. Dans le canal du Rove les concentrations en oxygène en surface (30 cm de profondeur) sont aussi reportées. Pour une meilleure visibilité, les échelles ne sont pas homogènes mais reportées avec une résolution constante de 200 μM . Les traits verticaux correspondent à des périodes de 6 mois. Les bandes rouges corresponde au seuil d'hypoxie (63 μM).

les plus élevées se rencontrent dans les étangs du Prévost et du Bolmon, dépassant 600 μM , et pouvant atteindre, en surface dans le canal du Rove, les valeurs records de 1000 μM (>300% O_2 saturation). La comparaison de ces amplitudes de variations avec des données issues de zones côtières de différentes latitudes que nous avons publiée dans Fusi et al. (2023) montrent que ces observations sont assez

classiques dans des environnements très productifs. Cependant, la durée et fréquence des chroniques compilées ici procurent à ce jeu de données un aspect inédit dans les écosystèmes côtiers méditerranéens.

Figure 5: Concentrations mensuelles et totales moyennes (± 1 écart-type) en oxygène dans la colonne d'eau calculées à partir des séries temporelles disponibles pour chaque site étudiés et proportion des observations hyperoxiques ($>100\%$ O2 saturation), normoxiques ($<100\%$ O2 saturation et $>63 \mu\text{M}$), hypoxiques ($1-63 \mu\text{M}$) et anoxiques ($<1 \mu\text{M}$) correspondantes



2) Sur l'ensemble des sites étudiés (hormis dans le tunnel du Rove), les concentrations en oxygène sont caractérisées par une très forte variabilité temporelle. Cette variabilité totale, exprimée par l'écart-type relatif sur les concentrations en oxygène, évolue entre 30-40% pour l'étang du Prévost et Port Camargue, 50-60% au niveaux des sites PO et PI dans l'étang de Berre, entre 80 et 100% dans l'étang du Bolmon, le canal du Rove en Surface et le site PA dans l'étang de Berre, et atteint jusqu'à 250% dans le fond du canal du Rove.

Les analyses de ces variations sur différents pas de temps, indiquent que cette variabilité s'exprime majoritairement (76-89%) à l'échelle saisonnière (Figure 7). Elle se traduit par des concentrations minimales durant la période estivale, et maximales en hiver sur la plupart des sites. L'amplitude saisonnière est généralement comprise entre 200 et 300 μM mais peut atteindre plus de 600 μM dans l'étang du Bolmon et en surface du canal du Rove (Figures 4 et 5). La variabilité totale de l'oxygène restante est attribuée à 7-23% à des variations se déroulant sur des périodes infra-mensuelles (entre 24h et 30j), et à 4-7% à des variations journalières (<24h). S'il est intéressant de constater que ces proportions sont assez similaires entre les différents sites côtiers étudiés, l'étang du Prévost se distingue en présentant des contributions relatives des variations journaliers significativement plus élevées (23%) que dans les autres sites. L'observation des concentrations horaires moyennes montrent que l'oxygène suit un cycle journalier sur la plupart des sites (Figure 6). L'amplitude de ces variations journalières est la plus marquée sur l'étang du Prévost et du canal du Rove en surface (>200 μM), dans l'étang du Bolmon (env. 100 μM), Port Camargue (env. 50 μM). Sur ces sites, ces fluctuations journalières sont visibles toutes l'année (en dehors des épisodes d'anoxie) et sont généralement maximales au printemps ou en été. Dans le canal du Rove au fond, ce cycle journalier est observé ponctuellement en dehors des épisodes d'anoxie. Dans l'étang de Berre il est légèrement visible en été sur les sites les moins profonds (PO et PI) et absent sur le site PA. Aucune tendance cyclique n'a pu être mise en évidence pour expliquer les variations à l'échelle mensuelle (entre 24h et 30j) indiquant que ces variations sont associées à des phénomènes épisodiques se produisant à ces échelles de temps.

1.2.3. Dynamique temporelle de l'oxygène et facteurs forçants

Les résultats ont pu montrer que les concentrations en oxygène présentaient une forte variabilité temporelle sur l'ensemble des sites et que cette variabilité s'exprimait essentiellement de manière cyclique à l'échelle saisonnière (55-89% de la variabilité totale de l'oxygène) et journalière (3-23% de la variabilité totale de l'oxygène). Une part non négligeable (7-23%) de la

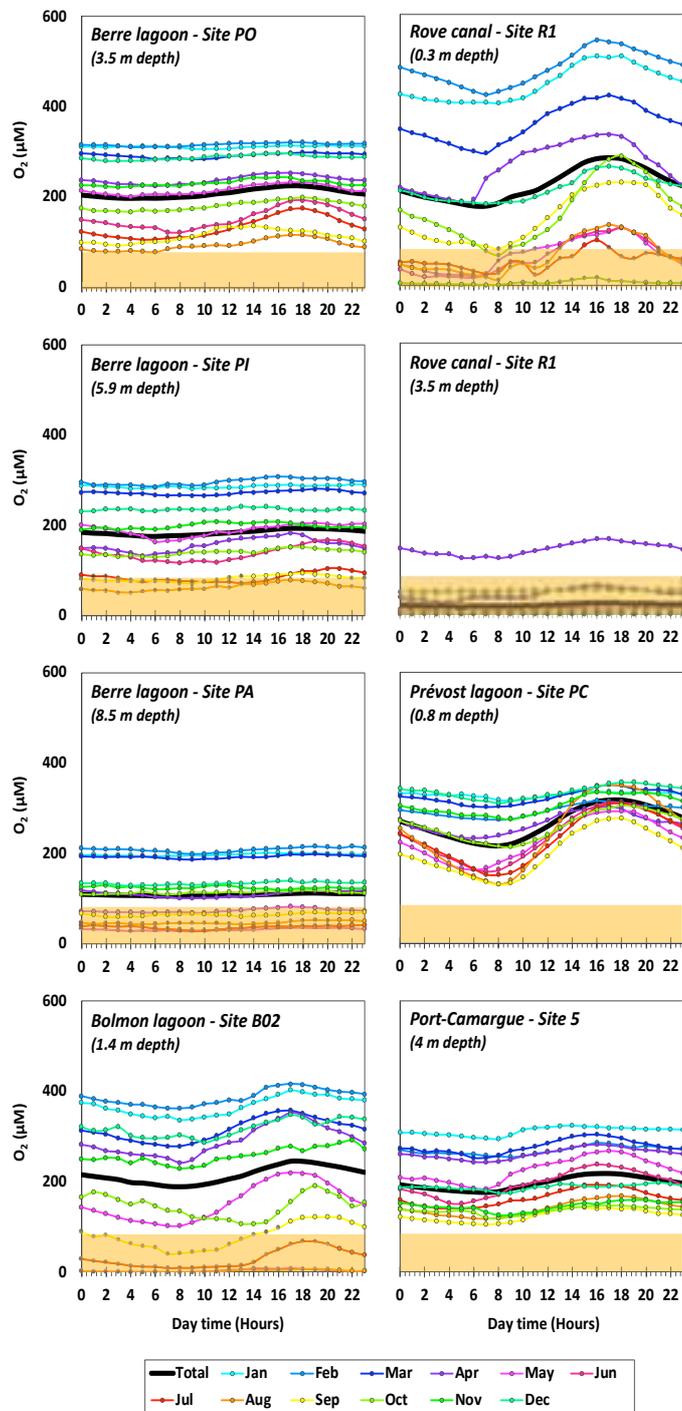


Figure 6: Concentrations horaires moyennes en oxygène dans le bas de la colonne d'eau pour chaque mois (lignes colorées) et globale (ligne noire) calculées à partir des séries temporelles disponibles pour chaque site étudié.

variabilité de l'oxygène a aussi été observée sur des variations non cycliques s'effectuant à l'échelle mensuelle de manière épisodique. Dans cette partie, je tâcherai d'identifier les processus responsables de ces variabilités en accord avec les échelles de temps observées.

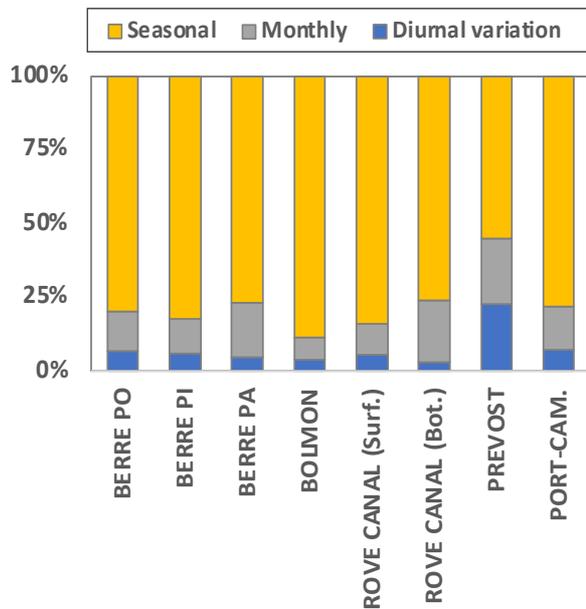


Figure 7: Contribution à la variabilité totale de l'oxygène des variations associées aux échelles de temps journalières (<24 h), mensuelles (entre 24 h et 30 j) et saisonnière (>30 j) dans les sites côtiers méditerranéens étudiés. Ces contributions ont été calculées à partir des rapports entre les variations horaires, journalières, mensuelles et totales obtenues à partir des résidus sur les signaux lissés (moyennes glissantes) avec des pas de temps différents de 1h, 24 h et 30 j.

1.2.3.1. Dynamique saisonnière de l'oxygène: influence de la température sur l'activité biologique et la solubilité de l'oxygène

Les concentrations en oxygène suivent sur tous les sites (hormis le tunnel du Rove) un cycle saisonnier bien marqué avec les concentrations minimales durant la période estivale et maximales durant la période hivernale (Figure 4). Sur tous les sites, la température est apparue comme la variable présentant les plus fortes et significatives corrélations avec les concentrations en oxygène (Tableau 1) indiquant l'effet dominant de la température sur la variabilité de l'oxygène. Le couplage température-oxygène peut être causée en partie par le rôle que peut avoir la température de l'eau sur la solubilité de l'oxygène, qui diminue avec l'augmentation de la température. Pour les amplitudes de variations thermiques saisonnières maximales rencontrées dans les sites étudiées (entre 5 et 30°C), la diminution relative de la solubilité d'oxygène peut atteindre jusqu'à 40% en été par rapport à l'hiver, ce qui correspondrait à des diminutions des concentrations en oxygène pouvant aller de 116 μM (salinité 40) à 156 μM (salinité 5). Ces diminutions maximales théoriques sont plus faibles que les amplitudes observées. La comparaison de la variabilité des concentrations absolues en oxygène (en μM) par rapport à la variabilité des concentrations exprimées en saturation (prenant en compte des variations de température mais aussi de salinité et pression barométrique) permet de quantifier

le rôle associée à la solubilité de l'oxygène par rapport à d'autres forçages. Cette comparaison montre que la variabilité de la solubilité de l'oxygène n'est responsable que d'une fraction minoritaire de la variabilité totale en oxygène: <1% dans l'étang du Prevost, env. 5% dans l'étang de Berre et Port-Camargue, 10-15% dans l'étang du Bolmon et le canal du Rove en surface et 30% dans le canal du Rove au fond (Figure 8). Cela signifie que ce sont d'autres processus (qui covarient à l'échelle saisonnière avec la température) qui sont majoritairement (entre 70 et >99%) responsables de la variation en oxygène, et donc des déficits saisonniers en oxygène. Parmi les processus favorisés par l'augmentation des températures à l'échelle saisonnière, l'activité biologique benthique apparaît la plus probable en lien avec l'influence reconnue de la température sur l'intensité de l'activité biologique benthique (e.g., Cravo et al., 2020; Leoni et al., 2022). L'importance du rôle de l'activité biologique benthique (i.e.,

Tableau 1: Coefficients de corrélation de Pearson obtenus sur les relations entre l'oxygène et les températures de l'eau dans les sites côtiers méditerranéens étudiés. Les graphiques montrant ces relations sont aussi reportés dans la Figure 14b.

Site	R2
Berre lagoon (PO)	0.53
Berre lagoon (PI)	0.57
Berre lagoon (PA)	0.44
Bolmon lagoon	0.61
Rove canal (surface)	0.36
Rove canal (bottom)	n.d.

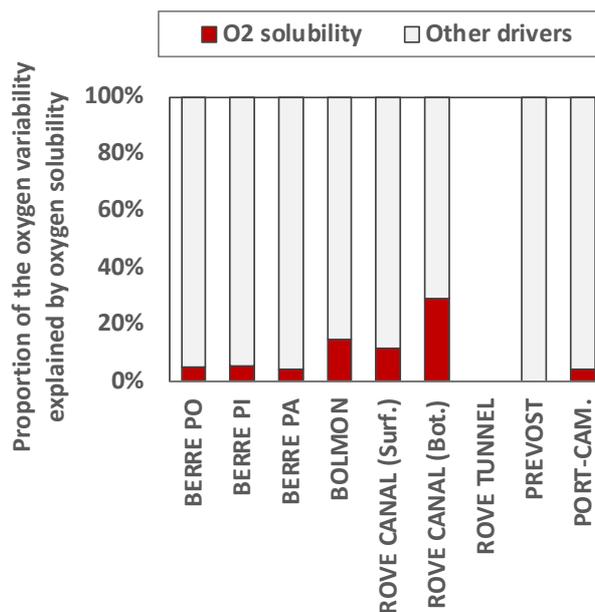


Figure 8: Proportion de la variabilité totale de l'oxygène expliquée par la variation de sa solubilité en lien avec les variations de température, salinité et pression barométrique. Le résidu est par conséquent attribué à d'autres processus.

productivité primaire) est par ailleurs confirmée par l'occurrence de conditions hyperoxiques (pouvant atteindre jusqu'à 60% des observations) sur la plupart des sites étudiés (Figure 5). Ainsi, la variabilité saisonnière des conditions d'oxygénation dans les zones côtières méditerranéennes apparaît essentiellement contrôlée par l'activité biologique (respiration/photosynthèse) qui varie avec la température à l'échelle saisonnière, la contribution de la variabilité de la solubilité de l'oxygène avec les conditions environnementales étant un processus secondaire voire négligeable. L'occurrence des phénomènes de désoxygénation en été dans le bas de la colonne d'eau est ainsi majoritairement due à des processus de respiration qui dominent dans ce compartiment (en comparaison aux autres processus de production d'oxygène que sont le brassage de la colonne d'eau ou les processus de photosynthèse) et qui sont amplifiés par les plus fortes températures de l'eau, alors que la quantité d'oxygène disponible est minimale.

1.2.3.2. Dynamique nyctémérale de l'oxygène: influence de la lumière et de l'activité biologique

Le cycle nyctéméral de l'oxygène est clairement observé sur la plupart des sites mais avec des amplitudes particulièrement marquées sur l'étang du Prévost et le canal du Rove en surface ($>200 \mu\text{M}$), dans l'étang du Bolmon (env. $100 \mu\text{M}$) et Port Camargue (env. $50 \mu\text{M}$) (Figure 6). Des zooms sur les chroniques temporelles permettent d'illustrer que ces fluctuations sont en phase avec les cycles nyctéméraux de la température et lumière (Figure 9). Ces fluctuations peuvent être ainsi directement attribuées aux cycles photosynthèse/respiration. Parmi les producteurs primaires potentiellement impliqués dans ces fluctuations, le phytoplancton au sein du compartiment pélagique et/ou les macrophytes et microphytobenthos au sein du compartiment benthique peuvent être impliqués.

Dans l'étang du Prévost, qui présente les hauteurs d'eau les plus faibles, le compartiment benthique est colonisé par un dense tapis d'une épaisseur de 10-20

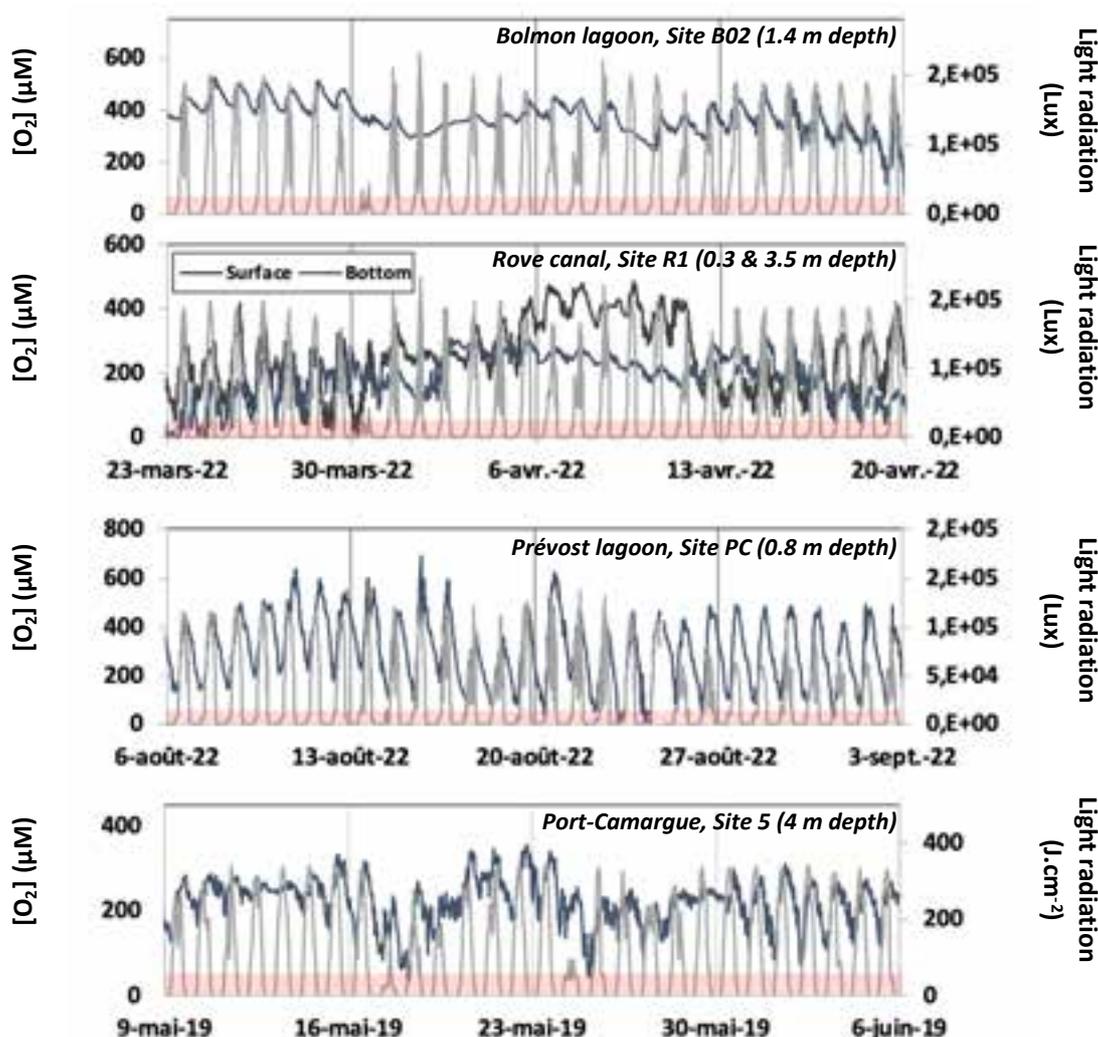


Figure 9: Extraits des chroniques temporelles des concentrations en oxygène et lumière illustrant les cycles nyctéméraux.

cm de macrophytes (*Chaetomorpha sp.*). C'est sur ce site que sont aussi observées les plus fortes amplitudes de l'oxygène à l'échelle nyctémérale qui contribue de manière la plus élevée à la variabilité totale de l'oxygène (jusqu'à 23%, Figure 8). Les résultats obtenus par le déploiement en continu d'une sonde d'oxygène dans le tapis de *Chaetomorpha* sur plusieurs mois montrent l'occurrence d'un cycle nyctéméral de l'oxygène en phase avec le cycle mesuré dans la colonne d'eau sus-jacente, mais avec des amplitudes 2-3 fois supérieures (Figure 10). Ainsi ces macrophytes sont responsables de l'importante fluctuation nyctémérale de l'oxygène dans ce site. Cette contribution des macrophytes sur le cycle de l'oxygène dans l'étang du Prévost a aussi été confirmée par des travaux sur les flux d'oxygène au niveau de ces macrophytes (Cf. chapitre 3). Les plus fortes fluctuations nyctémérales de l'oxygène observées durant la période estivale (Figure 7), peuvent donc être associées à la plus forte activité de ces macrophytes à cette période.

Dans l'étang du Bolmon et le canal Rove en surface, qui sont les sites les plus eutrophisés (eaux fortement turbides, transparence de l'eau mesurée au disque Secchi < 35 cm, absence de lumière au fond ne permettant pas le développement de macrophytes benthiques; GIPREB, 2022), les fluctuations journalières observées ne peuvent être directement attribuées qu'à la seule activité du phytoplancton. Les fluctuations nyctémérales ont été observées toute l'année avec des amplitudes similaires, hormis lors de l'occurrence des épisodes d'anoxie durant la période estivale. Ceci indique que l'activité du phytoplancton dans ces milieux eutrophisés contrôle la dynamique de l'oxygène à l'échelle journalière tout au long de l'année.

Dans les autres sites, des fluctuations journalières en phase avec le cycle nyctéméral s'observent aussi de manière ponctuelle et moins marquée (étang de Berre-

site PO, fond du canal du Rove) ou ne sont pas décelables (étang de Berre-sites PI et PA et tunnel du Rove). Ces plus faibles ou absence de fluctuations sont attribuées à l'influence moins marquée ou négligeable de la lumière, limitant ou empêchant la productivité primaire dans les sites étudiés.

1.2.3.3. Dynamique non cyclique/épisode de l'oxygène à l'échelle mensuelle: action du vent, brassage et déplacement des masses d'eau

Une partie significative (7-23%) des variations en oxygène a été observée associée à des échelles de temps entre 24h et 30j, sans que ces variations puissent être observée de manière cyclique. Des observations plus détaillée des chroniques temporelles de l'oxygène et des descripteurs des masses d'eau (salinité, température, hauteur d'eau) montrent des variations qui sont souvent associées à des phénomènes météorologiques particuliers (vitesse et direction du vent, pression barométrique) pouvant durer de quelques heures à quelques jours. Sur l'ensemble des sites, les vents forts s'accompagnent la plupart du temps par une modification des hauteurs d'eau, de la température et de la salinité, par l'atténuation de l'amplitude des cycles nyctéméraux et par des modifications des concentrations en oxygène qui tend à approcher la saturation (exemple pour l'étang de Berre, Figure 11). Ces phénomènes sont classiquement observés dans l'étang du Bolmon, le canal du Rove et dans l'étang de Berre (site PA) pour des épisodes de vents forts (>10-12 m/s) et sont associées au brassage de la colonne d'eau. Dans le canal du Rove où des suivis au fond et en surface sont effectués simultanément, ce brassage est particulièrement bien visible par l'homogénéisation des conditions physicochimiques mesurées en surface et au fond (résultats non montrés).

L'influence des vents modérés sur les conditions d'oxygénation est plus difficile à généraliser. Ces

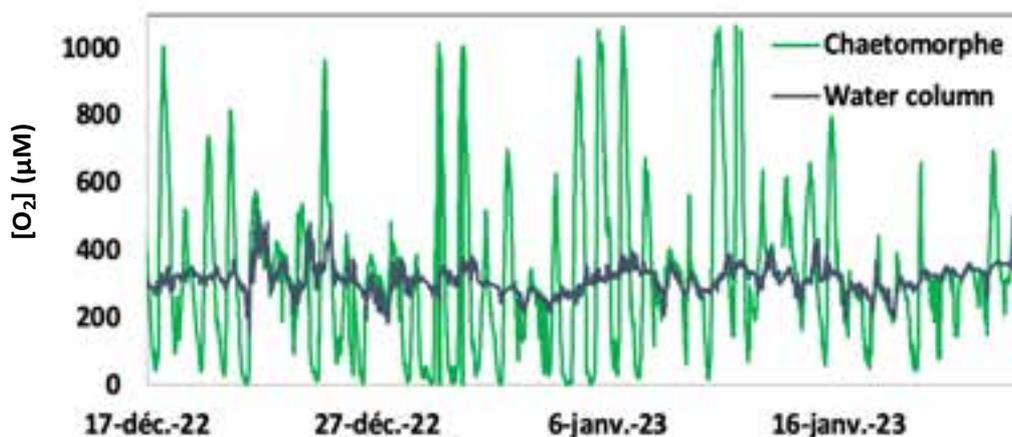


Figure 10: Extrait de la chronique temporelle de l'oxygène mesurée dans la colonne d'eau et au sein du tapis de *Chaetomorpha* dans l'étang du Prévost.

vents s'accompagnent généralement par des modifications moindres des conditions de salinité, température et des hauteurs d'eau mesurées et qui peuvent être associées à des déplacements de masses d'eau. L'intensité des modifications observée est très variable selon les sites en lien avec le fonctionnement hydrodynamique propre de chaque site qui va varier selon sa morphologie et sa configuration géographique, les vitesses et directions des vents et de l'histoire du plan d'eau au moment de la mise en place de l'épisode de vent. Le cas de l'étang de Berre est très éclairant sur ce fonctionnement. En effet, si le mistral (vents de NNO) génère une augmentation des concentrations en oxygène dans la zone profonde au sud de l'étang (site PA), il s'accompagne, contre-intuitivement par la diminution brutale (échelle horaires) des concentrations en oxygène (ainsi que l'augmentation de la salinité et diminution des températures) dans les zones moins profondes au nord de l'étang (sites PI puis PO) (Figure 11). Durant des épisodes de mistral, la masse d'eau de surface se déplace vers le Sud, plonge en profondeur à proximité du littoral sur de l'étang et induit un déplacement de la masse d'eau de fond désoxygénée et salée vers le Nord. Le déplacement de la masse de fond vers le Nord explique le brusque changement des conditions physicochimiques de la masse d'eau au niveau des zones moins profondes situées dans la partie Nord du Grand Étang et le plongement de la masse d'eau de surface bien oxygénée explique la réoxygénation des fonds de l'étang dans la partie la plus profonde. Si l'épisode de vent, n'est pas assez puissant et long, lorsque les vents diminuent, le système se relaxe et la masse d'eau retrouve sa position initiale (épisode 1, Figure 11). Par contre, si l'épisode de vent se maintient et/ou forcé, la masse d'eau est verticalement mélangée et les trois sites montrent des niveaux d'oxygénation proches de la saturation (épisode 2, Figure 11). Ainsi, les vents, en induisant des déplacements des masses d'eau (vents modérés) et/ou le brassage complet de la colonne d'eau (vents forts), contribuent aussi à la dynamique temporelle rapide de l'oxygène dans l'étang de Berre à des échelles de temps de l'ordre de plusieurs jours. Ce sont ces processus épisodiques associés au couplage vent/ hydrodynamique qui sont responsables de la variabilité de l'oxygène observée entre 24h et 30 j sur l'ensemble des sites côtiers étudiés. Le seul site où les vents (forts ou faibles) n'ont aucune influence est le tunnel du Rove, qui, du fait de sa situation particulière (dans un tunnel!), présente une eau stagnante, stratifiée en permanence et sans réoxygénation de la masse d'eau de fond.

L'influence de la respiration benthique a aussi pu être identifiée comme facteur forçant clé de la dynamique de l'oxygène. Cet aspect sera spécifiquement décrit dans le chapitre 3.

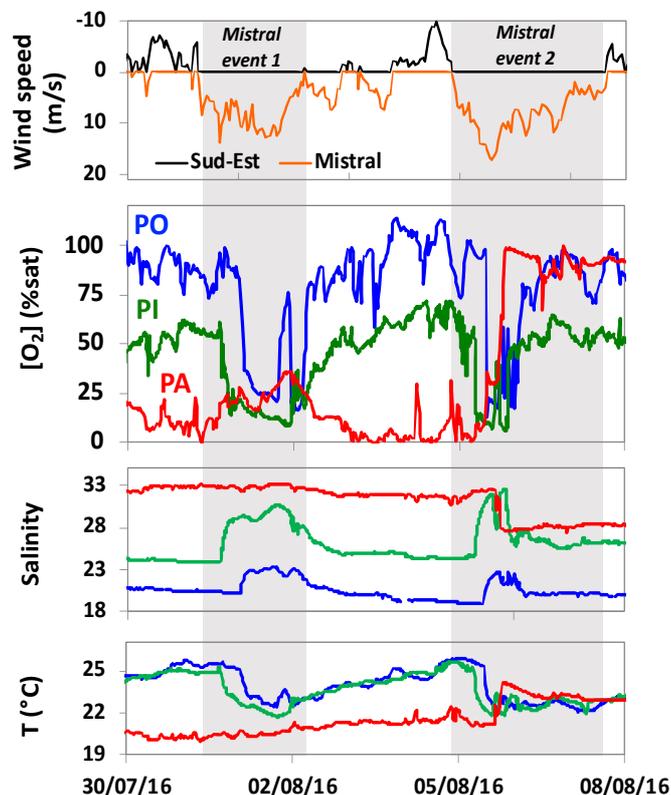


Figure 11: Extraits des chroniques temporelles des concentrations en oxygène, salinité, température de l'eau dans l'étang de Berre (sites PO, PI et PA) et des vents (Mistral et Sid-Est) mesurées à la station MeteoFrance de Marignane illustrant l'influence des vents sur l'advection et le brassage de la colonne d'eau.

1.3. Dynamique spatiale de l'oxygène dans l'étang de Berre

Afin d'affiner la compréhension de la dynamique spatio-temporelle de l'oxygène dans l'étang de Berre, qui montre des particularités en lien avec les phénomènes de stratification et hydrodynamiques (cf 1.2.3.3), des travaux ont été conduits afin d'ajouter une composante spatiale 2D et 3D (verticales et horizontales) de la distribution de l'oxygène à l'échelle de l'étang.

Cette étude a impliqué la mesure des conditions physicochimiques le long de profils verticaux dans la colonne d'eau sur 8 sites alignés le long d'un transect Nord-Sud (34 campagnes tous les 15 j environ pendant 2 ans entre 2015 et 2016, Figure 2) et sur 40 sites distribués sur l'ensemble du Grand étang (3 campagnes durant l'été 2016). Ces profils ont été obtenus au moyen d'une CTD SBE S19+ en collaboration avec le MIO et a permis de générer un jeu de données de 385 profils d'oxygène, température, pression, salinité, chlorophylle a et turbidité.

Des exemples des distributions spatiales des conditions d'oxygénation et de la température et salinité le long du transect Nord-Sud qui ont pu être obtenues sont présentés dans la Figure 12. Les

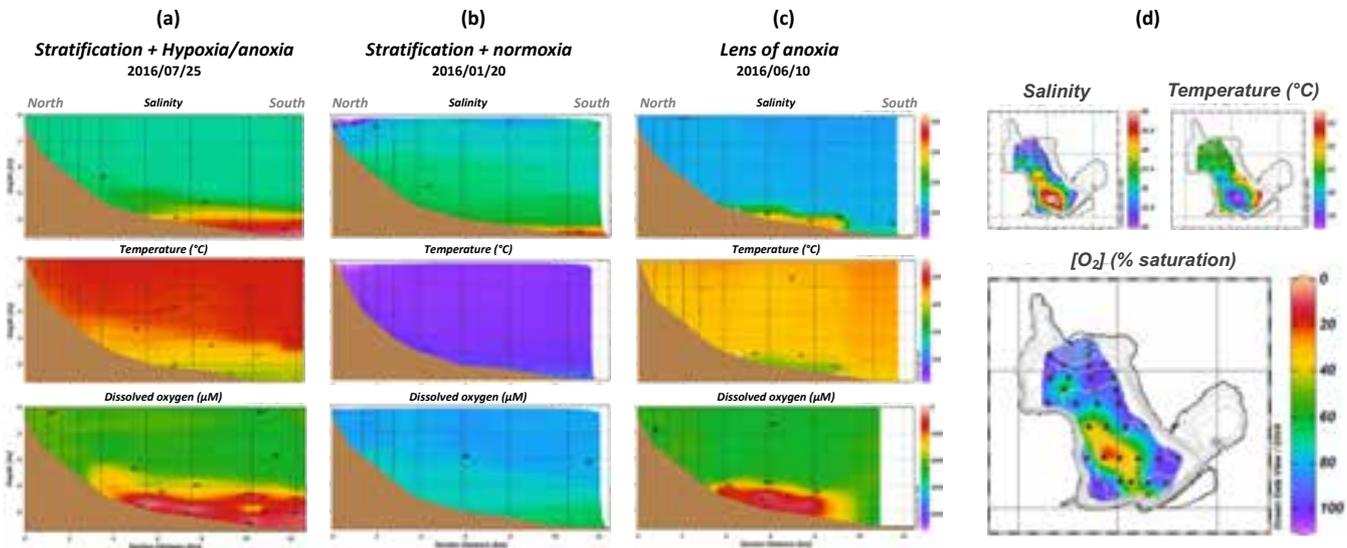


Figure 12: Exemples de distribution spatiale 2D (verticale) des concentrations en oxygène dissous, de la température et de la salinité dans la colonne d'eau le long du transect Nord-Sud représentatif des situations (A) stratification et hypoxie/anoxie, (B) stratification et normoxie et (C) en présence de lentilles d'eaux hypoxiques/anoxiques. Un exemple de distribution spatiale (horizontale) des conditions dans le bas de la colonne d'eau à l'échelle du grand Étang en juin 2016 est aussi reporté.

concentrations en oxygène présentaient une large gamme de variations dans l'étang (entre 0 et 418 μM), et avec des tendances qui variaient en fonction de la localisation dans l'étang et de la profondeur dans la colonne d'eau. En se basant sur les concentrations en oxygène (normoxique : $\text{O}_2 > 63 \mu\text{M}$; hypoxique : $\text{O}_2 \leq 63 \mu\text{M}$; anoxique : $\text{O}_2 \leq 1 \mu\text{M}$) et sur un indice de stratification de la colonne d'eau (une masse d'eau est dite stratifiée pour une variation de densité relative entre les eaux de fond et de surface $> 0.2\%$), six situations contrastées ont pu être distinguées: (a) une eau bien mélangée et normoxique; une colonne d'eau stratifiée avec des conditions au fond (50 cm au-dessus des sédiments) (b) normoxiques, (c) hypoxiques ou (d) anoxiques ; (e) une colonne d'eau non stratifiée avec des eaux de fond hypoxiques ou anoxiques et (f) une colonne d'eau avec la présence de lentilles d'eau hypoxique ou anoxique (c'est-à-dire située au-dessus des 50 cm les plus profonds de la colonne d'eau). Les occurrences relatives de chaque situation le long du transect sont synthétisées dans la Figure 13)

Dans la partie nord, la moins profonde (3 m), la colonne d'eau a toujours été trouvée normoxique et sans stratification (situation a). L'occurrence de cette situation diminue avec l'augmentation de la profondeur (vers le sud) jusqu'à sa quasi-disparition à partir de 8,5 m de profondeur. L'occurrence des situations stratifiées et normoxiques (situation b) augmente avec la profondeur, passant de 0 % à 3 m de profondeur à 71 % à 8,5 m de profondeur. L'apparition d'une colonne d'eau stratifiée avec des eaux de fond hypoxiques (situation c) s'observe à partir de 7 m de profondeur et était stable à environ 25 % de profondeur. L'eau de fond anoxique (situation d) n'a été observée que dans 2 % des profils entre 8.25 et 8.5 m de profondeur. La présence de lentilles d'eau hypoxiques ou anoxiques dans la colonne d'eau

(situation f) était absente à moins de 6 m de profondeur, rare ($<4\%$ des observations) dans les zones à plus de 6 m de profondeur et atteignant jusqu'à 10% des observations à la station la plus au sud. La situation avec des eaux de fond hypoxiques ou anoxiques en l'absence de colonne d'eau stratifiée (situation e) n'a été observée dans les zones avec une profondeur d'eau comprise entre 4 et 8 m et représentait 5 et 12 % des profils.

Les distributions spatiales 3D réalisées à partir des 3x40 profils CTD répartis dans tout le bassin central montrent que, pour une situation avec une colonne d'eau stratifiée avec des eaux de fond hypoxiques et anoxiques dans la partie la plus profonde de la lagune, les conditions hypoxiques s'étendaient également d'est en ouest, la taille de la zone hypoxique a atteint jusqu'à 12 km^2 en juin 2016 (Figure 12).

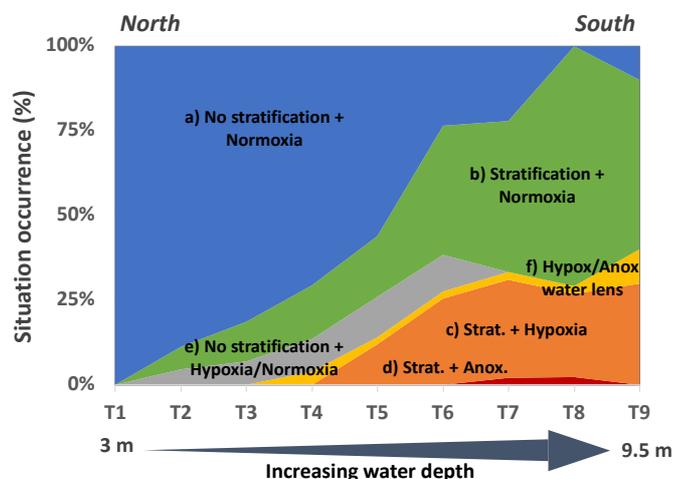


Figure 13: Occurrence relative des caractéristiques de la colonne d'eau déterminée à partir des profils CTD mesurés le long des 52 transects Nord-Sud réalisés dans le bassin principal de la lagune de Berre.

Ainsi, en zone profonde la quasi-totalité (>90%) des observations montrent une colonne d'eau stratifiée qui peut être associée à l'intrusion d'eau marine en provenance de la mer méditerranée au sud-ouest du Grand étang. Cette masse d'eau stratifiée est associée à environ 1/3 du temps par des désoxygénations de la masse d'eau profonde à l'échelle annuelle, mais qui sont très majoritairement (90% des observations) observées en été (52%) et automne (38%). Le reste du temps la masse d'eau reste majoritairement bien oxygénée malgré cette stratification. Ceci indique qu'il existe un délai entre l'intrusion de cette masse d'eau salée et son appauvrissement en oxygène après son isolement par stratification. Ce délai semble être plus court en été-automne en comparaison au reste de l'année.

Dans les zones les moins profondes, la faible occurrence d'une colonne d'eau stratifiée et des conditions de désoxygénation est probablement associée un brassage plus efficace par le vent et l'intrusion moins présente de l'eau de mer, qui se retrouve surtout cantonnée aux zones les plus profondes (>6 m).

La présence de lentilles d'eaux désoxygénées et salées observées ponctuellement (4%) dans la partie profonde de l'étang, est associée à un déplacement d'une masse d'eau anoxique/hypoxique et son remplacement par une masse d'eau mieux oxygénée sous l'effet de vents modérés, pas suffisants pour mélanger la colonne d'eau dans son ensemble.

A partir de ces résultats, la dynamique de l'oxygène dans l'étang de Berre peut être expliquée en identifiant deux zones au fonctionnement différent:

→ la zone profonde (>6-7 m) qui est la zone de formation/apparition de la masse d'eau hypoxique/anoxique. L'eau de fond que l'on y retrouve est essentiellement issue des eaux de mer pénétrant par le canal de Caronte. Cette masse d'eau initialement oxygénée est isolée de l'atmosphère par une couche d'eau saumâtre de surface et s'appauvrit en oxygène progressivement au cours du temps du fait de la consommation benthique de l'oxygène (ce point est spécifiquement discuté dans le Chapitre 3). L'augmentation de l'épaisseur de la couche d'eau de fond contrôle les surfaces de l'étang impactée par la désoxygénation. Le seul processus de réoxygénation de cette masse d'eau profonde est un brassage complet de la colonne d'eau ou par l'advection d'une masse d'eau oxygénée sous l'effet du vent. Dans cette zone, la concentration au fond sera donc fonction de 1) la durée depuis laquelle la masse d'eau profonde est isolée de l'atmosphère par stratification (assimilable à la durée depuis le dernier épisode de vent fort), 2) l'intensité de la respiration benthique et 3) la quantité d'oxygène initialement disponible (fonction de la

température et salinité). Ces trois variables fluctuent à l'échelle saisonnière du fait de la variation de l'occurrence des vents forts et de la variation des températures. Il en résulte que les phénomènes de désoxygénation varient aussi à l'échelle saisonnière. A partir des calculs de bilans de masses détaillés dans le Chapitre 3, j'ai pu montrer qu'il faut entre 3 et 4 jours pour atteindre l'anoxie au printemps et en été, et environ 13 jours en hiver. La période de récurrence des vents forts, étant supérieure à ces durées pour atteindre l'anoxie en été et au printemps, les conditions de désoxygénation dominant au printemps et été dans les zones profondes. En hiver, la récurrence des vents forts permet de limiter les phénomènes de désoxygénation.

→ la zone moins profonde (<6-7 m) qui est sous l'influence de l'advection de la masse d'eau hypoxique/anoxique en provenance des zones profondes sous l'effet des vents modérés ($\leq 10-12$ m/s). Le sens de déplacement de la masse d'eau profonde, et donc la zone littorale impactée, sera fonction de l'orientation du vent. Par exemple, en cas d'épisode de mistral, le vent le plus fréquent, la masse d'eau de fond aura tendance à se déplacer vers le Nord du Grand Étang. Les phénomènes de désoxygénation associés seront brusques (échelle horaires) et dureront jusqu'à la relaxe du système (changement de direction ou arrêt de l'épisode de vent) ou à la réoxygénation complète de la colonne d'eau si les conditions de vents forçissent. Dans ces zones, en dehors des épisodes de vents marqués, la diminution progressive de l'oxygène au cours du temps par respiration benthique est moins marquée (Cf Chapitre 3), probablement du fait que l'isolement de la masse d'eau profonde par stratification est moins marqué.

1.4. Prédiction des conditions de température et d'oxygénation en 2100

La température de l'eau est apparue comme le facteur principal de la dynamique de l'oxygène à l'échelle saisonnière, de manière indirecte tout d'abord en jouant sur l'intensité des processus de respiration micro- et macro-biologiques, et ensuite de manière directe en jouant sur la solubilité de l'oxygène. La température de l'eau est directement conditionnée par des forçages météorologiques, et notamment la température de l'air. Or, les températures vont être amenées à augmenter ces prochaines décennies en lien avec les forçages climatiques. Dans le sud de la France, les scénarios d'augmentations des températures indiquent des augmentations entre +0.5/0.5°C (scénario RCP2.6 "forte réduction des émissions"), +1.0/1.6°C (scénario RCP4.5 "médian") et +1.4/3.8°C (scénario RCP8.5 "à fortes émissions") d'ici 2050/2100 en comparaison à la période actuelle (2001-2020) (IPCC, 2021). Ces augmentations de la température atmosphérique vont très certainement

entraîner des augmentations des températures dans les zones côtières d'une amplitude encore inconnue et se traduire par l'augmentation de situations de canicules marines, notamment durant les périodes estivales, pouvant affecter les organismes aquatiques. Ces réchauffements des masses d'eau favoriseront probablement l'intensification des processus biologiques ainsi que la diminution de la solubilité de l'oxygène, et donc une probable diminution des conditions d'oxygénation. L'objectif de cette partie est de quantifier l'impact qu'auront les augmentations prédites de température de l'air, sur les températures de l'eau et les conditions d'oxygénation des zones côtières méditerranéennes d'ici 2050 et 2100.

1.4.1. Approche méthodologique

Les données de température de l'air et l'eau et d'oxygène dissous utilisées correspondent aux séries temporelles haute résolution obtenues sur chacun des sites et précédemment décrites (cf 1.1). En se basant sur les prédictions de hausse des températures de l'air entre la période actuelle et 2050 et 2100 pour trois scénarios RPC2.6, RPC4.5 et RPC8.5 et des relations observées entre les températures de l'air et de l'eau, et entre les températures de l'eau et les concentrations en oxygène dissous, l'évolution des conditions d'oxygénation au cours des prochaines décennies peut être prédite. En supposant des relations linéaires entre la température de l'air (T_{air}) et de l'eau (T_{eau}), et T_{eau} et

les concentrations dissoutes en oxygène (C_{O_2}), il est possible d'écrire:

$$\Delta T_{eau} = a \Delta T_{air} \quad \text{Équation 1}$$

$$\Delta C_{O_2} = b \Delta T_{eau} \quad \text{Équation 2}$$

Avec ΔT_{eau} , la variation attendue de la température d'eau en réponse à une variation prédite de l'augmentation de la température de l'air (ΔT_{air}), et ΔC_{O_2} la variation attendue de la concentration en oxygène dissous correspondante. Les coefficients a et b correspondant respectivement à la pente des relations entre T_{eau} et T_{air} , et T_{eau} et C_{O_2} , obtenus pour chaque site d'étude. Dans ce travail, en première approximation, nous supposons que les coefficients a et b resteront constants au cours du temps dans un contexte de changement climatique et que les variations de températures atmosphériques prédites seront homogènes sur les différents sites étudiés.

1.4.2. Prédiction des températures et occurrence des situations de stress thermique en 2050 et 2100

Les relations observées entre les températures de l'air et les températures dans l'eau sont reportées dans la Figure 14a. Il apparaît des corrélations positives significatives entre la température de l'air et de l'eau ($r^2 = 0.63-0.90$) montrant le couplage évident entre ces deux paramètres. Les pentes (i.e., coefficient a de l'Équation 1) obtenues varient entre 0.63 à 0.98. Les pentes minimales sont observées sur les sites les plus profonds et/ou les plus isolés des échanges avec

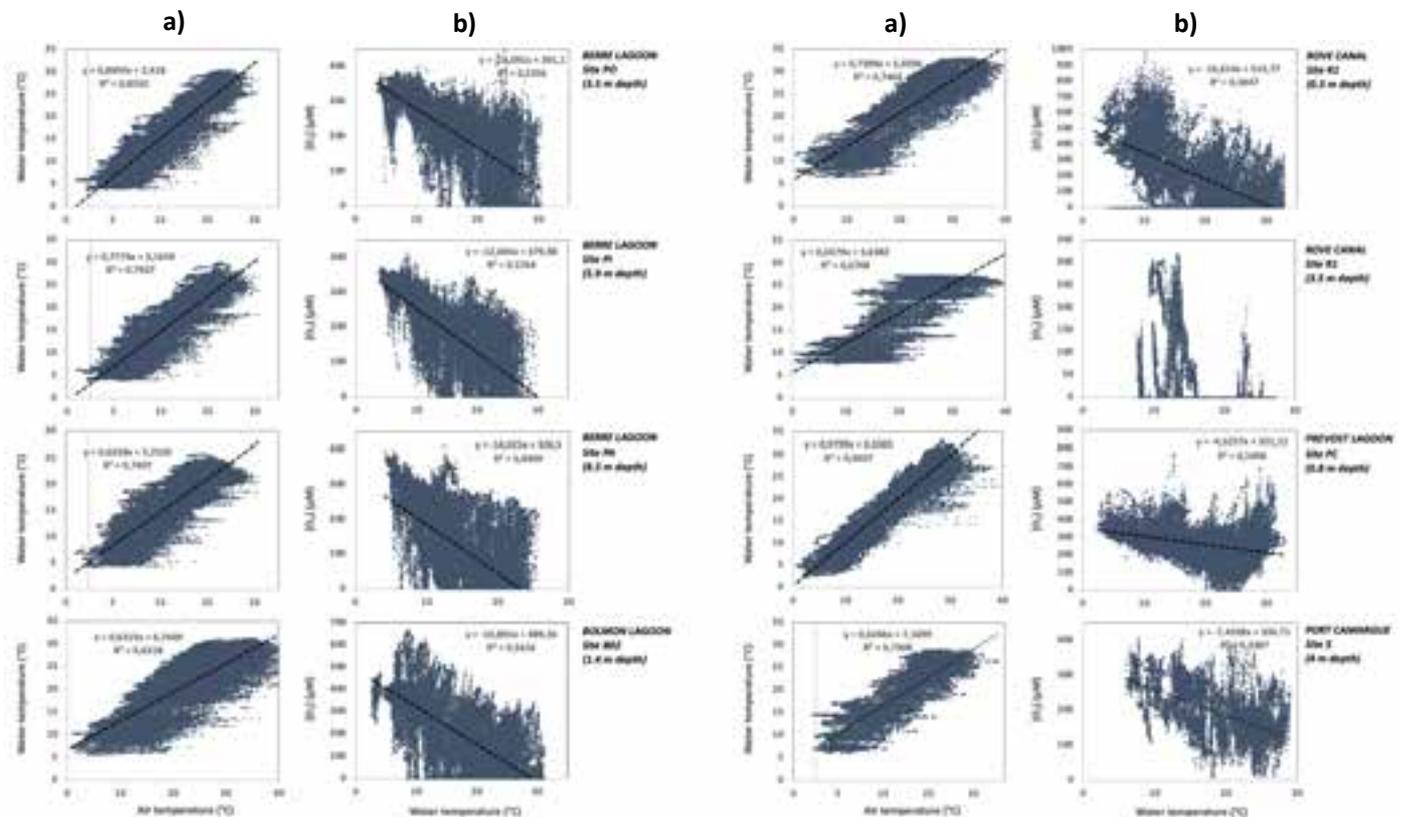


Figure 14: Relations entre (a) les températures mesurées dans l'eau et dans l'air et (b) les concentrations en oxygène dissous et les températures de l'eau mesurées dans les différentes zones côtières étudiées. Les équations des régressions linéaires sont reportées lorsque significatives.

l'atmosphère par stratification (site PA dans l'étang de Berre; dans le fond du Canal du Rove) qui présentent ainsi la plus grande inertie thermique. Pour ces deux sites, les augmentations de températures atmosphériques seront donc atténuées à hauteur de 37% et 34%, respectivement. A l'opposé, l'étang du Prévost présente une pente très proche de 1 (0.98). Sur ce site, la très faible hauteur d'eau ne constitue pas un tampon thermique suffisant pour atténuer les fluctuations thermiques atmosphériques qui se répercute en quasi-totalité sur la masse d'eau. Les autres sites présentent des situations intermédiaires.

Les augmentations des températures de l'eau prédites pour 2100 correspondantes sont entre 0.3°C et 0.5°C (scénario RCP2.6), entre 1,0°C et 1,6°C (scénario RCP4.5) et atteignent entre 2.4°C et 3.7°C (scénario RCP8.5) par rapport aux températures actuelles (Figure 15a). Ces augmentations sont les plus faibles pour l'étang de Berre (site PA) et le fond du Canal du Rove, et les plus fortes pour l'étang du Prévost, en lien avec les raisons évoquées précédemment. Ces prédictions sont assez proches des anomalies thermiques annuelles moyennes prédites pour la mer Méditerranée en 2100 (RCP2.6 = +1.0 / RCP4.5 = +1.5°C / RCP8.5 = 3.6°C; Darmaraki et al., 2019).

Ces augmentations de température pourront avoir un effet néfaste pour les organismes vivants dans ces écosystèmes méditerranéens. Afin d'évaluer

l'augmentation potentielle du "stress thermique", j'ai projeté les augmentations prédites des températures pour 2100 sur les chroniques de températures mesurées ces dernières années et comparé les températures projetées par rapport au seuil de 27,5°C (Figure 16A). Ce seuil de 27,5°C correspond au seuil de mortalité pour la moule de Méditerranée, *Mytilus galloprovincialis*, (Lubet et Aloui 1987) et qui a été précédemment utilisé pour les lagunes méditerranéennes (Lagarde et al., 2021). L'hypothèse sous-jacente ici est que ces augmentations de température seront homogènes sur la totalité de l'année. Les résultats ainsi obtenus montrent que les situations de stress thermiques qui sont actuellement absentes sur le site PA dans l'étang de Berre ne le seront toujours pas en 2100. La profondeur importante de ce site (8.5 m) favorise des températures suffisamment éloignées de ce seuil aujourd'hui et en 2100. Le site PI dans l'étang de Berre et le canal du Rove qui ne sont actuellement pas impactés par des situations de stress thermique, verront en revanche leurs apparitions dans le futur, pouvant atteindre 9% et 17% du temps pour le scénario RCP8.5, respectivement. Pour les autres sites, qui sont déjà impactés par des situations de stress thermiques à hauteur de 2-13%, leurs occurrences augmenteront significativement en 2100 atteignant jusqu'à 20-25% du temps, soit de manière quasiment permanente durant la période estivale.

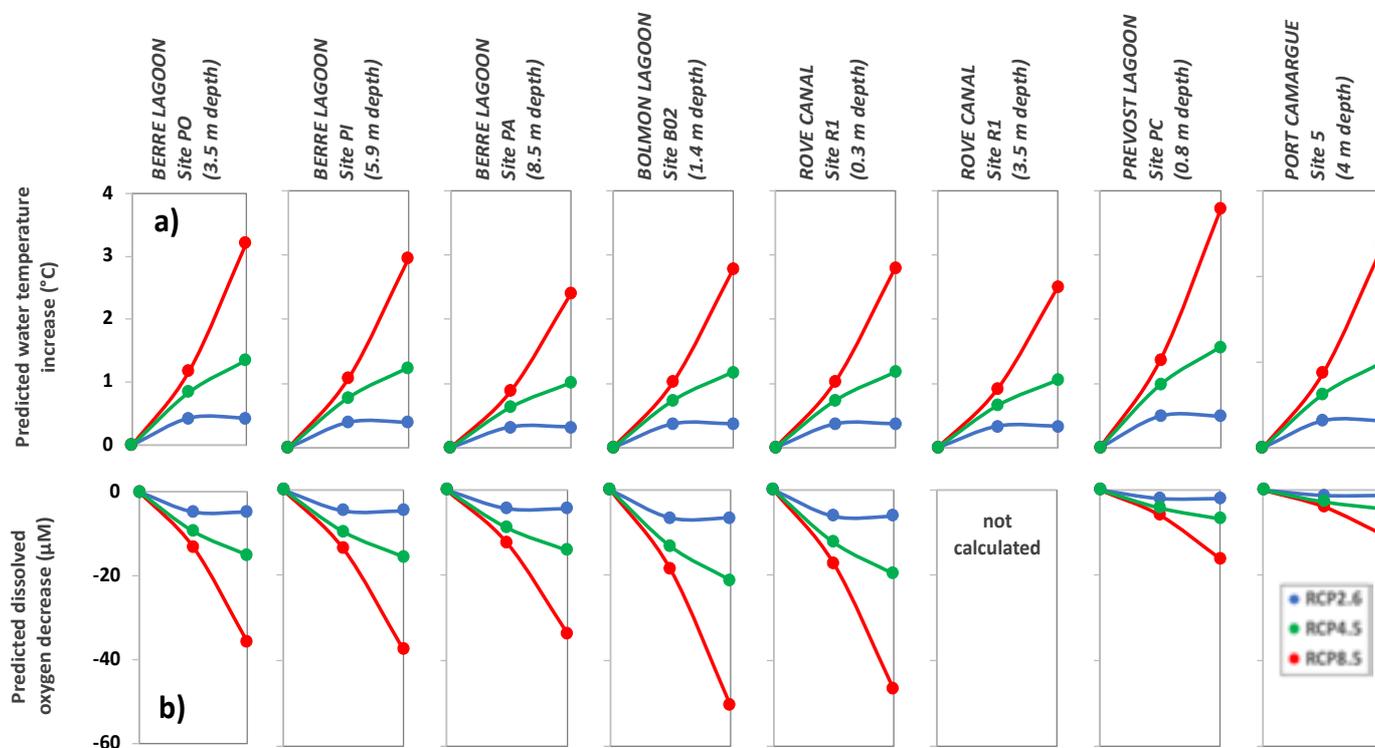


Figure 15: Prédiction (a) des augmentations des températures de l'eau et (b) diminutions des concentrations en oxygène associées en 2050 et 2100 sous l'effet des augmentations des température prédites selon les scénarios RCP2.6, RCP4.5 et RCP8.5 pour les différents zones côtières étudiées.

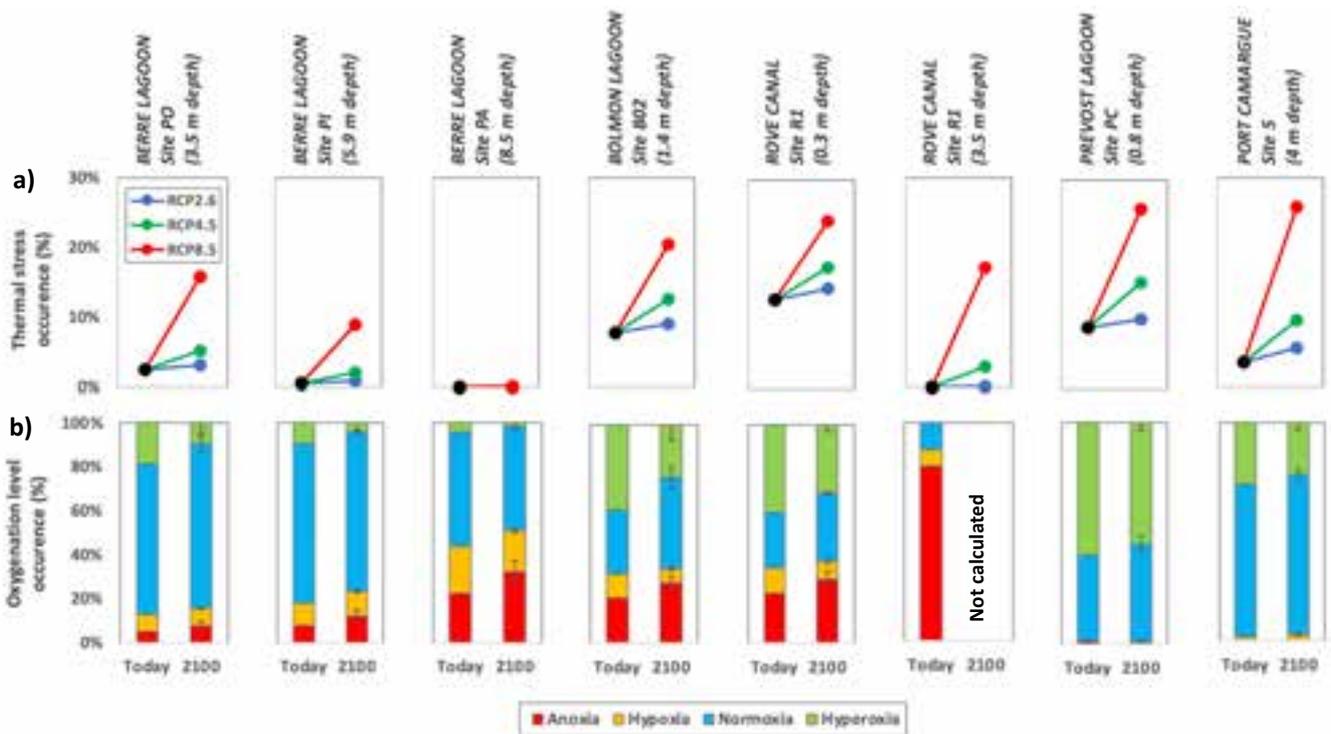


Figure 16: Prédiction de (a) l'augmentation des occurrences des situations de stress thermique ($T > 27.5^{\circ}\text{C}$) et (b) des évolutions des conditions d'oxygénation, entre la situation actuelle (2001-2020) et 2100. Pour les conditions d'oxygénation en 2100, les figures représentent celles pour le scénario médian (RCP4.5) et les barres d'erreur correspondent aux valeurs minimum (scénario RCP2.6) et maximum (scénario RCP8.5).

1.4.3. Prédiction des conditions de (des)oxygénations en 2050 et 2100

Les relations observées entre les concentrations en oxygène et les températures dans l'eau sont reportées dans la Figure 14b. Ces relations, malgré de fortes variabilités, suivent une corrélation négative linéaire significatives pour la majorité des sites (ces relations ont déjà été présentées dans la partie 1.2, Tableau 1). Les pentes obtenues (i.e., coefficient b de l'Équation 2) varient d'un facteur >4 entre les sites et sont d'environ $-4 \mu\text{M}\cdot^{\circ}\text{C}^{-1}$ (Port Camargue et étang du Prévost) et situées entre -11 et $-18 \mu\text{M}\cdot^{\circ}\text{C}^{-1}$ pour les autres sites. Cela souligne des réponses contrastées des écosystèmes étudiés à la désoxygénation sous l'effet des augmentations de température de l'eau. Ces différences peuvent être associées aux conditions hydrodynamiques qui peuvent favoriser la réoxygénation par brassage et/ou aux différences d'activités biologiques sur ces sites. L'étang du Prévost et Port Camargue, sont les deux sites étant les moins soumis aux phénomènes de désoxygénation (Figure 5) et ceux présentant les pentes $T_{\text{air}}/T_{\text{eau}}$ les plus élevés (proche de 1) soulignant la forte connexion (à minima thermique) colonne d'eau/atmosphère pour ces deux sites. Sur ces sites le brassage de la colonne d'eau est certainement important en lien avec l'absence de stratification et la très faible profondeur d'eau sur l'étang du Prévost. Pour l'étang du Prévost, nous avons aussi vu l'importance de l'activité des Chaetomorphes qui est favorisée pour des températures élevées et qui

par leur production d'oxygène procure une meilleure résistance à la désoxygénation. Il est probable que ce bon brassage de la colonne d'eau et la productivité primaire permettent à ces deux sites de mieux résister à la désoxygénation que les autres sites. Les plus fortes pentes dans l'étang du Bolmon et le canal du Rove en surface sont probablement associées à l'hyper-eutrophisation de ces sites, qui génèrent une forte productivité de MO, sans avoir les conditions de brassage suffisantes pour réoxygéner le milieu (pente $T_{\text{air}}/T_{\text{eau}}$ faibles).

Pour le fond du canal du Rove, aucune tendance entre les températures de l'eau et l'oxygène n'est décelée, en lien avec le contrôle dominant de l'oxygénation par les effets du brassage/déstratification sur ce site. L'influence de l'augmentation des températures sur les conditions d'oxygénation en 2100 ne pourra donc pas être évaluée pour ce site.

Les diminutions des concentrations en oxygène prédites pour 2100 en réponse aux augmentations de températures de l'eau sont situées entre 2 et 7 μM (scénario RCP2.6), entre 7 et 21 μM (scénario RCP4.5) et atteignent entre 16 et 51 μM (scénario RCP8.5) (Figure 15b). Ces diminutions sont les plus faibles pour l'étang du Prévost et Port Camargue et les plus fortes pour l'étang du Bolmon et le canal du Rove en surface, en lien avec les raisons évoquées précédemment. Ces diminutions sont assez similaires aux estimations obtenues par modélisation en zone

côtière en mer du Nord prenant en compte la modification de la stratification, de la respiration biologique et de la solubilité de l'oxygène (-24 μM en 2100; Meire et al., 2013).

La projection de ces diminutions prédites sur les chroniques d'oxygène mesurées m'a permis de quantifier les conditions d'oxygénation en 2100 (Figure 16b). Ces projections montrent une augmentation en 2100 des épisodes d'hypoxie-anoxie pouvant aller de 1-3% (scénario RCP2.6) à 5-11% (scénario RCP8.5), s'accompagnant d'une diminution dans des proportions identiques des conditions oxiques et hyperoxiques, sur les sites de l'étang de Berre, l'étang du Bolmon et le canal du Rove en surface. En revanche pour l'étang du Prévost et Port Camargue, les phénomènes de désoxygénation resteront absents ou extrêmement rares, bien qu'une diminution des conditions hyperoxiques est prédite.

1.5. Conclusion et perspectives

Les différents systèmes aquatiques côtiers méditerranéens étudiés (3 lagunes contrastées, 1 port, 1 canal, 1 tunnel) ont montré que les niveaux d'oxygénation variaient fortement entre les sites. Hormis le site particulier du tunnel du Rove qui présentaient des conditions anoxiques stables permanentes, l'ensemble des autres sites se caractérisaient par d'importantes variations des conditions d'oxygénation. La quasi-totalité des sites étudiés était impactée par des phénomènes de désoxygénation présentant des fréquences (saisonniers, épisodiques, journalières), intensités (hypoxie, anoxie) et durées (de quelques heures à plusieurs mois) qui étaient propres à chaque site et ont pu être reliés aux caractéristiques des sites et aux principaux facteurs forçants en place sur chacun des sites. Ce travail a permis d'identifier les trois principaux facteurs forçants externes, fonctionnant chacun à leur échelle de temps, pouvant expliquer les variations des conditions d'oxygénation observées sur les différents sites, et donc pouvant être généralisés à l'ensemble des zones côtières méditerranéennes peu profondes (Figure 17):

1) **La température à l'échelle saisonnière** est apparue sur la plupart des sites comme étant le principal facteur contrôlant les conditions d'oxygénation. Ce facteur influence principalement l'activité biologique qui génère l'augmentation des processus de respiration sous l'effet des plus fortes températures. Le rôle direct de la température sur la solubilité de l'oxygène, bien que se combinant aux effets biologiques de manière à favoriser les phénomènes de désoxygénation durant la période estivale, est apparu secondaire, voire négligeable sur certains sites.

Il est important de préciser que l'ensemble des processus biogéochimiques pélagiques et benthiques

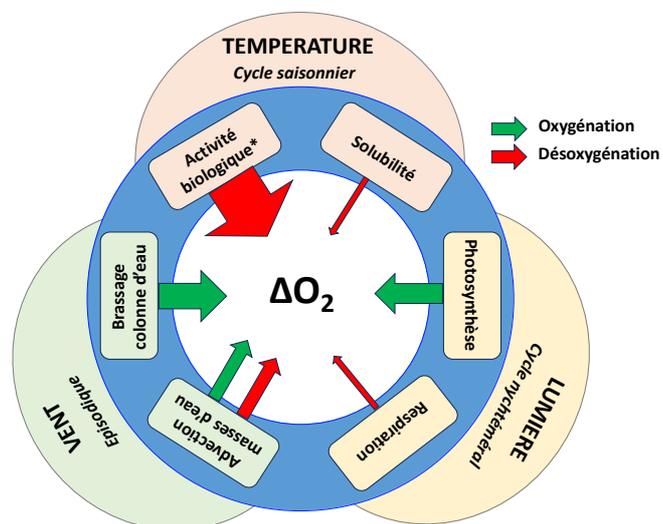


Figure 17: Représentation schématique des trois principaux forçages externes impliqués (température, lumière, vent) sur la dynamique temporelle de l'oxygène. La taille des flèches est proportionnelle à l'importance de chaque facteur. *l'activité biologique inclue les réactions biogéochimiques pélagiques et benthiques.

généralisant une consommation en oxygène et favorisée par la température est inclus dans l'activité biologique, et contribuera aussi à la dynamique de l'oxygène. La demande biogéochimique benthique sera spécifiquement traitée dans les Chapitres 2 et 3.

2) **La lumière à l'échelle nyctémérale** est apparue comme un forçage important responsable de la dynamique de l'oxygène dans les sites les moins profonds via son contrôle sur l'activité de respiration/photosynthèse. L'importance de ce forçage est décuplée dans les systèmes côtiers les plus fortement eutrophisés et où la productivité primaire est essentiellement supportée par les communautés pélagiques phytoplanctoniques (ex: étang du Bolmon) et dans les écosystèmes peu profonds où les communautés benthiques sont dominées par la présence de macrophytes (ex: étang du Prévost).

3) **Les vents de manière épisodique/non cyclique** sont apparus comme un facteur forçant important de la dynamique de l'oxygène. Son rôle s'exerce de manière directe, via le brassage de la colonne d'eau en condition de vents forts, et de manière indirecte, via le déplacement des masses d'eau dans les systèmes stratifiés les plus profonds (étang de Berre, canal du Rove).

Les autres facteurs jouant sur les conditions d'oxygénation sont dépendant des caractéristiques propres de chaque système côtier (apports en eau douce/stratification, apports en nutriments et niveau d'eutrophisation, profondeur, exposition aux vents, intensité des échanges avec la mer...) et jouent donc un rôle dans la dynamique de l'oxygène moins direct et surtout plus complexe à quantifier. Ainsi la dynamique de l'oxygène en un site est très

difficilement prédictible sans mesures aux échelles de temps et d'espaces adaptés tels que ceux présentés ici.

Les forçages climatiques au cours des prochaines décennies entraîneront des évolutions générales sur la température de l'eau, l'activité biologique, les apports hydriques et les phénomènes de stratification, les régimes de vents et le brassage de la colonne d'eau, pouvant contribuer à favoriser ou diminuer les phénomènes de désoxygénation, mais dont la résultante reste difficilement prédictible. Dans ce travail, en se limitant au seul effet de l'augmentation des températures, nous avons pu prédire l'augmentation attendue des températures de l'eau et de l'occurrence des situations de stress thermiques et de l'augmentation des phénomènes de désoxygénation qui constitueront une contrainte pour la qualité écologique des écosystèmes côtiers et pour l'ensemble des processus biogéochimiques benthiques qui seront l'objet du chapitre suivant de ce travail.

Perspectives

Cinq grandes perspectives de ce travail sont envisagées:

(1) Maintenir les efforts pour l'acquisition de chroniques temporelles initiées ces dernières années sur les systèmes côtiers méditerranéens afin de répondre à ce besoin de connaissances sur l'impact des forçages climatiques (ex: vagues de chaleurs) et/ou anthropiques (aménagements, politiques de réduction des rejets de nutriments, ...) à venir. Afin de parfaire la connaissance de ces sites, l'ajout de nouvelles variables d'intérêts tels que le pH en lien avec les problématiques d'acidification des zones côtières a déjà été initié sur l'étang de Bolmon et devrait être étendue à d'autres systèmes. Pour alléger le temps humain sur ces suivis, une automatisation de ces suivis avec des sondes à nettoyage autonomes et transmission de données régulières est envisagée. Je participerai à la mise en place de ce type d'observatoire sur des zones côtières soumises à d'autres types de forçages. Ce travail est déjà prévu sur les plateaux continentaux du Golfe de Gascogne pour lequel des phénomènes de désoxygénation ont été récemment identifiés (Dubosq et al. 2022) et du Golfe du Lion, actions qui débiteront à partir de 2024 dans le cadre du projet PPR RIOMAR.

(2) L'utilisation d'outils statistiques pour quantifier le rôle respectif de chaque forçage identifié dans la dynamique de l'oxygène afin d'affiner les prédictions de leurs évolutions futures. Ce travail vient d'être initié dans le cadre de la thèse de Louison Huchet sur les jeux de données des étangs du Prévost et de Bolmon.

(3) Intégrer le jeu de données produits dans un plus large réseau d'observation à l'échelle nationale et internationale afin de le confronter avec les données acquises par d'autres laboratoires sur d'autres systèmes

côtiers. Une première étape de ce travail est déjà initiée au sein du Consortium National d'Expertise Scientifique ODATIS-Oxygène que j'ai intégré en 2019. L'hétérogénéité des approches nous a amenée à confronter nos protocoles et réaliser en 2022 un atelier d'intercalibration des sondes classiquement utilisées par la communauté (Projet Calib'O2). L'issue de ce projet consistera en la rédaction d'un guide des bonnes pratiques à l'attention des différents acteurs désireux de contribuer à l'observation des conditions de (des)oxygénation des écosystèmes aquatiques, ainsi que la création d'une base de données communes pour rassembler les observations produites à l'échelle nationale au sein d'une même plateforme (ex: pôle ODATIS de l'infrastructure Data Terra). Une première valorisation des données produites a déjà été engagée dans le cadre d'une collaboration avec des scientifiques Anglais, Italiens et des Émirats-Arabo-Unis qui nous a permis de montrer que les dynamiques identifiées dans les zones côtières méditerranéennes étaient aussi valables dans des systèmes côtiers productifs en zones tropicale et en arctique (Fusi et al., 2023) et devra être poursuivie.

(4) Utiliser ces jeux de données pour calibrer des modèles capables de prédire les phénomènes de désoxygénation à partir des forçages hydroclimatiques et de les utiliser pour prédire l'évolution de ces phénomènes aux cours des décennies à venir selon plusieurs scénarios plausibles et identifier l'efficacité des stratégies de gestion proposées par les gestionnaires. Ce travail, qui devra intégrer le rôle du compartiment benthique (Cf Chapitre 2) et impliquera des collaborations avec des modélisateurs. Des premières actions en ce sens sont déjà enclenchées en collaboration avec le NIVA en Norvège et seront développées dans le cadre du projet de recherche développé dans le chapitre 5.

(5) Reconstruire l'historique des phénomènes de désoxygénation en zones côtières afin d'améliorer notre connaissance sur les facteurs naturels et anthropiques ayant conduits à l'occurrence des phénomènes de désoxygénation par le passé et éventuellement permis, dans certains sites, de les réduire. Ce travail pourrait passer par l'utilisation de proxies géochimiques (ex: Mn/Ca) sur des tests calcaires de foraminifères benthiques collectés dans des carottes de sédiments (collaboration avec le LPG-BIAF), projet prospectif en cours de montage.

Chapitre 2. Impacts des phénomènes de désoxygénation sur les réactions biogéochimiques et flux d'oxygène, nutriments et éléments traces à l'interface eau-sédiment

2.1. Introduction & objectifs

L'oxygène est un facteur clé dans le contrôle des processus biogéochimiques benthiques et donc des flux à l'IES pour l'oxygène lui-même mais aussi pour les autres espèces chimiques tels que les nutriments ou les éléments traces (e.g., [Middelburg et Levin, 2009](#)). Cependant, dans les zones productives, telles que les zones côtières, où la concentration en oxygène dans la colonne d'eau varie fortement au cours du temps, de manière cyclique saisonnière ou à des échelles de temps plus rapides (ex: journalière), ou de manière épisodique ponctuelle, la réponse des processus benthiques et les transferts d'oxygène, nutriments et éléments traces à l'IES sont encore lacunaires.

Pour la dynamique benthique de l'oxygène, la présence de phénomènes de désoxygénation peut produire des réponses antagonistes. Tout d'abord, pour une caractéristique de sédiments donnée, la demande benthique en oxygène est connue pour être directement dépendante de sa disponibilité dans la colonne d'eau ([Glud, 2008](#)), laissant donc présager des flux de consommation benthique important en conditions bien oxygénée et faibles en conditions désoxygénées. En revanche, l'accumulation de MO et d'espèces chimiques réduites dans les sédiments de surface classiquement observée en condition désoxygénée devrait favoriser la demande benthique en oxygène ([Seitaj et al., 2017](#); [Morse et Eldrige, 2007](#)). L'oxygène joue aussi un rôle direct sur les communautés macrobenthiques impliqués dans les processus de bioturbation (c'est-à-dire le remaniement des sédiments et la bioirrigation) ([Diaz et Rosenberg, 1995](#) ; [Gooday et al., 2009](#) ; [Levin et al., 2009](#) ; [Riedel et al., 2012](#) ; [Levin, 2018](#)). La présence de communautés benthiques dégradées en conditions désoxygénées s'accompagne généralement par des activités de bioturbation limitées, et donc une pénétration de l'oxygène dans le sédiment et une contribution à la demande benthique en oxygène minimisée, en comparaison à des zones bien oxygénées colonisées par des communautés macrobenthiques denses et bien diversifiées ([Rosenberg et al., 2001](#); [Lichtschlag et al., 2015](#); [Norkko et al., 2015](#)). Évidemment, dans les sites impactés par des anoxies (permanentes ou ponctuelles), l'absence (permanente ou ponctuelle) de macrofaune peut entraîner l'arrêt (permanent ou ponctuel) de ces effets. La bonne disponibilité de l'oxygène conditionne aussi l'activité des communautés photosynthétiques du sédiment, telles que le microphytobenthos et les macrophytes en zone

peu profonde, dont le rôle sur le cycle benthique de l'oxygène est majeur ([Hochard et al., 2010](#) ; [Thouzeau et al., 2007](#)). Durant la journée, ces organismes ont la capacité de réduire, et inverser dans certains cas, le flux net d'oxygène à l'IES, et donc pourrait constituer une résistance à l'occurrence des phénomènes de désoxygénation. La production d'oxygène à l'IES (par le microphytobenthos et macrophytes) ou directement dans les sédiments par l'actions de perte radiale en oxygène au niveau de la rhizosphère ([Connell et al., 1999](#); [Pedersen et al., 1998](#)) favorise la pénétration d'oxygène en profondeur dans les sédiments et limite l'accumulation d'espèces chimiques réduites et donc la dette en oxygène du sédiment ([Jansen et al., 2009](#) ; [Denis et al., 2012](#) ; [Delgard et al., 2012](#); [Böttcher et al., 2000](#) ; [De Beer et al., 2005](#) ; [Werner et al., 2006](#)). Là encore, la présence de conditions de faibles oxygénations peut occasionner la diminution, voire l'arrêt, de l'influence de ces processus.

Les changements de concentration et de la pénétration de l'oxygène dans les sédiments superficiels ont un impact direct sur les réactions d'oxydoréduction primaires (minéralisation de la matière organique) et secondaires (impliquant les produits des réactions d'oxydoréduction primaires) et le devenir des espèces chimiques impliquées dans ces réactions. La faible disponibilité de l'oxygène, accepteur d'électron le plus favorable, en conditions désoxygénées est connue pour limiter la minéralisation nette de la MO et favoriser son enfouissement dans les sédiments ([Moodley et al., 2005](#); [Jessen et al., 2017](#)). La part de l'oxygène utilisée pour la minéralisation aérobie est limitée (<25%) dans les zones côtières même en conditions bien oxygénées, l'essentiel de l'oxygène étant utilisé pour la réoxydation des espèces chimiques réduites du sédiment ([Soetaert et al., 1996](#); [Glud, 2008](#)). Cette minéralisation est surtout gouvernée par la respiration anaérobie (réduction des oxydes et des sulfates), la relativement faible concentration en NO_3^- en zone côtière limitant de processus à 5-10% ([Middelburg et Levin, 2009](#)). Ainsi, la baisse des concentrations en oxygène favorisera surtout la baisse de la réoxydation des espèces chimiques réduites du sédiment, et donc qu'indirectement la reminéralisation de la MO. Par exemple, il a été montré que l'augmentation de la profondeur de pénétration de l'oxygène dans les sédiments diminuait les taux de réduction des sulfates ([Billerbeck et al., 2006](#)) et intensifiait l'oxydation des espèces réduites produites dans la partie anoxique du sédiment (NH_4^+ , Fe^{2+} , H_2S ; [Taillefert et al., 2007](#) ; [Delgard et al., 2012](#)), limitant ainsi leur transfert à l'IES. En conditions

désoxygénées au contraire des flux de ces espèces chimiques vers la colonne d'eau sont classiquement observés (Belias et al., 2007; Emili et al., 2011; Mort et al., 2010). La réoxydation de NH_4^+ par nitrification, génère des flux de NO_3^- vers la colonne d'eau en conditions oxygènes, alors qu'en conditions limitante en oxygène les NO_3^- sont consommés par le sédiment pour la dénitrification (Dalsgaard, 2003; Belias et al., 2007). Le cycle de PO_4^{3-} dans les sédiments de surface est fortement couplé au cycle du Fe et est donc aussi fortement conditionné par les conditions d'oxygénation (Sundby et al., 1986). En conditions bien oxygénées la présence d'oxyde de Fe dans les sédiments de surface limite le flux sortant de PO_4^{3-} , alors qu'en conditions désoxygénées, la réduction des oxydes de Fe s'accompagne par un relargage brusque de PO_4^{3-} et son transfert vers la colonne d'eau (Koron et al., 2015). Un travail de modélisation a permis de montrer que l'essentiel du transfert de NH_4^+ et PO_4^{3-} vers la colonne d'eau pouvaient se produire par des flux brefs et intenses se produisant durant le passage de conditions bien oxygénées à désoxygénées (Morse et Eldridge, 2007).

L'impact des phénomènes d'oxygénation sur la mobilité des éléments traces et leur transfert à l'IES va fortement varier dépendamment de l'élément et des conditions environnementales durant son enfouissement. De manière générale, il est connu que le devenir des éléments traces est fortement dépendant de leur affinité avec la MO (libération durant sa minéralisation) et les cycles de Fe et Mn (sorption sur les oxydes/relargage durant leur réduction) et de S (précipitation sous forme de sulfures) qui évoluent avec la profondeur dans les sédiments (Shaw et al., 1990). Par exemple, Cr, Cu, V et Mo ont été montrés intégrés le sédiment en association avec la MO détritique et remobilisés durant sa reminéralisation. En conditions réduites, Cr, V et Mo sont majoritairement piégés dans les sédiments (Shaw et al., 1990) bien que Cr et V aient aussi la capacité à former des complexes avec la MO dissoute favorisant leurs mobilités dans les eaux porales (Douglas et al., 1986; Beck et al., 2008; Santos-Echeandia et al., 2009). Le piégeage par sorption sur les oxydes de Fe et leur remobilisation durant leur réduction, ont été montrés pour As (Chaillou et al., 2003; Couture et al., 2010), Cr (Beck et al., 2008), Cu (Shaw et al., 1990), Ni (Santos-Echeandia et al., 2009) and Hg/MeHg (Hollweg et al., 2009), alors que ce même couplage est plutôt associé aux oxydes de Mn pour Co (Canavan et al., 2007; Stockdale et al., 2010; Shaw et al., 1990) et peut aussi jouer un rôle pour Ni (Santos-Echeandia et al., 2009). En présence de sulfures, la mobilité de la plupart des éléments traces est fortement réduite du fait de la formation de composés sulfurés insolubles (Huerta-Diaz et al., 1998; Morse and Luther, 1999). Ainsi le devenir des éléments traces dans les sédiments va être fortement conditionnée par la localisation respective

des réactions diagénétiques par rapport à l'IES et de la compétition cinétique entre les différentes réactions remobilisation/piégeage. Des travaux d'incubation en conditions d'oxygénation contrôlées ont pu montrer que les conditions hypoxiques/anoxiques dans la colonne d'eau favorisaient des flux sortants, souvent brusques et intenses, de Fe, Mn, As, Co, Hg et MeHg en lien avec la réduction des oxydes de Fe sur lesquels ils étaient accumulés dans les sédiments de surface (Sundby et al., 1986 ; Emili et al., 2011; Riedel et al., 1997) ainsi qu'en favorisant les processus de méthylation de MeHg en présence de sulfatoréduction (Emili et al., 2011). Ces flux pouvaient s'inverser pour Fe, Mn, Co, Hg and MeHg lorsque les conditions d'oxygénation réaugmentaient du fait de l'inversion du processus mais avec des cinétiques pouvant être contrastés (Sundby et al., 1986; Emili et al., 2011). L'accumulation des sulfures dans la colonne d'eau pouvaient entraîner aussi une inversion des flux pour Fe, Mn, Hg (Emili et al., 2011). Aussi, il a été montré que les conditions oxygènes pouvaient favoriser des flux de Cu et Cd (Riedel et al., 1997).

Ainsi les connaissances actuellement disponibles sur l'effet des phénomènes de désoxygénation illustrent la réponse particulièrement importante des réactions diagénétiques observées à partir de situations contrastées (oxygènes, hypoxiques, anoxiques, euxiniques). Si les grands mécanismes semblent être relativement bien identifiés, la résultante en termes de flux d'oxygène, nutriments et éléments traces à l'IES reste encore très incertaines. La raison est probablement double. La première raison est liée à l'interconnexion des phénomènes étudiés. En effet, ils impliquent de nombreux facteurs de contrôle qui jouent sur la réponse dynamique de trois compartiments interconnectés différents (composition géochimique du sédiment, communauté et structures microbiologique, communauté et structures de la macrofaune) et répondant de manière indépendante à la désoxygénation. Ainsi la diversité des habitats benthiques, des caractéristiques géochimiques et des communautés benthiques et les dynamiques de l'oxygène variable entre les différents sites, font qu'il existe une infinité de possibilités en termes de flux à un temps donné, ce qui ne permet pas aujourd'hui d'établir des bilans nets des transferts à l'IES sur des périodes de temps suffisamment longue (ex: année). La seconde raison est essentiellement liée au défi technique qu'implique la caractérisation des réactions et flux aux échelles de temps concernées par la désoxygénation. Cela implique l'utilisation **d'outils expérimentaux** adaptés, capables d'intercepter la dynamique des réactions et flux aux différentes échelles de temps, et de **modélisation diagénétique** non stationnaire capable de bien les reproduire pour en élargir la compréhension et en prédire le devenir sous l'effet de différents facteurs forçants. Les variations temporelles aux différentes échelles de temps décrites

dans le Chapitre 1 (saisonniers, journaliers, horaires, épisodiques) et la diversité des systèmes côtiers méditerranéens (niveau d'eutrophisation, profondeur, habitats benthiques, ...), rendent cette tâche encore plus ardue.

Sans avoir la prétention de pouvoir répondre à cet objectif général de manière complète, une grande partie des efforts de recherche que j'ai pu conduire ces dernières années visaient à mieux caractériser ces rapports entre les phénomènes de désoxygénation et les transferts chimiques à l'interface eau-sédiment dans les zones côtières et plus particulièrement dans les lagunes méditerranéennes. Dans le cadre de ce chapitre, après une présentation des approches méthodologiques générales que j'ai pu mettre en œuvre ces dernières années (Chapitre 2.2), je synthétiserai des travaux que j'ai pu conduire visant à comprendre les différentes dimensions (temporalité, intensité) de la variation des conditions d'oxygénation sur les processus benthiques et les flux d'oxygène, nutriments et éléments traces. Tout d'abord, je présenterai des travaux que j'ai pu conduire dans le cadre d'expérimentations in situ sur l'influence de l'intensité de la désoxygénation aux **échelles pluri-décennales** (Chapitre 2.3), **saisonniers** (Chapitre 2.4) et **horaires** (Chapitre 2.5). Ensuite, l'influence de

l'**intensité** et la **durée** des phénomènes de désoxygénation et de réoxygénation seront abordées au travers d'expérimentations en conditions contrôlées au laboratoire (Chapitres 2.6 et 2.7). Ensuite je présenterai des travaux d'expérimentation de confinement in situ visant à identifier la **résistance et l'impact** des phénomènes de désoxygénation dans différents habitats de macrophytes (Chapitre 2.8) et dans les zones d'exploitation ostréicoles (Chapitre 2.9). Ensuite, je présenterai les travaux que j'ai pu mener pour le **développement d'outils** pour la caractérisation des flux à l'IES à courte échelle de temps dans différents habitats à partir des gradients verticaux (Chapitre 2.10) ou de la variation temporelle (Chapitre 2.11) de concentrations dans la couche limite benthique, et par l'utilisation de chambres benthiques autonomes (Chapitre 2.12). Puis un premier travail de reconstitution du cycle de Hg à partir d'une approche de modélisation sera présentée (Chapitre 2.13). Enfin, la diversité de ces résultats seront synthétisés afin de tirer les plus grands enseignements sur l'influence des conditions d'oxygénation sur le cycle benthique de l'oxygène, nutriments et métaux dans les écosystèmes côtiers méditerranéens (Chapitre 2.14).

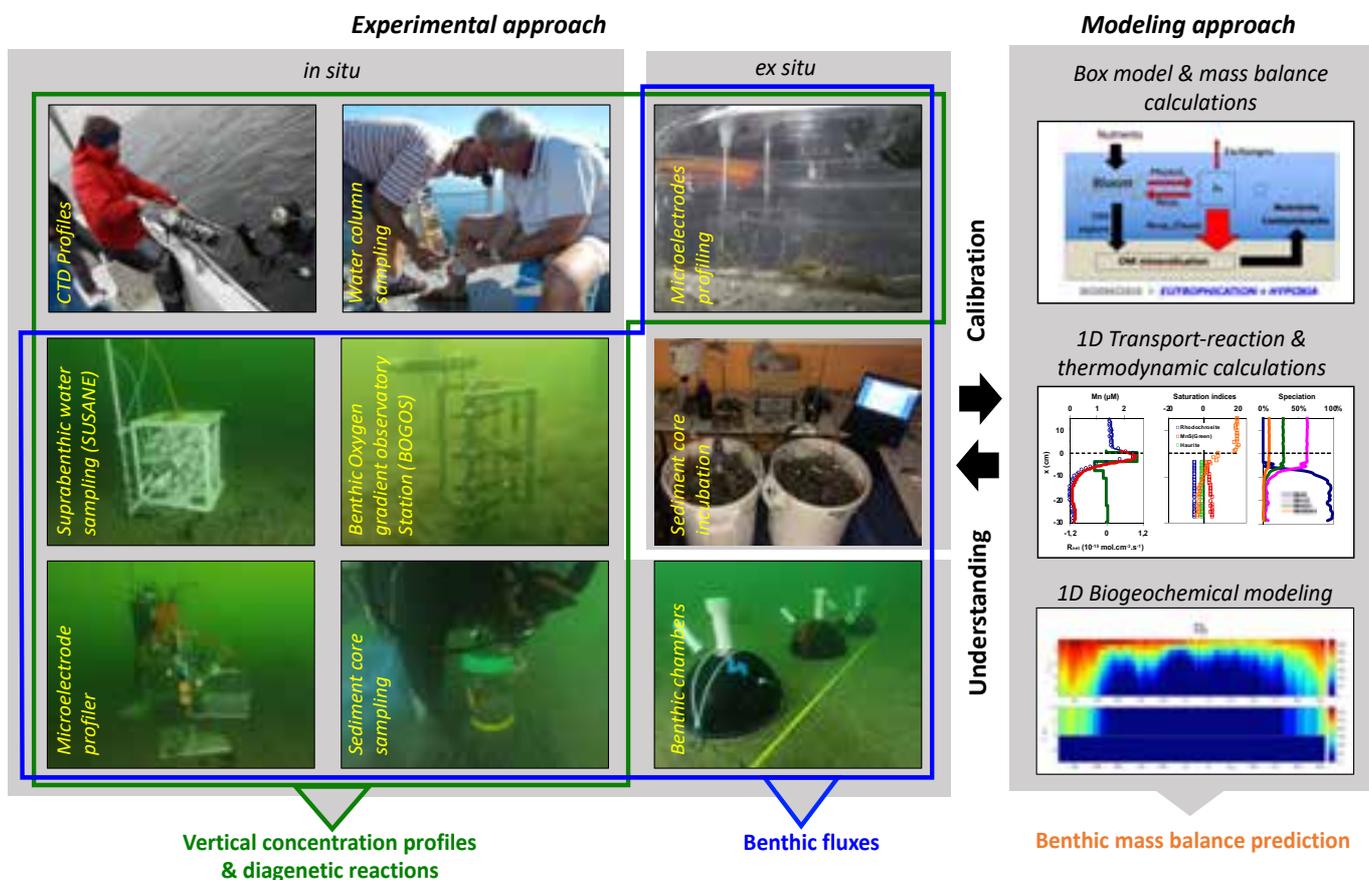


Figure 18: Présentation des différents outils classiquement utilisés dans le cadre de mes activités de recherche intégrant des approches expérimentales in situ et ex situ pour identifier les réactions et quantifier les flux benthiques et des approches calculatoires impliquant l'utilisation de modèles et de codes de calculs thermodynamiques.

2.2. Approches méthodologiques

2.2.1. Approche expérimentale

2.2.1.1. Mise en œuvre d'une approche multi-outils *in situ* et *ex situ*

Les approches méthodologiques générales que je mets en œuvre sont tout d'abord expérimentales et s'appuient sur une approche multi-outils *in situ* et *ex situ* (Figure 18) qui ont deux principaux objectifs:

1) Reconstruire les profils verticaux de la composition chimique le long d'un continuum colonne d'eau-sédiment afin d'identifier la nature et localisation des réactions biogéochimiques. Les divers outils que j'utilise permettent d'obtenir ces profils avec des résolutions verticales adaptées aux processus étudiés: des sondes physicochimiques et des bouteilles horizontales de prélèvement pour une résolution verticale pluri-décimétrique dans la colonne d'eau ; des systèmes de prélèvements et de mesure haute-résolution développées ces dernières années pour des prélèvements d'eau (SUSANE, collaboration LBCM, Knoery et al., 2019) et des mesures de l'oxygène (BOGOS, Régis et al., en révision), respectivement, à l'échelle centimétrique dans la couche limite benthique; un profileur de microélectrodes pour des mesures d'oxygène, pH, H₂S à l'échelle submillimétrique de part et d'autre de l'interface eau-sédiment (Rigaud et al., 2018; Rigaud et al., 2021) ; des carottes de sédiments et dialyseurs pour des prélèvements de sédiment et d'eaux interstitielles à l'échelle centimétrique dans la colonne sédimentaire (ex: Rigaud et al., 2013).

2) Estimer les flux chimiques à l'interface eau-sédiment. Ces flux ont pu être estimés de deux manières: i) à partir d'incubations *in situ* (chambres benthiques classiques ou autonomes, mésocosmes) ou *ex situ* (incubation de carottes de sédiments). Il s'agit ici d'isoler un volume d'eau surnageante au contact du sédiment et de suivre au cours du temps l'évolution de sa composition chimique (ex: Rigaud et al., 2021). ii) à partir des gradients de concentrations obtenus de part d'autre de l'interface eau-sédiment. Cette approche permet d'obtenir de précieuses informations sur le sens des transferts des espèces chimiques, et lorsque les processus de transport sont connus, d'en évaluer les flux. J'ai pu utiliser cette approche dans les eaux porales pour estimer les flux diffusifs de nombreuses espèces chimiques (Rigaud et al., 2013) et présente un premier travail dans l'utilisation de cette technique à partir des gradients de concentrations dans la couche benthique limite est en cours de validation (Régis et al., en révision).

Dans la pratique, les expérimentations *in situ*, ont consisté à déployer plusieurs de ces outils de mesures et de prélèvements d'échantillons d'eau et sédiments à différentes reprises et dans des sites impactés de manière contrastée par des phénomènes de désoxygénation. Ces approches ont été mises en œuvre dont certaines seront présentées dans les Chapitres 2.3, 2.4 et 2.5). La limite de cette approche est qu'elle est dépendante des conditions rencontrées pendant les campagnes de terrain et ne permet parfois pas d'obtenir les situations d'oxygénation recherchées. Afin de forcer le système, des expérimentations de confinement *in situ* en sur le terrain (Chapitre 2.6 et 2.7), et *ex situ* en conditions contrôlées au laboratoire (Chapitres 2.8 et 2.9), ont aussi été mises en œuvre.

2.2.1.2. Mesures physicochimiques, collection et traitement des échantillons, analyses chimiques

Les méthodes de collection, conditionnement d'échantillons et mesures ou analyses chimiques effectuées dans mes différents travaux sont toutes basées sur des protocoles validés respectant l'état de l'art du domaine et mises en œuvre au laboratoire CHROME et/ou dans le cadre de collaborations pour des outils ou compétences non disponibles au laboratoire.

Les espèces chimiques dissoutes systématiquement étudiées correspondent aux principaux descripteurs de la minéralisation de la MO (O₂, tCO₂, NH₄⁺, PO₄³⁻, NO₃⁻, Fe, Mn, SO₄²⁻ et H₂S²) ainsi que les espèces chimiques anioniques et cationiques majeures (Na⁺, Cl⁻, Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺) caractéristiques de la chimie générale des eaux. Les concentrations en oxygène dissous sont obtenues par des mesures physicochimiques par des sondes opérée depuis la surface (ex: MS5, WIMO+, CTD SB19+) ou des sondes autonomes (HOBO U26) pour la colonne d'eau et avec microélectrodes spécifiques montées sur un profileur autonome *in situ* ou de paillasse pour évaluer sa pénétration dans le sédiment (MP7, Unisense, collaboration EPOC). Les concentrations des autres espèces chimiques nécessitent des analyses chimiques effectuées sur des prélèvements d'eau. Dans la colonne d'eau, ces prélèvements sont effectués par des bouteilles de prélèvement horizontales, des préleveurs spécifiques pour la couche limite benthique (SUSANE) ou au moyen de seringue dans les eaux surnageante (incubation de carottes) ou par plongée (chambres benthiques, mésocosmes *in situ*). Pour les eaux porales, les carottes de sédiments ont été collectées par plongée ou au moyen d'un carottier UWITEC et découpées en boîte à gant sous atmosphère inerte. Chaque tranche est centrifugée et l'eau surnageante récupérée au moyen de seringues. Les échantillons d'eaux collectés sont filtrés à 0.2 µm

¹ PO₄³⁻ sera utilisé dans ce manuscrit pour désigner l'ensemble des orthophosphates

² H₂S sera utilisé dans ce manuscrit pour désigner les formes chimiques dissoutes de S(-II)

sur des filtres en acétate de cellulose et distribués en plusieurs aliquotes dans des flacons adaptés et conditionnés pour les différentes analyses chimiques. Les cations et anions majeurs sont mesurés par chromatographie ionique (IC, Metrohm). Les concentrations en H_2S sont obtenus par spectrophotométrie selon la méthode de [Cline \(1969\)](#). Le tCO_2 ($\text{H}_2\text{CO}_3 + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$) est analysé par analyse en flux continu (FIA) comme décrit par [Hall et Aller \(1992\)](#) en collaboration avec EPOC. Les nutriments (NH_4^+ , PO_4^{3-}) sont mesurés par chromatographie ionique ou par spectrophotométrie à CHROME ou sur un autoanalyseur Quattro-Seal Analytical en collaboration avec EPOC selon les protocoles certifiés pour NO_3^- ([Hansen et Koroleff, 2007](#)), NH_4^+ ([Koroleff, 1976](#)), PO_4^{3-} ([Murphy et Riley, 1962](#)) et Si ([Truesdale et Smith, 1976](#)). Les analyses de Fe et Mn dissous et les éléments traces (As, Co, Cu, Ni, Cd, V, Cr, Cr, Pb, Hg, Zn, Mo, U) sont effectuées par ICP-MS iCAP TQ ([Pérez-Lopez et al., 2023](#)) sur la plateforme AETE-ISO (HydroSciences/OSU OREME). Ponctuellement, des analyses de Hg total et MeHg ont été déterminées en collaboration avec les laboratoires de l'Ifremer de Nantes pour la phase dissoute (LBCM) ou de la Seyne-sur-Mer pour la phase particulaire selon le protocole de [Tseng et al. \(1998\)](#).

Les échantillons de sédiment, récupérés pour chaque tranche de carottes après extractions des eaux porales par centrifugation, sont lyophilisés et broyés. Un aliquote de sédiment est dédié pour les mesures du carbone organique total (COT), de l'azote total (TN) et de la composition isotopique correspondante ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$) à l'aide d'un analyseur élémentaire Carlo Erba couplé à un spectromètre de masse Sercon Integra CN au MIO selon le protocole de [Kristensen et Andersen \(1987\)](#). Les concentrations élémentaires totales (digestion complète aux acides forts HF-HNO₃-HCl au minéraliseur microonde et associée à la fraction oxydée réactive (extraction ascorbate; [Anshutz et al., 1998](#)) ont été obtenues par ICP-MS iCAP TQ sur la plateforme AETE-ISO (HydroSciences/OSU OREME). Un aliquote de sédiment brut (non broyé) est dédié aux analyses granulométriques effectuées après élimination de la MO à 450°C pendant 4 h et dispersion dans un defloculant ((NaPO_3)₆, 3‰) au moyen d'un granulomètre laser (LS13320, Beckman coulter) en collaboration avec le CEREGE. Les matières en suspension sont récoltées par filtration de volumes d'eaux sur des filtres GFF 0.7 μm pour les analyses de TOC, TN, $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ et sur des filtres en acétate de cellulose pour les analyses élémentaires. Les filtres en acétate de cellulose étaient entièrement minéralisés pour les analyses élémentaires par ICP-MS au CEREGE. Les analyses de TOC et TN ont été analysés directement par un analyseur élémentaire au CEREGE.

Pour les analyses d'éléments traces (phase dissoute et particulaire), des attentions particulières pour éviter les contaminations étaient toujours suivies sur le terrain et au laboratoire (lavage du matériel de prélèvement et du flaconnage) et des blancs régulièrement effectués. Pour toutes les analyses les précisions sont systématiquement obtenues à partir de répliques sur des échantillons et les justesses à partir de standard certifiés de matrice similaire.

Afin de compléter le jeu de données, des mesures sur l'hydrodynamique de la colonne d'eau (vitesse et direction des courants, diffusion turbulente) et des travaux sur la structure et les activités de la macrofaune benthique et communautés microbiennes (ex situ et in situ) ont été ponctuellement menées en collaboration avec des spécialistes de ces domaines au CEREGE, EPOC et MIO, respectivement.

2.2.2. Approches calculatoire et de modélisation

Afin de pouvoir affiner la compréhension des processus en jeu et parfois pour les quantifier, une approche calculatoire ou de modélisation a pu être mise en œuvre. Elle comprenait:

- l'utilisation de modèle en boîte, basé sur la conservation de la matière à l'état stationnaire, pour reconstituer des flux, des temps de résidence d'espèces chimiques dans la colonne d'eau ou le compartiment sédimentaire (ex: [Rigaud et al., 2011; 2021](#)).
- l'utilisation de calculs thermodynamiques pour évaluer la spéciation des espèces chimiques dissoutes en solution et les indices de saturation des espèces chimiques vis à vis de phases minérales, afin d'identifier les réactions en jeu pouvant être responsables du devenir des espèces chimiques (modèles WHAM VI, [Tipping et al., 2006](#), et PHREEQC, [Parkhurst et Appelo, 2013](#)). J'ai pu mettre en œuvre des outils dans [Rigaud et al. \(2012, 2013\)](#), [Caillat et al., \(2014\)](#) et dans [Tisserand et al. \(2022\)](#) et [Dubosq et al., \(soumis\)](#).
- la modélisation de transport-réaction 1D permettant de quantifier les flux diffusifs et les taux des réactions préalablement identifiées (modèle PROFILE, [Berg et al., 1998](#)), tels que publié dans [Rigaud et al., \(2013\)](#).
- modélisation diagénétique 1D afin de mieux comprendre et prédire le cycle des espèces chimiques à l'IES sous différents forçages, en collaboration avec des collègues norvégien du NIVA (Modèle BROM, [Yakushev et al., 2017](#)). Un premier travail sur cet outil a été publié dans [Pakhomova et al., \(2018\)](#).

A) EXPERIMENTATIONS EN CONDITIONS D'OXYGENATION IN SITU

2.3. Impact de la désoxygénation pluri-décennale dans l'étang de Berre

L'étude de l'impact de la fréquence de récurrence des phénomènes de désoxygénation sur de longues périodes a pu être étudiée sur 3 sites (PO, PI et PA) localisés le long d'un gradient de profondeur dans la zone centrale de l'étang de Berre, et qui présentent la particularité d'être constitués d'un sédiment d'une même origine, mais exposé à des fréquences de désoxygénation contrastées. En effet, les suivis d'oxygénation haute fréquence sur ces trois sites montrent une augmentation de la fréquence de l'occurrence des désoxygénations avec la profondeur: passant de rare/épisode (13% des observations en hypoxie/anoxie) à 3,5 m de profondeur et à 6 m de profondeur (18% des observations en hypoxie/anoxie) et fréquente (44% des observations en hypoxie/anoxie) à 8,5 m de profondeur (Figure 5). Ces différences se traduisent aussi sur la composition de la macrofaune benthique qui est relativement diversifiée et fonctionnelle (richesse spécifique = 9, densité = 684 ± 102 ind.m⁻²) à 3,5 m de profondeur, dégradée (richesse spécifique = 3, densité = 300 ± 45 ind.m⁻²) à 6 m de profondeur et absente à 8,5 m de profondeur (GIPREB, 2023). Cette situation perdure depuis plusieurs décennies, très certainement depuis les années 1960 et la mise en place de la centrale hydroélectrique (Nérini et Manté, 2020). La comparaison des processus biogéochimiques sur ces 3 sites permettra donc d'identifier le rôle de la fréquence d'occurrence des phénomènes de désoxygénation en place depuis plusieurs décennies.

Dans le cadre du projet PREDHYP-O₂ que j'ai coordonné (CNRS-INSU EC2CO, 20016-1017), une campagne de prélèvement a été conduite sur ces 3 sites en août 2016. Sur chaque site, la mesure des conditions physicochimiques, des concentrations en espèces biogéochimiques majeures, nutriments et éléments traces le long de profils verticaux dans la colonne d'eau/sédiment ont été obtenues à partir du déploiement de sondes verticales, de bouteilles de prélèvement horizontales, du préleveur d'interface SUSANE, d'un profileur de microélectrodes et de carottes de sédiment. Pour l'estimation des flux benthiques, des chambres benthiques claires et sombres ont été utilisées.

Les résultats sur le cycle de l'oxygène ont été publiés dans Rigaud et al. (2021) et les données sur les nutriments et éléments traces sont en cours de publication.

2.3.1. Impact sur la minéralisation de la MO et les réactions diagénétiques

La forte augmentation des concentrations en tCO₂, NH₄⁺ et PO₄³⁻ dans les eaux interstitielles des 3 sites (Figure 19) indiquent une intense reminéralisation de la matière organique dans les sédiments. Ces augmentations sont maximales sur le site PO, minimales dans le site PA et intermédiaire sur PI indiquant que l'intensité de cette minéralisation est plus importante sur le site PO (majoritairement oxygène), minimale sur le site PA (majoritairement hypoxique/anoxique) et intermédiaire sur le site PI (exposé à des oscillations oxygènes/anoxiques). La plus faible minéralisation de la MO sur le site PA est par ailleurs confirmée par les plus forts enrichissements en TOC et TN dans les sédiments de surface sur ce site (Figure 20). Ces différences sont principalement expliquées par la plus forte efficacité de minéralisation en présence d'oxygène et d'une forte activité de bioturbation. Ceci est cohérent avec des travaux menés par ailleurs montrant une meilleure conservation de la MO dans les sédiments en conditions hypoxiques/anoxiques (Lichtschlag et al., 2015).

La nature et localisation des réactions diagénétiques impliquées dans cette minéralisation vont varier selon les sites et la disponibilité des oxydants. Durant ces campagnes de mesures, la pénétration en oxygène dans les sédiments diminuait avec la profondeur dans l'étang, passant de 2.7 ± 1.6 mm sur PO, à 1.5 ± 0.4 mm sur PI et à 0 mm sur PA (Figure 21). Ces différences ont pu être principalement expliquées par la disponibilité en oxygène dans la colonne d'eau, qui diminuaient de 185 µM, à 115 µM et <5 µM sur les 3 sites, respectivement, et à la présence de terriers actifs et de la bioirrigation dans le site le moins profond colonisé par une macrofaune abondante. La détermination de la macrofaune a montré la présence de bivalves (*Musculista senhousia*) et de polychètes (*Hediste succinea*) dans le sédiment, qui sont connus pour bioturber activement le sédiment de surface (Queiros et al., 2013). L'activité des organismes vivants dans les sédiments, tels que *H. succinea*, est ici particulièrement bien illustré avec la forte hétérogénéité dans l'allure des profils d'oxygène sur le site PO et la présence de pics d'oxygène jusqu'à plus de 2 cm de profondeur. Il est aussi important de noter que la présence de lumière à la surface du sédiment dans le site le moins profond, permettait de favoriser la production d'oxygène par le microphytobenthos à la surface du sédiment et ainsi favoriser la pénétration de l'oxygène de plusieurs mm (jusqu'à 7.2 mm de profondeur, soit une augmentation d'environ 4.5 mm en moyenne par rapport à des conditions sans activité du microphytobenthos). Les NO₃⁻, présents en faibles concentrations dans la colonne d'eau sont faiblement (PI, PA) et fortement (PO) produits dans les premiers cm du sédiment puis consommés en dessous (Figure 19). La forte production de NO₃⁻ sur PO est

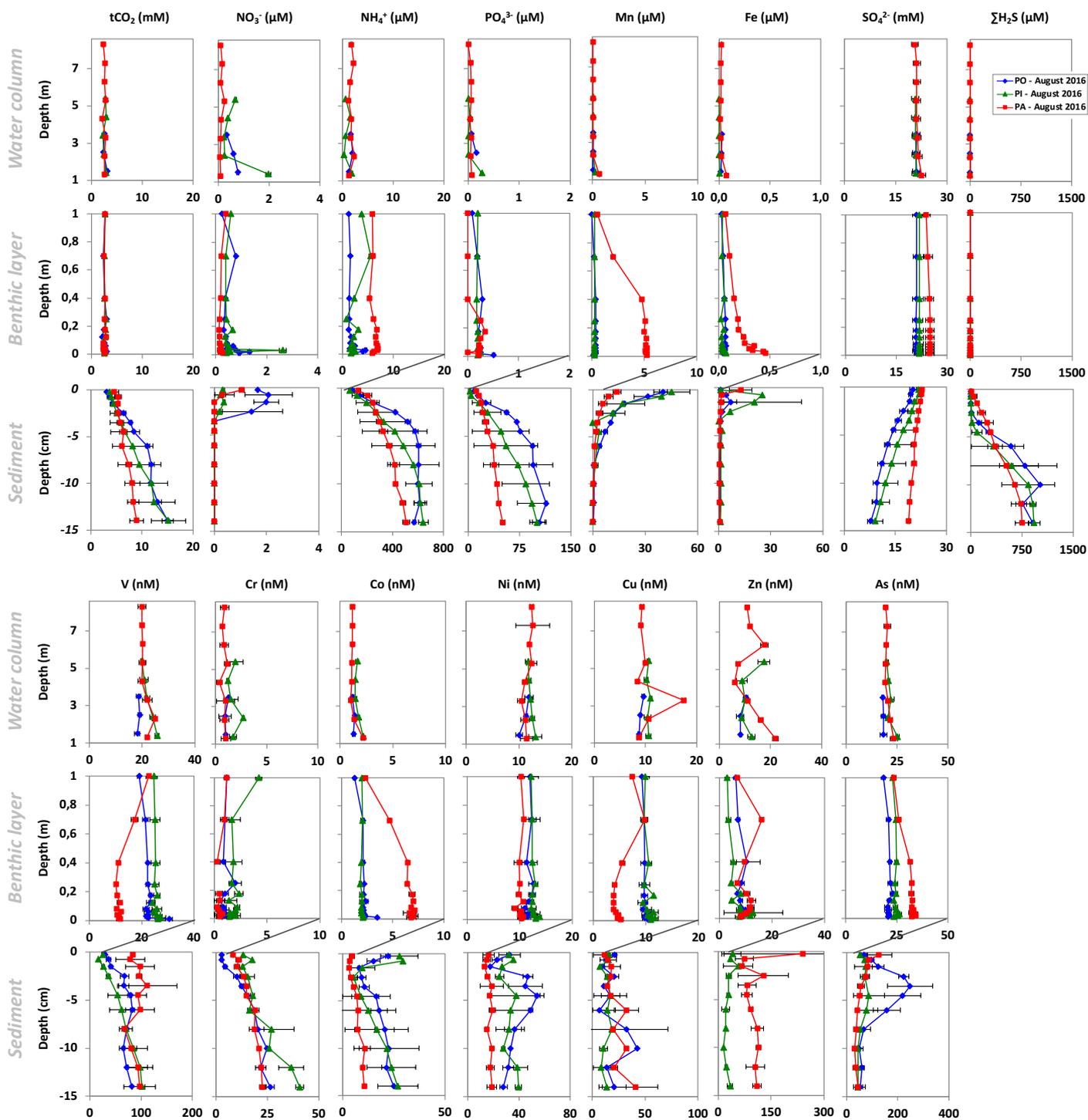


Figure 19: profils verticaux des principales espèces chimiques dissoutes (majeurs, nutriments et éléments traces) mesurées dans la colonne d'eau, la couche benthique et les eaux porales dans les sites PO, PI et PA dans l'étang de Berre en août 2016.

associée à l'oxydation de NH_4^+ qui est favorisée en présence d'oxygène. Les consommations de NO_3^- en profondeur traduisent la demande en oxydant pour la minéralisation de la MO et oxydation des autres espèces chimiques dissoutes. Ces réactions de dénitrification sont limitées au premier cm sur PA, et peuvent atteindre jusqu'à 3 cm sur PO et PI. Les concentrations en Fe et Mn se maintiennent faibles dans la colonne d'eau sur l'ensemble des sites mais augmentent fortement dans la couche benthique (<1

m) dans le site PA du fait des conditions désoxygénées. Dans les eaux porales, les concentrations en Fe et Mn atteignent leur concentrations maximales dans la couche la plus superficielle (0-0.5 cm) pour Mn et en subsurface (0.5-1 cm) pour Fe, et diminuent plus en profondeur jusqu'à atteindre des concentrations proches de la limite de détection à 10 cm pour Mn et 4 cm pour Fe. Ces pics sont associés à la réduction des oxy-hydroxydes de Mn et Fe qui se produisent dès la surface (Mn) ou

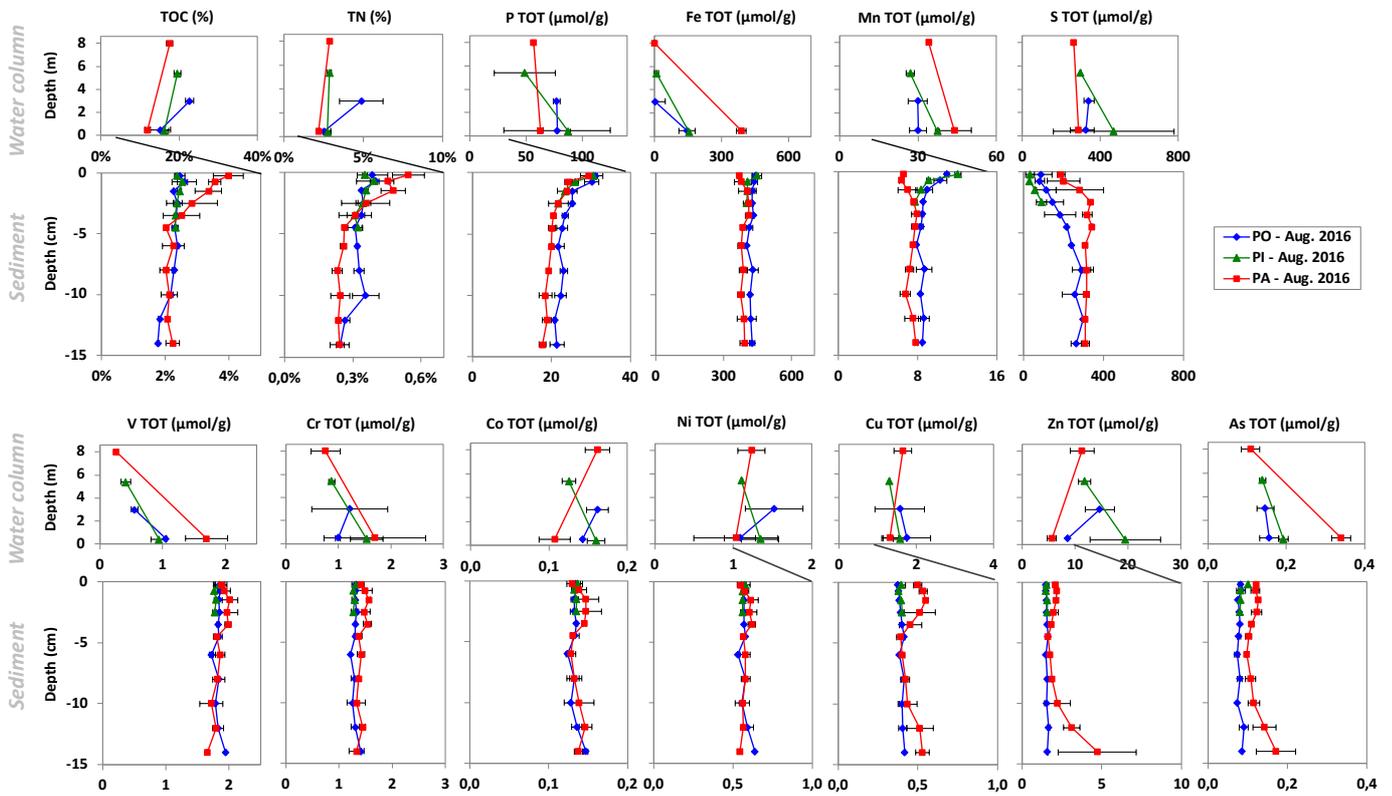


Figure 20: Profils verticaux de concentrations des principales espèces chimiques particulières (majeurs, nutriments et éléments traces) mesurées dans les matières en suspensions et sédiment dans les sites PO, PI et PA dans l'étang de Berre en août 2016.

subsurface (Fe). Plus en profondeur, la diminution des concentrations en Mn et Fe sont associées aux réactions de précipitations sous forme de carbonates (Mn) et sulfures (Mn et Fe). La sulfatoréduction, identifiée par la diminution des concentrations en SO_4^{2-} et augmentation des concentrations en H_2S , se produit dès le premier cm sur PA et à partir de 3 cm sur PO et PI et se maintient jusqu'au tranches les plus profondes. De plus la diminution des SO_4^{2-} et augmentation de H_2S est maximale sur PO et minimale sur PA, indiquant une plus faible sulfatoréduction sur ce site.

➔ Ainsi ce travail m'a permis de montrer que la MO était intensément minéralisée dans les premiers cm des sédiments de surface suivant la séquence diagénétique classique avec la consommation des oxydants suivant un ordre qui dépend de leur disponibilité et leur "efficacité énergétique" ($O_2 > NO_3^- > MnOx > FeOx > SO_4^{2-}$). Cependant, la localisation de ces réactions diagénétiques et l'efficacité sur la minéralisation de la MO sont apparues fortement conditionnées par la disponibilité des oxydants dans les premiers cm du sédiment et donc des niveaux d'oxygénation auquel chaque site était exposé. Dans les milieux faiblement impactés par des phénomènes de désoxygénation, la plus forte disponibilité de l'oxygène dans la colonne d'eau, permettait de maintenir la présence d'oxydants (NO_3^- , $MnOx$ - $FeOx$) plus en profondeur dans le sédiment, favorisant ainsi les taux de minéralisation de la MO. La présence d'une macrofaune bioturbatrice et

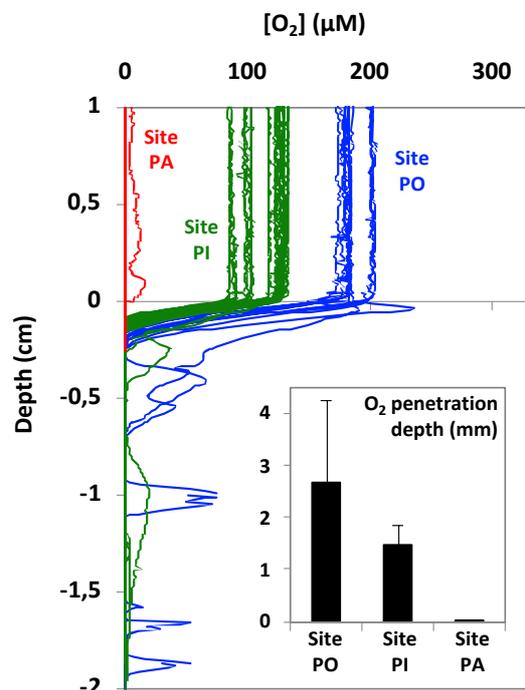


Figure 21: Profils d'oxygène et profondeur de pénétration de dans les sédiments mesurés dans les sites PO, PI et PA dans l'étang de Berre en août 2016

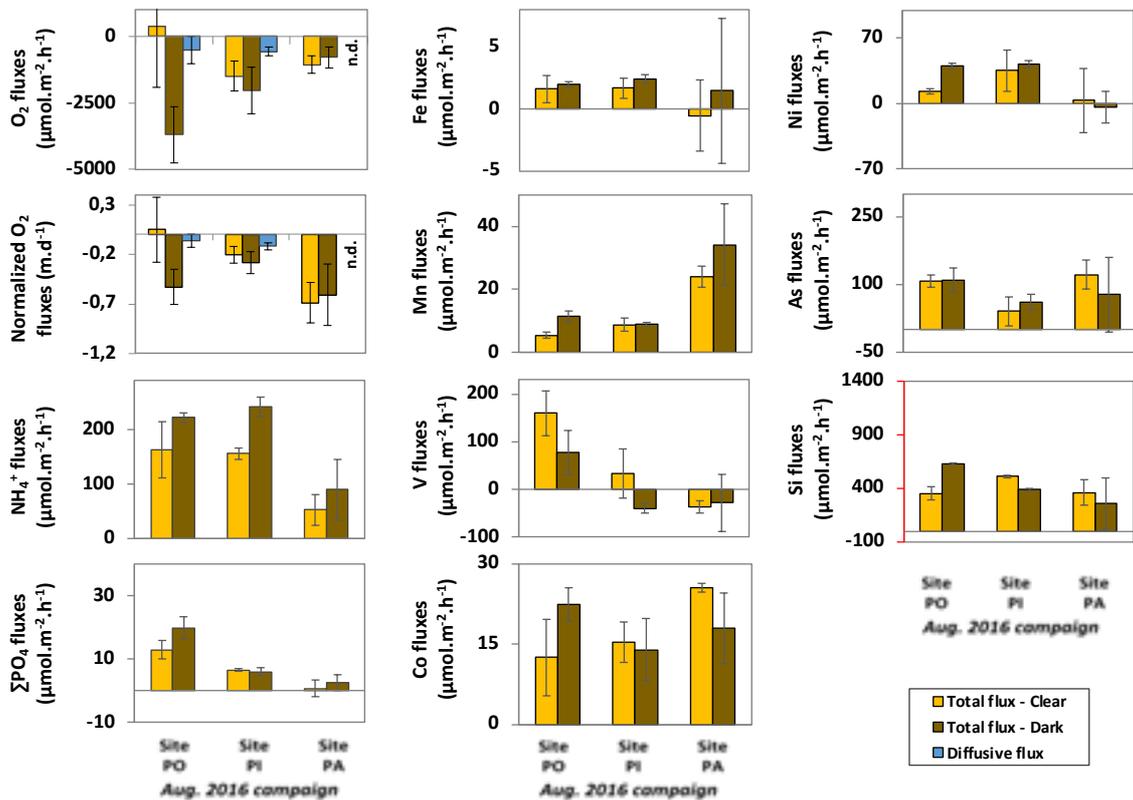


Figure 22: Flux benthiques en oxygène, nutriments et éléments traces mesurés au moyens de chambres benthiques opaques et claires dans les sites PO, PI et PA dans l'étang de Berre en août 2016. Les flux diffusifs en oxygène obtenus à partir des profils verticaux et les flux normalisés en oxygène (divisée par la concentrations en oxygène dans l'eau de fond) sont aussi reportés.

du microphytobenthos ont montré leur importance dans la présence d'oxydants plus en profondeur et les plus forts taux de minéralisation. Dans les milieux impactés par des désoxygénations fréquentes, la plus faible disponibilité de l'oxygène et l'absence de macrofaune, font que la minéralisation de la MO était essentiellement effectuée par des processus anaérobies, et plus particulièrement la sulfatoréduction, se traduisant ainsi par des taux de minéralisation de MO plus faibles.

2.3.2. Impact sur les flux d'oxygène à l'IES

Les flux totaux de respiration de l'oxygène, obtenus à partir des chambres benthiques sombres, montrent une diminution de l'oxygène avec la profondeur et les concentrations en oxygène (Figure 22) traduisant, sans surprise l'importance de la disponibilité en oxygène dans la colonne d'eau sur ces flux, comme vu par ailleurs (Glud, 2008). Ces flux ont été normalisés par rapport aux concentrations en oxygène au moment du prélèvement permettant de s'affranchir de la disponibilité de l'oxygène (ici nous faisons l'hypothèse d'une relation flux/concentration en oxygène constante). Les flux normalisés montrent des valeurs similaires entre PO et PA et des valeurs plus faibles sur PI, indiquant une demande en oxygène similaire pour une même concentration en oxygène sur le site rarement et fréquemment impacté par les phénomènes

de désoxygénation, et plus faible dans celui impactés de manière ponctuelle.

Les flux diffusifs qui ont pu être mesurés à partir des profils d'oxygène dans les sédiments, sont entre 3 et 7 fois inférieurs aux flux totaux dans les sites PI et PO respectivement (Figure 22), soulignant la contribution importante de la macrofaune benthique (tels que *Musculista senhousia* ou *Hediste succinea*) et est appuyé par la présence de tubes oxygénés dans les microprofils d'oxygène de mai et août 2016 (Figure 21). Ainsi la présence d'une communauté fonctionnelle d'organismes macrobenthiques bioturbateurs dans les milieux peu/pas impactés par la désoxygénation favorise la consommation benthique en oxygène dans les zones bien oxygénée. Ces données concordant avec les connaissances sur l'influence de la macrofaune dans d'autres sites côtiers (e.g., Lichtschlag et al., 2015, Gammal et al., 2017). L'absence de macrofaune benthique dans le site impacté par la désoxygénation, ne permet donc pas d'expliquer les fortes demandes en oxygène. Ici, la consommation d'oxygène pour l'oxydation des espèces chimiques réduites (ex: H₂S) accumulées dans les sédiments sont la cause de la demande potentielle importante en oxygène (Seitaj et al., 2017).

Dans les zones peu profondes les chambres benthiques claires, montrent des flux inférieurs aux flux mesurés dans les chambres benthiques noires. Ceci illustre l'important rôle du microphytobenthos sur les flux qui

contribue, en plus d'une meilleure oxygénation du sédiment comme vu précédemment, à limiter la consommation d'oxygène (site PI), voire à l'inverser (site PO), pouvant faire alors du sédiment une source nette d'oxygène pour la colonne d'eau (Thouzeau et al., 2007).

→ Ainsi, ce travail permet de montrer que dans les milieux impactés par des conditions fréquemment désoxygénées, même si la demande benthique est potentiellement élevée (du fait de l'accumulation d'espèces réduites dans les sédiments), la consommation d'oxygène effective est fortement limitée par sa disponibilité dans la colonne d'eau et du fait de l'absence de macrofaune benthique. Dans les sites rarement impactés par de la désoxygénation, la demande benthique en oxygène est maximum du fait de la présence de macrofaune bioturbatrice et de la forte disponibilité en oxygène, mais peut être contrebalancée par des processus de photosynthèse lorsque les conditions de lumière sont favorables dans les sites les moins profonds.

2.3.3. Impacts sur le recyclage et stockage des nutriments

Les flux mesurés à partir des chambres benthiques indiquent des flux du sédiment vers la colonne d'eau pour NH_4^+ et PO_4^{3-} (Figure 22) en accord avec les gradients de concentrations observés à l'interface eau-sédiment. Les flux de NH_4^+ sont plus importants dans les sites PO et PI en comparaison au site PA, et décroissent entre PO, PI et PA pour PO_4^{3-} . Ces variations de flux coïncident avec les intensités de minéralisation de la matière organique identifiées précédemment et suggèrent donc que les conditions d'oxygénation contrastées rencontrées dans l'étang de Berre génère des modifications sur les intensités des processus de minéralisation de la matière organique et sur les flux de nutriments à l'interface eau-sédiment: maximum en zone peu profonde et minimum en zone profonde. Comme pour l'oxygène, la macrofaune contribue aussi très certainement au plus fortes intensités de flux observés pour les nutriments sur le site PO. Il est à noter que malgré les gradients important de NO_3^- dans les eaux porales du sédiment de surface sur le site PO laissant suggérer un flux sortant de NO_3^- , ces flux n'ont pas été détectés avec les chambres benthiques suggérant des transferts nets négligeables, probablement du fait de sa forte demande dans les sédiments de surface pour la dénitrification.

La plus faible minéralisation de la MO dans les sites faiblement oxygénés devrait s'accompagner de sa meilleure accumulation/préservation dans les sédiments. Ces sites, devraient donc constituer des sites favorables pour le stockage du C et des nutriments dans le sédiment comme montré par ailleurs (Lichtschlag et al., 2015). Ceci est vrai dans

les sédiments de surface qui apparaissent plus enrichis en MO (TOC, TN) sur le site désoxygénée (PA) en comparaison aux sites mieux oxygénés (PO et PI) (Figure 20). Cependant, les profils de concentration de ces éléments en fonction de la profondeur dans les sédiments montrent que les concentrations tendent à atteindre les mêmes concentrations dans le fond des carottes. Cela suggère que malgré les plus faibles taux de minéralisation en site désoxygéné, la MO disponible labile déposée sur le sédiment de surface est au final dégradée durant son enfouissement dans des proportions similaires que dans les sites mieux oxygénés. La seule différence étant que dans le site désoxygéné cette minéralisation nécessite plus de temps (plus de profondeur) pour être minéralisée. La concentration de C, N et P dans les sédiments enfouis étant à peu près la même peu importe la fréquence des phénomènes de désoxygénation. Les flux d'export seront donc conditionnés par les taux de sédimentation entre les 3 sites, et non pas par les conditions d'oxygénation.

→ Ce travail a permis de montrer que les phénomènes de désoxygénation fréquents sur un site limitent les cinétiques de dégradation de la MO et les flux de nutriments qui en résultent vers la colonne d'eau et favorise ainsi leurs accumulations dans la couche de surface des sédiments. Cependant, la quantité de MO qui y était finalement minéralisée (sur les 15 cm de sédiments considérés) était similaire à celle des sites plus oxygénés. Ainsi, bien que la limitation de la disponibilité en oxydants plus favorables et que l'absence de macrofaune ralentissait les cinétiques de minéralisation de la MO, celle-ci se faisait finalement en proportion assez similaires aux sites bien oxygénés, mais distribué sur une épaisseur de sédiment plus importante et donc sur un temps plus long.

2.3.4. Impact sur la mobilité et le relargage des éléments traces à l'IES

Les profils de concentrations le long du continuum colonne d'eau-sédiment indiquent des concentrations de la plupart des éléments traces dans les eaux porales entre 2 et 10 fois supérieures aux concentrations dans la colonne d'eau (Figure 19). Ceci indique que les processus de libération dans les eaux porales dominent majoritairement les réactions de piégeage contribuant ainsi à faire du sédiment une source nette en éléments traces pour la colonne d'eau.

Les remobilisations de ces éléments dans les eaux porales apparaissent pour certains d'entre eux bien localisées dans les sédiments et peuvent être associés aux principales réactions diagénétiques identifiées précédemment. Pour Co et Ni qui présentent des pics dans les sédiments de surface sur les sites PO et PI, leur remobilisation peut être directement associée à la réduction des oxydes de Mn qui a été identifiée précédemment. Ces éléments sont associés par co-

précipitation sur ces oxydes et sont libérés durant leur dissolution. Pour As, Ni et V qui présentent des pics en subsurface sur PO, à partir de la zone d'apparition des sulfures, zone à partir de laquelle les oxydes de Fe-Mn sont épuisés, leur mobilité est probablement associée à des processus d'adsorption: ces éléments sont maintenus en phase particulaire par adsorption sur les oxydes de Fe-Mn et ne sont remobilisés dans les eaux porales qu'à partir du moment où cette phase est dissoute. Un enrichissement en ces éléments dans les eaux porales de surface au niveau du site PA appuie cette hypothèse. Pour les autres éléments (Cr, Cu) aucune réaction de remobilisation claire n'est visible, suggérant des augmentations de leur concentrations en profondeur par des équilibres dissous-particulaire conservatifs ou des bilans remobilisation-piégeage plus complexes.

Les résultats obtenus sur les flux au moyen des chambres benthiques qui ont pu être validés (sans contamination sur les chambres témoins) confirment les transferts des sédiments vers la colonne d'eau pour As et Co sur PO, PI, PA (Figure 22). C'est aussi le cas pour Ni sur PO et PI. L'absence de flux de Ni significatifs sur PA est cependant cohérent avec le très faible gradient de concentrations observé entre les eaux porales et la colonne d'eau. Le cas de V est intéressant en présentant un flux positif sur PO, mais non significatif ou négatif sur PI et PA en opposition avec les gradients de concentrations. La présence de conditions réduites favorise probablement le piégeage de V dans les sédiments de surface par changement de spéciation pour une forme moins soluble.

➔ Ainsi les flux des éléments traces à l'interface eau-sédiment apparaissent essentiellement conditionnés par les gradients de concentrations entre la colonne d'eau et les eaux porales, eux-mêmes conditionnés par les réactions diagénétiques dans les sédiments de surface. Il a été possible de montrer que le sédiment dans l'étang de Berre constituait une source de As et Ni indépendamment de la fréquence des désoxygénations. En revanche, il est apparu que les conditions désoxygénées limitaient le relargage de Ni et V (et probablement de Cu) en lien avec la présence de réactions de piégeage prévalant au niveau de l'interface eau-sédiment en conditions désoxygénée.

2.4. Impact de la désoxygénation saisonnière et de l'anoxie brusque dans l'étang de Berre

L'impact de la désoxygénation saisonnière a été étudiée dans le cadre du projet PREDHYPO que j'ai co-coordonné (financement A*MIDEX, 2015-2016). Ces travaux ont porté sur le site PI dans l'étang de Berre, sur lequel des mesures ont été effectuées à cinq reprises permettant de recouper les différentes saisons (mai 2015, août 2015, janvier 2016, mai 2016 et août 2016). Durant ces campagnes, les conditions d'oxygénation rencontrées fluctuaient entre des

conditions bien oxygénées (mai 2015, janvier 2016 et mai 2016), des conditions hypoxiques (août 2016) et hypoxiques après un épisode d'anoxie d'une durée cumulée de 8 jours (août 2015). L'origine de l'anoxie survenue en août 2015 correspond à l'occurrence de plusieurs épisodes de mistral de relativement faible intensité (<10 m/s) ayant engendré la remontée vers le nord de la masse d'eau anoxique profonde du sud du grand étang jusqu'au site PI. L'état de la macrofaune durant ces campagnes est marqué par une densité relativement élevée en mai 2015 (2100 ± 900 individu/m²), chutant à 0 suite à une mortalité de masse durant l'épisode d'anoxie d'août 2015, et une rapide recolonisation au cours de l'année suivante, avec 1040 ± 110 individu/m² et 960 ± 110 individu/m² en janvier et mai 2016 et 300 ± 40 individus/m² en août 2016.

Sur chaque site, la mesure des conditions physicochimiques, des concentrations en espèces biogéochimiques majeures, nutriments et éléments traces le long de profils verticaux dans la colonne d'eau/sédiment ont été obtenues à partir du déploiement de sondes verticales, de bouteilles de prélèvement horizontales, du préleveur d'interface SUSANE, d'un profileur de microélectrodes et de carottes de sédiment. Pour l'estimation des flux benthiques, les profils d'oxygène à l'IES obtenues par le profileur ont permis de déterminer les flux diffusifs, et les flux totaux ont été obtenus à partir des chambres benthiques claires et sombres.

Les résultats sur le cycle de l'oxygène ont été publiés dans [Rigaud et al. \(2021\)](#) et les données sur les nutriments et éléments traces sont en cours de publication.

2.4.1. Impact sur la minéralisation de la MO et les réactions diagénétiques

La forte augmentation des concentrations en tCO₂, NH₄⁺ et PO₄³⁻ avec la profondeur dans les eaux interstitielles confirment l'intense reminéralisation de la matière organique dans les sédiments sur le site PI (Figure 23). L'évolution des concentrations avec la profondeur sont assez similaires entre elles quelques soient les saisons, excepté en août 2015, après l'épisode d'anoxie, où un enrichissement en tCO₂, NH₄⁺ et PO₄³⁻ dans les 7 premiers centimètres atteignant des concentrations entre x2 et x20 par rapport aux autres saisons. Ces augmentations s'observent aussi dans la couche benthique pour NH₄⁺ et PO₄³⁻. Ces augmentations peuvent être attribuées à la mortalité de masse des organismes benthiques durant l'anoxie ayant entraîné la forte accumulation et dégradation de MO fraîche dans les sédiments de surface et l'accumulation dans les eaux porales et les eaux de fond des produits de cette minéralisation et/ou par des processus de relargage ayant été favorisés par l'anoxie en conditions réduites. Les rapports élémentaires C/N et C/P des enrichissements observés

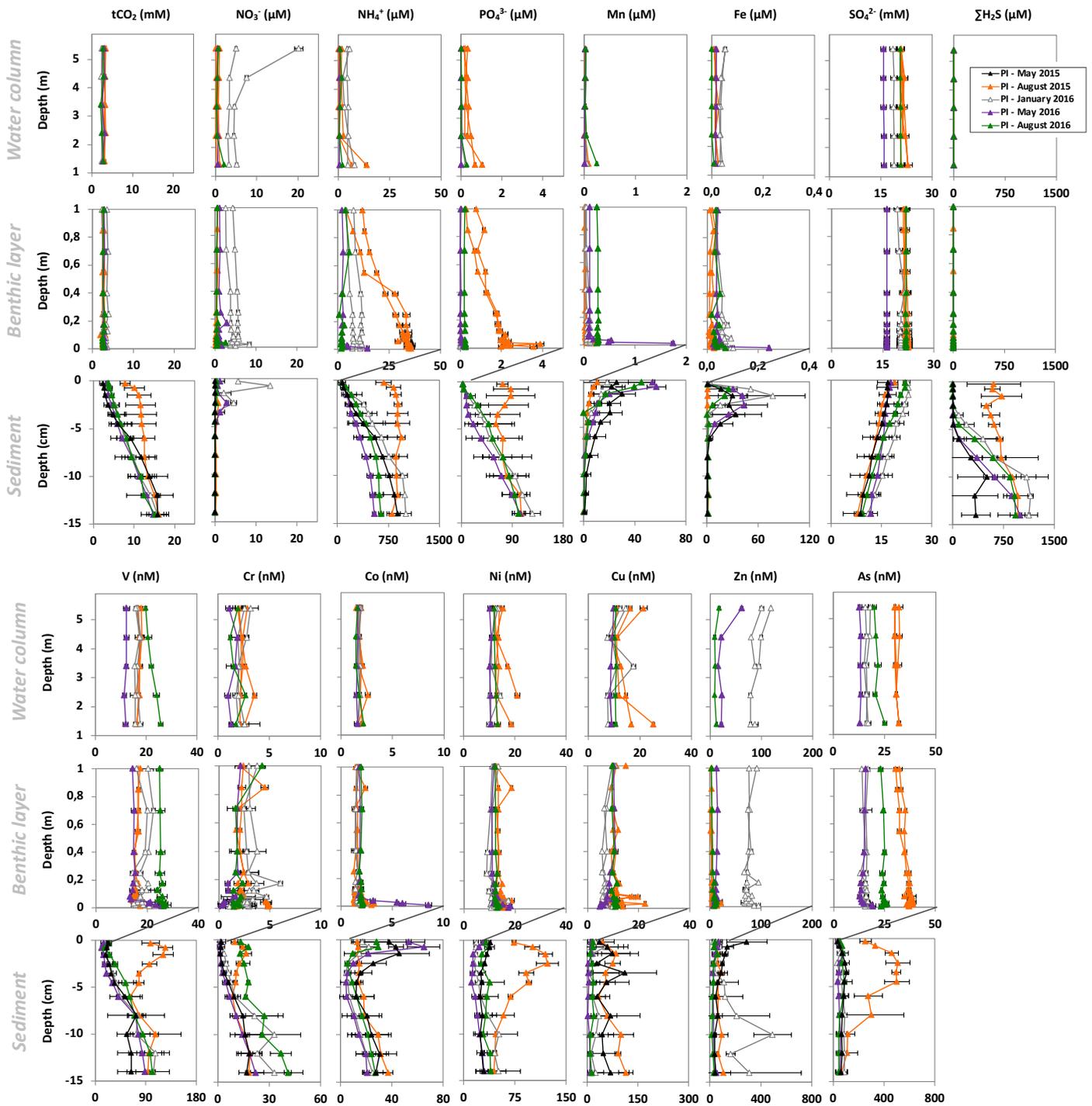


Figure 23: Profils verticaux de concentration des principales espèces chimiques dissoutes (majeurs, nutriments et éléments traces) mesurées dans la colonne d'eau, la couche benthique et les eaux porales dans le site PI de l'étang de Berre au cours des différentes campagnes saisonnières

dans les eaux porales de surface ($C/N = 7.1$ et $C/P = 95$) présentent des valeurs intermédiaires entre la signature pour la macrofaune benthique (exemple pour *Mytilus sp.*; $C/N = 4,9 \pm 0,8$ et $C/P = 147 \pm 47$; [M. Richard, communication personnelle](#)) et de la phase particulière du sédiment de surface avant la crise anoxique ($C/N = 8,0-8,9$ et $C/P = 79-89$), suggérant donc une contribution de ces deux processus à l'enrichissement de N et P dans les eaux porales du sédiment de surface. Le relargage de PO_4^{3-} dans les eaux porales peut être associé à sa libération durant la

dissolution réductrice des oxy-hydroxydes de Fe sur lesquels ils étaient associés (Cf ci-dessous). Pour NH_4^+ , des processus de désorption pourraient aussi être en cause (e.g., [Morse et Morin, 2004](#)).

Les pénétrations d'oxygène mesurées en août 2015 ($0,7 \pm 0,2$ mm) sont les plus faibles mesurées sur ce site sur l'ensemble des campagnes (Figure 25). Durant les autres campagnes elles étaient entre 2 et 5 fois plus importantes: $3,4 \pm 1,3$ mm en mai 2015 (avant la crise), $2,5 \pm 0,5$ mm, $2,6 \pm 0,3$ mm et $1,5 \pm 0,4$ mm en

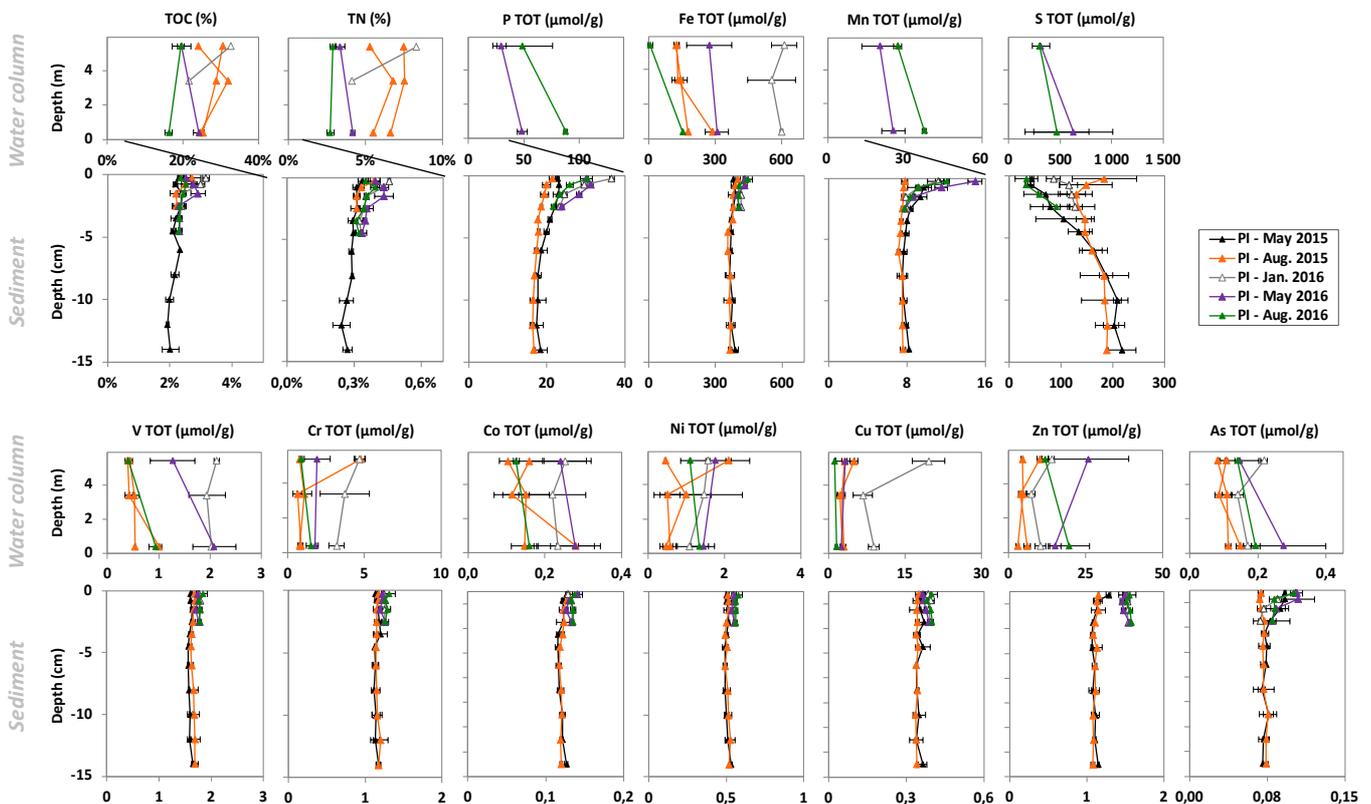


Figure 24: Profils verticaux de concentrations des principales espèces chimiques particulières (majeurs, nutriments et éléments traces) mesurées dans les matières en suspensions et sédiment dans le site PI de l'étang de Berre au cours des différentes campagnes saisonnières

janvier, mai et août 2016 (soit 5, 9 et 12 mois après la crise), respectivement. Les profils d'oxygène révèlent la présence de terriers actifs jusqu'à 24 mm de profondeur en mai 2015 (avant la crise) et en mai et août 2016 (soit plus de 9 mois après l'épisode d'anoxie). Ces terriers ne sont pas observés en janvier 2016, 6 mois la crise. Les plus faibles pénétrations d'oxygène en août 2015 sont associées à la forte consommation d'oxygène par l'oxydation des espèces chimiques réduites du sédiment s'étant accumulée durant l'épisode d'anoxie. La pénétration d'oxygène dans le sédiment est à cette période uniquement contrôlée par la diffusion moléculaire, l'ensemble de la macrofaune étant morte. Après cette épisode, l'oxydation progressive des espèces chimiques réduites et la recolonisation du sédiment par la macrofaune permet sa pénétration plus en profondeur dans les sédiment. Les concentrations en NO_3^- sont maximales dans les eaux porales de surface lorsque les conditions sont bien oxygénées dans la colonne d'eau, en janvier et dans une moindre mesure en mai 2016, et sont attribuées à une plus forte production de NO_3^- par réoxydation de NH_4^+ durant ces périodes (Figure 23). Durant les autres périodes, la consommation de NO_3^- par dénitrification domine le cycle de N. Les concentrations en Mn et Fe dissous peuvent se résumer à des pics en surface, entre 0 et 3 cm, (Mn) et subsurface, entre 1 et 5 cm, (Fe) dans les eaux porales assez similaires entre les campagnes. La seule

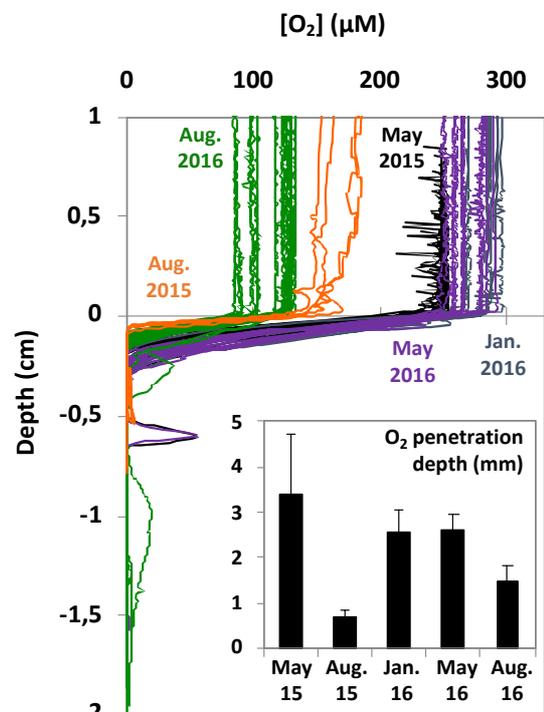


Figure 25: Profils d'oxygène et profondeur de pénétration de l'oxygène mesurés dans le site PI de l'étang de Berre au cours des différentes campagnes saisonnières.

exception concerne encore la campagne d'août 2015 durant laquelle ont été observées les plus faibles concentrations en Mn et l'absence de pic de Fe dans les eaux porales (concentrations proches ou inférieures à la limite de quantification) sur tout le profil. Il est intéressant de constater qu'en janvier 2016, soit 6 mois après la crise d'anoxie et campagne durant laquelle les plus fortes conditions d'oxygénation ont été rencontrées, les concentrations en Mn sont aussi relativement faibles, et la disparition du Fe s'observe dès 3 cm de profondeur, alors qu'ils disparaissaient à partir de 6 cm de profondeur en mai 2015 (avant la crise). Ces pics de Fe et Mn indiquent que les réactions de réduction des oxy-hydroxydes de Mn et Fe se produisent dès la surface (Mn) ou subsurface (Fe) quelle que soit la saison en dehors de période de crise d'anoxie. La diminution de leurs concentrations en profondeur traduit des réactions de piégeage en lien avec les réactions de précipitations sous forme de carbonates (Mn) et sulfures (Mn et Fe), qui se produisent à partir de 1-2 cm pour Mn et à partir de 3-7 cm pour Fe. En revanche, l'absence de pic de Fe et les faibles concentrations en Mn dans les eaux porales en août 2015 indiquent que ces processus de piégeage ont lieu dès la couche de surface en lien avec les conditions réduites des sédiments de surface. Les réactions de réduction des oxydes sont absentes ou fortement limitées du fait de l'épuisement de leur stock durant les conditions anoxiques. En janvier 2016, la réduction des oxydes s'observent en surface mais de manière moins profonde qu'avant la crise. La sulfatoréduction, identifiée par la diminution des concentrations en SO_4^{2-} , s'observe entre 1 et 2 cm de profondeur, et s'accompagne par l'accumulation de sulfures un peu plus en profondeur (3-4 cm), dès la disparition des concentration en Fe. En revanche, en août 2015, la diminution des concentrations en sulfate s'observent dès la première couche de sédiments et les sulfures s'accumulent très fortement (jusqu'à 750 μM) dans les sédiments de surface. En janvier 2016, durant les conditions les plus oxygénées les sulfures apparaissaient dès 4 cm, plus haut qu'avant la crise. De manière intéressante, le S particulaire apparaît aussi fortement enrichi dans les sédiments de surface en août 2015, indiquant l'accumulation de sulfures particuliers dans les sédiments de surface (Figure 24). Fe ne présentant pas de variation de concentration dans la phase particulaire, il est probable qu'il passe directement de la forme oxydée à la forme sulfurées. Alors que pour Mn, les concentrations particulières montrent la disparition de l'enrichissement de surface, suggérant la perte de Mn par transfert vers la colonne d'eau. Ces concentrations diminuent dans la première couche de surface en janvier 2016 puis reprennent les mêmes allures qu'avant la crise en août 2016 suggérant une progressive réoxydation des sulfures au cours du temps avec l'oxygénation.

➔ Ainsi, ce travail confirme que l'apparition de conditions anoxiques a très fortement modifiée la nature et la localisation des réactions diagénétiques dans les sédiments de surface. Tout d'abord, elle a généré la mortalité de la macrofaune ce qui a fourni une importante quantité de biomasse fraîche et l'accumulation dans les eaux interstitielles de surface des produits de sa dégradation (tCO_2 , NH_4^+ et PO_4^{3-}). Ces réactions de minéralisation se sont accompagnées par l'appauvrissement des oxydants et l'accumulation d'espèces chimiques réduites dans les sédiments de surface. Durant la campagne d'août 2015, soit quelques jours après la réoxygénation, les réactions aérobies (et de dénitrification?) sont limitées au premier mm de sédiment de surface et les réactions de réductions des oxy-hydroxydes de Mn et Fe fortement limitées (leurs réservoirs ayant été appauvris). La sulfatoréduction et les réactions de piégeage associés à la présence de sulfures, se maintiennent dès l'interface eau-sédiment. Ensuite, l'anoxie, en ayant provoqué la mortalité de la macrofaune, a aussi limité les échanges à l'interface à la seule diffusion moléculaire, ce qui rend la cinétique de réoxydation des sédiments plus longue. Les observations montrent que 5 mois après la crise anoxique, les réactions diagénétiques n'ont pas encore retrouvées leurs localisations d'avant crise. Un délai de 12 mois semble nécessaire pour que le fonctionnement diagénétique et biologique benthique se remette d'une crise anoxique dans l'étang de Berre.

2.4.2. Impact sur les flux d'oxygène à l'IES

Les flux totaux de respiration de l'oxygène, obtenus à partir des chambres benthiques sombres, montrent des variations selon les campagnes mais sans tendance claire, de premier abord, avec l'occurrence de l'épisode d'anoxie (Figure 26). Les flux diffusifs en oxygène étaient similaires sur les sites PI lors des campagnes de 2016 mais étaient deux fois plus élevés en août 2015. Cette observation est cohérente avec les plus faibles pénétrations d'oxygène observées en août 2015 et la forte demande en oxygène pour oxyder les espèces chimiques réduites présentes dans le sédiment de surface. La comparaison entre les flux diffusifs et les flux totaux montre que ces flux ne sont pas significativement différents en août 2015, mais que durant les autres campagnes, les flux totaux étaient entre 3 et 5 fois supérieurs. Ceci supporte que la contribution de la macrofaune benthique au flux total en oxygène est logiquement négligeable après la crise d'anoxie d'août 2015 mais particulièrement importante durant les campagnes de 2016, en lien avec la progressive recolonisation observée du milieu. Cette recolonisation est par ailleurs supportée par la présence d'espèces de macrofaune bioturbatrice et la présence de terriers oxygénés observés jusqu'à 2 cm de profondeur dans les profils d'oxygène de mai et août 2016 (Figure 25). C'est donc, l'activité de

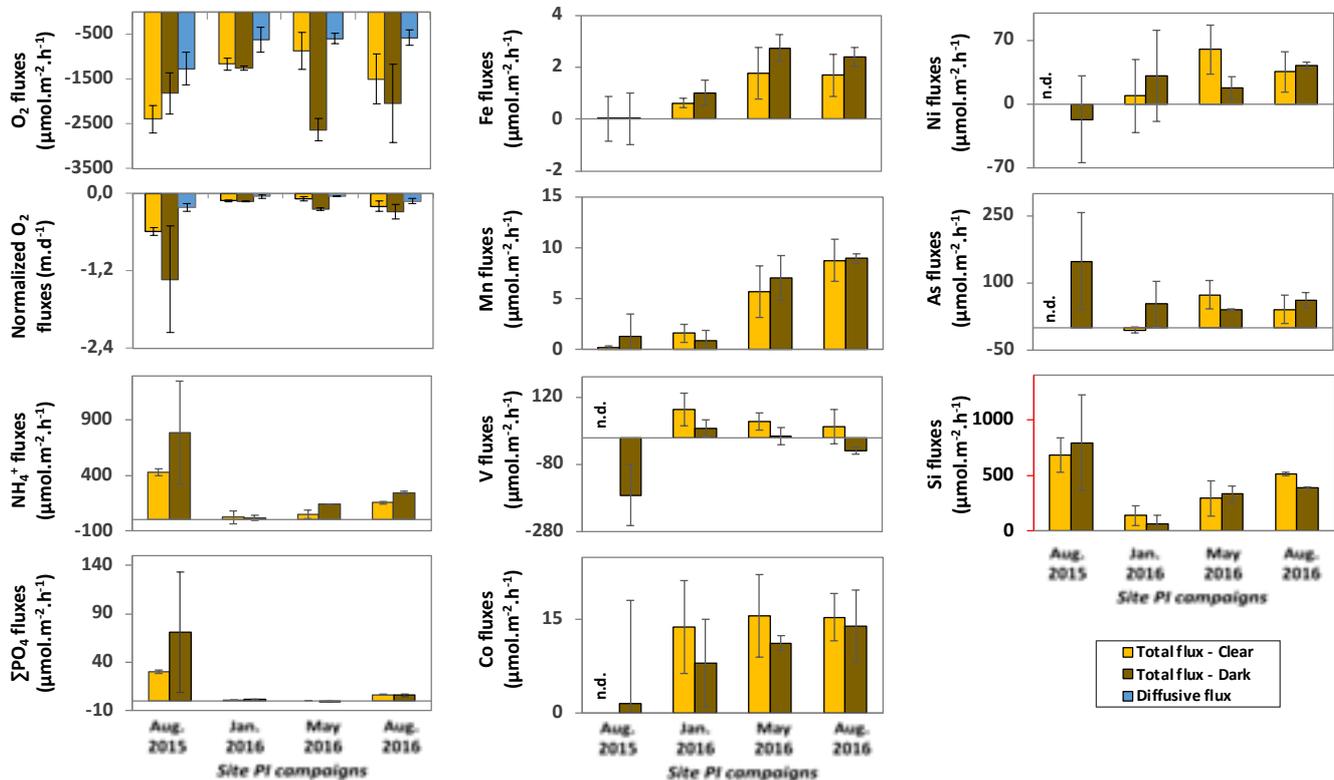


Figure 26: Flux benthiques en oxygène, nutriments et éléments traces mesurés au moyens de chambres benthiques opaques et claires le site PI de l'étang de Berre au cours des différentes campagnes saisonnières. Les flux diffusifs en oxygène obtenus à partir des profils verticaux et les flux normalisés en oxygène (divisée par la concentrations en oxygène dans l'eau de fond) sont aussi

bioturbation qui permet de favoriser les flux totaux en oxygène en mai et août 2016.

Les flux totaux obtenus à partir des chambres claires étaient similaires à ceux mesurés avec les chambres sombres, à l'exception du site PI en mai 2016 où les flux mesurés en chambres claires étaient significativement plus faibles. Ceci est associé à la présence d'une activité photosynthétique benthique du microphytobenthos sur ce site, qui permet de limiter les flux de consommation d'oxygène (e.g., Thouzeau et al., 2007).

Les flux normalisés par rapport aux concentrations en oxygène au moment du prélèvement montrent des valeurs de flux très significativement plus élevés en août 2015, indiquant une demande benthique en oxygène maximale après l'épisode d'anoxie, mais qui demeure, dans les faits, relativement limitée par la disponibilité de l'oxygène dans la colonne d'eau et l'absence de macrofaune benthique bioturbatrice.

➔ Ainsi, ce travail a permis de montrer que l'anoxie ponctuelle a été responsable d'une augmentation importante de la demande benthique en oxygène en raison de l'accumulation importante d'espèces chimiques réduites dans les sédiments de surface associée à l'événement d'anoxie. Une demande benthique en oxygène aussi élevée associée à la « dette en oxygène » des sédiments concorde avec les conclusions précédentes (Morse et Eldrige, 2007 ;

Seitaj et al., 2017). Cependant, cette demande est restée cependant relativement limitée du fait de la faible disponibilité de l'oxygène dans la colonne d'eau et par la mortalité massive de la communauté macrobenthique, limitant ce flux à sa seule diffusion moléculaire. La recolonisation progressive du sédiment par la macrofaune a alors progressivement permis d'augmenter la demande benthique en oxygène tout en favorisant la réoxydation progressive des espèces chimiques réduites. L'activité photosynthétique du microphytobenthos a aussi été montré capable, sur ce site (à 5.9 m de profondeur), de diminuer ponctuellement la consommation d'oxygène de la colonne d'eau lorsque les conditions étaient favorables, bien qu'elle n'ait pas permis d'inverser les flux, comme observé sur les zones moins profondes de l'étang de Berre (i.e., site PO, voir Chapitre 2.3).

2.4.3. Impacts sur le recyclage et flux de nutriments

Les flux de PO₄³⁻ et NH₄⁺, montrent des tendances similaires au cours du temps avec des flux positifs maximum observés en août 2015 après l'épisode d'anoxie, des flux minimum ou non significatifs en janvier 2016 et qui montrent une augmentation progressive au cours du temps entre janvier et août 2016 (Figure 26). Les flux maximum en août 2015 peuvent être directement associés au relargage par diffusion de PO₄³⁻ et NH₄⁺ accumulés en grande quantité dans les eaux porales de surface durant

l'épisode d'anoxie, en cohérence avec les gradients de concentrations qui sont les plus forts jamais mesurés sur ce site (Figure 23). Les flux très faibles de PO_4^{3-} et non significatifs de NH_4^+ en janvier 2016, soit 5 mois après l'épisode d'anoxie, sont associés à la forte diminution des concentrations en PO_4^{3-} et NH_4^+ dans les eaux porales des sédiments de surface en lien avec les bonnes conditions d'oxygénation. La bonne pénétration de l'oxygène dans les sédiments de surface a permis le piégeage de PO_4^{3-} par adsorption sur les oxydes de Fe qui ont eu le temps de se reconstituer depuis la crise d'anoxie (Figure 24), limitant ainsi fortement les flux de PO_4^{3-} vers la colonne d'eau. Pour NH_4^+ , la présence de bonnes conditions d'oxygénation permet son oxydation dans la couche aérobie de surface, ce qui est confirmé par la présence de NO_3^- en surface (Figure 23), et qui dans ce cas, empêche le transfert de NH_4^+ vers la colonne d'eau. Ces flux non significatifs ou faibles sont observés malgré la présence d'une macrofaune relativement dense et similaire aux densités observées en mai 2016. La macrofaune benthique étant constituée essentiellement de juvéniles en janvier 2016, au mieux âgés de 4 mois, a probablement une activité de bioturbation limitée comme le supporte l'absence de terriers actifs sur les profils d'oxygène durant cette campagne (Figure 25). En mai, la macrofaune est plus âgée et active (confirmé par la présence de terriers actifs en profondeur) et en lien probable avec l'augmentation des températures. Ainsi, l'augmentation des flux entre janvier et mai peut ainsi être essentiellement expliquée par une meilleure activité de bioturbation. En août 2016, les conditions hypoxiques limitent les processus de piégeage de PO_4^{3-} et de réoxydation NH_4^+ , comme le montrent les concentrations plus élevées de ces espèces chimiques dans les eaux porales (Figure 23) et concentrations plus faibles dans la phase particulaire (Figure 24). Sur cette campagne, bien que la macrofaune soit moins dense, son activité est probablement encore suffisante, tels que vu avec la présence de terriers actifs, pour contribuer à maintenir favoriser des flux relativement important vers la colonne d'eau.

➔ Ainsi, l'occurrence d'un épisode d'anoxie sur un site, favorise grandement les flux de nutriments (PO_4^{3-} et NH_4^+) vers la colonne d'eau du fait de l'accumulation de ces espèces chimiques dans les eaux porales. En dehors de cette situation, les flux sont apparus limités lors de conditions de forte oxygénation du fait du rôle de l'oxygène dans le piégeage de PO_4^{3-} et de réoxydation de NH_4^+ dans les sédiments de surface (phénomène maximum en période hivernale), et l'activité de la macrofaune, qui elle dépend des températures (maximale en été), des conditions d'oxygénation (minimale en été) mais aussi du temps écoulé depuis l'épisode d'anoxie et de sa capacité de recolonisation.

2.4.4. Impact sur la mobilité et le relargage des éléments traces à l'IES

Les profils de concentrations des éléments traces dans les eaux porales montrent que V, Ni, As, Cr et Cu présentent en août 2015 des forts (x5-30) enrichissements dans les sédiments de surface (i.e., jusqu'à env. 7 cm) et avec des concentrations maximales entre 1 et 3 cm (Figure 23). Ceci suggère que ces éléments ont été remobilisés durant l'épisode d'anoxie et étaient donc associés à la MO fraîchement décomposées et/ou aux oxydes de Mn et Fe qui ont été réduits. Pour Cr et Cu, qui présentent à d'autres campagnes des concentrations importantes dans les eaux porales (mai 2015 pour Cu et août 2016 pour Cr), des processus autres que ceux associés à l'anoxie peuvent aussi ponctuellement contribuer à leur remobilisation. En revanche, Co présente l'absence de remobilisation en août 2015, atteignant durant cette campagne les concentrations les plus faibles dans les eaux interstitielles. Le cas de Zn est aussi particulier car il ne présente en août 2015 aucun enrichissement.

Les profils en phase particulaire restent à peu près similaires sur toutes les campagnes pour ces éléments (excepté As, cf ci-dessous) malgré la remobilisation observée pour certains d'entre eux (Figure 24). La particularité de la campagne d'août 2015 est la présence de H_2S dans les eaux porales dès la surface du sédiment, la diminution/disparition des réservoirs d'oxydes et l'enrichissement en S particulaire. La plupart des éléments sont connus pour avoir une forte affinité pour les sulfures. Ces résultats suggèrent que bien qu'une part de ces éléments soit libérée dans les eaux porales, ils restent majoritairement piégés dans la phase particulaire. La remobilisation observée dans les eaux porales ne constitue donc qu'une étape de passage durant leur changement de phase porteuse (phase oxydée particulaire > phase dissoute dans les eaux porales > phase sulfurée particulaire). Les valeurs de concentrations observées dans les eaux porales reflétant donc la résultante de la compétition cinétique entre leur remobilisation et leur piégeage. Cette compétition semble être très favorable au processus de piégeage pour Co et Zn (qui sont appauvri ou ne montrent pas d'enrichissement) et moins forts pour les autres éléments montrant des enrichissements dans les eaux porales.

Le cas de As est particulier car il est le seul élément montrant un appauvrissement dans la phase particulaire des sédiments de surface en août 2015 (Figure 24), indiquant un processus de libération important et un processus de piégeage sous forme de sulfure particulaire moins efficace que pour les autres éléments. Les flux mesurés à partir des chambres benthiques (Figure 26) montrent qu'en août 2015, As est aussi le seul élément pour lequel des flux vers la colonne d'eau sont observés. C'est aussi le seul élément qui présente un enrichissement dans la couche

benthique et la colonne d'eau en août 2015 en comparaison avec les autres campagnes. Ainsi, l'absence de piégeage efficace de cet élément dans les sédiments de surface permet sa diffusion des sédiments vers la colonne d'eau. Pour les autres éléments dont les flux ont pu être mesurés en août 2015 en revanche, les flux sont négatifs (V) ou non significatifs (Ni et Co), malgré leur enrichissements et les gradients de concentrations dans les eaux porales de surface. Ceci indique que pour ces éléments, un piégeage se fait au niveau de l'IES, à une échelle non détectable avec la résolution verticale centimétrique disponible ici. Ce constat est cohérent avec les flux de Fe et Mn qui ne sont pas significatifs en août 2015.

Après plusieurs mois de réoxygénation, les profils dans les eaux porales montrent la disparition des enrichissements des éléments traces observés en août 2015 (Figure 23). La probable relibération progressive des éléments traces durant la réoxydation des sulfures n'est donc pas suffisamment rapide pour permettre leur enrichissement dans les eaux porales. Cependant, des flux majoritairement vers la colonne d'eau sont observés pour l'ensemble des éléments traces, comme pour Fe et Mn (Figure 26). Ici, il est probable que la réinstallation progressive du recyclage des oxydes de Fe et Mn dans les sédiments de surface (précipitation sous forme d'oxydes à l'IES et dissolution réductive en subsurface) s'accompagne par le recyclage des éléments traces de manière plus classique (piégeage en surface, remobilisation en subsurface) sans bloquer entièrement leur diffusion vers la colonne d'eau. La recolonisation des sédiments par la macrofaune bioturbatrice peut aussi contribuer à favoriser ces flux.

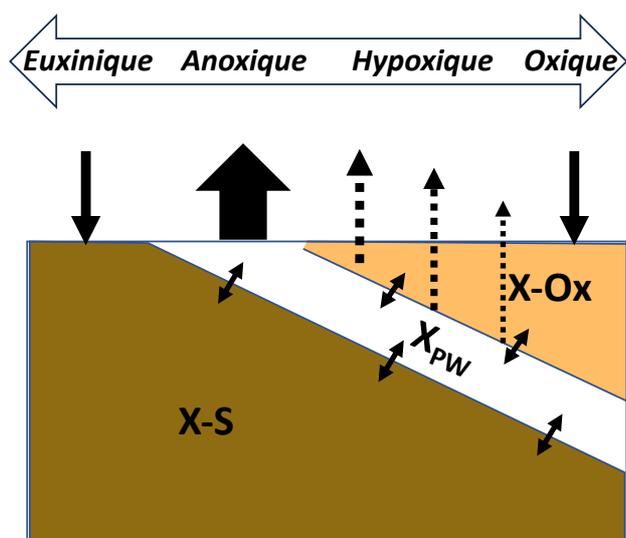


Figure 27: Schéma conceptuel illustrant l'évolution des flux à l'interface eau-sédiment des principaux éléments traces selon les conditions d'oxygénation de la colonne d'eau et les réactions de piégeage/remobilisation à l'interface eau-sédiment.

→ Ainsi, ce travail montre que l'influence de l'anoxie brusque dans l'étang de Berre, modifie la diagenèse

précoce des éléments traces, mais avec des comportements qui vont varier selon les éléments et leur affinité avec les phases porteuses en jeu. De manière générale, l'anoxie soudaine favorise la libération brusque de la plupart des éléments traces dans les eaux porales de surface, en lien avec la dégradation de la MO et/ou la réduction rapide des oxydes de Fe/Mn auxquels ils étaient associés. La présence de sulfures dans les sédiments de surface est apparue comme un piège important pour la plupart des éléments traces limitant leur accumulation dans les eaux porales et leur transfert vers la colonne d'eau. Pour As, qui semble avoir une moins forte affinité pour les sulfures, son transfert vers la colonne d'eau a été favorisé. Ceci indique que suite à un événement d'anoxie, les flux sortant d'éléments traces vont dépendre de la compétition cinétique existante entre le processus de libération depuis la phase porteuse (réduction oxydes/dégradation de la MO) et le processus de piégeage dans le sédiment (sulfures), pouvant entraîner la libération et/ou le piégeage plus ou moins important. La quantité d'éléments traces transférée vers la colonne d'eau dépendra donc de la rapidité de la transition entre les conditions anoxiques et les conditions euxiniques (une transition lente favorisera le relargage). Dans le cas de l'advection brusque d'une masse d'eau euxinique, la majeure partie des éléments traces restera probablement piégée. Cependant, l'advection d'une masse d'eau anoxique (non euxinique) favorisera le relargage vers la colonne d'eau. Le phénomène inverse est probablement à l'œuvre durant le transfert de conditions euxiniques vers oxyques.

A partir de ce constat, une représentation conceptuelle des échanges des éléments traces couplé aux cycles des oxydes (Fe/Mn) et S peut être proposée (Figure 27). Il montre l'évolution des flux à l'IES est surtout contraint par la présence de réactions de piégeage dans les sédiments de surface qui dominent en conditions euxiniques et conditions oxyques, et qu'en conditions anoxiques, ces processus n'étant pas à l'œuvre, les flux sont maximums. En conditions hypoxiques/oxyques cependant, le piégeage partiel des éléments traces diffusant depuis la zone de remobilisation vers l'IES au travers la couche oxyque, ne permet pas d'empêcher complètement les flux. Si ce schéma simplifié permet de montrer les conditions les plus favorables au piégeage/remobilisation des éléments traces, il ne permet cependant pas d'illustrer la dynamique de ces flux qui ne suivront pas une réponse linéaire aux variations des conditions d'oxygénation de la colonne d'eau, et sera fonction des cinétiques de piégeage/remobilisation et les gradients de concentrations en résultant.

2.5. Processus biogéochimiques benthiques non stationnaires en réponse à des fluctuations nyctémérales des conditions d'oxygénation dans une flaque intertidale du bassin d'Arcachon

Afin de mieux comprendre l'évolution des réactions diagénétiques et flux à l'IES en réponse à des variations des conditions d'oxygénation sur de courtes (ex: horaires) échelles de temps, j'ai pu conduire un travail sur des flaques intertidales dans les vasières du bassin d'Arcachon. Les flaques intertidales sont particulièrement intéressantes pour ce type d'étude car les sédiments qu'elles contiennent vont être soumis à des variations temporelles d'oxygène au cours des cycles diurnes et tidaux qui sont particulièrement exacerbées en raison de leurs faibles volumes et profondeurs (Morris et Taylor, 1983). En effet, si les conditions physicochimiques auxquels sont exposés les sédiments présents dans ces flaques sont celles de la masse d'eau océanique à marée haute, durant les périodes d'isolement des flaques à marée basse, ces conditions peuvent fortement varier selon les conditions de lumière et température atmosphérique le jour ou la nuit. Notamment, il était pressenti que les faibles hauteurs d'eau en période de déconnexion des flaques, allaient exacerber les effets des activités biologiques (photosynthèse ou respiration) et générer de grandes variations d'oxygène à ces échelles de temps.

Dans ce travail, je me suis intéressé aux réactions et flux biogéochimiques à l'interface sédiment-eau dans plusieurs flaques intertidales que j'ai pu reconstruire à partir 1) de mesures continues in situ de concentrations de l'oxygène, des sulfures dissous et du pH dans les eaux interstitielles (le long de profils verticaux à l'échelle horaire ou à une profondeur précise à échelle de la minute) sur plusieurs jours obtenues à l'aide d'un profileur autonome de microélectrodes et 2) des variations temporelles des concentrations des principales espèces chimiques dissoutes (O_2 , NO_3^- , tCO_2 , PO_4^{3-} , NH_4^+ , Si, Mn et Fe) mesurées à partir de prélèvements réguliers dans l'eau emprisonnée dans la flaque tidale à marée basse. Ces travaux ont concerné plusieurs flaques (certaines végétalisées par des *Zostera nolteii* et d'autres non végétalisées) à plusieurs reprises durant des conditions de jour et nuit et à deux saisons. Une extrapolation des flux benthiques obtenus dans ces flaques intertidales a été réalisée à l'échelle du bassin d'Arcachon pour estimer le rôle de ces écosystèmes particulières dans le fonctionnement biogéochimique du bassin d'Arcachon. Ce travail conduit dans le cadre de mon postdoctorat à l'université de Bordeaux a été valorisé dans Rigaud et al., (2018), et seuls ici les principaux résultats pour les flaques non végétalisées seront synthétisés.

2.5.1. Des réactions diagénétiques transitoires

Dans les sédiments de surface, les concentrations en oxygène et sa profondeur de pénétration dans les sédiments variaient au cours des cycles journaliers et tidaux (Figure 28). Quand la flaque était connectée à l'océan à marée haute (jour ou nuit) et lorsque la flaque était isolée à marée basse de nuit, les pénétrations étaient de $1,7 \pm 0,3$ mm. Ces pénétrations augmentaient de manière significative jusqu'à $2,6 \pm 0,4$ mm pendant la journée lorsque la flaque était isolée. Ces augmentations de concentrations coïncidaient avec des augmentations très importantes de la concentration en oxygène dans les premiers mm du sédiment de surface, pouvant atteindre jusqu'à des valeurs de 600 μM . Ces valeurs étaient supérieures aux concentrations dans l'eau de la flaque et ont pu être attribuées à l'activité du microphytobenthos qui était favorisée par les faibles hauteurs d'eau et la bonne luminosité qui atteignaient les sédiments de surface. Les séquences temporelles d'oxygène à haute fréquence dans les eaux porales confirment cette forte augmentation durant les périodes de déconnexion de jour (Figure 29). En revanche, elles montrent aussi une augmentation significative des concentrations en oxygène jusqu'à 1.1 mm de profondeur après la reconnexion entre la flaque et les eaux du bassin pendant les marées de crue diurnes et nocturnes. Cet effet a pu être associé à de l'advection d'eau dans le premier mm du sédiment sous l'effet de l'augmentation de l'hydrodynamisme lors de la reconnexion de la flaque avec les eaux du Bassin.

Les concentrations en sulfures dissous dans les sédiments et leur profondeur d'apparition dans les sédiments (Z_{H_2S}) variaient en phase avec les concentrations en oxygène (Figure 28): les plus faibles profondeurs d'apparition du H_2S et la plus forte concentration de H_2S dans les sédiments sont observés durant les périodes d'isolement de la flaque en période nocturnes et les profondeurs d'apparition étaient maximum et les concentrations minimum durant les périodes d'isolement de la flaque de jour et durant la connexion de la flaque avec les eaux du bassin. Cela a permis de montrer le fort couplage entre la dynamique de l'oxygène et des sulfures dans ces sédiments à l'échelle journalière/tidale. Cependant, il existait toujours un écart significatif de 8.6 ± 3.7 mm entre la profondeur de pénétration de l'oxygène et la profondeur d'apparition du H_2S dans les sédiments indiquant que l'oxygène n'intervenait pas directement dans l'oxydation de H_2S . La production de sulfure dissous résulte de la réduction du sulfate pour l'oxydation de la MO lorsque les autres oxydants plus favorables (O_2 , NO_3^- , oxydes de Mn et Fe) sont épuisés (Jørgensen, 1982).

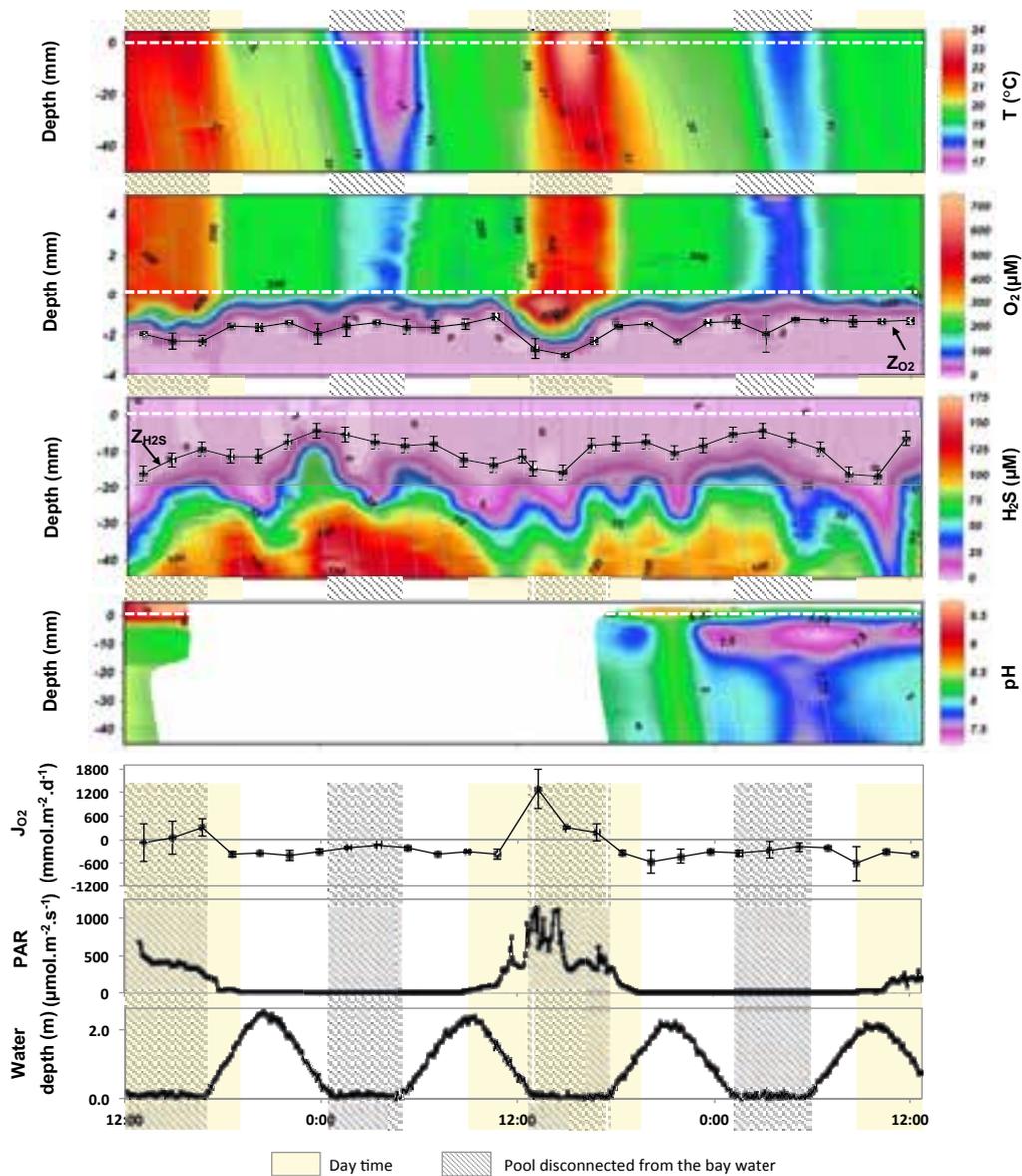


Figure 28: Distribution verticale de la température, des concentrations d'O₂ et de H₂S et du pH dans les sédiments des flaques intertidales mesurés par des microélectrodes pendant une période de 48 h. Les profondeurs de pénétration de l'O₂ (Z_{O_2}), les profondeurs d'apparition du H₂S (Z_{H_2S}) et les flux diffusifs d'O₂ à l'interface sédiment-eau (J_{O_2}) sont également reportés. Les valeurs négatives de J_{O_2} correspondent aux flux de l'eau vers les sédiments. Les valeurs rapportées pour J_{O_2} et Z_{O_2} correspondent à la moyenne de 3 profils et les barres d'erreur correspondent à ± 1 écart type. Les barres d'erreur pour les profondeurs d'apparition du H₂S correspondent à ± 1 mm supposée être l'incertitude sur la détection d'interface sur les profils H₂S. Les lignes pointillées blanches horizontales correspondent à l'interface sédiment-eau. Le PAR et la profondeur de l'eau sont également indiqués avec les périodes pendant lesquelles la flaque était déconnectée de l'eau du bassin (zone en pointillés) et la période diurne (zones légèrement ombrées). L'absence de valeurs de pH est due à une électrode cassée lors de la séquence de profilage.

Cela indique que, même si ces oxydants n'ont pas été mesurés dans les sédiments (la mesure de ces espèces chimiques dans les eaux porales à ces échelles de temps reste un vrai défi technique), ces réactions d'oxydoréduction intermédiaires se sont produites et ont fluctuées dans cet intervalle de profondeur de quelques millimètres avec une cinétique rapide (quelques minutes) afin d'assurer le transfert d'électrons entre O₂ et H₂S.

→ Ceci supporte clairement que les réactions diagénétiques ont la possibilité de varier, avec des oscillations verticales associées à la disponibilité des conditions d'oxygénation dans les sédiments de surface, à ces courtes échelles de temps.

2.5.2. Impact sur les flux de l'oxygène

Les flux diffusifs en oxygène à l'IES dans la flaque présentaient de fortes fluctuations dans le temps (Figure 28). Ces flux indiquaient des consommations par le sédiment relativement constantes lorsque la flaque était connectée aux eaux du bassin ($-375 \pm 100 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) et des consommations légèrement plus faibles pendant la nuit lorsque la flaque était isolée ($-230 \pm 70 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$). Pendant les déconnexions diurnes, les flux s'inversaient et pouvait atteindre des valeurs très élevées (jusqu'à $1290 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$). Lors des phases de déconnexion les concentrations en tCO₂ (résultats non montrés) évoluaient à l'inverse de l'oxygène supportant le rôle de la respiration/photosynthèse au sein du compartiment

benthique dans la dynamique de l'oxygène dans les eaux de la flaque.

Durant les périodes d'isolement de la flaque, l'activité photosynthétique est principalement attribuée à l'activité du microphytobenthos. En effet, les concentrations d'oxygène les plus élevées ont toujours été enregistrées dans la couche supérieure du sédiment pendant la journée (Figures 28 et 29). Ces observations sont cohérentes avec les travaux précédents menés dans les zones intertidales (Jansen et al., 2009 ; Denis et al., 2012 ; Delgard et al., 2012) mais aussi ceux présentés dans les chapitres précédents sur l'étang de Berre.

Pendant la nuit, la diminution de la concentration en oxygène dans l'eau de la flaque peut être attribuée à la respiration de la faune benthique vivant dans la flaque et à sa consommation par le sédiment pour la respiration microbienne et les réactions d'oxydation. Sur la période d'isolement de la flaque en conditions

nocturnes, un bilan de masse sur l'oxygène montre que les flux diffusifs ne permettaient d'expliquer qu'entre 9 et 50% de la diminution de l'oxygène observée dans l'eau de la flaque. Cela suggère que la consommation d'oxygène dans la flaque était essentiellement (entre 50 et 91%) contrôlée par l'activité de la faune benthique présente dans les sédiments de la flaque. Durant la nuit, cette diminution de la disponibilité de l'oxygène dans l'eau de la flaque était responsable la diminution des flux diffusifs de l'oxygène.

➔ Ceci illustre que le sédiment peut répondre de manière très rapide (échelle temporelle de quelques minutes) à des variations des conditions d'oxygénation dans la colonne d'eau. Mais cela supporte aussi que le sédiment peut jouer, à ces mêmes échelles de temps, un rôle majeur dans l'oxygénation et la désoxygénation de la colonne d'eau, en lien avec les processus de photosynthèse/respiration qui s'y déroulent.

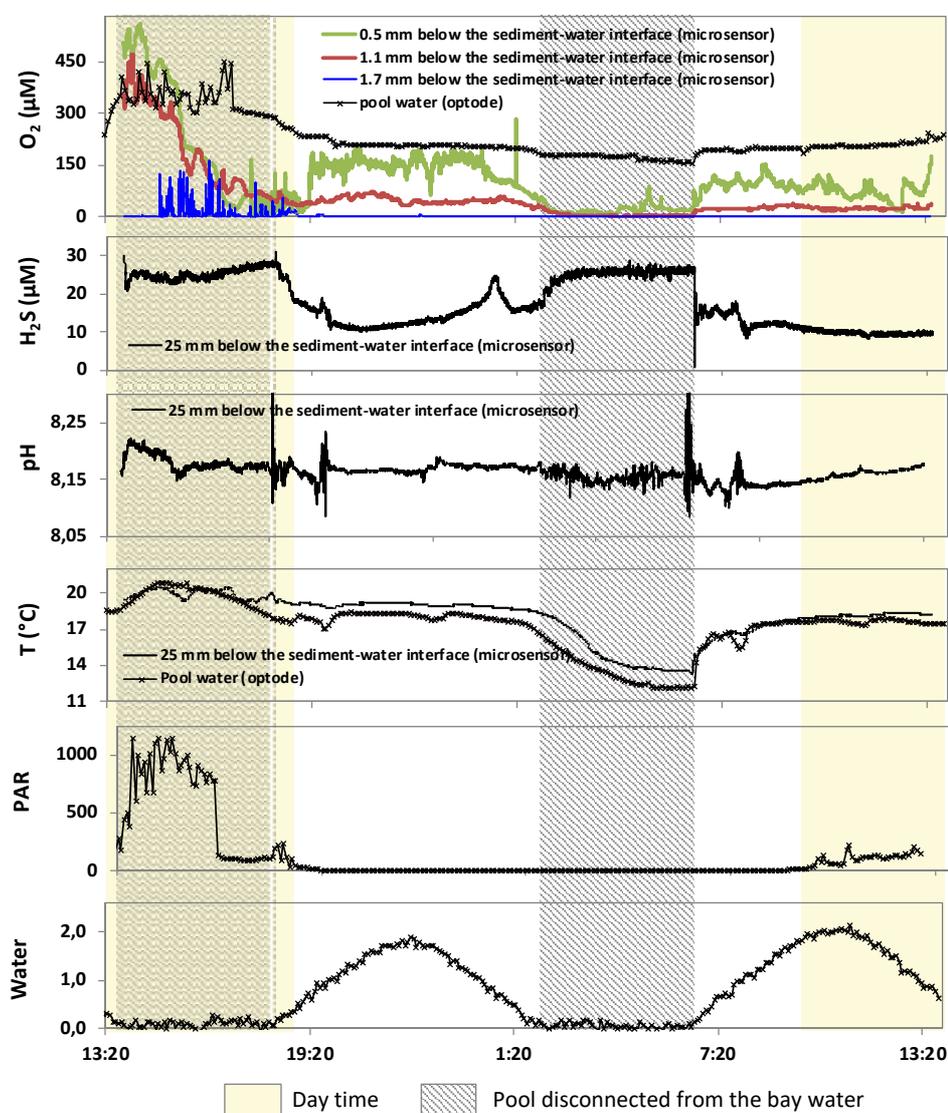


Figure 29: Évolution des concentrations d'O₂ et de H₂S, du pH et de la température dans les sédiments de la flaque intertidale mesurés à l'aide de microélectrodes pendant une période de 24 h. La température et la concentration en oxygène dans l'eau ainsi que la lumière (PAR) et la profondeur de l'eau sont également rapportées.

2.5.3. Recyclage de la MO et flux de nutriments

Lorsque les flux significatifs de nutriments ont pu être déterminées à partir de la variations de leurs concentrations dans les eaux des flaques, ces flux étaient toujours négatifs pour NO_3^- et toujours positifs pour NH_4^+ , PO_4^{3-} et Si. La consommation de NO_3^- et la libération de NH_4^+ et PO_4^{3-} indiquent que leurs dynamiques à l'IES étaient contrôlés par les processus de dénitrification et de minéralisation de la MO. Cependant, aucune tendance claire n'a pu être identifiée entre les flaques suivies et les conditions jour ou nuit, ce qui suggère que malgré la forte dynamique des réactions diagénétiques, les taux de minéralisation de la MO semblent être relativement constants aux échelles de temps journalières/tidales. Il est probable que la variation de la quantité et qualité de la matière organique à l'échelle saisonnière est un facteur de contrôle plus important sur les processus de minéralisation de la MO.

En revanche, les flux de Si étaient significativement différents entre les conditions diurnes et nocturnes et entre les saisons et présentaient une corrélation positive (non linéaire) avec la température moyenne de l'eau de la flaque. J'ai pu démontrer que l'augmentation de la diffusivité moléculaire de Si avec la température ne permettait d'expliquer au mieux que 7% de l'augmentation des flux mesurés. Les concentrations en Si mesurées étant bien en dessous des seuils de saturation pour plusieurs phases minérales silicatés (quartz, silice amorphe), nous avons pu montrer que les flux de Si était essentiellement associés à l'augmentation des cinétiques de dissolution de particules contenant du Si ou de débris de silice biogène dans les sédiments de surface en lien avec l'augmentation des températures.

2.5.4. Remobilisation et flux de Fe et Mn

Le suivi des concentrations en Mn dans l'eau des flaques lors des périodes de déconnexion a pu montrer des flux positifs durant les conditions diurnes et similaires au différentes saisons testées mais qui étaient un ordre de grandeur plus élevé durant les conditions nocturnes. Les flux de Mn sont généralement associés à la libération de Mn durant la dissolution réductrice des oxy-hydroxydes de Mn dans les sédiments de surface. Nous avons vu que ces processus de dissolution/reprécipitation des oxydes de Mn fluctuaient certainement de manière verticale dans les sédiments en lien avec les fluctuations de la pénétration de l'oxygène dans les sédiment de surface. Ainsi, il est probable que durant les conditions bien oxygénée dans la colonne d'eau, la zone de libération de Mn par dissolution des oxydes de Mn se produit plus en profondeur et le flux de Mn vers la colonne est partiellement limité par sa reprécipitation dans la couche oxisque, agissant comme une barrière de diffusion pour le Mn dissous (Kristiansen et al., 2002 ; Pakhomova et al., 2007). Durant les conditions

nocturnes, la migration vers le haut de la zone de remobilisation du Mn en lien avec l'amincissement de la couche oxisque de surface, facilite sa libération vers la colonne d'eau. Dans les conditions expérimentales rencontrées, les concentrations en Fe sont restées sous les limites de quantification ($<0.5 \mu\text{M}$) indiquant que la majeure partie du Fe diffusant depuis les sédiments plus profonds a été réoxydée dans la couche oxisque empêchant sa libération dans les eaux du bassin (Sundby et al., 1986 ; Kristiansen et al., 2002 ; Pakhomova et al., 2007). Bien que les éléments traces n'aient pas été mesurés durant ce travail, il est fort probable que ceux connectés au cycle de Mn devraient suivre ces mêmes tendances nyctémérales avec des relargage favorisés durant la nuit. Les éléments traces associées à la MO et remobilisés durant sa reminéralisation, ne suivraient probablement pas des variations marquées entre les situations diurnes et nocturnes.

2.5.5. Implication des flaques intertidales dans le fonctionnement biogéochimique du Bassin d'Arcachon

Les conditions environnementales particulières régnant dans les flaques intertidales ont généré la libération depuis les sédiment et l'accumulation de PO_4^{3-} , NH_4^+ , Si et Mn dans les eaux des flaques durant la période d'isolement. A marée haute, la reconnexion des eaux des flaques et celles du bassin entraînant l'apport de ces espèces chimiques au bassin d'Arcachon. A partir de la superficie des zones intertidales du bassin d'Arcachon (115 km^2 , Plus et al., 2009) et de la superficie des flaques intertidales dans ces zones (environ 20%, estimées à partir de photographie aériennes), en prenant une période d'isolement moyen de 6h à chaque cycle de marée, nous avons calculé des flux nets de 450 kmol.y^{-1} pour PO_4^{3-} , $12000 \text{ kmol.y}^{-1}$ pour NH_4^+ , $62000 \text{ kmol.y}^{-1}$ pour Si et 4000 kmol.y^{-1} pour Mn. Les apports en PO_4^{3-} sont du même ordre de grandeur que le P inorganique dissous apportés par les eaux continentales qui se jettent dans le bassin (Buquet et al., 2017). Les apports en NH_4^+ correspondent à 18% des apports en N inorganiques dissoutes (Canton et al., 2012) et correspondent à $< 3\%$ pour Si (Buquet et al., 2017). En revanche, la consommation de NO_3^- observés dans les flaques intertidales correspondent à 5000 kmol.y^{-1} , qui correspond à environ 45 % du NH_4^+ rejeté. Ainsi le recyclage de la MO au sein des flaques intertidales permet un bilan net d'azote d'environ 7000 kmol.y^{-1} .

→ Ce travail montre que les réactions benthiques particulièrement dynamiques régnant au sein de ces écosystèmes côtiers particuliers peuvent contribuer de manière non négligeable aux cycles biogéochimiques des zones côtières macrotidales.

B) EXPERIMENTATIONS EN CONDITIONS D'OXYGENATION CONTROLEES

Les travaux précédents ont pu montrer, à partir de travaux in situ que la désoxygénation de la colonne d'eau impactait les réactions et flux benthiques dans des amplitudes variables dépendamment l'intensité de ces phénomènes qui avaient pu être rencontrées sur le terrain. Dans cette partie, nous tenterons de mieux caractériser l'influence de l'**intensité** et de la **durée** de la désoxygénation à partir d'incubations de carottes de sédiments soumises à des conditions d'oxygénation contrôlées au laboratoire.

2.6. Impact de l'intensité de la désoxygénation à partir d'expérimentations contrôlées au laboratoire

Ces travaux ont été réalisés dans le cadre du projet PREDHYPO que j'ai co-coordonné (Financement A*MIDEX, 2015-2016). Ils ont porté sur des carottes de sédiment prélevées sur la zone impactée par des fluctuations temporelles des conditions d'oxygénation dans l'étang de Berre, sur le site PI, à 6 m de profondeur en mai 2015. Les carottes ont été disposées dans des bacs d'eau dans des chambres thermostatées aux conditions in situ (17°C) à l'obscurité et l'eau surnageante a été bullée avec un mélange air-azote pour obtenir des conditions d'oxygénation de 100%, 30%, 15% et 0% de saturation. Afin de limiter l'accumulation d'espèces chimiques dans les eaux surnageantes, qui auraient impacté les flux, les eaux surnageantes étaient renouvelées constamment à environ 10%/h avec de l'eau de mer ajustée aux conditions de salinité du site (21) et d'oxygénation fixées. Au total, 9 carottes par conditions d'oxygénation ont été incubées pendant 22 jours. La macrofaune présente initialement dans les sédiments était composée essentiellement de bivalves (*Musculista senhousia*, *Mytilus galloprovincialis*, *Cerastoderma glaucum*) et de polychètes (*Hediste succinea*) avec des densités de 2200±900 ind/m². L'ensemble des organismes présents dans les carottes exposées à l'anoxie sont observés morts dès les premiers jours de l'expérimentation et leurs chairs visuellement dégradés dans les jours qui ont suivis. Durant l'expérimentation, les paramètres suivis au cours du temps étaient:

- 1) la pénétration de l'oxygène dans les sédiments et les flux diffusifs par microprofileur.
- 2) les flux totaux à l'interface par incubation en système fermé en maintenant des diminutions relatives en oxygène <20% (sauf pour les conditions anoxiques ou un temps de 4h était fixé) avec prélèvement initiaux et finaux pour les analyses chimiques.
- 3) la composition chimique des sédiments et des eaux porales ainsi que la diversité et activités bactériennes

à partir de carottes découpées en triplicat avant le lancement de l'incubation (t0) et au bout de 3, 10 et 22 jours.

- 4) les activités de remaniement sédimentaire et de bioirrigation.

Les analyses chimiques ont porté ici sur les principales espèces chimiques majeures, nutriments et éléments traces. Des contaminations des eaux surnageantes durant l'expérimentation ayant été observées pour NO₃⁻ et certains éléments traces (Cu, Zn, Cd, Sn), ces espèces chimiques seront exclues de la discussion.

2.6.1. Impact sur la minéralisation de la MO et les réactions diagénétiques

La comparaison entre les profils T0 et ceux après 22 jours d'incubation sous différentes conditions d'oxygénation (Figure 30) montrent une forte augmentation des concentrations en tCO₂, NH₄⁺ et PO₄³⁻ (et de Si, non montré) avec la profondeur dans les eaux porales, de manière similaire à ce qui était observée pour le site PI durant les conditions in situ, traduisant leur production durant la minéralisation de la MO. Les profils sont aussi similaires entre les conditions initiales (T0) et celles après 22 jours à 100%, suggérant un bon maintien des conditions biogéochimiques générales durant l'expérimentation. La différence entre les traitements concerne surtout l'augmentation progressive des concentrations dans les eaux porales de surface (entre 0 et 7 cm) avec l'intensité de la désoxygénation, générant pour le traitement à 0% un enrichissement significativement plus élevé que dans les autres traitements. Comme vu sur ce site en conditions in situ, ces enrichissements sont expliqués à la libération de ces espèces chimiques associés à leur libération depuis la phase particulaire en conditions désoxygénées et probablement à la mortalité de la macrofaune et en conditions anoxique.

La couche du sédiment de surface concernée par la respiration et réactions d'oxydation aérobie dans les carottes diminue avec l'intensité de la désoxygénation passant de 2.0±0.2 mm à 100%, 1.8±0.8 mm à 30% et 1.3±0.4 mm à 15% et est évidemment absente en conditions anoxiques (résultats non montrés). Ces diminutions sont directement associées à la disponibilité de l'oxygène dans la colonne d'eau. Les profils de Mn peuvent se résumer à la présence de pics de concentrations sous l'interface mais dont les maximum sont situés d'autant plus proche de l'IES que les conditions de désoxygénation sont intenses: à 3-4 cm à 100%, à 1-2 cm à 15% et 30% et directement dans la couche de surface (0-0.5 cm) pour le traitement à 0%. Ceci montre que la zone de réduction des oxydes de Mn se situe d'autant plus près de l'interface que les concentrations en oxygène sont faibles, en cohérence avec ce qui a été pressenti dans la flaque intertidales

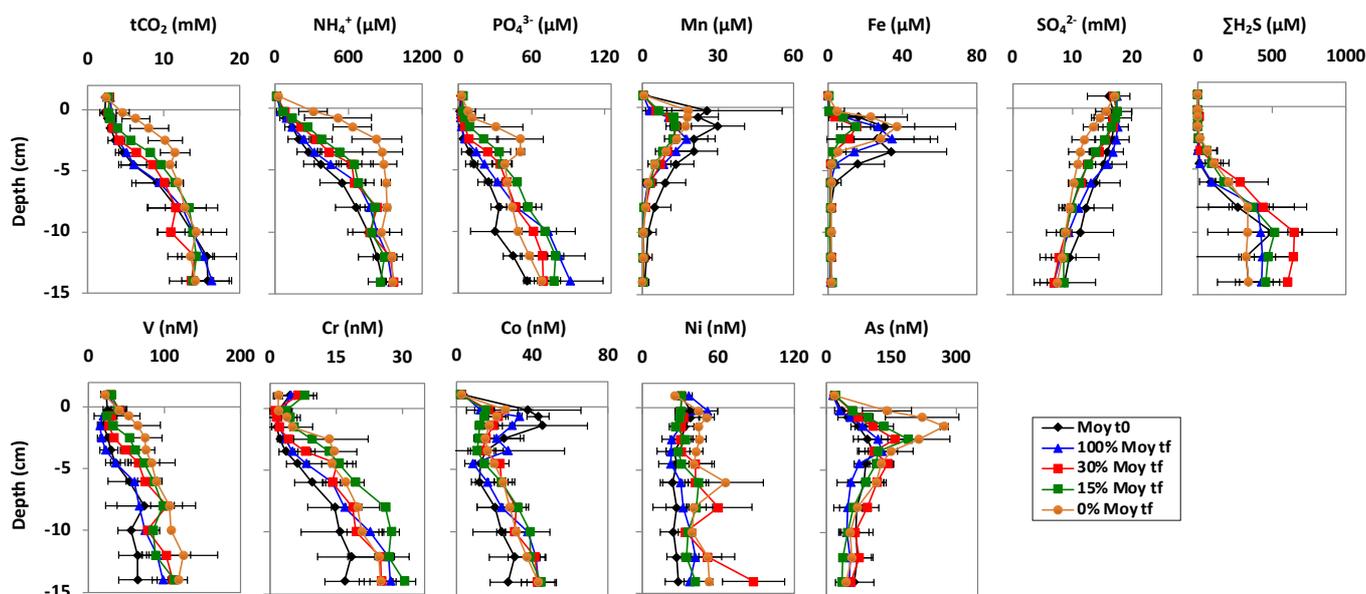


Figure 30: Profils verticaux de concentrations moyennes (± 1 sd, $n = 2$) des différentes espèces chimiques mesurées dans les eaux porales des carottes incubées pendant 22 jours à 0%, 15%, 30% et 100% d'oxygénation. Les profils obtenus avant le début de l'expérimentation (t_0) sont aussi reportés. Les concentrations reportées au-dessus de l'interface correspondent aux concentrations mesurées dans les eaux surnageantes.

du bassin d'Arcachon. Les concentrations maximales atteintes sont, pour tous les traitements, plus faibles que celles observées initialement avant la mise en place de l'expérimentation, suggérant un export de Mn vers la colonne d'eau au cours du temps. Cependant, les concentrations en conditions anoxiques restent supérieures aux autres traitements suggérant un relargage plus faible/piégeage plus fort en conditions oxygénées. Les profils de Fe, malgré une forte variabilité entre les réplicats, montrent des pics situés entre 1 et 3 cm de profondeur, indiquant la mise en place de la réduction des oxy-hydroxydes de Fe à ces profondeurs. Les concentrations en SO₄²⁻ diminuent avec la profondeur avec des concentrations au fond qui sont similaires entre tous les traitements. Cependant la diminution est d'autant plus forte et proche de l'IES que les conditions d'oxygène sont faibles, et apparaissant significativement plus faibles dès la première couche de sédiment dans le traitement à 0%. Ceci indique que la zone des sédiments concernées par la sulfatoréduction augmente avec l'intensité de la désoxygénation, et se déroule dès l'IES en conditions anoxiques. Les sulfures augmentent fortement en profondeur dans les eaux porales mais avec une profondeur d'apparition qui diminue avec l'augmentation de l'intensité des désoxygénation: 4-5 cm (T0 et TF-100%) > 3-4 cm (TF-30%) et 2-3 cm (15% et 0%). Le décalage entre la profondeur de diminution de SO₄²⁻ et celle d'apparition des sulfures indique que des précipitations associées aux sulfures se mettent en place dans les 4 traitements, et ce dès l'interface dans les conditions anoxiques.

➔ Ainsi ce travail confirme clairement le rôle de l'intensité des phénomènes de désoxygénation sur la localisation des principales réactions diagenétiques dans le sédiment. En conditions normoxiques, ces processus se répartissent de manière verticale dans les premiers centimètres du sédiment. L'apparition de conditions désoxygénées tendent à faire migrer ces réactions vers l'IES. L'occurrence des désoxygénations complètes (anoxie) entraînant la superposition de ces réactions dans la première couche du sédiment.

2.6.2. Impact sur les flux d'oxygène à l'IES

Les flux diffusifs et totaux de l'oxygène vers le sédiment diminuent avec la diminution des conditions d'oxygénation en lien avec la plus faible disponibilité de l'oxygène dans la colonne d'eau (Figure 31). Cependant, les flux mesurés ne sont pas significativement différents entre les traitements à 15% et 30%, suggérant une non-linéarité de la relation oxygénation/flux.

Les rapports entre les flux totaux et diffusifs affichent des valeurs de 3.2 ± 0.6 pour les conditions à 100% et de 4.2 ± 0.4 et 4.8 ± 0.8 pour les traitements à 30% et 15% respectivement, soulignant la contribution de l'activité de la macrofaune benthique (respiration et/ou bioturbation) est majoritaire dans ces flux et que cette contribution est d'autant plus importante que la disponibilité de l'oxygène est faible. Cela indique que la désoxygénation favorise la demande benthique en oxygène par la macrofaune, probablement en lien avec son déficit (la macrofaune tend à respirer plus fortement pour compenser les faibles teneurs en

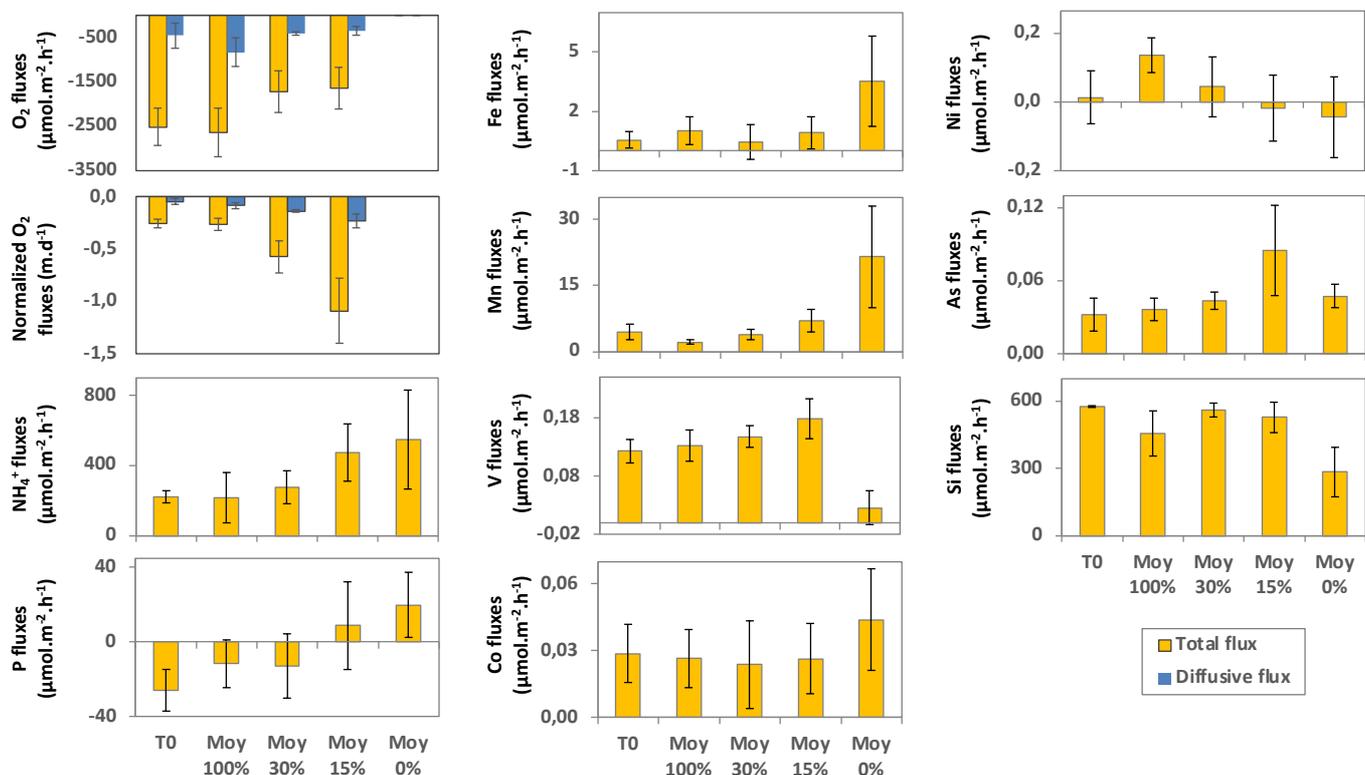


Figure 31: Flux totaux moyens (± 1 sd) des différentes espèces chimiques mesurées par incubations des carottes durant les différentes conditions d'oxygénation. Les flux diffusifs d'oxygène sont aussi reportés. Les flux obtenus avant le début de l'expérience (t_0) sont aussi reportés.

oxygène), mais qu'elle est limitée par la disponibilité effective de l'oxygène dans l'eau surnageante. Ceci est confirmé par les flux normalisés par les concentrations en oxygène, montrant des demandes benthiques favorisées en conditions désoxygénée (Figure 31). Les résultats sur l'activité de remaniement sédimentaire montrent que le passage à des conditions de 100% à 30% et à 15% diminue d'un facteur 3.8 et 4.7 les coefficients de biodiffusion, et de manière totale à 0%, confirmant le stress que constitue la désoxygénation sur l'activité de fouissage et locomotion de ces organismes (données non montrées). Ceci indique donc que c'est surtout l'augmentation de la respiration de la macrofaune, et non pas l'activité de fouissage et remaniement sédimentaire, qui est la cause de l'augmentation de la demande benthique en oxygène en conditions limitantes en oxygène. Il est aussi important d'indiquer qu'aucune tendance claire n'a pu être observée sur ces flux diffusifs et totaux au cours des 22 jours d'expérimentation, suggérant que les processus de consommation de l'oxygène (respiration microbienne, réactions d'oxydation, respiration de la macrofaune) se met en place rapidement et se maintiennent relativement constantes à l'échelle de quelques semaines.

➔ Ainsi l'intensité de la désoxygénation entraîne la diminution rapide et effective des flux de consommation d'oxygène par le sédiment du fait de sa disponibilité réduite dans la colonne d'eau. Cependant,

cette diminution n'est pas linéaire car le stress engendré par ce déficit en oxygène pour la macrofaune tend à favoriser sa demande par l'activité de respiration pour en compenser la diminution.

2.6.3. Impact sur le recyclage et flux de nutriments

Les flux à l'IES de PO_4^{3-} et NH_4^+ sont impactés par l'intensité de la désoxygénation mais de manière contrastées (Figure 31). Les flux de NH_4^+ sont toujours observés depuis le sédiment vers la colonne d'eau, quelques soient les conditions d'oxygénation, mais l'intensité des flux augmentent de manière progressive avec les conditions de désoxygénation, atteignant des flux 3 fois supérieurs en conditions anoxiques en comparaison aux conditions normoxiques. L'augmentation de ces flux est attribuée à la diminution de l'efficacité de la réoxydation de NH_4^+ par l'oxygène (nitrification) qui diffuse moins profondément dans les sédiments en conditions désoxygénée. Les gradients de NH_4^+ sous l'interface suivent cette tendance, même si en conditions anoxiques, la forte accumulation de NH_4^+ dans les eaux porales de surface aurait pu laisser penser des flux encore plus élevés. Les flux relativement faibles en conditions anoxiques sont expliqués par l'absence de l'activité de la macrofaune limitant dans ces conditions à sa seule composante diffusive. La présence de flux positifs en conditions normoxiques souligne que la nitrification n'est pas suffisante pour

empêcher complément ces flux même lorsque les conditions d'oxygénation sont maximales.

Les flux de P sont négatifs (dirigés vers le sédiment) en conditions oxicques et tendent à s'inverser avec la désoxygénation, devenant positifs (dirigés vers la colonne d'eau) pour les conditions anoxiques. Ces flux sont aussi en cohérence avec l'évolution des gradients de concentrations dans les eaux porales de surface, qui augmentent avec l'intensité de la désoxygénation. Les bonnes conditions d'oxygénation permettent donc le piégeage efficace sur les oxy-hydroxydes de Fe du P présent dans l'eau surnageante et diffusant depuis les eaux porales plus en profondeur, permettant ainsi de l'accumuler dans les sédiments de surface. La diminution de l'oxygène limite ce processus de piégeage, ne devenant plus suffisamment efficace en conditions anoxiques. Ici, des conditions d'oxygénation minimum de >30% apparaissent nécessaire pour piéger efficacement le P dans les sédiments. En dessous, le sédiment devient une source de P pour la colonne d'eau.

→ Ainsi ce travail souligne clairement l'importance de l'intensité de l'oxygénation de la colonne d'eau sur le recyclage des nutriments dans les sédiments de surface. L'augmentation de l'intensité de la désoxygénation tendant toujours à favoriser le relargage des nutriments vers la colonne d'eau. Les conditions normoxiques permettant de le limiter (NH_4^+) ou de les inverser (P).

2.6.4. Impact sur la remobilisation et le relargage des éléments traces à l'IES

Les profils de concentrations des éléments traces dans les eaux porales montrent que As, V et dans une moindre mesure Ni, présentent des enrichissements dans les eaux porales de surface pour les carottes exposées à de l'anoxie (Figure 30). Ces enrichissements ne sont pas observés pour les autres conditions d'oxygénation, montrant que le processus de piégeage se maintiennent de manière efficace au-delà de 15% d'oxygénation. Les enrichissements de V et Ni se produisent dans les mêmes zones que ceux observés pour tCO_2 , NH_4^+ et PO_4^{3-} , indiquant que leur libération est associée à la minéralisation de la MO. Ces éléments étaient associés à la biomasse vivante et se retrouvent remobilisés durant sa dégradation après les mortalités engendrées par l'anoxie. En revanche, le pic d'As se retrouve en subsurface et correspond exactement à la zone du pic de Fe, suggérant dans ce cas, que l'As majoritairement remobilisé était initialement associé aux oxy-hydroxydes de Fe et s'est retrouvé libéré durant leur réduction. Comme observé durant les travaux in situ, les profils de Co montrent des pics de concentrations dans les eaux interstitielles aux mêmes niveaux que les pics de Mn quelque soient les conditions d'oxygénation, c'est à dire en subsurface (en conditions oxygénées) ou en surface (conditions

anoxiques), confirmant le fort couplage existant entre les cycles de Co et de Mn. L'observation d'un pic de plus faible intensité en conditions anoxiques suggère que la libération de Co est ici partiellement limitée par son piégeage. La présence de la sulfatoréduction dès la première couche de surface, suggère que la reprécipitation de Co sous forme de sulfure est probablement en cause. Cependant, cette réaction de piégeage est limitée ici par la relativement faible disponibilité des sulfures qui sont restés non détectables dans les deux premiers centimètres du sédiment. Les profils de Cr ne révèlent encore aucune différence significative entre les traitements indiquant le faible impact de l'intensité de la désoxygénation sur sa remobilisation.

Les flux mesurés par incubation (Figure 31), montrent des flux positifs importants et similaires de V en présence d'oxygène mais qui sont non significatifs en conditions anoxiques, ce qui est encore en contradiction avec les gradients de concentrations observés pour cet élément. Cependant cette observation est similaire avec les observations durant les travaux in situ et suggère donc à nouveau un piégeage de V en conditions anoxiques dans les premiers mm du sédiment. Cependant, contrairement à ce qui avait été observé en conditions in situ, ce piégeage ici se fait en l'absence de sulfures. Une observation plus détaillée de l'évolution des flux de V au cours du temps dans les carottes exposées à des conditions anoxiques, montrent que les flux sont faibles mais positifs les 15 premiers jours et deviennent non significatifs au-delà. Ceci suggère donc que le piégeage de V à l'IES se met en place progressivement après l'apparition de l'anoxie. Le processus se mettant en place dans les sédiments de surface étant la sulfatoréduction, il est fort probable que cette réaction s'accompagne par le piégeage de V, en lien avec la modification de sa solubilité et de sa spéciation en conditions réduites et/ou par précipitation/sorption avec les sulfures. Les flux de As et Co sont positifs quelque soient les conditions d'oxygénation. Leur remobilisation durant la réduction des oxy-hydroxydes de Fe ou Mn en surface ou subsurface permet leur transfert vers la colonne d'eau. Il est probable que leurs flux soient minimisés en conditions anoxiques du fait de l'absence de macrofaune. Dans le cas de Co, le mécanisme de piégeage avec les sulfures dans les sédiments de surface identifié précédemment en conditions anoxiques, contribue aussi à limiter ce flux, bien que dans ce cas, il reste possible (contrairement à ce qui avait été observé dans les conditions in situ ou ils étaient inversés du fait de la présence de sulfures en excès). Les flux de Ni sont variables et souvent non significatifs, suggérant que son piégeage dans les sédiments domine quelque soient les conditions d'oxygénation, en cohérence avec ses gradients de concentrations.

→ Ainsi, l'intensité des conditions de désoxygénation joue aussi un rôle dans la diagenèse et la mobilité de la plupart des éléments traces dans les sédiments. La diminution des concentrations en oxygène tend à favoriser les transferts vers la colonne d'eau de certains éléments les plus rédox sensibles (V) ou couplés aux cycles de Fe (As), bien que dans certains cas ces modifications ne se traduisent pas par des modifications de flux (Ni et Co). En revanche, les conditions de désoxygénation les plus intenses testées ici (anoxiques/non euxiniques) en entraînant le regroupement des réactions de remobilisation/piégeage au niveau de l'IES et l'absence de l'activité de la macrofaune, génère les modifications notables des flux à l'IES, pouvant les intensifier (ex: Co), les limiter (As) ou les inverser (V).

2.7. Impact de la durée de l'anoxie et de la réoxygénation post-anoxie

L'impact de la durée des conditions anoxiques et de la réoxygénation post-anoxie sur les réactions diagenétiques et flux à l'IES de l'oxygène et nutriments a été évaluée à partir d'incubations de carottes de sédiments en conditions contrôlées dans le cadre d'un stage d'un étudiant de master. Le site choisi pour cette expérimentation est toujours le site PI, dans la zone centrale de l'étang de Berre, sur lequel 8 carottes de sédiment et de l'eau de fond ont été prélevées en juin 2019. Ces carottes, ont été mise à stabuler à 100% d'oxygène pendant 48h, puis des conditions d'anoxie ont été imposées sur des durées de 3h à 348h (2 semaines), puis ont été à nouveau remises en conditions d'oxygénation à 100% pendant 348h (Figure 32). Durant la période de stabulation initiale et à différents temps durant la période de réoxygénation post-anoxie (0h, 3h, 6h, 12h, 24h, 48h, 96h (= 4 jours), 192h (= 8 jours) et 384h (= 16 jours)), des incubations en système fermé ont été réalisées afin de déterminer les flux d'oxygène (à partir de micro-optodes insérées directement dans les carottes) et de PO_4^{3-} , NO_3^- , NO_2^- et NH_4^+ (à partir de prélèvements d'eau surnageante au

début et à la fin des périodes d'incubation). Durant la totalité de l'expérimentation, les carottes ont été maintenues à l'obscurité. Des réplicats sur les mesures de flux ponctuellement effectués et sur diverses carottes ont montré des variabilités relatives entre 3% et 9%. Afin d'intégrer cette variabilité, des incertitudes sur les flux de 10% seront considérés dans ce travail.

La macrofaune présente sur site au moment du prélèvement présentait une densité de 1180 ± 237 ind/m² et était largement dominée par *Musculista senhousia* (85% de la densité totale), *Cerastoderma glaucum* (3% de la densité totale) et des polychètes tels que *Hediste succinea* et *Capitella capitata* (8% de la densité totale). L'observation du comportements des organismes dans les carottes durant l'expérimentation a aussi permis de mieux caractériser leur résistance à la durée d'anoxie ainsi que la vitesse de dégradation des tissus biologiques en conditions anoxiques.

2.7.1. Impact de la durée de l'anoxie sur la macrofaune

L'observation du comportement des organismes pendant la période d'anoxie dans les carottes montre que leur résistance à la désoxygénation varie fortement selon les espèces (Figure 33). Les polychètes *Hediste succinea* et *Capitella capitata* sont capables de résister à 12h d'anoxie mais ne peuvent résister à 24h d'anoxie. Les bivalves *Cerastoderma glaucum* résistent à 24h d'anoxie mais meurent pour des durées d'anoxie de 48h. *Musculista senhousia* résiste jusqu'à 72h d'anoxie mais succombent au bout de 84h. Les tissus biologiques de ces organismes se dégradent assez rapidement en conditions anoxiques et sont tous complètement reminéralisés (disparition visuelle des tissus) avant 192h (1 semaine) d'anoxie.

→ Ceci confirme que la durée de l'anoxie a un rôle structurant important pour la macrofaune dans les sédiments avec une structure des peuplements benthiques qui va dépendre de la résistance des espèces en présence. Pour la macrofaune de l'étang de Berre, qui regroupe des espèces relativement résistantes aux phénomènes de désoxygénation, aucun

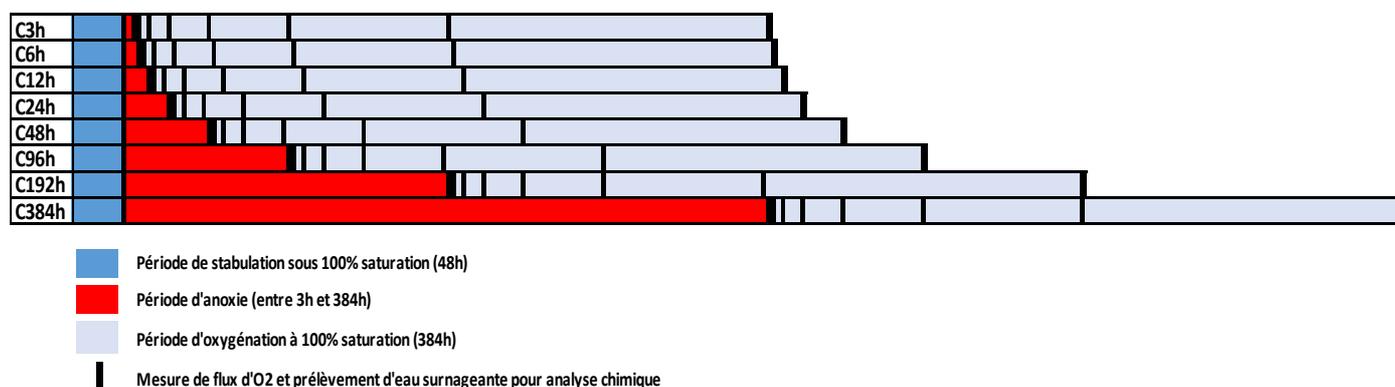


Figure 32: Protocole expérimental d'anoxie/réoxygénation mis en œuvre.

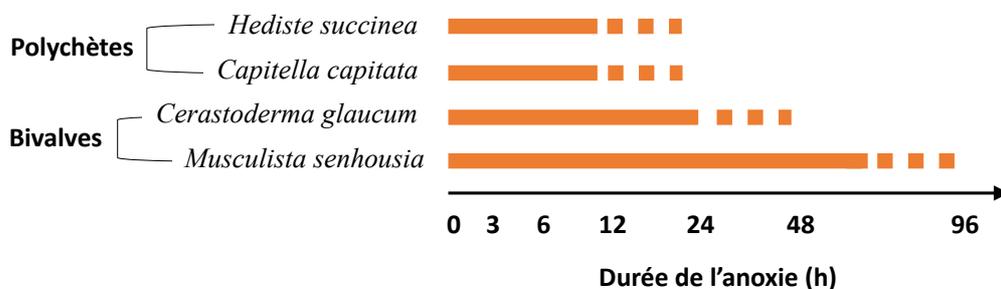


Figure 33: Résistance à la durée de l'anoxie des principales espèces de la macrofaune benthique

impact n'est décelé pour des anoxies ≤ 12 h, une sélection des espèces les plus tolérantes (les bivalves) s'effectue pour des durées comprises entre de 24h et 72h, mais au-delà de 84h (soit 3.5 jours) d'anoxie, aucun macroorganisme benthique ne se maintient.

2.7.2. Impact de la durée de l'anoxie sur les flux d'oxygène post-anoxie

Les flux en oxygène mesurés avant la mise en place de l'anoxie étaient relativement homogènes entre les carottes et variaient de moins de 10% suggérant une bonne homogénéité entre les carottes (Figure 35). Durant la période de réoxygénation après la mise en place des conditions anoxiques, ces flux évoluaient différemment au cours du temps selon la durée de la période d'anoxie.

L'occurrence de conditions anoxiques sur des durées < 192 h tendent à faire augmenter les flux en oxygène au moment de la réoxygénation par rapport au conditions initiales (avant anoxie). Cette augmentation est de +20-40% pour les carottes exposées à 3h et 6h d'anoxie, de +50% pour la carotte exposée à 12h en anoxie et est de +80-90% pour les carottes exposées à des anoxies de 24h, 48h et 96h. Ces augmentations sont essentiellement attribuables, pour des durées d'anoxie jusqu'à 12h à la demande plus forte en oxygène générée par la respiration des

organismes vivants stressés par l'anoxie et par l'oxydation des espèces chimiques réduites accumulées durant la période d'anoxie. Les plus fortes augmentations au-delà de 12h d'anoxie sont expliquées par la demande supplémentaire en oxygène pour dégrader les tissus biologiques de la macrofaune morte (polychètes pour 24h d'anoxie, *Cerastoderma glaucum* pour 48h d'anoxie et de tous les autres organismes pour 96h d'anoxie). En revanche, l'occurrence d'anoxie d'une durée de 192h et 384h, ne génère pas d'augmentation des flux lors d'une réoxygénation (Figure 35). Cette observation est expliquée par l'absence de MO organique fraîche (les tissus des organismes morts sont déjà entièrement dégradés) mais aussi par la possibilité qu'au bout de cette période en anoxie, les espèces chimiques réduites aient formées des minéraux plus stables et moins réactifs et donc plus lents à réoxyder. De manière intéressante, les observations montrent que la réoxygénation des carottes ayant subies les plus longues durées d'anoxie (192 et 384h d'anoxie) a entraîné la brusque formation d'un précipité blanchâtre dans l'eau surnageante qui a progressivement disparu au bout de plusieurs jours de réoxygénation (Figure 36). Cette substance correspond probablement à un composé soufré de degré d'oxydation intermédiaire entre S(-II) et S(+VI), tel que S(0) connu pour présenter une relative stabilité et former un précipité

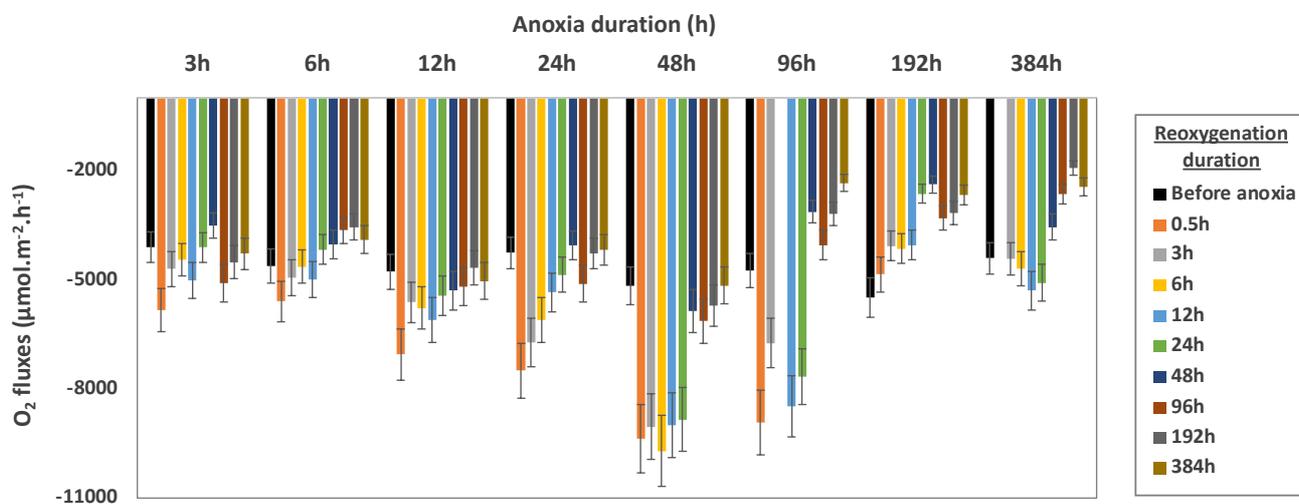


Figure 35: Évolution des flux d'oxygène au cours du temps pour les différents carottes avant anoxie (noir) et après 0, 3h, 6h, 12h, 24h, 48h, 192h et 384h de réoxygénation (couleurs).



Figure 36: Illustration de la formation d'un précipité blanchâtre dans l'eau surnageante au moment de la réoxygénation survenant après 192h et 384h d'anoxie et de sa progressive disparition avec la durée de réoxygénation (exemple de la carotte C384).

blanchâtre. Cette hypothèse est confortée par les concentrations en SO_4^{2-} qui montrent des déficits à l'issue de la période d'anoxie (de 8-10% pour les carottes exposées à 96h et 192h d'anoxie, et de 25% après 384h d'anoxie) et qui réaugmentent au cours de la réoxygénation. Cette réaugmentation est associée à la réoxydation rapide de formes sulfurées réactives (ex: H_2S en solution et FeS amorphes) en SO_4^{2-} impliquant la formation de phase sulfurée intermédiaire blanchâtres. Pour les carottes exposées à 192h et 384h d'anoxie, le retour des concentrations initiales en SO_4^{2-} sont observés au bout de 48h et 384h de réoxygénation, respectivement, supportant une réoxydation plus progressive, probablement des phases minérales sulfurées, plus stables, qui ont eu le temps de se former pendant la plus longue période d'anoxie.

Pour tous les traitements, les flux tendent ensuite à diminuer au cours du temps de réoxygénation. Pour les carottes exposées jusqu'à 48h d'anoxie, les flux atteignent, au bout d'une durée environ équivalente à la durée de l'anoxie, des valeurs de flux similaires que ceux mesurés avant anoxie. Ceci indique que l'occurrence d'anoxie de courtes durées (<48h, n'entraînant pas la mort complète de la macrofaune) génère une augmentation de la dette en oxygène qui est réversible. La réoxydation des espèces chimiques réduites et/ou le stress pour les organismes benthiques sur des relativement courtes période d'anoxie implique une modification des flux en oxygène relativement limitée dans le temps. En revanche, pour des durées d'anoxie de 96h et plus, les flux d'oxygène atteignent des flux environ deux fois inférieurs au flux mesurés avant les conditions anoxiques. Dans ces cas, cela indique que les flux après réoxygénation sont ici limités par l'arrêt de l'activité de respiration et de bioturbation, qui contribuaient à hauteur de 50% des

flux totaux en oxygène avant les conditions anoxiques. Cette différence entre les flux initiaux (avant anoxie) et ceux atteints en fin d'expérimentation n'apparaît qu'à partir de 96h d'anoxie. Sachant que c'est entre 48h et 96h d'anoxie que la mortalité des moules *Musculista senhousia* est survenue, cela indique que c'est essentiellement cette espèce qui participait à la consommation d'oxygène par la macrofaune. L'absence d'effet sur les flux de la mort des polychètes (entre 24h et 48h) indique que les polychètes contribuaient de manière négligeable sur ces flux totaux mesurés initialement.

Un bilan de masse sur l'oxygène sur la période de mise en œuvre de cette expérimentation (16 jours), montre que l'occurrence d'anoxie d'une durée de inférieures à 48h entraîne une augmentation de la demande benthique en oxygène de 5 à 15% par rapport à un système non impacté par l'anoxie, alors que des anoxies de durée supérieure entraîne une diminution de la demande benthique en oxygène de 25 à 45%.

➔ Ainsi ces travaux permettent de confirmer l'importance de la durée des conditions d'anoxie sur les flux en oxygène et les processus associés. Si les anoxies courtes ($\leq 24h$) tendent à augmenter les flux d'oxygène sur des durées similairement courtes suite à la réoxygénation du milieu, des anoxies plus longues tendent au final à limiter ces flux du fait de la mortalité de la macrofaune qu'elle a engendrée.

2.7.3. Impact sur les processus diagénétiques et les flux de nutriments

L'évolution des concentrations en nutriments dans les eaux surnageantes des carottes durant l'expérimentation, incluant la période d'anoxie et celle de réoxygénation (Figure 37), et les flux en résultant (Figure 38), montrent une forte influence de la durée

de l'anoxie et de la réoxygénation sur les processus impliqués dans la minéralisation de la MO et le cycle des nutriments.

2.7.3.1. Impact de la durée de l'anoxie

Les concentrations en NO_3^- diminuent fortement durant la période d'anoxie, qu'elle qu'en soit sa durée, atteignant des concentrations proches de la limite de détection à la fin de l'épisode d'anoxie. Les flux générés sont tout le temps négatifs et se produisent donc essentiellement durant les premières heures d'anoxie. Les concentrations en NO_2^- diminuent aussi mais uniquement pour durées anoxiques $\geq 12\text{h}$ (les concentrations sont inchangées pour des durées d'anoxie de 3h et 6h) quand les NO_3^- disparaissent, générant des flux négatifs maximum entre 12h et 24h d'anoxie. Ceci indique la consommation prioritaire des NO_3^- par dénitrification pour la minéralisation de la MO en absence d'oxygène, puis des NO_2^- par dénitrification lorsque le réservoir de NO_3^- est épuisé. Le production de NO_2^- par dénitrification ne semble pas être un processus dominant car les concentrations en NO_2^- restent constantes lors de la diminution des concentrations en NO_3^- . Le stock de NO_2^- étant épuisé pour des anoxies $>24\text{h}$, d'autres oxydants sont donc utilisés (ex: oxydes Mn ou Fe et SO_4^{2-}) pour la minéralisation de la MO pour des durées d'anoxie $\geq 48\text{h}$. Bien que Fe et Mn n'aient pas été mesurés dans ce travail, les concentrations en SO_4^{2-} sont observées avec des déficits en sortie des périodes d'anoxie de 8-10% pour les carottes exposées à 96h et 192h, et de 25% après 384h d'anoxie (résultats non montrés), indiquant que la réduction des oxydes de Mn et Fe se produit majoritairement entre 24h et $<96\text{h}$, et la réduction de SO_4^{2-} ensuite.

Les concentrations en NH_4^+ présentent des augmentations et des flux toujours positifs durant la période d'anoxie quelle qu'en soit la durée. Les concentrations en PO_4^{3-} diminuent (flux négatifs) pour des anoxies de 3h et 6h, sont constantes pour des anoxies de $\leq 12\text{h}$ puis augmentent fortement (flux positifs) pour des anoxies $\geq 24\text{h}$. Ceci est cohérent avec le couplage de PO_4^{3-} avec les oxydes de Fe que sont réduit à partir de 24h (Cf ci-dessus). Ainsi le maintien des oxydes pour des temps inférieurs permettent de maintenir leur capacité de piégeage des PO_4^{3-} . Au-delà, les augmentations de concentrations de NH_4^+ et PO_4^{3-} suivent des paliers qui peuvent être mis en correspondance avec la mortalité de la macrofaune benthique et la décomposition de leurs tissus biologiques: forte augmentation pour des anoxies de 48h et 96h qui correspondent à la mortalité des polychètes et des bivalves *Cerastoderma glaucum* et de la décomposition de leurs chairs. Augmentation supplémentaires pour des durées d'anoxie de 192h et 384h en cohérence avec les mortalités de *Musculista senhousia*. Ceci suggérant la contribution importante de cette mortalité sur les apports de nutriments. La

contribution du sédiment durant l'anoxie est ici en partie masquée.

Ces résultats montrent qu'un compartiment benthique colonisé par de la macrofaune constitue un puits net de N (en considérant le bilan de masse entre NO_3^- , NO_2^- et PO_4^{3-}) et P pour des courtes durées d'anoxie ($\leq 6\text{h}$) mais qu'il devient une source nette pour la colonne d'eau pour des anoxies de plus longue durée.

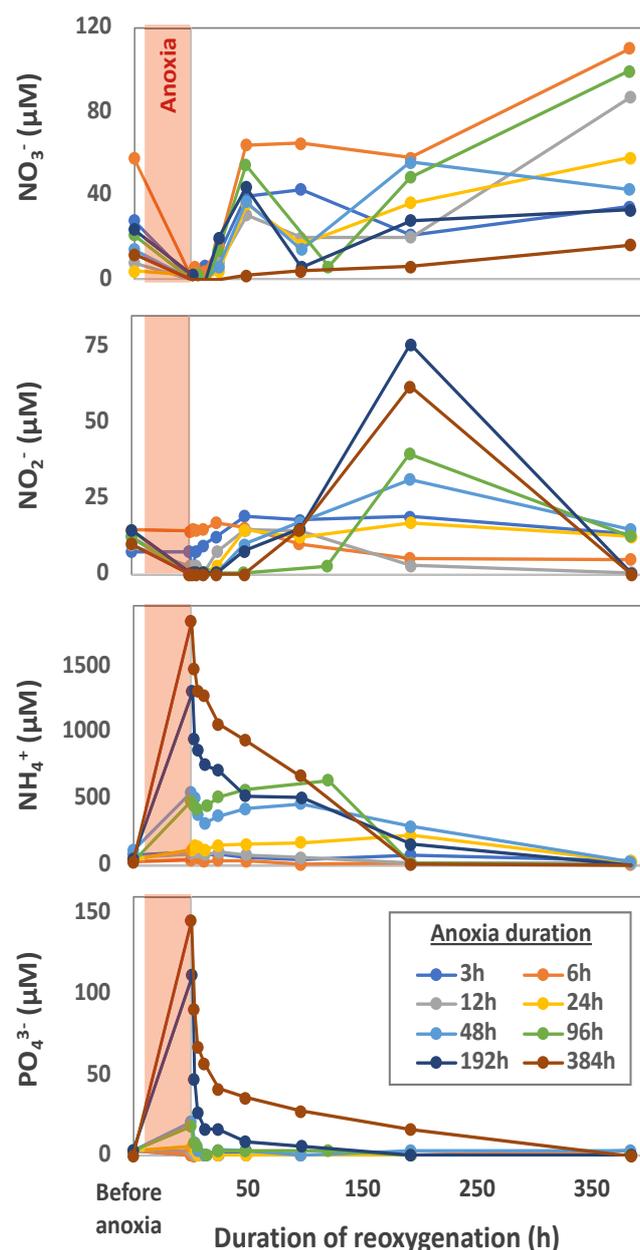


Figure 37: Concentrations en nutriments (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ et PO_4^{3-}) dans l'eau surnageante des carottes au cours du temps. Le premier point correspond aux concentrations initiales avant la mise en place des conditions anoxiques. Les points suivants correspondent aux concentrations pendant la période de réoxygénation. Le figuré coloré correspond à la période d'anoxie dont la durée varie selon les carottes (3h, 6h, 12h, 24h, 48h, 96h, 192h, 384h).

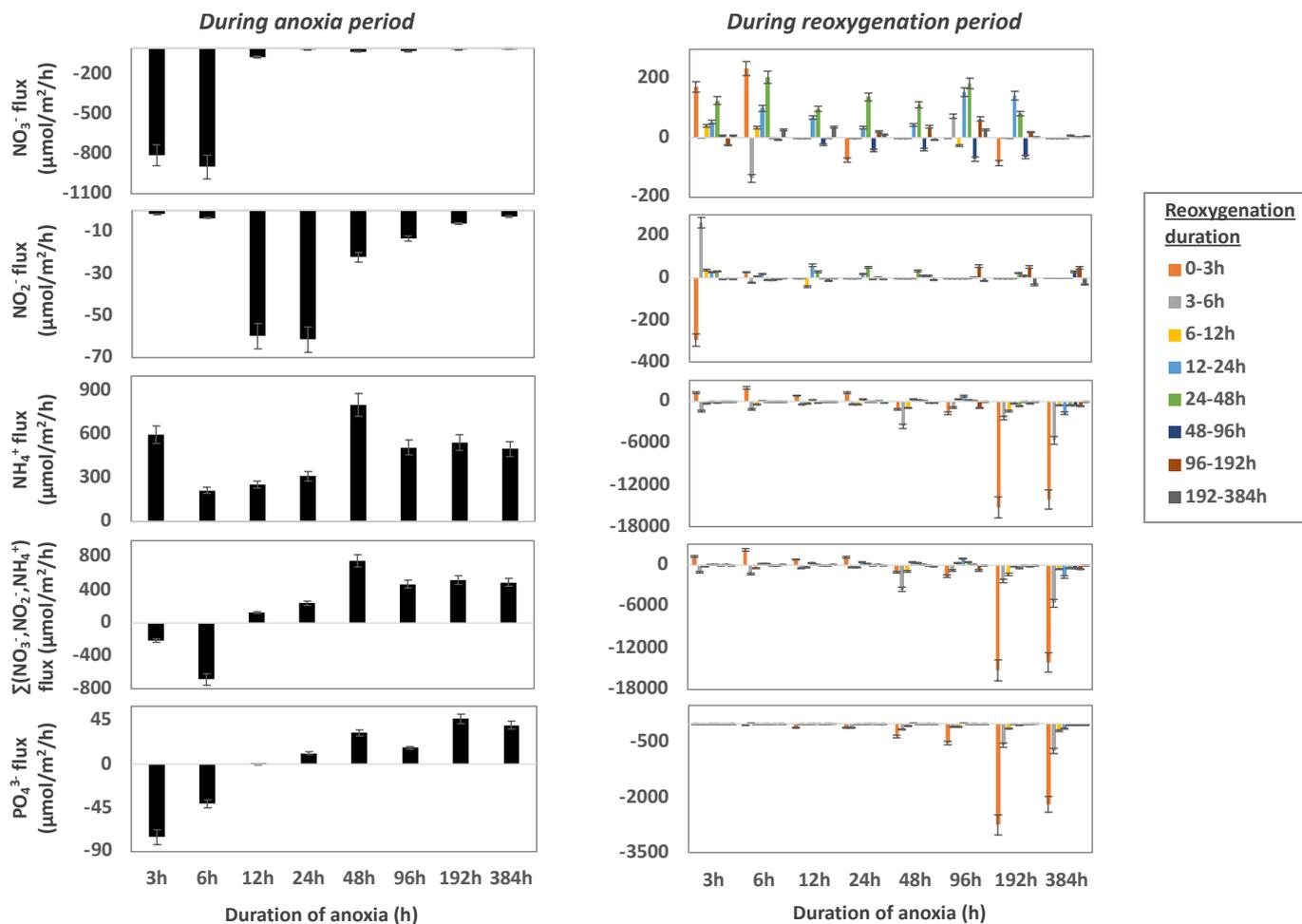


Figure 38: Flux de nutriments (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ et PO_4^{3-}) mesurées durant les périodes d'anoxie, et au cours du temps durant la période de réoxygénation, pour les différentes durées d'anoxies testées (3h, 6h, 12h, 24h, 48h, 96h, 192h, 384h).

2.7.3.1. Impact de la durée de réoxygénation post-anoxie

Durant la période de réoxygénation, les concentrations en NH_4^+ et PO_4^{3-} , diminuent durant les premières heures de manière d'autant plus forte que leur concentrations étaient élevées à l'issue de la période d'anoxie, et de manière plus progressive ensuite, atteignant au bout de 384h des concentrations faibles et proches des concentrations initiales (Figure 37). Les flux calculés sont ainsi maximums dans les premières heures et dans les carottes exposées à des durées d'anoxie maximales (Figure 38). Les flux ne montrent pas de tendance aussi claire pour NO_3^- et NO_2^- au cours du temps de réoxygénation. Les concentrations en NO_3^- restent faibles pendant 12h de réoxygénation, augmentent sous forme de pic entre 24h et 48h puis augmentent plus progressivement ensuite. Les concentrations en NO_2^- se maintiennent à peu près constantes sur les traitements exposés à des anoxies courtes ($\leq 6\text{h}$). Pour les traitements exposés à des anoxies plus longues 12h et 24h, les concentrations augmentent fortement pour atteindre des valeurs maximales au bout de 192h et rediminuent ensuite. Ceci suggère que les fortes diminutions de NH_4^+ ne

sont pas associées à sa réoxydation. Ainsi les diminutions de NH_4^+ et PO_4^{3-} sont plutôt associées à la réadsorption/coprécipitation sur les oxydes de Fe qui se forment durant les premières heures de réoxygénation. Ce processus de piégeage se maintient probablement au cours du temps sur les carottes ayant subies 192h et 384h d'anoxie au fur et à mesure de la formation de nouvelles phases d'oxydes issues de la réoxydation des phases sulfurées moins réactives et permet d'expliquer que les flux négatifs se maintiennent au-delà de 48h de réoxygénation et la diminution des concentrations de PO_4^{3-} et NH_4^+ dans les eaux surnageantes. L'augmentation des concentrations en NO_2^- puis de NO_3^- au cours du temps de réoxygénation, lorsque les concentrations en NH_4^+ sont faibles dans les eaux surnageantes, suggèrent cependant que la réoxydation de NH_4^+ se met en place après plusieurs heures de réoxygénation mais directement dans les sédiments de surface.

Un bilan de masse de N et P, comparant les flux pendant les périodes d'anoxie des différentes durées testées et les flux résultant de la réoxygénation de 16 jours suivant l'anoxie montre qu'au final les flux de PO_4^{3-} et NH_4^+ sont proches de l'équilibre car la quasi-

totalité de NH_4^+ et PO_4^{3-} relargué pendant la période d'anoxie est au final repiéagé dans les sédiments durant la période de réoxygénation. Cependant pour NO_3^- , malgré une consommation importante par dénitrification et probable export de N sous forme de N_2 (non quantifié), la production de NO_3^- par oxydation de NH_4^+ dans les sédiments de surface est suffisamment efficace pour générer un bilan net positif vers la colonne d'eau, peu importe la durée d'anoxie.

→ Ainsi, l'anoxie entraîne la consommation rapide de NO_3^- ($\leq 6\text{h}$) puis NO_2^- (entre 12h et 24h) de la colonne d'eau, qui se transforment majoritairement en N_2 et sort donc du système. Les anoxies courtes sont donc particulièrement efficaces pour contribuer à l'export de N et donc pour limiter l'eutrophisation. Ici ce processus s'est vu essentiellement limité par la quantité de NO_3^- et NO_2^- disponible dans la colonne d'eau au moment de l'apparition de l'anoxie. En revanche, l'anoxie de plus longue durée ($>12\text{h}$) génère la libération de NH_4^+ et PO_4^{3-} qui se maintiennent de manière importante sur la totalité de l'expérimentation (384h). Ce flux est tout d'abord supporté par le réservoir fini de MO que constitue les macroorganismes benthiques qui meurent et se dégradent durant les premiers jours, puis maintenu par la dégradation de la MO en quantité importante dans les sédiments. La réoxygénation de la colonne d'eau génère la consommation rapide (en grande majorité dans les 3 premières heures) des espèces réduites accumulées dans la colonne d'eau (NH_4^+ et PO_4^{3-}) qui se réaccumulent dans le sédiment de surface en association avec les oxydes (cas de PO_4^{3-} et NH_4^+). Ils restent donc disponibles pour être relargués vers la colonne d'eau au cours du prochain épisode d'anoxie. Ainsi, l'anoxie d'une durée suffisamment longue pour entraîner la mortalité des organismes vivants, entraîne au final un transfert de phase des nutriments au sein du sédiment (organismes vivants $>$ sorption sur des phases oxydées), et donc de leur dynamique face à un prochain épisode d'anoxie.

C) EXPERIMENTATIONS DE CONFINEMENT IN SITU

Si les expérimentations in situ présentent l'avantage de reproduire fidèlement les évolutions naturelles du milieu, elles sont par définition soumises aux conditions naturelles et ne permettent souvent pas d'intercepter des phénomènes épisodiques particuliers recherchés (ex: malaïgue). A l'opposé, si les expérimentations ex situ permettent de forcer une des variables d'intérêt et donc d'en identifier l'influence, elle entraîne nécessairement des simplifications du fonctionnement naturel du système étudié et ne reproduisent que partiellement les conditions in situ. Une troisième approche intermédiaire que j'ai pu mettre en œuvre ces dernières années consiste à

réaliser des expérimentations de confinement in situ afin de maintenir les variabilités naturelles (lumière, température, ...) du milieu et de ne modifier qu'une partie des conditions, à savoir les échanges avec l'atmosphère et la masse d'eau environnante (réoxygénation, dilution chimique, ...). Cette approche, permet ainsi d'exacerber le rôle des compartiments confinés dans leur implication sur les flux de matières. Dans cette partie, je présenterai les travaux conduits visant à mieux caractériser le rôle des compartiments biologiques (macrophytes, huitres) dans l'occurrence des phénomènes de désoxygénation et leur influence sur les cycles biogéochimiques des nutriments et éléments traces.

2.8. Habitats benthiques et macrophytes: résistance et impact de la désoxygénation sur les cycles benthiques de l'oxygène, nutriments et éléments traces

Les environnements lagunaires sont caractérisés par une diversité d'habitats benthiques, incluant la présence de diverses espèces de macrophytes, qui évoluent selon le niveau d'eutrophisation (Le Fur, 2019). Ces habitats sont conditionnés par les conditions environnementales (charge en nutriments, transparence de l'eau, conditions d'oxygénation, ...) et en retour ces habitats conditionnent les conditions physico-chimiques dans les écosystèmes côtiers par leur contrôle sur les cycles biogéochimiques (e.g. minéralisation de la MO, recyclage des nutriments, consommation/production d'oxygène). Les macrophytes au sein de ces habitats jouent un rôle particulièrement important sur le cycle de l'oxygène. Leur présence va tendre à exacerber la production/consommation d'oxygène et peut favoriser ou limiter les phénomènes de désoxygénation et donc modifier fortement les cycles des nutriments et éléments traces au sein du compartiment benthique. Ils peuvent ainsi participer à maintenir un système dans l'état dans lequel il se trouve et expliquer la lenteur de restauration de certaines lagunes, l'habitat benthique pouvant entretenir des boucles de rétroaction négative et freiner sa trajectoire de re-oligotrophisation. Jusqu'à présent, les travaux présentés avaient surtout porté sur des habitats benthiques constitués de sédiment nu. Les objectifs de ce travail sont donc de mieux caractériser le couplage existant entre les cycles benthiques de l'oxygène, des nutriments et éléments traces en y incluant des habitats caractérisés par la présence de macrophytes. Nous nous focaliserons dans ce travail sur les principaux habitats benthiques représentatifs des états oligotrophes, mésotrophes et eutrophes des lagunes méditerranéennes.

Pour cette étude, des expérimentations de confinement in situ durant lesquelles les conditions d'oxygénation sont laissées évoluer sans forçage ont été réalisées dans différents habitats. Les habitats sélectionnés pour cette étude sont les herbiers de phanérogames marines *Zostera noltei* de densité de 248 ± 79 gDW.m⁻² (caractéristique d'un état oligotrophe), de macroalgues pérennes *Halopithys incurva* de densité de 1299 ± 425 gDW.m⁻² (caractéristique de milieu mésotrophe) dans l'étang de Thau et des herbiers de macroalgues opportunistes et dérivantes *Chaetomorpha sp.* de densité de 300 ± 150 gDW.m⁻² (caractéristiques de milieu eutrophe) dans l'étang du Prévost. Pour comparaison, un habitat de sédiment nu peu chargé en MO de l'étang de Thau (caractéristique d'un état oligotrophe) a aussi été inclus dans l'étude. Les confinements in situ ont consisté à isoler au sein de chambres benthiques claires, ces habitats pendant plusieurs jours afin d'identifier l'influence des macrophytes sur le cycle de l'oxygène, leur éventuelle résistance face à la désoxygénation et les impacts associés sur les réactions diagénétiques et flux benthiques de l'oxygène, nutriments et éléments traces (Figure 39a). L'évolution temporelle de la concentration en oxygène dissous dans les chambres benthiques a été enregistrée à l'aide de sonde autonomes directement insérées à l'intérieur des chambres benthiques. L'évolution de la composition chimique des eaux en espèces chimiques majeures impliquées dans la diagénèse ainsi que les nutriments et éléments traces ont été obtenus à partir de prélèvements réguliers effectués par des plongeurs dans les enceintes. Chaque traitement a été effectué en triplicat. En parallèle, afin d'évaluer l'évolution des réactions diagénétiques durant ce confinement des prélèvements de carottes dans chaque type d'habitats ont été réalisés en début d'expérimentation à proximité des habitats confinés et la fin de la période de confinement directement dans les enceintes pour les expérimentations dans l'étang de Thau (en ayant pris soin de maintenir les conditions in situ).

Ce travail a été conduit dans le cadre des programmes de recherche ANOXITO (Coordination M. Richard, MARBEC, Financement INSU/CNRS/EC2CO, 2021-2022) et PONUTELA que j'ai coordonné (Financement OHM Litmed, 2020-2021) et a été intégré dans la thèse de Julie Régis. Nous avons récemment pu valoriser ces travaux par des communications sous forme de poster (Le Ray et al., 2023) et d'oral (Régis et al., 2023) au sein de deux congrès internationaux, et d'une publication en cours de révision (Le Ray et al., en révision).

2.8.1. Dynamique de l'oxygène et résistance des habitats à la désoxygénation

Les données d'oxygène sur les différents habitats montrent que dans l'habitat *Zostera*, les concentrations en oxygène se maintiennent bien durant les 11 jours

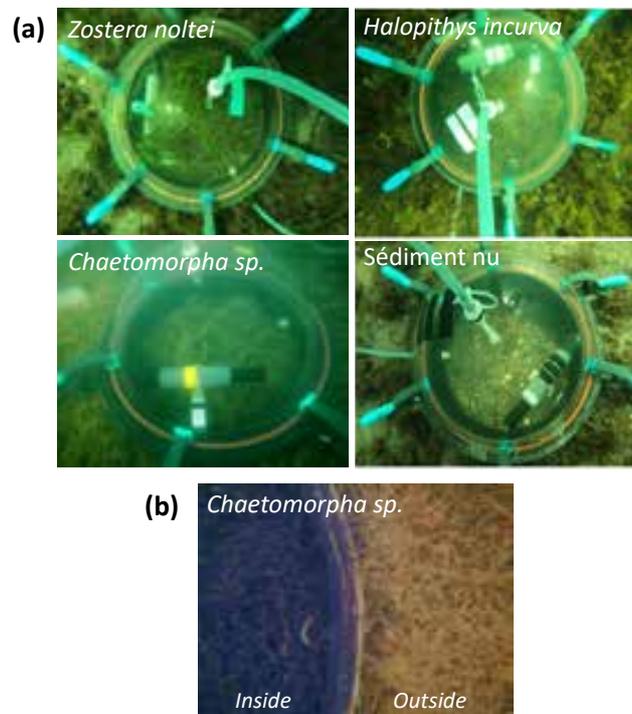


Figure 39: Photographies (a) des chambres benthiques utilisées pour les expérimentations de confinement in situ sur les 4 habitats considérés et (b) de l'aspect des *Chaetomorpha* après retrait du dôme des chambres benthiques après 96h de confinement. Photos MARBEC pour l'étang de Thau et personnelle pour l'étang du Prévost.

d'expérimentation avec des cycles journaliers bien marqués, montrant une forte résistance de cet habitat à la désoxygénation (Figure 40). En présence d'*Halopithys*, de fortes variations nyctémérales sont observées mais la production d'oxygène n'est pas suffisante pour compenser sa consommation, entraînant une diminution des concentrations en oxygène et l'apparition de conditions anoxiques continues à partir de 2.5 et 9 jours de confinement selon les réplicats. Dans ces enceintes la production de sulfures s'observe environ 24h après la disparition de l'oxygène. La mise en place de confinement dans l'habitat *Chaetomorpha* entraîne la plus forte augmentation des concentrations en oxygène durant les premières heures, puis une brusque diminution durant la première nuit, jusqu'à l'occurrence de conditions anoxiques continue au bout de 12h. Là aussi, la disparition de l'oxygène s'accompagne très rapidement par l'apparition de sulfures. Dans les habitats *Chaetomorpha* et *Halopithys*, l'anoxie et la présence de sulfures s'accompagne par la mort et la dégradation des organismes présents dans les enceintes (ex: Figure 39b). En comparaison, dans le sédiment nu de l'étang de Thau, l'oxygène diminue sur les premiers jours, atteignant des conditions hypoxiques voire anoxiques, puis réaugmente progressivement. L'augmentation de la concentrations

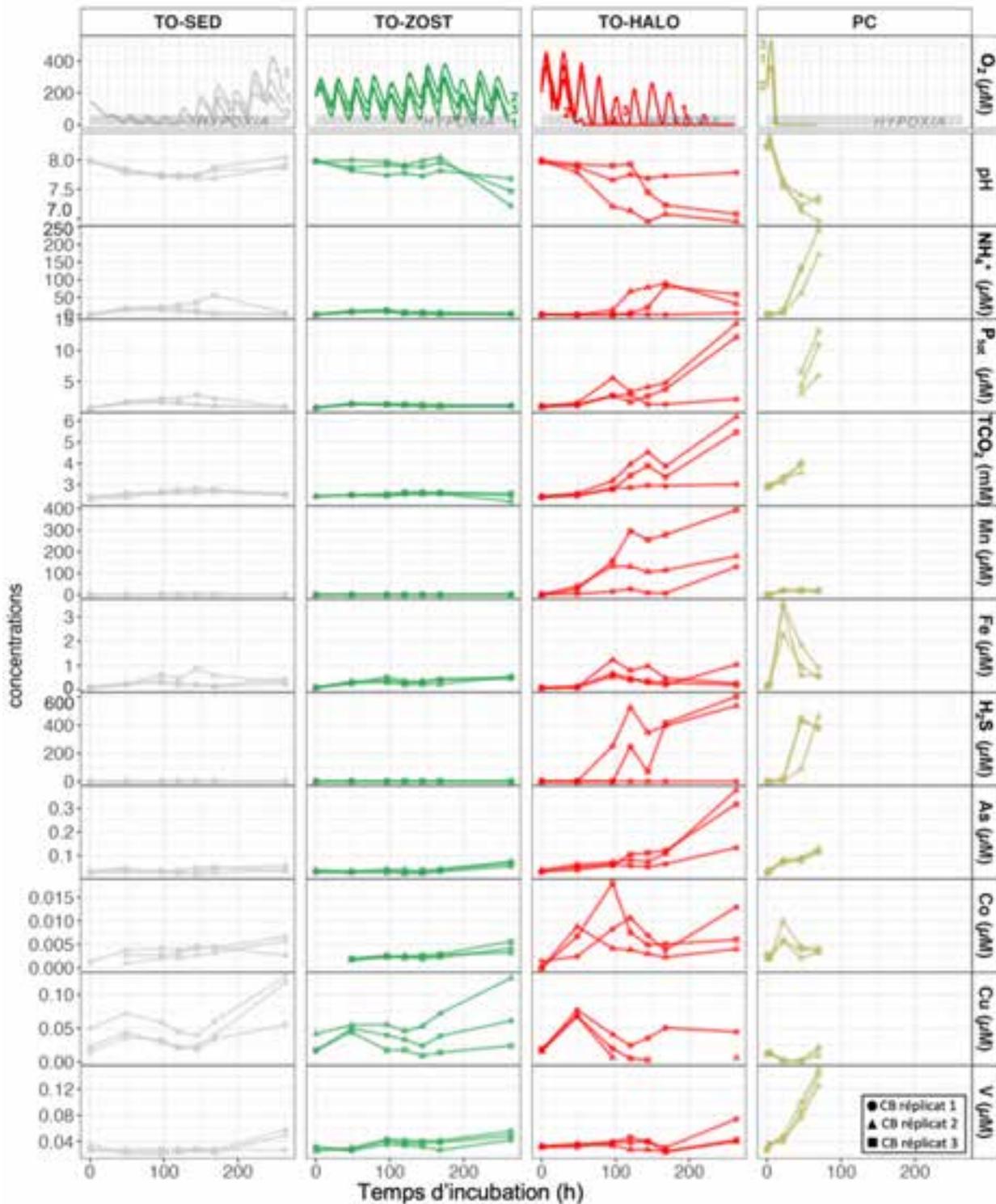


Figure 40: Évolution des concentrations en oxygène, nutriments et éléments traces et autres variables dans les chambres benthiques durant les expérimentations de confinement sur les habitats benthiques de sédiment nu (TO-SED), Zostère (TO-ZOST) et Halopythis (TO-HAL) dans l'étang de Thau et Chaetomorpha (PC) dans l'étang du Prévost.

en oxygène a pu être attribuée au développement du microphytobenthos, qui a été favorisé par le relargage de nutriments en conditions hypoxiques/anoxiques.

➔ Ce travail montre clairement que les habitats étudiés présentent des résistances très différentes vis à vis du confinement et du risque de désoxygénation selon l'ordre: *Zostera* > Sédiment nu > *Halopythis* >

Chaetomorpha. L'absence de brassage de la colonne d'eau par absence de vent, entrainera un risque d'occurrence de phénomènes de désoxygénation qui sera particulièrement élevé dans les habitats constitués de macroalgues, tandis que les habitats de *Zostera* permettront de le réduire.

2.8.2. Impact sur la minéralisation de la MO et le recyclage des nutriments

Les évolutions des concentrations en tCO_2 , NH_4^+ et PO_4^{3-} (et de Si, résultats non montrés) dans les chambres benthiques durant l'expérimentation de confinement variaient selon les habitats et ont pu être reliées aux phénomènes de désoxygénation. Dans l'habitat *Zostera*, qui n'a pas montré de modification des conditions d'oxygénation, aucune modification notable des nutriments n'est observée (Figure 40). Dans le sédiment nu, une légère production de NH_4^+ , PO_4^{3-} , tCO_2 (+Si) durant hypoxie/anoxie est observée puis elle diminue ensuite durant la réoxygénation du milieu et est mise en lien avec l'augmentation de l'activité photosynthétique par le microphytobenthos. Dans les habitats *Halopythis* et *Chaetomorpha*, les concentrations en nutriments augmentent fortement durant l'apparition des conditions hypoxiques/anoxiques et se maintiennent en conditions euxiniques (Figure 40). Les flux calculés confirment l'augmentation de leur production durant la transition des conditions oxiques > hypoxiques > anoxiques > euxiniques (Figure 41). En présence de macroalgues, les processus en cause, sont associés à la réduction des oxydes de Fe et de Mn qui montrent une augmentation de leur concentrations dans les enceintes après la disparition de l'oxygène, puis de la sulfatoréduction qui est attesté par l'augmentation des concentrations en sulfures juste après celles de Fe et Mn. Ces apports en tCO_2 , NH_4^+ et PO_4^{3-} sont aussi certainement favorisés par la reminéralisation des organismes benthiques dans les enceintes sur les habitats *Halopythis* et *Chaetomorpha* morts durant les conditions anoxiques/euxiniques. De manière intéressante, car observé pour la première fois dans mes travaux en zone côtières, la dégradation des macroalgues et organismes vivants en conditions anoxiques s'est accompagnée par des processus de fermentation visibles au travers des augmentations importantes des concentrations en acétate (résultats non montrés). L'acétate n'étant pas détecté dans les eaux porales cela révèle que ce processus de fermentation de la MO s'est produit uniquement dans la zone épibenthique. Les taux de sulfatoréduction étant amplifiés par la présence de produits de fermentation dont l'acétate (Jørgensen et al., 2019), et du fait de la présence d'une grande quantité de MO fraîche à dégrader et la faible teneur en oxydes de Fe et Mn dans la zone épibenthique, la sulfatoréduction se produit directement dans la colonne d'eau avant même l'épuisement du stock d'oxydes de Fe et Mn au sein du sédiment. Cela est notamment conforté par le fait que le maximum de H_2S s'observe dans les eaux porales des sédiments de surface contrairement à ce qui est classiquement observé (les concentrations en sulfures augmentant généralement avec la profondeur dans les sédiments).

De plus, les données de concentrations dans les eaux porales de la couche de surface (0-0.5 cm) montrent que dans l'habitat *Chaetomorpha*, les concentrations en tCO_2 , NH_4^+ et PO_4^{3-} sont 2-3 fois supérieures à celles des habitats de l'étang de Thau (incluant l'habitat *Halopythis*). Dans les *Chaetomorpha*, les sulfures sont aussi présents en fortes concentrations dans les eaux porales (env. 100 μM), alors qu'ils sont faiblement présents dans l'habitats *Halopythis* (<25 μM) et absents sur la totalité des 15 cm de profondeur dans les habitats de sédiments nu et de *Zostera*. Ceci indique que les macroalgues maintiennent des sédiments dans des conditions fortement réduites, avec un réservoir d'oxydes faibles/absents, ne permettant donc pas de tamponner l'effet de la désoxygénation et limiter le relargage de nutriments et sulfures en cas de désoxygénation de la colonne d'eau.

➔ Les apports en NH_4^+ et PO_4^{3-} dans les habitats soumis à confinement, apparaissent clairement favorisés par les conditions désoxygénées en lien avec l'arrêt de la nitrification pour NH_4^+ et la réduction des oxydes de Mn et Fe dans les sédiments de surface pour PO_4^{3-} , avec la dégradation des organismes (macrofaune + macrophytes) durant l'anoxie. L'absence de réservoir d'oxydes dans les sédiments de surface sous les macroalgues (*Chaetomorpha* essentiellement mais aussi *Halopythis* dans une moindre mesure) limite la capacité du sédiment à résister à la désoxygénation qui devient une source rapide et importante de nutriments pour la colonne d'eau. Ainsi les macrophytes caractéristiques des milieux eutrophisés, favorisent la désoxygénation du milieu, ce qui favorise le relargage de nutriments depuis les sédiments vers la colonne d'eau, favorisant ainsi le maintien des conditions d'eutrophisation. C'est cette boucle de rétroaction positive qui est probablement en cause dans la résistance des lagunes méditerranéennes à la trajectoire d'oligotrophisation recherchée par les gestionnaires. La transition dans la composition des habitats benthiques de macroalgues vers des habitats colonisés par des phanérogames permettra certainement de limiter les épisodes de désoxygénation et ainsi favoriser l'export par enfouissement les nutriments présents dans les sédiments.

2.8.3. Impact sur la remobilisation des éléments traces

L'évolution des concentrations en éléments traces dans les enceintes benthiques et les flux associés selon les conditions d'oxygénation durant les confinements montrent aussi une forte influence des conditions d'oxygénation et des habitats sur la remobilisation des éléments traces (Figure 40). As présente une légère augmentation de ses concentrations au cours du confinement dans les habitats *Zostera* et Sédiment nu, mais une forte augmentation en conditions anoxiques et euxiniques. Co présente les mêmes tendances avec



Figure 41: Flux des espèces chimiques mesurés durant les expérimentations de confinements des habitats benthiques de sédiment nu (TO-SED), Zostère (TO-ZOST) et Halopythis (TO-HALO) dans l'étang de Thau et Chaetomorphe (PC) dans l'étang du Prévost et regroupés par conditions d'oxygénation rencontrées.

cependant une diminution des concentrations lors du passage en conditions euxiniques. As et Co sont probablement libérés durant la dégradation de la MO et/ou des oxydes de Fe et Mn en conditions anoxiques. Cependant en conditions euxiniques, cette remobilisation est contrebalancée pour Co qui est repiéagé, probablement par précipitation sous forme de sulfures. Ces tendances sont confirmées par le fort enrichissement d'As dans les eaux porales de surface

en présence de sulfures, suggérant un moins fort piégeage de As en présence de sulfure, en cohérence avec les résultats obtenus précédemment sur l'étang de Berre. Tous les habitats benthiques étudiés se comportent comme une source de Cu en conditions normoxiques mais en conditions désoxygénées ces flux s'annulent ou s'inversent. Ce piégeage en conditions hypoxiques/anoxiques/euxiniques permet d'expliquer que les concentrations maximales sont

observées dans les eaux des habitats sédiment nu et *Zostera*. Les profils en Cu dans les eaux porales ne montrent pas de tendances particulières dans les eaux porales au cours du confinement dans les différents habitats suggérant un piégeage dominant continu dans les sédiments, quelque-soient les conditions d'oxygénation, et probablement un rôle des macrophytes dans la régulation des flux observés pour cet élément. Ici, cependant, la résolution temporelle des suivis ne permet pas de mieux contraindre les processus en jeu. Les concentrations en V augmentent légèrement dans les enceintes au cours du temps mais restent faibles sauf dans l'habitat *Chaetomorpha* où ses concentrations augmentent très fortement dès l'apparition des conditions euxiniques. Ce comportement contrasté entre les 2 types d'habitats de macroalgues suggère un cycle différent du V en présence de ces deux espèces de macroalgues ne permettant pas de généraliser sa dynamique à la seule modification des conditions de désoxygénation.

➔ Ainsi les éléments traces montrent encore une forte réactivité en lien avec les phénomènes de désoxygénation et des habitats. De manière générale, les éléments présentant les plus fortes affinités avec les oxydes de Fe/Mn seront préférentiellement relargués durant les conditions anoxiques devenant une source de dégradation pour la qualité chimique de la colonne d'eau. Les éléments présentant des affinités avec les sulfures seront réintégrés au sédiment lors de l'occurrence des conditions euxiniques. Leur implication dans la dégradation de la qualité chimique de la masse d'eau sera donc fonction de la quantité relarguée et exportée durant les conditions anoxiques et n'ayant pas été repiégés en conditions euxiniques.

2.9. Impacts des malaïgues sur le cycle des nutriments et éléments traces en zone conchylicole

Les lagunes méditerranéennes sont exploitées pour l'activité conchylicole. Cependant cette activité est souvent impactée par des problématiques de qualité des eaux et de désoxygénation générant d'importantes mortalités des coquillages et des impacts socioéconomiques importants. Par exemple, dans l'étang de Thau, qui accueille la plus importante production conchylicole de la côte méditerranéenne française, la malaïgue de 2018, a généré la mortalité de 100% des moules et 60% des huîtres en exploitation, équivalent à 4000t, et une perte estimée de 6M€. Si ces phénomènes sont souvent initiés par une importante respiration benthique, favorisée par des températures élevées, des concentrations en nutriments élevées et en l'absence de vents, la respiration des huîtres peut aussi en être un élément important. Une des conséquences de ces phénomènes est le relargage d'une importante concentrations de nutriments depuis les sédiments qui vont pouvoir

entretenir des conditions d'eutrophisation favorable à la récurrence des malaïgues futures (Derolez et al., 2019) et potentiellement impacter la productivité conchylicole durant les saisons qui suivent (Lagarde et al., 2018). Cependant, la mortalité et décomposition des coquillages contribuent aussi au relargage de nutriments vers la colonne d'eau et peuvent donc être aussi un important contributeur au maintien de l'eutrophisation et perturbation du milieu. En 2018, ce n'est pas moins de 11t de N et 0,8t de P qui ont été ainsi libérés dans le milieu (M. Richard, com. pers.). Ainsi, en zone conchylicole, les sédiments et les coquillages en exploitation constituent deux compartiments impliqués dans la survenue de malaïgues, de manière directe tout d'abord par la respiration aérobie, et indirecte par le relargage de nutriments durant ces phénomènes. Cependant, leur contribution respective est difficilement découplable (les deux sources se combinant). Aussi, l'influence de ces phénomènes sur le cycle des éléments traces est encore peu connu.

Dans le cadre de ce travail, les objectifs étaient de 1) mieux comprendre l'implication de la respiration des huîtres dans l'occurrence des phénomènes de désoxygénation, 2) mieux évaluer l'influence de l'anoxie sur le relargage des nutriments et éléments traces en zone conchylicole, en considérant à la fois les sédiments et les coquillages.

L'étude en question a été conduite en septembre 2020 dans l'étang de Thau sous une table à huître expérimentale à 4 m de profondeur. Elle a consisté à effectuer des expérimentations de confinement au sein de deux mésocosmes intégrant à la fois les compartiments benthiques et pélagiques. Ces mésocosmes étaient composés de tubes (longueur 2.15 m, diamètre 40 cm) insérés dans le sédiment nu et représentant un volume total de 270 L (Figure 42). Le premier mésocosme contenait de l'eau et un cordage de 30 huîtres creuses (*Crassostrea gigas*) (traitement O) et le deuxième, seulement de l'eau (traitement C). En parallèle, un cordage de 30 huîtres en dehors des mésocosmes (traitement N) a été déployé dans le milieu naturel à proximité directe des mésocosmes. Les huîtres utilisées dans les traitements N et O mesuraient en moyenne 95.9 ± 9.9 mm et représentant un total de $2.5 \pm 0,5$ kg par cordage (ce qui se situe dans la fourchette utilisée par les conchyliculteurs), et correspondant à 51.4 ± 12.5 gde chair d'huîtres. Le confinement a été maintenu pendant 13 jours. Les concentrations en oxygène ont été mesurées en continu chaque minute au moyen de sondes autonomes positionnées dans les mésocosmes (traitements O et C) et dans le milieu naturel (traitement N) à 30 cm et 130 cm au-dessus du sédiment. Des prélèvements réguliers d'eau ont été effectués en triplicat sur les mêmes hauteurs les jours 0, 1, 2, 6, 9 et 13 et ramenés au laboratoire pour conditionnement et analyses. A chaque prélèvement

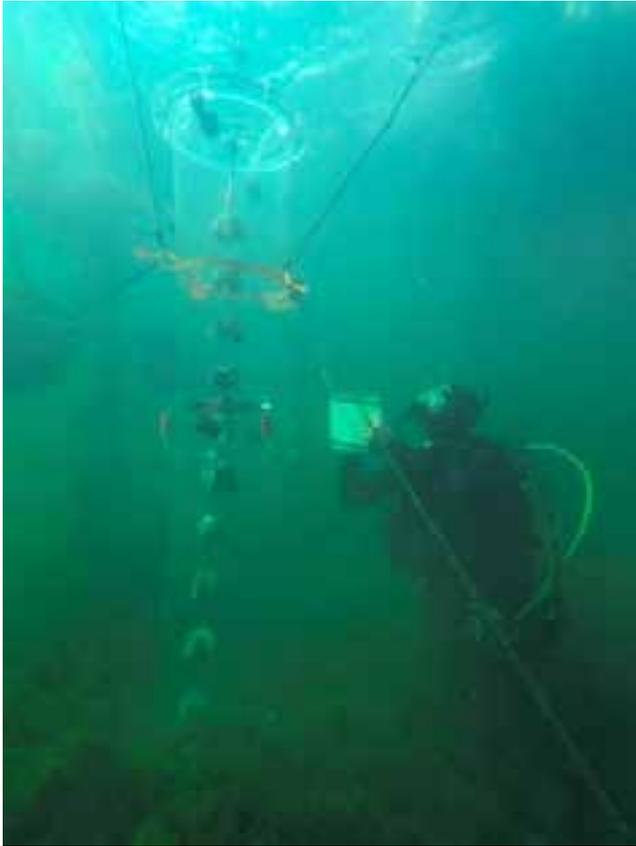


Figure 42: Photographie sous-marine montrant le mésocosme avec le cordage de 30 huîtres creuses (*Crassostrea gigas*) (traitement O) avec un plongeur effectuant des relevés sur les huîtres. Photos MARBEC.

des observations de l'état des huîtres (ouverte, fermée ou morte) ont été réalisés par le même plongeur.

Ces travaux ont été conduits dans le cadre du projet ANOXIMO (Coordination M. Richard, MARBEC, financement DS IFREMER, 2020-2021). Ils ont donné lieu à une publication pour les nutriments (incluant le rôle de la composante pélagique) (Le Ray et al., 2023). La partie sur la biogéochimie benthique et les éléments traces sont en cours de traitement et les premiers résultats seront présentés ici.

2.9.1. Impact sur l'oxygène

Dans le mésocosme sans huître, la concentration en oxygène variait avec une dynamique nyctémérale de manière similaire à ce qui a été observé dans le milieu naturel mais avec des concentrations 25-30% plus faibles (Figure 43). Dans ce mésocosme et le milieu naturel c'est à 30 cm du sédiment que l'oxygène fluctuait le plus fortement, en comparaison aux variations à 130 cm. Ceci suggère que le compartiment benthique constituait le moteur principal de la dynamique de l'oxygène dans le mésocosme et dans le milieu naturel. Cependant, dans le mésocosme, les concentrations en oxygène étaient toujours plus faibles à 30 cm du sédiment. Comme les mésocosmes ont été placés sur des sédiments nus, cela suggère un rôle important du microphytobenthos dans la production

d'oxygène mais aussi du compartiment benthique en général dans sa consommation. La différence entre le mésocosme et le milieu naturel souligne aussi l'importance de l'échange avec l'atmosphère dans le maintien des bonnes conditions d'oxygénation.

Dans le mésocosme avec les huîtres, les concentrations en oxygène ont fortement diminué dès la fermeture du mésocosme atteignant l'anoxie en 52-54h ce qui permet d'illustrer la prépondérance de la respiration des huîtres sur la dynamique de l'oxygène. Les huîtres présentes dans le mésocosme étaient toutes fermées au jour 2. Au jour 6 (soit après 1,5 jour d'anoxie complète), les valves de toutes les huîtres présents au sein du mésocosme étaient ouvertes, mais certaines huîtres ont réagi aux stimuli provoqués par le plongeur. Au jour 9, une mortalité de 100 % a été observée et les valves étaient ouvertes et vides, et une partie de la chair était tombée sur les sédiments en décomposition. Ces tissus n'étaient plus visibles et donc complètement dégradés au jour 13, en fin d'expérimentation. Toutes les huîtres du traitement O sont ainsi mortes entre le jour 6 et le jour 9. Dans ce mésocosme, la couleur de l'eau est passée de claire au jour 0, au vert au jour 6 et est devenue blanchâtre à partir du jour 9.

➔ Ces résultats illustrent le rôle important du benthos sur la dynamique de l'oxygène dans l'étang de Thau mais illustrent aussi qu'en présence d'huîtres, la respiration des huîtres constitue le plus important forçage dans les niveaux d'oxygénation. Ainsi, même si la production d'oxygène par le microphytobenthos sédiment peut être un important contributeur à l'oxygénation du milieu, sans réapprovisionnement en oxygène depuis l'atmosphère et/ou les masses d'eau voisine, la présence d'huîtres contribuera rapidement à l'apparition de l'anoxie dans la colonne d'eau, et in fine à leur mortalité.

2.9.2. Impact sur la minéralisation de la MO et le recyclage des nutriments

Dans le mésocosme avec les huîtres, les concentrations en NH_4^+ et PO_4^{3-} présentent des augmentations supérieures au mésocosme sans huître dès le premier jour de confinement, se maintiennent élevées et constantes jusqu'au jour 6 et augmentent de manière extrêmement forte au jour 9, diminuant ensuite le jour 13 (Figure 43). Les augmentations sur les premiers jours sont associées à la plus forte désoxygénation et à la diminution/disparition de la nitrification mais aussi à leur relargage par les sédiments en lien avec les réductions des oxydes de Fe et Mn, qui augmentent aussi durant le confinement. L'augmentation extrême au jour 9 est clairement attribuée à la décomposition de la matière organique provenant des huîtres qui n'ont pas survécues aux conditions anoxiques. Cette dégradation est majoritairement effectuée par la sulfatoréduction en

lien avec l'apparition de H₂S au jour 9. Comme observée précédemment dans les chambres benthiques en présence de macrophytes, la dégradation de cette MO fraîche s'effectue aussi par fermentation comme l'atteste la production d'acétate à partir du jour 9 (résultat non montré). Ce processus se produit donc ici aussi directement dans la colonne d'eau du fait de la plus faible disponibilité en oxydes de Fe/Mn relativement aux sulfates dans la colonne d'eau. L'observation des profils dans les eaux porales montrent que l'enrichissement en NH₄⁺ et H₂S se produit dès la première couche de surface (0-0.5 cm) et diminue avec la profondeur suggérant que la zone de production de ces espèces chimiques se situe dans la colonne d'eau, comme observés dans le cas des macrophytes.

La production de N et P pouvant être associée à la dégradation des huîtres déterminées à partir de la biomasse des huîtres et de leur concentrations mesurées dans leurs tissus (N = 8,16 %, P = 0,51%) aurait dû générer des concentrations de 1109±271 µM et 31±8 µM. Ces concentrations sont bien supérieures aux concentrations maximales mesurées (389 µM et 17,9 µM pour N et P respectivement) suggérant qu'une large partie des nutriments ait été consommée par le phytoplancton. Ce processus de consommation est privilégié du fait de la diminution des concentrations en nutriments entre le jour 9 et le jour 13 et a été confirmé à partir de l'étude sur les communautés microbiennes et planctoniques observées dans les mésocosmes (Le Ray et al., 2023).

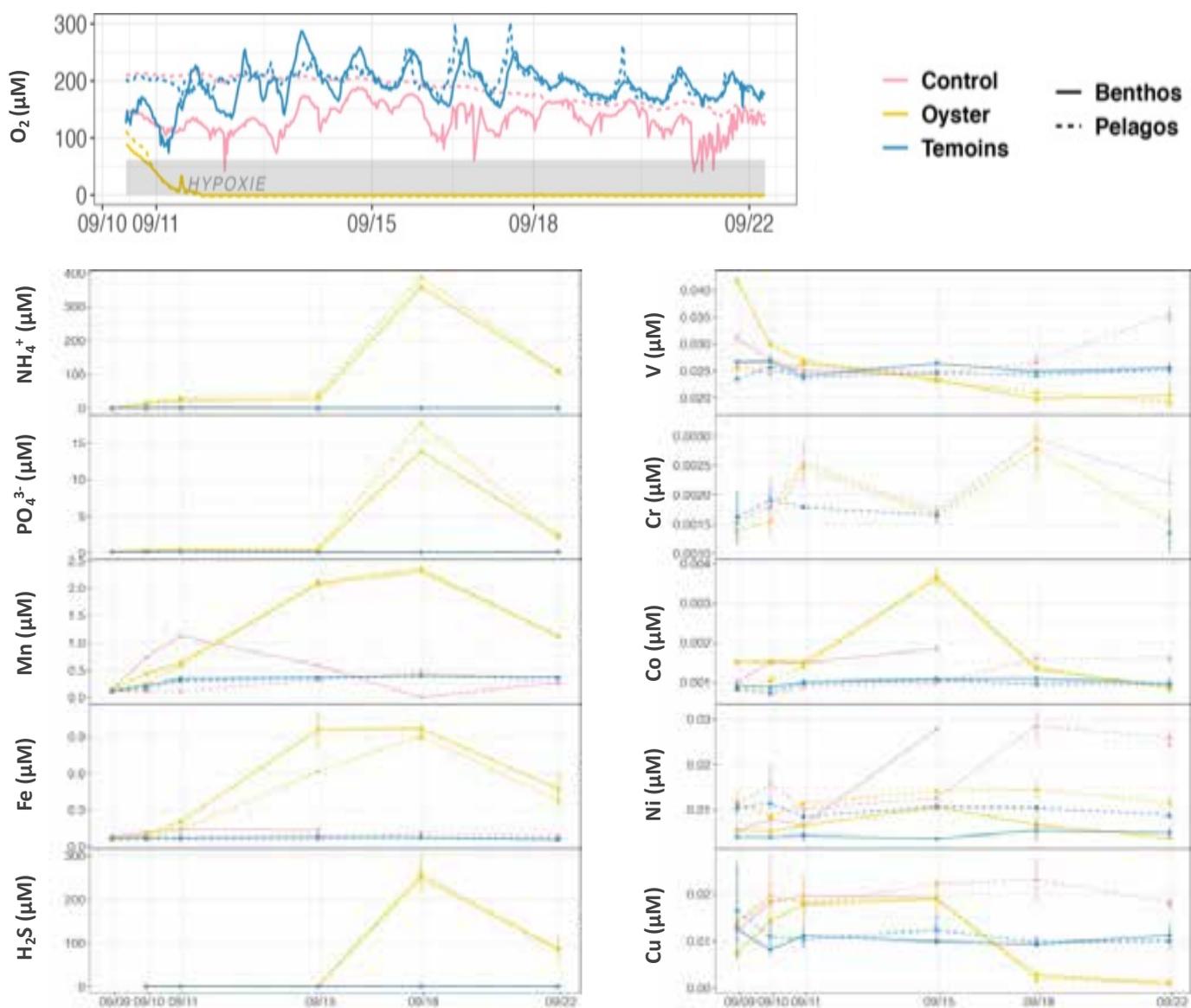


Figure 43: Évolutions temporelles des concentrations en différentes espèces chimiques dissoutes dans les eaux des mésocosmes avec huîtres ("Oyster"), sans huîtres ("Control") et du milieu naturel ("Témoins") dans le bas (30 cm au-dessus du sédiment, "Benthos") et le haut (130 cm au-dessus du sédiment, "Pelagos").

➔ Ainsi, la désoxygénation générée par les huitres favorise le relargage des nutriments, premièrement issue des sédiments, mais lors de l'anoxie cet apport est issu majoritairement de la décomposition des chairs des huitres. Le développement d'espèces microbiennes planctoniques se développant en conditions euxiniques constitue un nouveau compartiment accumulant ces nutriments.

2.9.3. Impact sur la remobilisation des éléments traces

L'évolution des concentrations en éléments traces dans les eaux des mésocosmes montrent que ces As et Zn présentent durant les 2 premiers jours de confinement en présence d'oxygène des concentrations similaires entre les deux mésocosmes (avec et sans huitres) et avec le milieu naturel indiquant une absence d'influence des huitres et de la diminution des concentrations en oxygène sur ces premiers jours, mais aussi l'absence d'influence du confinement. Ce n'est pas le cas de Co, qui présente des concentrations qui augmentent plus fortement dans le mésocosme avec des huitres, relargage qui peut être associé à sa remobilisation durant la réduction des oxydes de Mn qui se mettent en place durant ces premiers jours comme en atteste l'augmentation des concentrations en Mn dissous dans le mésocosme, et en cohérence avec les observations déjà faites sur le couplage entre ces deux éléments. Entre le jour 3 et 6, où l'anoxie se met en place, les concentrations de ces 3 éléments augmentent fortement et atteignent leur concentrations maximales dans le mésocosme avec les huitres qui sont 2-5 fois supérieures aux concentrations mesurées dans le mésocosme sans huitres et le milieu naturel. Leur concentrations rediminuent ensuite pour atteindre, aux jours 9 et 13, des concentrations similaires, voire inférieures, à celles mesurées dans le mésocosme sans huitres et le milieu naturel. Les pics de concentrations au jour 6 peuvent être directement associés à leur relargage durant la réduction des oxydes de Fe et Mn auxquels ils étaient associés tandis que leur diminution au-delà est associée à leur reprécipitation sous forme de sulfures métalliques. Le cas de Cu est particulier car ses concentrations sont similaires dans les deux mésocosmes mais augmentent pour atteindre des concentrations environ 2 fois supérieures aux concentrations mesurées dans le milieu naturel durant les 6 premiers jours de confinement. A partir du jour 9 les concentrations en Cu montrent une forte diminution dans le mésocosme avec les huitres. Cela signifie que, si on suppose la contamination en Cu par le mésocosme négligeable, les sédiments contribuent à l'apport de Cu vers la colonne d'eau, et donc que les activités des huitres et de la réduction des oxydes de Fe/Mn ont un rôle secondaire dans la remobilisation de Cu. En revanche, comme pour les autres éléments, à l'apparition de sulfures dans le mésocosme avec les huitres les concentrations en Cu chutent fortement pour atteindre

des valeurs 4-5 fois plus faibles que dans le mésocosme sans huitres, suggérant la aussi un rôle important de la précipitation sous forme de sulfures.

A partir des concentrations mesurées en éléments traces dans les huitres et les biomasses décomposées, il est possible de voir qu'une partie insignifiante ($\leq 1\%$) de la majorité des éléments traces libérés ne se retrouvent pas sous forme dissoute dans la colonne d'eau des mésocosmes. Seul As, se retrouve à environ 4% dans les eaux des mésocosmes. Les profils dans les eaux porales ne montrent pas de modifications majeures des concentrations en éléments traces entre les conditions initiales et après la période de confinement. Cependant, la couche de sédiment de surface particulière montre un enrichissement en Fe, Mn, As, Co et Cu total (résultats non montrés). Cet enrichissement n'est pas visible dans la fraction réactive extraite à l'ascorbate, suggérant que l'enrichissement de ces éléments dans la phase particulière n'est pas associé à une phase oxydée durant la période de confinement. Ceci est cohérent avec les fortes conditions réductrices du milieu et la réduction des phases oxydées durant la période de confinement dans le mésocosmes avec huitres. Ceci suggère que le sédiment s'est enrichi en ces éléments durant la période de confinement et donc probablement que les huitres ont constitué une source bien supérieures en ces éléments que les sédiments de surface. Un bilan de masse entre les quantités d'éléments traces présentes dans les huitres et ces enrichissements dans la couche de surface 0-0.5 cm montre que 40% de Cu et 97% de Co libérés se retrouvent dans ces sédiments de surface. Cela signifie qu'à la fin de la période de confinement, la totalité du Co a été transféré dans le sédiment tandis que 60% du Cu remobilisé par les huitres se retrouvaient probablement encore dans la colonne d'eau, sous forme particulière sulfurés en suspension et/ou incorporés dans le compartiment microbien planctonique qui s'est développée durant les conditions anoxiques, et ayant contribué à donner la couleur blanchâtre dans l'eau du mésocosme. Le cas de As est encore particulier puisque l'enrichissement dans la couche du sédiment de surface correspondait à plus de deux fois les quantités remobilisées durant la dégradation des huitres, indiquant que pour cet élément, une source supplémentaire (autre que les huitres) étaient présentes dans le mésocosme.

➔ Ainsi l'anoxie induite par les huitres a généré un relargage d'éléments traces depuis le sédiment vers la colonne d'eau mais qui est apparu comme relativement faible en comparaison à l'apport par les tissus d'huitres en décomposition. La présence de sulfures empêche l'accumulation des éléments traces sous forme dissoute dans la colonne d'eau, qui se retrouve majoritairement accumulés dans la colonne d'eau sous forme particulière sulfurée et/ou incorporé au sein de la biomasse microbienne en développement, et dans

les sédiments de surface. Avec le temps, la déposition de ces matières en suspension tendra à transférer l'essentiel de ces éléments traces dans le sédiment de surface. Ces éléments traces pourront être relargués progressivement vers la colonne d'eau lorsque de bonnes conditions d'oxygénation seront revenues, contribuant ainsi à faire du sédiment une source diffuse d'éléments traces sur une période relativement longue après l'épisode d'anoxie, potentiellement disponibles pour les huîtres en exploitation.

D) DEVELOPPEMENT DE METHODES INNOVANTES IN SITU POUR LA CARACTÉRISATION DES FLUX BENTHIQUES A HAUTE RESOLUTION TEMPORELLE

Les chapitres précédents ont permis de montrer, par des observations in situ ponctuelles ou par des approches expérimentales en conditions contrôlées au laboratoire, l'importance des phénomènes de désoxygénation sur les flux d'oxygène, nutriments et éléments traces à l'IES et que ces flux pouvaient évoluer de manière extrêmement rapide (à l'échelle de quelques heures) durant les variations des conditions d'oxygénation. Nous avons aussi montré que les variations d'oxygène dans les lagunes méditerranéennes pouvaient se produire à des échelles de temps très courtes (infra-horaires) dans le milieu naturel et l'influence de ces variations sur les flux benthiques est à ce jour assez peu contrainte, du fait souvent de l'absence d'outils in situ permettant de mesurer ces flux à ces échelles de temps, ce qui limite notre compréhension des bilans de masse à l'IES. Cette partie présente les efforts de développement méthodologique engagés ces dernières années pour de combler cette lacune.

2.10. Reconstruction des échanges à l'interface eau-sédiment à partir des gradients dans la couche limite benthique

Parmi les méthodes prometteuses, celle basée sur l'utilisation des gradients de concentrations dans la couche limite benthique (BBL) est particulièrement intéressante. Cette méthode validée théoriquement, repose sur le fait que le flux benthique peut être simplement obtenu par le produit entre le gradient de concentrations et le coefficient de diffusion turbulente (Boudreau & Jorgensen, 2001). Cette méthode présente les avantages d'être non invasive, d'intercepter les conditions in situ, d'intégrer des grandes surfaces de sédiment (de plusieurs m² à dizaines m²) et de pouvoir être appliquée à toute espèce chimique mesurable ou analysable dans le bas de la colonne d'eau. Cette méthode a déjà été mise en

œuvre ces dernières années avec plus ou moins de succès dans la littérature (Holtappels et al., 2011; McGillis et al., 2011; Takeshita et al., 2016; Platz et al., 2020; Schaap et al., 2021; Coogan et al., 2022; Plass et al., 2022; D'Ambrosio et al., 2022). Cependant, les quelques travaux qui reportaient des gradients avec plus de 2 points, montraient la présence de gradients pouvant être hétérogènes en allure et en intensité et ne discutaient pas leur implication dans la valeur des flux obtenus. Il est apparu ainsi important de mieux comprendre leur significativité et de mieux contraindre le domaine d'application de la méthode.

Ces dernières années, l'IFREMER (LBCM, Nantes) a développé l'outil SUSANE (SUprabenthique SAMpler for Near-shore Environment) qui permet de prélever de manière simultanée plusieurs échantillons dans la couche benthique avec une résolution verticale centimétrique. Dans le cadre d'un travail commun, nous avons pu valider la capacité de cet outil à fournir des gradients de différentes espèces chimiques, incluant des éléments traces sans problématique de contamination, dans des zones peu profondes (Knoery et al., 2019, Figure 44). Je souhaitais pouvoir utiliser cet outil pour obtenir des flux benthiques de nutriments et éléments et idéalement pouvoir y ajouter la composante oxygène. Pour cela, nous avons créé, en collaboration avec le CEREGE, une station benthique autonome appelée BOGOS (Benthic Oxygen Gradient Observatory Station, Figure 44) équipée de sondes autonomes permettant notamment de mesurer en continu avec 1 fréquence de 1 mesure/5 minutes l'oxygène à 5 hauteurs dans le bas de la colonne d'eau (4, 14, 25, 40 et 60 cm au-dessus du sédiment) et de courantomètre ADV et courantomètre profileur HR ADCP afin d'obtenir le sens et direction du courant à haute-résolution temporelle (en mode burst de 2 minutes à 32 Hz et 8 Hz, respectivement), qui pourrait permettre de quantifier le coefficient de turbulence dans la BBL.

Ces outils ont été déployés dans les étangs de Berre, Thau et Prévost sur des sites présentant des habitats contrastés: sédiments limoneux nus (étangs de Berre et du Prévost), des sédiments sablo-limoneux avec des débris de coquilles et avec des recouvrement de faible densité de macrophytes *Zostera* sp. et *Halophytis* sp (étang de Thau) et de sédiment limoneux recouvert d'un dense tapis de *Chaetomorpha* sp. (étang du Prévost). La structure BOGOS a été déployée sur des périodes de 2 semaines en période estivale sur les trois sites, et l'outil SUSANE a été déployée à plusieurs reprises incluant des conditions de jour/nuit et contrastées en oxygène dans les étang de Berre et du Prévost.

Les objectifs du travail présenté ici est de (1) définir du domaine d'application de la méthode des gradients de concentration dans des environnements côtiers, et

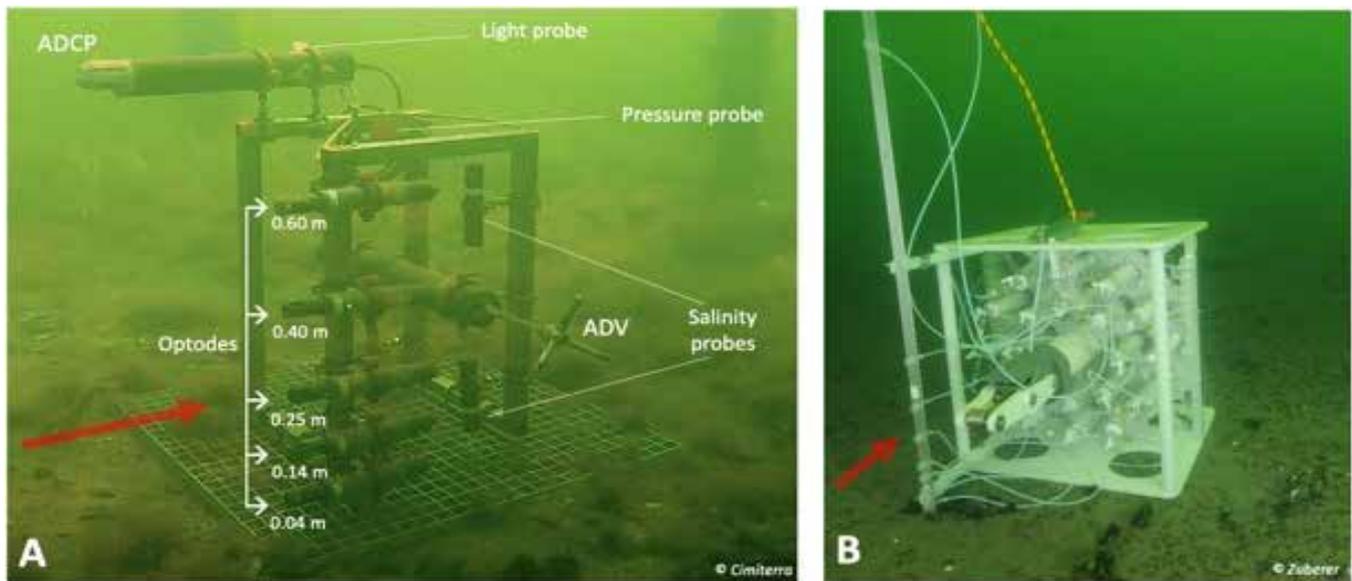


Figure 44: Photographies sous-marines de (A) la station benthique BOGOS équipée de ses sondes autonomes et (B) du préleveur d'interface SUSANE. Les flèches rouges représentent l'orientation par rapport au courant préférentiel.

d'utiliser cette méthode pour (2) caractériser la dynamique benthique de l'oxygène à l'échelle nyctémérale, et (3) les échanges de nutriments et d'éléments traces sous différentes conditions d'oxygénation. Ce travail conduit dans le cadre de la thèse de ma doctorante J. Régis est actuellement en cours de révision (Régis et al., en révision).

2.10.1. Validation de la mesure des gradients dans la couche limite benthique

Les gradients au sein de la BBL ne sont attribuables à des flux benthiques uniquement s'ils sont la résultante d'une réaction permettant la production/consommation d'une substance dans les sédiments de surface et qui entraîne leur enrichissement/appauvrissement dans le bas de la colonne d'eau, le gradient au sein de la BBL ne résultant que du mélange par diffusion (turbulente majoritairement) entre la partie supérieure de la colonne d'eau bien mélangée et la zone à proximité du sédiments. Un premier travail a visé à mieux comprendre dans quelle situation les gradients obtenus pouvaient être validés et considérés pour décrire le fonctionnement de l'écosystème benthique.

2.10.1.1. Situation de stratification au sein de la BBL

La présence de différentes masses d'eau dans la BBL, présentant des compositions chimiques différentes, peuvent induire des gradients de concentration qui ne sont pas attribuables à des flux benthiques. Les mesures à haute résolution de la température et de la salinité dans la partie supérieure (67 cm) et inférieure (4 cm) de la BBL nous a permis d'identifier l'occurrence de ces phénomènes. Afin de pouvoir s'en affranchir, nous avons calculé un indice de stratification (variation relative de la densité entre le haut et le bas de la BBL, Haralambidou et al., 2010) et

fixé une valeur seuil de 0.05% au-delà de laquelle deux masses d'eau distinctes étaient présentes au sein de la BBL (Figure 45 pour l'exemple de l'étang du Prévost). Des stratifications ont été principalement rencontrées dans l'étang de Berre pendant 38% des observations, contre <1% dans l'étang du Prévost et n'ont pas été détectés dans l'étang de Thau. Dans l'étang de Berre, les gradients d'oxygène les plus élevés ont été enregistrés durant ces événements, correspondant à des valeurs d'un ordre de grandeur supérieur aux gradients de concentration moyens observés en dehors de ces événements. Ces gradients extrêmes ont été induits par l'advection d'une eau de surface plus douce, plus chaude et plus oxygénée au sein de la BBL et auraient donc conduit au calcul d'un flux erroné. La vérification de l'absence de stratification est donc cruciale pour obtenir des flux benthiques valides dans toute approche basée sur les gradients de concentration benthique.

2.10.1.2. Significativité des gradients de concentration

Dans ce travail, nous avons pu identifier trois facteurs interconnectés qui influençaient la capacité de détection des gradients et devaient être considérés dans le déploiement de cette approche (Figure 46):

(1) Le premier aspect est purement technique et est dépendant des incertitudes analytiques qui conditionnent l'intensité des gradients détectables au sein de la BBL. En effet, un gradient ne peut être détecté que si la différence de concentration entre deux hauteurs distinctes de la BBL est significative, c'est à dire supérieure à l'incertitude de l'instrument de mesure ou analytique utilisé. Pour chaque espèce chimique, il est possible de calculer le gradient minimum détectable (Équation 3), en dessous duquel

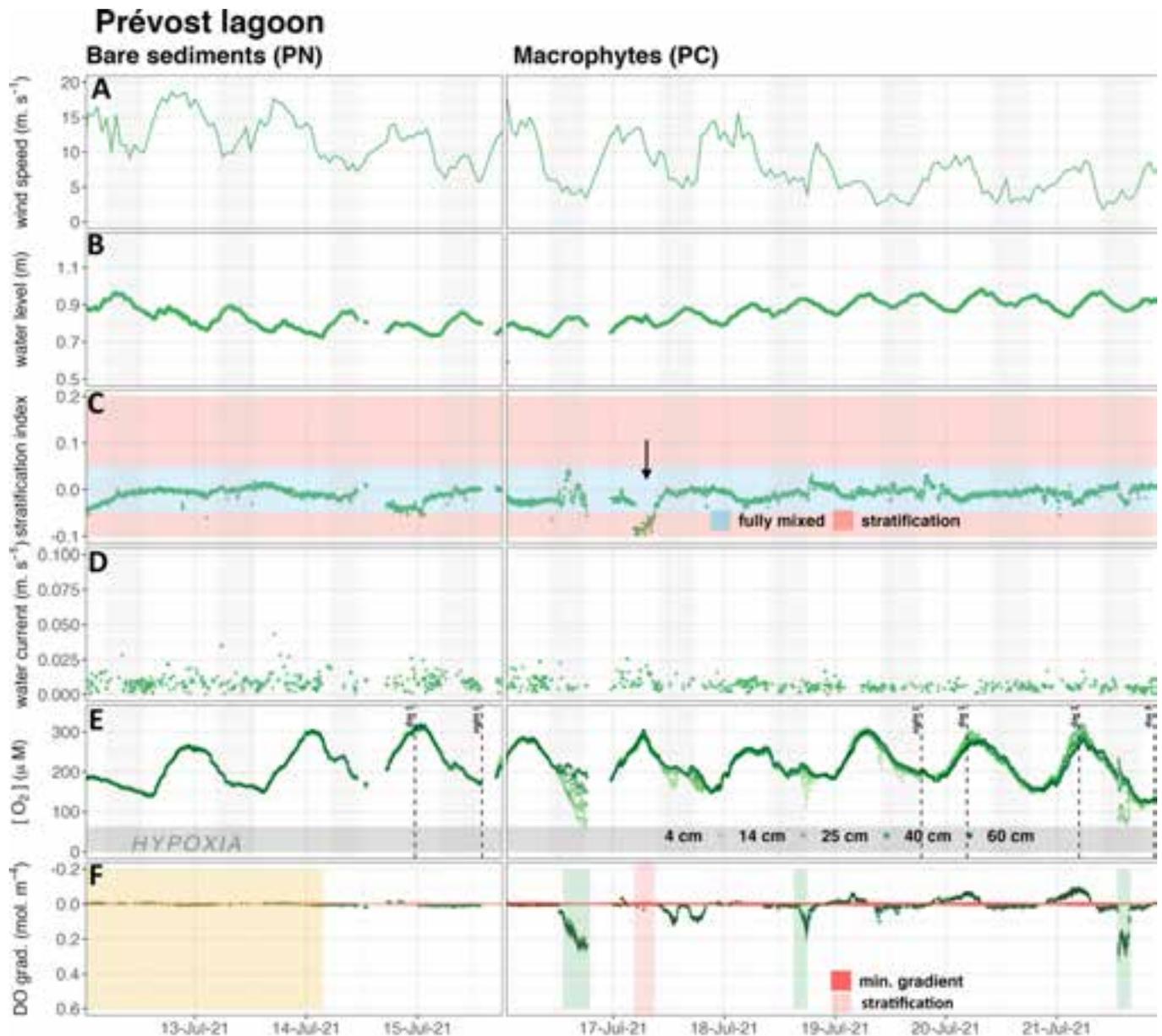


Figure 45: Exemple de données obtenues durant le déploiement de la structure benthique BOGOS dans l'étang du Prévost à la station avec du sédiment nu (site PN) et recouvert de *Chaetomorpha* sp. (site PC). (A) intensités de vitesse du vent depuis la station météo MétéoFrance la plus proche, (B) hauteur d'eau, (C) indice de stratification calculé à partir de la température et de la salinité, (D) vitesse du courant 30 cm au-dessus de l'IES, (E) série chronologique de l'oxygène dans l'eau de fond mesurés par les cinq optodes. Les lignes noires pointillées verticales représentent les périodes de déploiement de SUSANE. (F) gradients de concentration de l'oxygène dans la BBL et gradients de concentration minimaux détectables correspondants (zone ombrée en rouge).

les gradients mesurés doivent être considérés comme non significatifs:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial z}\right)_{min} = \bar{C} \times RU \quad \text{Équation 1}$$

où \bar{C} est la concentration moyenne de la substance chimique mesurés dans la BBL ($\mu\text{mol.m}^{-3}$), Δz la différence de hauteur de mesure/échantillonnage considérée pour la mesure du gradient et RU l'incertitude relative associée à l'instrument de mesure ou d'analyse. Les incertitudes relatives sur la mesure de l'oxygène ont pu être évaluées à 2.4% tandis que pour les autres espèces chimiques elles étaient entre 4% et 10% dépendamment des précisions analytiques

obtenues durant les analyses. Avec cette incertitude pour l'oxygène, cette approche a permis de valider 90% des gradients mesurés dans l'étang de Berre, 44% dans l'étang de Thau, et dans l'étang du Prévost, 62% sur le site PC mais seulement 1% sur la station PN. L'incertitude analytique est donc un facteur clé dans la validation des gradients mesurable et l'augmentation de la précision de mesure/analyses permettrait d'augmenter significativement le nombre de gradient détectable. Par exemple, pour une couche d'eau de 64 cm, l'incertitude sur l'oxygène rendrait détectable un gradient d'oxygène supérieur à $0,011$ et $0,004 \text{ mol.m}^{-4}$, avec une concentration moyenne d'oxygène de 300 et $100 \mu\text{M}$, respectivement. En considérant une

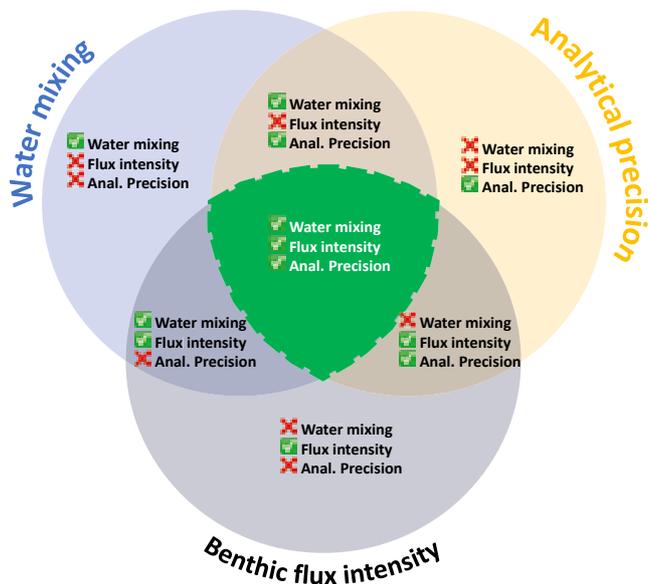


Figure 46: Schéma conceptuel représentant les limites des conditions de l'intensité du mélange des eaux, des flux benthiques et de la précision analytique visant à définir le domaine d'application de la détection des gradients de concentrations dans la couche limite benthique. Les croix rouges indiquent des conditions défavorables tandis que les carrés verts indiquent des conditions favorables.

incertitude sur la concentration en oxygène réduite à 1% (incertitude techniquement atteignable), le gradient minimum détectable diminuerait respectivement à 0,005 et 0,002 mol.m⁻⁴ ce qui permettrait d'augmenter la proportion de gradient d'oxygène détectable de 44% à 70% du jeu de données obtenu dans l'étang de Thau par exemple.

(2) Le second facteur pouvant limiter la détection d'un gradient est associé à l'intensité du mélange des eaux dans la BBL en lien avec l'hydrodynamique du site. En effet, un mélange intense conduit naturellement à une homogénéisation verticale des concentrations dans la BBL et déplace la zone de gradient à proximité directe de la surface des sédiments, ultimement dans les premiers millimètre au-dessus du sédiment, au sein de la couche limite diffusive (DBL). Dans de tels cas, la résolution centimétrique mise en œuvre ici ne permet plus d'intercepter ce gradient. Cette situation a pu être observée lors des périodes de forte vitesse de courant associées à des vitesses de vent élevées tels que, par exemple, durant les premiers jours de déploiement sur le site PN dans l'étang de Prévost (Figure 45) et durant laquelle, les gradients de concentration ont diminué, tombant dans la gamme des gradients minimaux détectables.

(3) Le troisième facteur est associé à l'intensité du flux benthique. En effet, l'intensité du flux benthique influence directement la quantité de soluté transférée à travers la BBL. Des taux de transfert plus élevés entraînent des gradients de concentration plus prononcés dans la BBL pour des conditions de

mélange de colonne d'eau similaires. De faibles flux peuvent avoir lieu pour des espèces chimiques non/peu réactives ou pour des espèces chimiques réactives lorsque les processus de consommation/production s'équilibrent. Par exemple, lors des déploiements sur le site PC, recouvert d'un dense tapis de macrophyte, dans l'étang du Prévost, les gradients les plus élevés ont été observés pendant les après-midi (gradients négatifs) et de fin de nuit (gradients positifs), en relation avec les activités photosynthétiques et de respiration. En revanche, des gradients indétectables ont été systématiquement observés lors de la transition entre ces deux situations, lorsque la production et la consommation d'oxygène se compensaient, entraînant des flux nets négligeables.

➔ Ainsi, si la plus haute précision analytique est nécessaire pour optimiser la détection des gradients chimiques et ainsi améliorer l'applicabilité de la méthode, les facteurs environnementaux tels que l'intensité des flux et l'intensité du brassage de la colonne d'eau doivent aussi être considérés pour se placer dans le domaine d'application de la méthode. Bien qu'il soit toujours techniquement possible de diminuer dans une certaine mesure l'incertitude relative analytique, l'intensité des flux benthiques et du brassage de l'eau dépend du site et des conditions environnementales. Un gradient non significatif ne correspond donc pas à un flux non significatif, mais simplement un flux non détectable par la méthode des gradients. L'approche par les gradients est donc plus particulièrement recommandée pour les zones faiblement brassée et avec des flux benthiques importants, en particulier pour les espèces chimiques qui présentent une faible précision analytique. L'utilisation de sondes autonomes (telle que celles utilisées pour l'oxygène) permet de générer un grand nombre de données ce qui augmente la probabilité d'enregistrer des gradients sur une période de déploiement et devrait donc être favorisée pour les autres espèces chimiques (nutriments, éléments traces) actuellement obtenu de manière ponctuelle après prélèvements et analyses au laboratoire. Les applications futures de cette méthode bénéficieront ainsi du développement de technologies in situ plus précises avec des limites analytiques abaissées tels que les analyseurs chimiques in situ pour les nutriments (Vuillemin et al., 2009) et éléments traces (Tercier-Waeber & Taillefert, 2008).

2.10.1.3. Forme des profils de concentration et incertitude sur les gradients

Les gradients de concentrations sont classiquement obtenus par régression linéaire, sur le nombre de points disponibles, et l'incertitude sur ce gradient est calculée, lorsque plusieurs points de mesures sont disponibles, à partir de l'erreur obtenue à partir des résidus de la régression. Cependant, nos observations ont pu montrer que les profils de concentration

obtenus s'écartaient le plus souvent des tendances linéaires et que lorsque les profils de plusieurs espèces chimiques ont pu être mesurés simultanément sur le même déploiement (cas des déploiements de SUSANE), lorsque des gradients significatifs étaient obtenus, les profils présentaient des allures semblables quelques soient les espèces chimiques considérées. Cela supporte l'influence dominante du brassage de l'eau sur la forme du profil. A partir des profils obtenus sur l'ensemble du jeu de données sur l'oxygène (environ 11000 profils), cinq types de profils de concentration ont pu être observés (Figure 47):

- Cas 1: les profils "verticaux" présentant un gradient non significatif (40 % du jeu de données). Cette allure de profil est rencontrée lorsque les conditions se trouvent en dehors de la gamme d'application de la méthode de détection des gradients précédemment

décrite, c'est à dire en dehors des limites physiques (mélange intense), chimiques (absence ou faible flux) et/ou analytiques (incertitudes trop élevées). Dans cette situation, un gradient peut être présent mais il est limité à la zone située en dessous de la zone d'échantillonnage (<4 cm), c'est-à-dire dans la couche visqueuse ou la couche limite diffusive, non interceptable par notre dispositif.

- Cas 2: les profils en forme de « L », présentant une concentration homogène dans la partie supérieure de la BBL et une variation de concentration significative sur les premiers centimètres au-dessus du sédiment (9% du jeu de données). Cette situation correspond à l'interception du gradient mais uniquement dans la partie basse de l'intervalle d'échantillonnage, la partie haute de la BBL étant dans ce cas bien brassée.

- Cas 3: les profils "logarithmiques" reflétant des variations significatives des concentrations mais

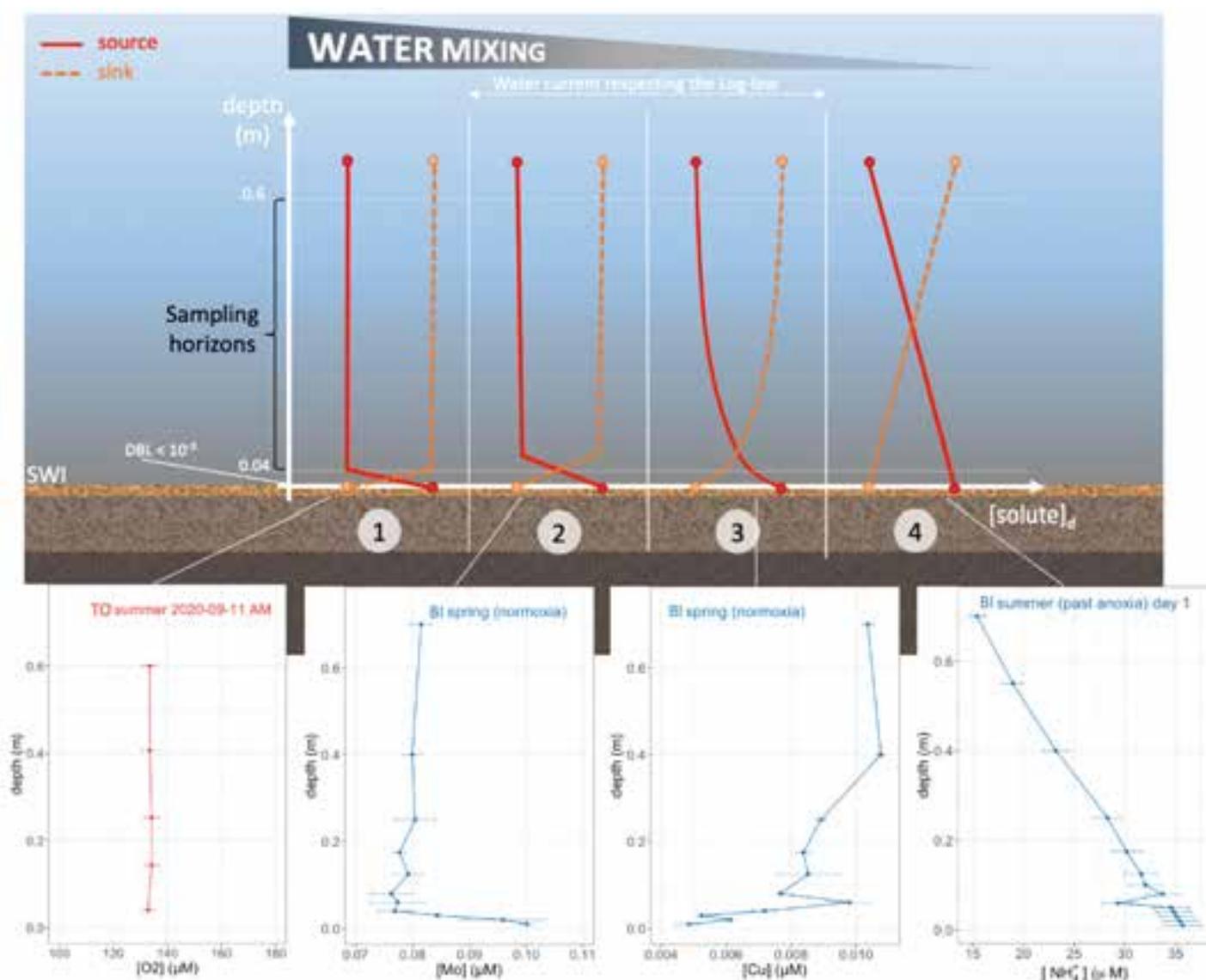


Figure 47: Représentation schématique des groupes de profils de concentration dans la couche limite benthique classiquement obtenus et illustration par exemples issus du jeu de données.

réparties progressivement sur plusieurs dizaines de centimètres vers le sédiment (25% du jeu de données, présentant avec un $r^2 > 0,95$ pour une régression logarithmique). Ce cas correspond au cas théorique attendu dans le cas où la hauteur d'échantillonnage intercepte la zone des gradients de vitesse qui diminuent près de la surface des sédiments en fonction de la rugosité du fond suivant la "loi logarithmique de la paroi" (Log-law of the wall, Von Kármán 1930, Holtappels et al., 2011). Dans une telle situation, le coefficient de diffusivité turbulente varie de manière non uniforme à travers la BBL, diminuant vers le sédiment et générant un plus faible mélange à proximité du sédiment, générant ainsi un gradient de concentration de forme logarithmique.

- Cas 4: les profils "linéaires" véritables (14 % du jeu de données, présentant un $r^2 > 0,95$ pour une régression linéaire). Ce cas se produit lorsque le coefficient de mélange est constant dans l'intervalle de profondeur d'échantillonnage. Cette situation est majoritairement observée dans le jeu de données pour des vitesses de courant très faibles ($< 1 \text{ cm.s}^{-1}$) et pour lesquelles la validation de la "loi logarithmique de la paroi" ne se vérifie plus (Lorke et al., 2002). Dans de tels cas, le mélange turbulent dans le BBL est très faible et s'approche d'une valeur constante, pouvant ultimement diminuer jusqu'à la valeur du coefficient de diffusion moléculaire.

- Cas 5: les profils "autres", ne rentrant pas dans l'une des catégories précitées (12 % du jeu de données). Ces profils sont probablement obtenus durant des situations dans lesquelles le mélange dans la BBL est irrégulier ou dans un état non stationnaire en raison de la variation de la vitesse du courant, du flux benthique ou de la consommation/production pélagique.

➔ Ce travail souligne que l'allure des profils de concentration apparaît clairement déterminée par la nature, l'intensité et la variation verticale du coefficient de diffusivité turbulente au sein de la BBL, le tout pouvant varier fortement au cours du temps selon les conditions environnementales. Dans un objectif d'utiliser la méthode des gradients pour estimer un flux, il est primordial d'optimiser la mesure des concentrations et des processus de mélange le long du profil verticaux dans la BBL, et de vérifier la covariation linéaire des gradients de concentrations et du coefficient de diffusion turbulente au sein de la BBL pour en valider l'usage. L'utilisation de gradients obtenus à partir de deux points et de la turbulence en un seul point sur des échelles spatiales pluri-décimétriques est clairement à proscrire.

2.10.2. Application à la mesure de la dynamique benthique de l'oxygène durant des cycles nycthémeraux

Les chroniques temporelles des gradients d'oxygène dissous (significatifs et en dehors des situations de

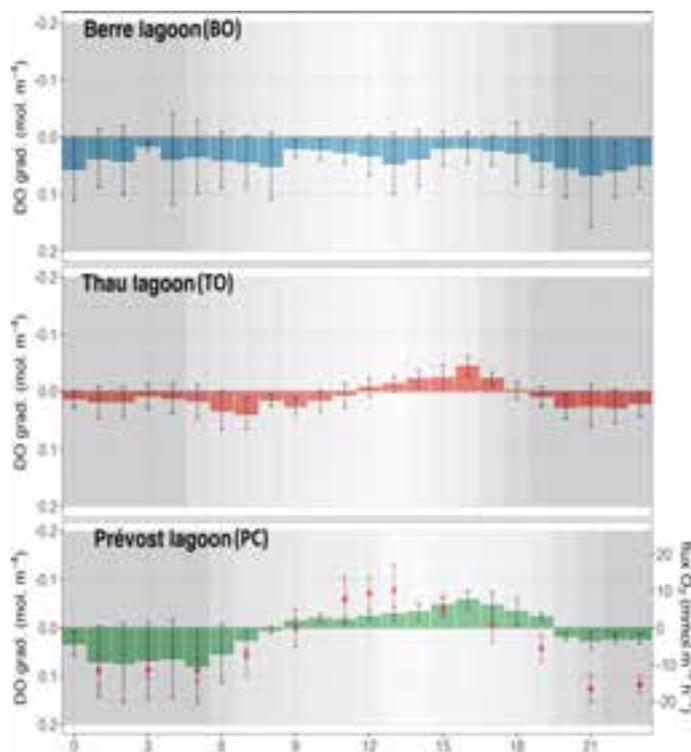


Figure 48: Moyennes horaires (± 1 écart-type) des gradients benthiques en oxygène dans les lagunes de Berre, Thau et Prévost (station PC) obtenus sur les 2 semaines de déploiements. Pour la lagune Prévost, les flux horaires moyens obtenus à partir des chambres benthiques, correspondant à trois cycles de 24 heures, sont illustrés par des points rouges. Des gradients négatifs correspondent à des transferts des sédiments vers la colonne d'eau sont des exportations vers la colonne d'eau. Les fonds gris traduisent les intensités lumineuses.

stratification) obtenus dans les 3 lagunes montrent de fortes variations au cours du temps mais étaient majoritairement positifs (transferts de la colonne d'eau vers le sédiment) dans l'étang de Berre, et fluctuaient à l'échelle nycthémeraie (positifs la nuit, négatifs le jour) dans les étangs de Thau et du Prévost (voir exemple pour l'étang du Prévost, Figure 45). Les moyennes horaires sur l'ensemble des déploiements confirment ces tendances (Figure 48) qui sont clairement attribuables à l'implication dominante des macrophytes benthiques dans le cycle de l'oxygène dans les étangs du Prévost et de Thau, et du caractère à dominance hétérotrophique de l'habitat benthique de sédiment nu dans l'étang de Berre. La bonne similarité entre les gradients d'oxygène horaires moyens et les flux d'oxygène benthiques horaires moyens mesurés avec des chambres benthiques autonomes dans la lagune Prévost (Cf Chapitre 2.12) confirme la bonne correspondance des gradients obtenus et des flux mesurés avec une méthode conventionnelle. Cela démontre la bonne capacité de la technique des gradients pour intercepter les variations à court-terme des transferts benthiques de l'oxygène.

2.10.3. Application à la mesure des transferts benthiques de nutriments et éléments traces sur des habitats dans des conditions d'oxygénation contrastées

Des exemples de profils de concentrations en nutriments et éléments traces obtenus avec SUSANE sont montrés dans la Figure 47 et les gradients dans la Figure 49. Les déploiements dans la lagune Prévost, réalisé de jour et de nuit correspondaient tous à des conditions normoxiques. La plupart des gradients étaient non significatifs mais lorsque qu'ils l'étaient, ils indiquaient sur le site de sédiment nu (PN) des transferts vers le sédiment de Fe et PO_4^{3-} et vers la colonne d'eau de MeHg. Le fait que les deux déploiements réalisés (de jour et de nuit) sur PN

indiquent chaque fois des transferts de MeHg vers la colonne d'eau est particulièrement fort et suggère que le sédiment nu est une source de MeHg importante dans cet écosystème qui présente une problématique associé au Hg dont l'origine est encore inconnue (Grouhel et al. 2018). Sur le site PC les gradients significatifs indiquent des transferts de sens variables pour PO_4^{3-} et Fe et un transfert vers la colonne d'eau pour Cu et vers le sédiment pour Mn. Ces dynamiques suggèrent un rôle important des macrophytes dans les échanges de PO_4^{3-} et Fe (gradients significatifs détectés à 3 repises sur les 4 déploiements) et ponctuellement pour Mn et Cu.

Les déploiements dans l'étang de Berre ont permis d'intercepter sur l'ensemble des trois stations et saisons

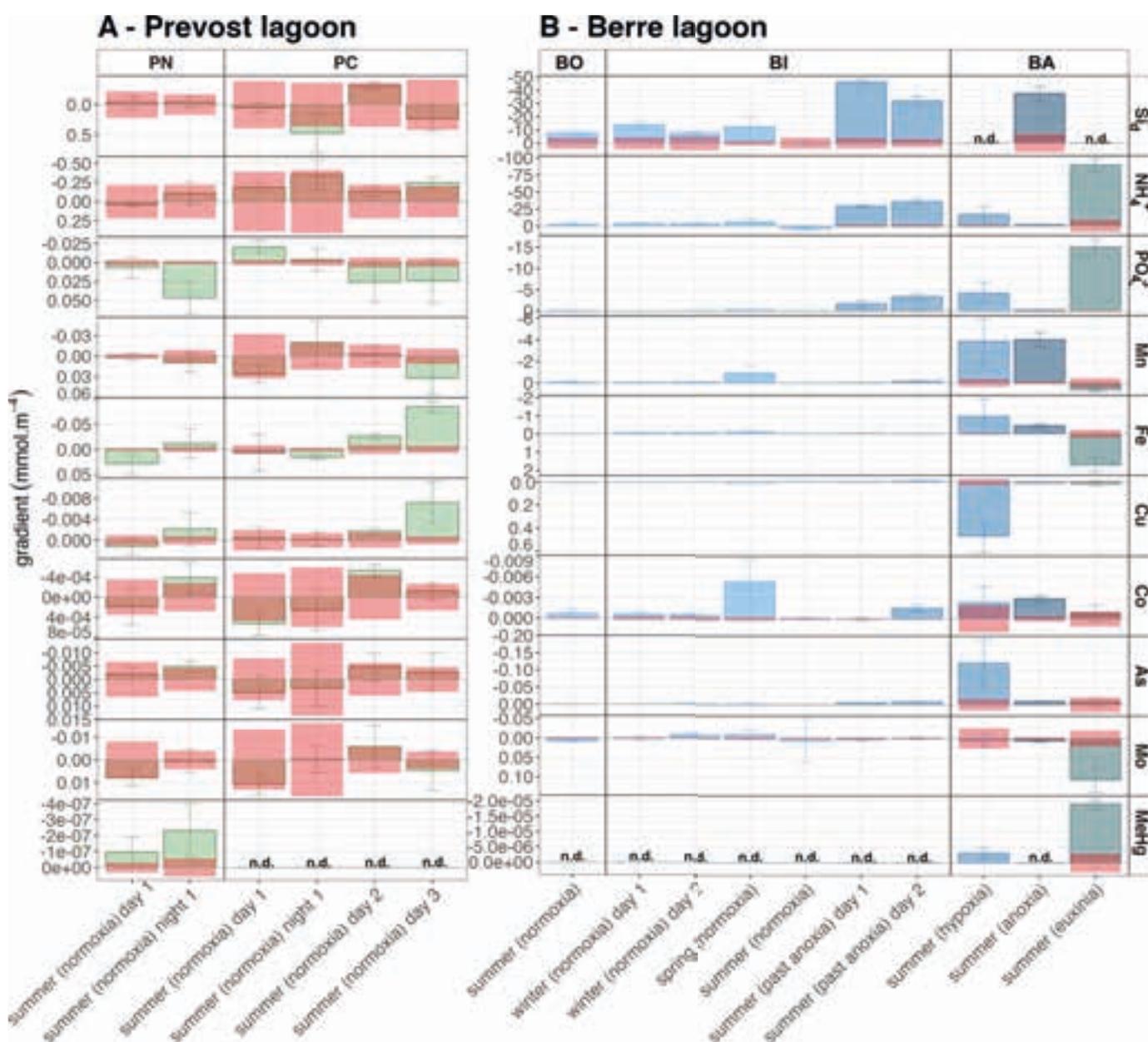


Figure 49: Gradients de concentration de quelques nutriments et éléments traces mesurés au sein de la couche limite benthique lors du déploiement de SUSANE (A) dans la lagune de Prévost aux stations PN et PC et (B) dans la lagune de Berre aux stations BO, BI et BA. Les zones ombrées en rouge indiquent les gradients minimaux détectables. Les barres d'erreur correspondent à l'incertitude sur la régression linéaire du gradient. "n.d." = non déterminé. Les gradients négatifs correspondent à des transferts des sédiments vers la colonne d'eau.

étudiées des conditions d'oxygénation contrastées pouvant aller de conditions normoxiques, hypoxiques, anoxiques et euxiniques. Les gradients de concentration des nutriments Si, NH_4^+ , PO_4^{3-} indiquaient des transferts dominants vers la colonne d'eau quelques soient les conditions d'oxygénation confirmant le rôle important des sédiments comme source de nutriments pour l'écosystème de l'étang de Berre. Les gradients de Mn et Fe dissous étaient systématiquement négatifs en conditions normoxiques/hypoxiques/anoxiques sur les 3 sites, mais étaient inversés en conditions euxiniques. Ce constat est cohérent avec le cycle de ces éléments en présence de sulfures qui favorise leur précipitation dans les sédiments de surface et permet d'en inverser les flux. De manière intéressante, les gradients de Co et As étaient négatifs en conditions oxiques/hypoxiques/anoxiques mais apparaissaient non significatifs en conditions euxiniques confirmant le couplage de leur cycle avec ceux de Fe et Mn en conditions oxiques/hypoxiques/anoxiques et à celui de S en conditions euxiniques. Les gradients de concentration de Mo dissous étaient généralement faibles et souvent non significatifs, sauf dans des conditions euxiniques à la station BA où des gradients forts positifs sont observés, en cohérence avec sa capacité de piégeage dans les sédiments en conditions fortement réductrice (Gooday et al., 2009).

→ La méthode des gradients apparaît ici aussi comme particulièrement adaptée pour retranscrire le sens des échanges des nutriments et éléments traces au sein du compartiment benthique pour différents habitats et conditions d'oxygénation variables. La mesure des coefficients de diffusivité turbulente dans la BBL permettra de mieux comprendre et interpréter les formes de profil ainsi que de quantifier les flux benthiques et ainsi contribuer à améliorer la compréhension des bilans de masse de l'oxygène, des nutriments et des éléments traces à l'IES dans ces zones très dynamiques.

2.11. Dynamique nycthémerale dans la couche limite benthique dans l'étang de Thau

Une autre approche qui permet d'avoir des informations sur l'implication du compartiment benthique sur la dynamique des espèces chimiques à l'échelle nycthémerale est le suivi à haute résolution temporelle des concentrations dans le bas de la colonne d'eau. Si cette approche est classiquement utilisée pour les espèces chimiques mesurées à partir de sonde autonomes (ex: oxygène, tel que décrit dans le chapitre 1 ou 3.1), elle est plus difficilement mise en œuvre pour les espèces chimiques tels que les nutriments ou éléments traces pour lesquels ces outils ne sont pas disponibles (ou pas adaptés aux faibles concentrations rencontrées). Le développement de préleveur autonome, tel que le MiniPEPITO par

MARBEC, pourrait permettre en partie de dépasser cette limitation.

Dans le cadre du projet ANOXITO (coordination M. Richard, MARBEC, Financement INSU-CNRS-EC2CO, 2021-2022), nous avons pu tester cet outil afin de suivre le cycle nycthémeral des nutriments et éléments traces dans le compartiment benthique dans l'étang de Thau. Le MiniPEPITO a été déployé sous une table à huitres dans la zone littorale (3.5 m, site MEB) du nord de l'étang, à quatre reprises durant la période estivale (juin, juillet, août et septembre 2021), période pour laquelle l'activité biologique et le risque de désoxygénation est maximal. Un prélèvement d'eau était effectué à environ 30 cm au-dessus du sédiment toute les 3h, soit 8 prélèvements par cycle de 24h, et les échantillons étaient stockés dans des poches préalablement nettoyées à l'acide et piégées à l'azide pour éviter la contamination et l'évolution chimique des concentrations entre le prélèvement et leur récupération par les plongeurs. Le lendemain, les échantillons étaient récoltés et ramenés au laboratoire pour traitement et analyses en triplicat. Les conditions physicochimiques (température, salinité, oxygène, lumière) étaient suivies en continu chaque 15 minutes durant la totalité des déploiements au moyen de sondes autonomes.

Les résultats obtenus (Figure 50) montrent que durant les différents déploiements, les conditions d'oxygénation présentaient des fluctuations nycthémerales bien marquées, mais sont restées bonnes (85-130 μM) contrairement à ce que nous espérons, montrant à nouveau la difficulté dans les approches expérimentales in situ ponctuelle pour intercepter des conditions de désoxygénation. Les concentrations en nutriments sont restées très faibles (<0.2 μM pour PO_4^{3-} , <0.35 μM pour NH_4^+) et ne présentaient pas de variations à l'échelle nycthémerale (résultats non montrés). En revanche, les éléments traces montraient des variations assez marquées pour la plupart d'entre eux. Parmi l'ensemble des éléments analysés, seul Co semble suivre une dynamique nycthémerale en phase avec les cycles de l'oxygène, suggérant un contrôle couplé aux processus de respiration/photosynthèse. Cependant, pour tous les autres éléments, les variations observées semblent majoritairement découplées des variations des conditions d'oxygénation et donc des cycles de photosynthèse/respiration. Par exemple, Mn suit un cycle nycthémeral pour les quatre campagnes, avec des concentrations minimales systématiquement entre 20h et 23h et qui réaugmentent durant la nuit pour atteindre des maximums en début de matinée entre 8h et 11h. Fe semble aussi suivre ces mêmes tendances mais de manière moins marquée. Pour Ni, Cu, Pb, Cr aucune tendance claire au cours des cycles diurnes

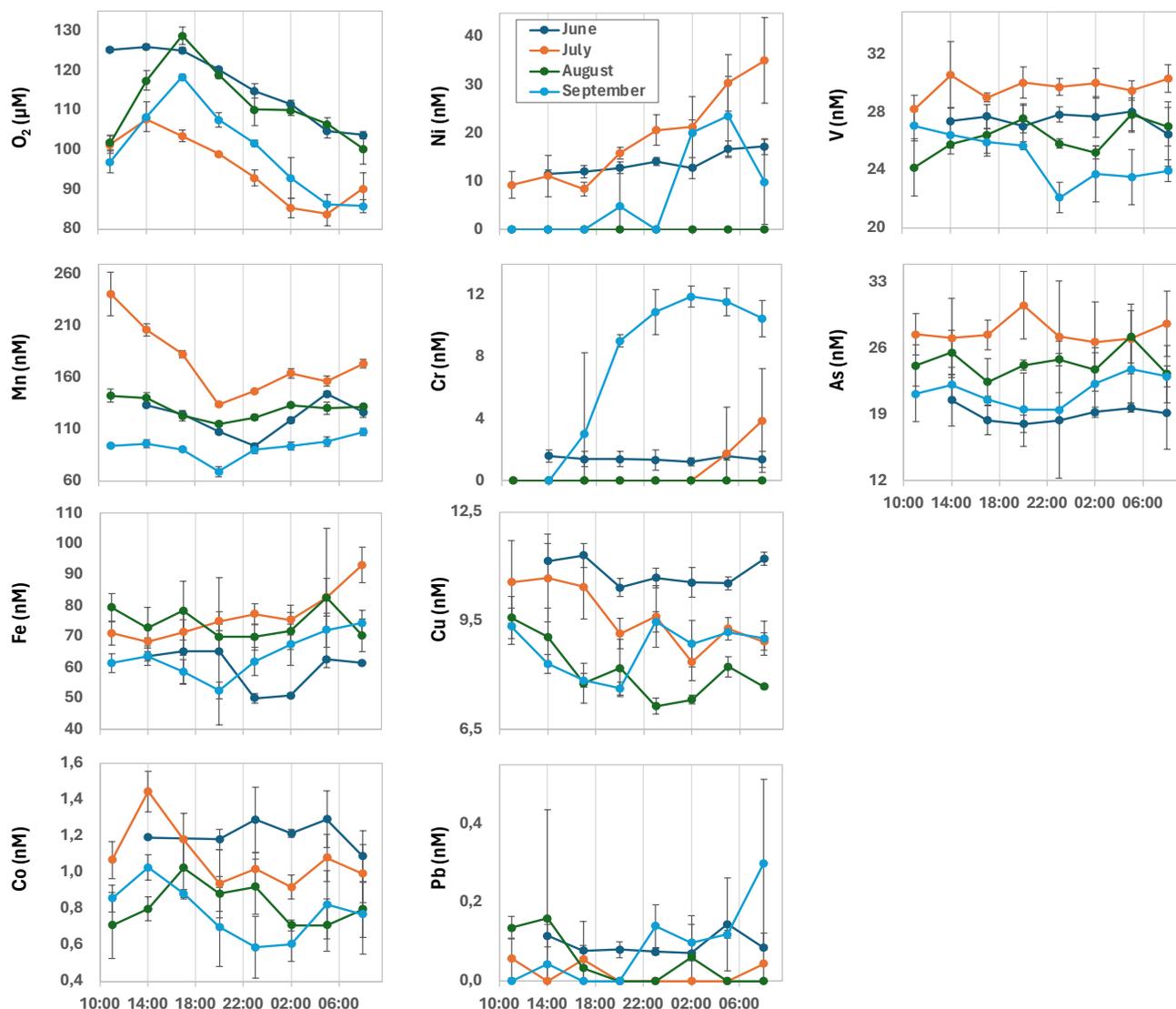


Figure 50: Évolution temporelle des concentrations en oxygène et éléments traces dans la couche benthique de l'étang de Thau obtenus à partir du déploiement du miniPEPITO durant les mois de l'été 2021. Les concentrations reportées correspondent aux valeurs moyennes (± 1 écart-type) sur des analyses en triplicat pour les éléments traces et sur les mesures continues obtenus à partir des sondes autonomes autour de l'heure de prélèvement (± 15 min) pour l'oxygène.

sont observés. La seule tendance claire est observée durant la campagne de septembre 2021 où ces éléments présentent des concentrations faibles (voire sous la limite de détection pour Ni, Cr et Pb) durant la matinée et présentent des augmentations marquées en fin de journée, à partir de 17h pour Cr, 20-23h pour Ni, Cu, Pb en septembre 2021. Ces variations ne semblent pas être associées à des modifications des masses d'eau (salinité constante sur la totalité des déploiements) ou en lien avec des modifications de pH (qui est en phase avec l'oxygène), mais probablement à mettre en lien avec des modifications de solubilité de ces espèces chimiques en lien avec des changements du degré d'oxydation photoinduits et/ou relargage par photolyse de matière organique durant la dégradation (Pinedo-Gonzales et al., 2014).

➔ Ainsi, ces données montrent l'absence de couplage pour la quasi-totalité des éléments analysés avec le cycle de l'oxygène. Cela signifie que dans l'étang de Thau, lorsque les conditions d'oxygénation sont bonnes, la dynamique nyctémérale des nutriments et éléments traces dans le compartiment benthique ne semblent pas majoritairement contrôlés par les équilibres photosynthèse/respiration, mais probablement par d'autres processus. Cette première approche, vient compléter les travaux menés ponctuellement à partir de l'outil SUSANE pour l'obtention des gradients de concentrations dans la BBL, comme possible solution technique à des prélèvements continus in situ. Le couplage de ces deux approches permettrait donc de faire un saut en avant dans la caractérisation des processus et flux benthiques à partir de l'étude de la dynamique verticale et temporelle de la composition chimique au sein de la BBL.

2.12. Reconstruction des flux nycthémeraux dans l'étang du Prévost à partir de chambres benthiques autonomes

La deuxième approche visant à intercepter des flux benthiques à haute-résolution temporelle que j'ai pu utiliser sont des chambres benthiques autonomes, un outil développé par des collègues de MARBEC. Son utilisation a été effectuée dans le cadre d'une collaboration durant le projet PONUTELA que je coordonnais (OHM, Litmed, 2021-2022) qui portait sur l'étang du Prévost, a pu aussi être renforcée par la suite (ex: projet Biogeobenthobs, Illico 2023).

Le dispositif que nous avons utilisé était constitué de 3 chambres benthiques (surface = 0,125 m², volume = 32L) comprenant un dôme hémisphérique transparent scellé sur une embase enfoncée dans le sédiment et connecté à un dispositif de pompes et de vannes et d'une centrale de commande qui permet d'alterner des périodes d'incubation (circulation/homogénéisation en circuit fermé dans chaque chambre) et de renouvellement de l'eau dans l'enceinte par de l'eau issue du milieu extérieur (Figure 51). Les concentrations en oxygène au sein chaque chambre benthique étaient suivies en continu chaque minute au moyen de sonde autonomes HOBO U26 (ONSET) directement positionnées dans les enceintes. Des prélèvements d'eau en début et fin de chaque période d'incubation dans une des enceintes ont été effectués au moyen d'un préleveur autonome (MiniPEPITO). Les volumes prélevés étaient stockés dans des poches préalablement nettoyées à l'acide et piégées à l'azide

pour éviter la contamination et l'évolution chimique des concentrations entre le prélèvement et leur récupération par les plongeurs. En parallèle, des mesures de nutriments (NH₄⁺ et PO₄³⁻) ont été réalisées en continu dans cette même enceinte par des analyseurs in situ (CHEMINIS). Des mesures continues en oxygène et des conditions physicochimiques (température, salinité, lumière) extérieures sont effectuées à partir de sondes autonomes. Les flux pour chaque période d'incubation ont été calculés à partir du changement de concentrations au cours du temps dans les enceintes et normalisés par rapport au volume d'eau et à la surface de sédiment intégré dans chaque chambre benthique.

Dans le cadre du projet PONUTELA, ce dispositif a été déployé sur l'habitat *Chaetomorpha* (site PC, étang du Prévost) sur lequel un total de 18 incubations complètes (1,5 heure chacune suivie de 0,5 heure de renouvellement) permettant de reconstituer au moins un cycle nycthémeral complet pour l'oxygène, les nutriments et les éléments traces. Les données présentées ici sur l'étang du Prévost sont intégrées dans un effort plus général de valorisation de cet outil (Ouisse et al., en prep.).

2.12.1. Validation de la méthode

A partir des chroniques continues à haute résolution temporelle de l'oxygène dans et en dehors des chambres benthiques (non montrées), plusieurs constats ont pu être fait pour évaluer la représentativité de la méthode. Tout d'abord, durant les périodes d'incubation, les concentrations en oxygène sont toujours restées dans des gammes de variations

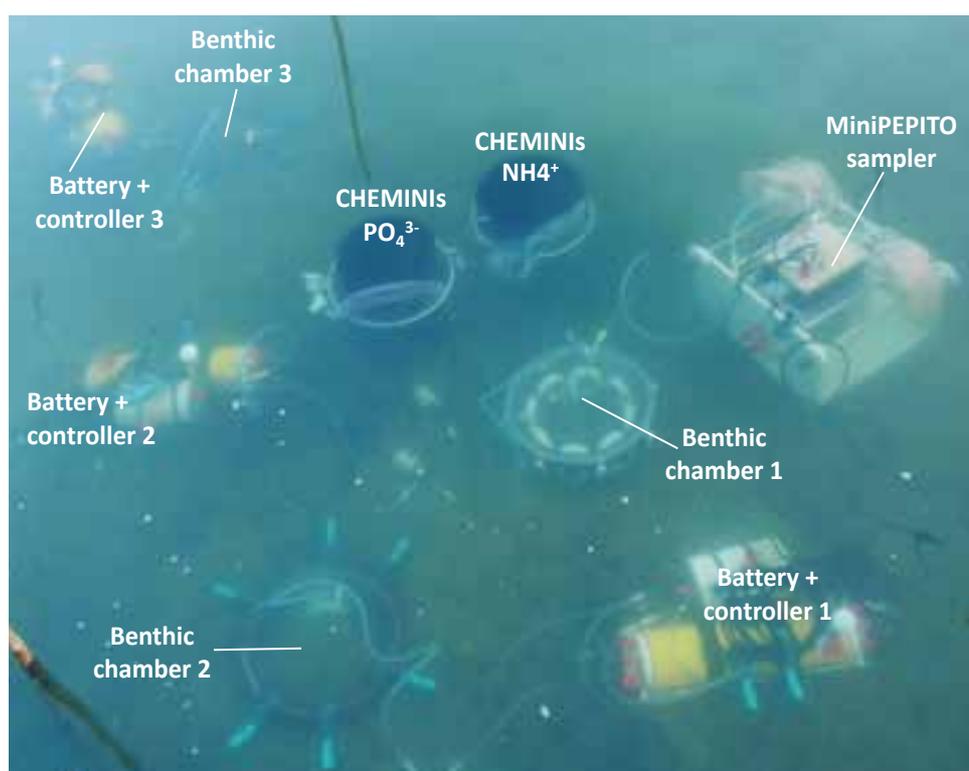


Figure 51: Photographie du système de chambres benthiques autonomes développé par MARBEC et déployé dans le tapis de *Chaetomorpha* sp. dans l'étang du Prévost.

relatives $\leq 40\%$ par rapport aux conditions initiales. Et ensuite, les concentrations en oxygène dans les chambres benthiques après chaque période de renouvellement des eaux permettent d'atteindre des concentrations en oxygène dans les chambres benthiques proches ($\leq 20\%$) des concentrations dans le milieu extérieur. Enfin, les concentrations de l'oxygène au sein des chambres benthiques durant les périodes d'incubation variaient de manière linéaire la quasi-totalité du temps. Cela a permis de confirmer la perturbation limitée de cet outil sur les conditions du milieu, la relative linéarité des processus intégrés durant les périodes d'incubation et donc la validation de son utilisation pour en expliquer la dynamique nyctémérale des flux de l'oxygène, et autres espèces chimiques, en lien avec à l'activité des Chaetomorpha.

2.12.1. Dynamique de l'oxygène

Durant les déploiements des chambres benthiques, les conditions d'oxygénation sont restées bonnes (130-350 μM), les concentrations maximales étant rencontrée la journée et les minimales la nuit. Les flux obtenus pour l'oxygène montrent clairement un cycle nyctéméral avec des flux négatifs et relativement constants durant la nuit et des flux positifs le jour (Figure 52) qui étaient corrélés à l'intensité lumineuse (non montrés). Les flux positifs se sont maintenus entre 8h et 15h chaque jour avec des maximums observés vers 12h. Ces observations peuvent directement être associées à l'activité des *Chaetomorpha* et sont cohérents avec les résultats montrés précédemment (Chapitres 1 et 2.10) et

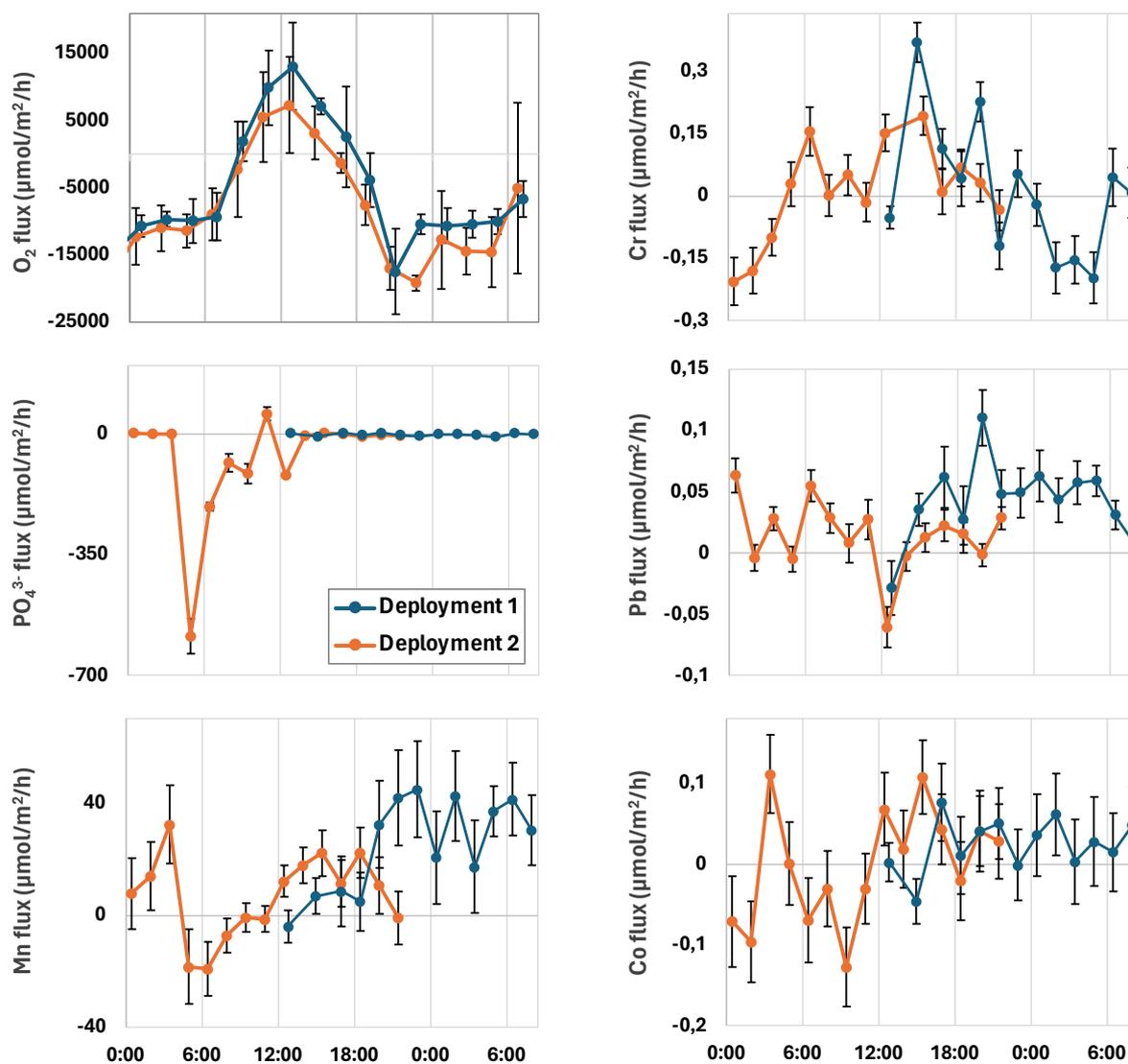


Figure 52: Évolution temporelle des flux d'oxygène, Mn, PO₄³⁻ et quelques éléments traces (Cr, Pb, Co) obtenus à partir du déploiement des chambres benthiques autonomes sur l'habitat Chaetomorpha dans l'étang du Prévost en juillet 2021. Les flux en oxygène correspondent au flux moyens (± 1 écart-type) obtenus sur 3 chambres benthiques différentes. Seul un réplicat a été effectué pour les autres espèces chimiques et les barres d'erreur correspondent à la propagation des erreurs analytiques.

supportant le rôle de *Chaetomorpha* dans la dynamique de l'oxygène dans l'étang du Prévost.

2.12.2. Dynamique des nutriments

Les concentrations en NH_4^+ et PO_4^{3-} étaient très faibles (<1.5 et <3.5 μM , respectivement) dans les chambres benthiques et leurs variations entre la début et la fin de l'incubation ne nous permettaient pas, la plupart du temps, d'obtenir des flux significatifs. Les seuls flux significatifs de PO_4^{3-} ont été mesurés sur une des deux séries d'incubation en début de matinée et étaient négatifs (Figure 52). Ces flux se sont mis en place soudainement lorsque les concentrations en PO_4^{3-} ont atteints des valeurs relativement importantes dans la chambre benthique après une période de renouvellement des eaux. Cette augmentation de concentration est probablement associée à un phénomène externe au site d'étude, tels que l'apport advectif d'une masse d'eau voisine chargée en PO_4^{3-} ou à une remise en suspension de sédiment. La présence de concentrations relativement élevées en PO_4^{3-} a entraîné sa consommation immédiate, soulignant la demande importante de ce nutriment par l'habitat *Chaetomorpha*. Ainsi, durant les conditions expérimentales, les flux de PO_4^{3-} se mettent en place dès lors qu'ils sont disponibles dans la colonne d'eau suggérant donc que ce nutriment est limitant dans le fonctionnement de l'écosystème benthique de l'habitat *Chaetomorpha*, que seule une approche permettant d'intégrer des flux à haute résolution temporelle a permis d'intercepter.

2.12.3. Dynamique des éléments traces

Parmi les différents éléments analysés, seuls 4 ont permis de mettre en évidence des flux significatifs, sans soupçons de contamination (concentrations dans les chambres benthiques proches de celle du milieu extérieures, absence de pics inexplicables, ...) (Figure 52). Parmi ces éléments, le seul présentant un cycle nyctéméral bien marqué est le Cr avec des flux négatifs durant les périodes nocturnes et positifs durant les périodes diurnes. Ce comportement indique son relargage durant les activités de photosynthèse et consommation durant la respiration des *Chaetomorpha*, suggérant que Cr serait un sous-produit de la productivité primaire et un réactif impliqué dans la respiration. Le Pb présente une tendance inversée avec des flux à dominante positive la plupart du temps et des flux négatifs durant le maximum de production photosynthétique. Ici le plomb suivrait donc la dynamique d'un micronutriment classique et serait relargué durant les processus de respiration et consommé durant l'activité photosynthétique, bien que l'habitat *Chaetomorpha* ne constitue une source nette de Pb pour la colonne d'eau que durant les activités photosynthétiques les plus intenses. Les flux de Mn sont positifs et relativement constants durant les périodes nocturnes (19h-5h) et

tendent à être plus faibles voir non significatif durant la journée sur l'ensemble des déploiements. Des flux négatifs sont observés durant le déploiement 2 et qui coïncident avec l'apparition des flux de PO_4^{3-} décrits précédemment et tendent à diminuer puis s'inverser progressivement en même temps que les flux de PO_4^{3-} diminuent. Contrairement à ce qui a été observé pour PO_4^{3-} , les concentrations en Mn, ne présentent pas d'augmentation brusque dans la colonne d'eau (basée sur l'observation des concentrations après chaque période de renouvellement d'eau). Il est donc possible ici que l'assimilation de PO_4^{3-} favorise l'assimilation de Mn, bien que le mécanisme associé ne soit pas clairement identifié.

➔ Cet outil a ici permis d'illustrer sa capacité à intégrer des flux à l'IES pour l'oxygène, nutriments et éléments traces. Les flux obtenus étaient pour certaines espèces chimiques variables à l'échelle nyctémérale tels que l'oxygène et le Cr, et dans une moindre mesure pour Mn, Pb, et dont les cycles peuvent être, au moins en partie, associés à l'activité de *Chaetomorpha* durant les activités de photosynthèse/respiration. D'autres mécanismes de courtes échelles de temps, telles que la modification chimique en nutriments dans la colonne d'eau a été montrée comme responsable de la mise en place de mécanismes d'assimilation particulier pouvant impacter le cycle de certains éléments tels que PO_4^{3-} et Mn. Ces résultats à des échelles temporelles courtes montrent qu'au moins pour ces éléments, le bilan net de la contribution du compartiment benthique à l'apport à la lagune sera fortement variable à courtes échelles de temps dépendamment des conditions physicochimiques (ex: lumière) et composition chimique de la colonne d'eau, et donc difficilement estimable sans des outils permettant d'intégrer ces échelles de temps.

E) APPROCHE PAR MODELISATION HYDROBIOGEOCHIMIQUE

Un dernier outil que j'ai pu utiliser pour comprendre le rôle des phénomènes de désoxygénation sur les flux à l'IES est la modélisation biogéochimique. Ce travail est mené dans le cadre d'une collaboration avec le NIVA (Norvège), qui développe le modèle BROM, un modèle biogéochimique 1D non stationnaire couplant les compartiments benthiques et pélagiques et qui a été spécifiquement conçu pour considérer plus particulièrement les processus se produisant dans les sédiments de surface et la couche limite benthique dans des contextes d'oscillation d'oxydoréduction (Yakushev et al., 2017), et était donc particulièrement adapté à mes problématiques. Cette collaboration a débuté en 2016 dans le cadre du programme PREDHYPO (2015-2016) sur l'étang de Berre et est actuellement toujours en cours dans le cadre de la

thèse de Louison Huchet et qui a vocation à s'ouvrir à d'autres lagunes méditerranéennes et fjords Norvégien pour lesquels les mêmes problématiques d'eutrophisation/désoxygénation sont rencontrées.

Dans le cadre de cette partie, j'illustrerai une des études que nous avons pu conduire avec l'outil BROM sur le cycle de Hg dans l'étang de Berre. Ce travail a été valorisé, entre autres, dans [Pakhomova et al., \(2018\)](#).

2.13. Cycle benthique du mercure dans l'étang de Berre: état actuel et prédiction future selon des scénarios d'eutrophisation/oxygénation

Parmi les métaux, Hg est celui qui soulève le plus de problématique du fait de sa toxicité et de sa capacité d'accumulation et transfert au sein des réseaux trophiques ([Fitzgerald et al., 2007](#)). Le cycle biogéochimique de Hg dans les milieux aquatiques est particulièrement complexe puisqu'il possède différentes formes chimiques (Hg(0), Hg(II), formes méthylées) avec des caractéristiques physicochimiques (solubilité, volatilité, bioaccumulation) très variables et dont le devenir est influencé par les cycles de la MO ([Chakraborty et al., 2015](#)), du Fe et des sulfures ([Jeong et al., 2010](#)) et dépend du contexte microbiologique ([Cossa et al., 2014](#)).

Les quelques travaux que j'ai pu effectuer sur le Hg sur l'étang de Berre ces dernières années montrent qu'il est présent dans les sédiments essentiellement concentré en subsurface (5-10 cm) à des concentrations pouvant aller jusqu'à 20 fois le fond géochimique naturel en lien avec les activités industrielles passées ([Rigaud et al., 2011](#)), que les processus biogéochimiques favorise sa méthylation ([Cossa et al., 2014](#)), qu'une partie est biodisponible et bioaccumulée au sein des organismes benthiques ([Rigaud et al., 2019](#)) et que son transfert à l'IES est fortement et rapidement influencé par les conditions d'oxygénation en lien avec les processus se positionnant dans les sédiments de surface ([Rigaud et al., 2013](#)). Ces informations extrêmement intéressantes sont cependant limitées car obtenus par des mesures ponctuelles qui ne permettent pas d'intégrer la dynamique temporelle des processus et transferts benthiques de Hg. Dans ce travail nous avons utilisé l'outil BROM pour 1) simuler la dynamique de désoxygénation dans l'étang de Berre et d'en identifier l'impact sur la remobilisation des espèces chimiques de Hg et 2) d'en prédire le devenir futur selon différents scénarios de désoxygénation ou eutrophisation.

Le modèle BROM a été développé par [Yakushev et al., \(2017\)](#) et a été récemment enrichi d'un module spécifique dédié au Hg (Hg_BROM) qui permet de le connecter à l'ensemble des composés chimiques impliqués dans le cycle de Hg (O₂, H₂S, Fe, MO dissoute et particulaire ainsi que les organismes

planctoniques). Les données expérimentales utilisées pour la calibration du modèle correspondent à des données que j'ai pu produire ces dernières années sur un site de la zone centrale profonde de l'étang de Berre et recoupant des conditions d'oxygénation contrastées. Ces données consistaient en des profils verticaux dissous et particulaires de Hg_{tot}, MeHg et des paramètres physico-chimiques (salinité, pH, Eh) et des concentrations des principales espèces chimiques dissoutes (Fe, Mn, SO₄²⁻, H₂S, PO₄³⁻, tCO₂, NH₄⁺, NO₃⁻, DOC) obtenues entre 15 cm au-dessus de l'IES jusqu'à une profondeur de 35 cm dans le sédiment obtenus durant des conditions oxiques et euxiniques et précédemment publiées ([Rigaud et al., 2013](#)). Ce jeu de données a été complété par les données que j'ai pu produire dans la couche benthique limite à partir de l'outil SUSANE, sur le même site, en conditions anoxiques et euxiniques ([Knoery et al., 2019](#) ; [Régis et al., en révision](#)). Les données de Hg et MeHg ont été obtenues en collaboration avec les laboratoires IFREMER à Nantes et à La Seyne-sur-Mer. Les conditions hydrodynamiques sur ce point ont été extraites par le GIPREB à partir du modèle TELEMAC 3D sur l'étang de Berre pour les années 2009 et 2010. Ces simulations ont été utilisées pour calibrer et modifier les conditions limites du modèles selon différents scénarios.

La simulation S1, correspond à l'état actuel de la lagune, c'est à dire un système eutrophisé avec des anoxies/euxinies saisonnières. C'est cette simulation qui a été utilisée pour calibrer le modèle à partir des données expérimentales produites.

Ensuite, trois scénarios (S2-S4) ont été simulés afin de comprendre les effets des conditions d'oxygénation et d'eutrophisation:

(S2) lagune eutrophisée/oxique. Dans ce cas, le brassage vertical de l'eau a été fortement augmenté (coefficient de diffusion turbulente x10 par rapport à la situation actuelle) permettant avec une colonne d'eau oxygénée en permanence.

(S3) lagune oligotrophisée/hypoxique. Dans ce cas les concentrations en nutriments sont largement diminuées (concentrations maximales en NO₃⁻ divisée par 5 par rapport aux conditions actuelles) et un brassage vertical de la colonne d'eau diminué (coefficient de diffusion turbulente /10 par rapport à la situation actuelle) afin d'obtenir des conditions de désoxygénation limitées à l'hypoxie (disparition des phénomènes d'anoxie et d'euxinie).

(S4) lagune oligotrophisée/oxique. Ici les concentrations en nutriments sont maintenues faibles et le brassage non forcée, permettant d'obtenir des conditions d'oxygénation bonne sur la totalité de la colonne d'eau.

Pour les scénarios S1-S4, les calculs ont été effectués à partir des mêmes conditions initiales (concentrations

nulles pour toutes les variables du modèle dans l'eau et les sédiments) mais avec des conditions limites différentes (concentration en nutriments et intensité de mélange). La dynamique saisonnière des variables biogéochimiques est devenue stable après environ 20 ans de simulation.

Enfin, un dernier scénario (S5) a été testé visant à simuler l'effet d'une oxygénation très importante de la colonne d'eau pendant une année complète (coefficient de diffusion turbulente dans la colonne d'eau x1000 par rapport à la situation actuelle) pouvant correspondre à une solution de gestion possible en utilisant un système d'aération (i.e., hélice, bulleur). Cette simulation a été appliquée au scénario S1, et ensuite les conditions de mélange vertical actuel sont rétablies et maintenus pendant 5 ans.

2.13.1. Biogéochimie générale et cycle du Hg dans la lagune actuelle (simulation S1)

Les conditions d'oxygénation et les concentrations des principales espèces chimiques simulées, incluant Hg

et MeHg, dans le scénario S1 présentaient des variations saisonnières et des distributions verticales qui étaient cohérentes avec les données expérimentales, permettant d'utiliser ce modèle pour faire des prédictions sur le cycle de Hg. Ces données confirment les principaux mécanismes identifiés précédemment dans Rigaud et al., (2013) et permettent de les compléter. Brièvement, durant la période hivernale oxygénée, l'interface oxique/anoxique était positionnée à plusieurs millimètres de profondeur dans les sédiments (Figure 53). L'efflorescence planctonique printanière entraîne la production dans la colonne d'eau et export vers les sédiments de surface d'une importante quantité de MO entraînant une consommation de l'oxygène dans la couche benthique au début du printemps et la consommation successive des autres oxydants NO_3^- , Mn(IV), Mn(III), Fe(III) et SO_4^{2-} . La réduction des oxydes de Mn et Fe dans les sédiments de surface (Figure 54) a induit des flux de Mn et Fe vers la colonne d'eau après la disparition de l'oxygène dès février. Les sulfures initialement retenus dans les eaux interstitielles, pénètrent dans la colonne

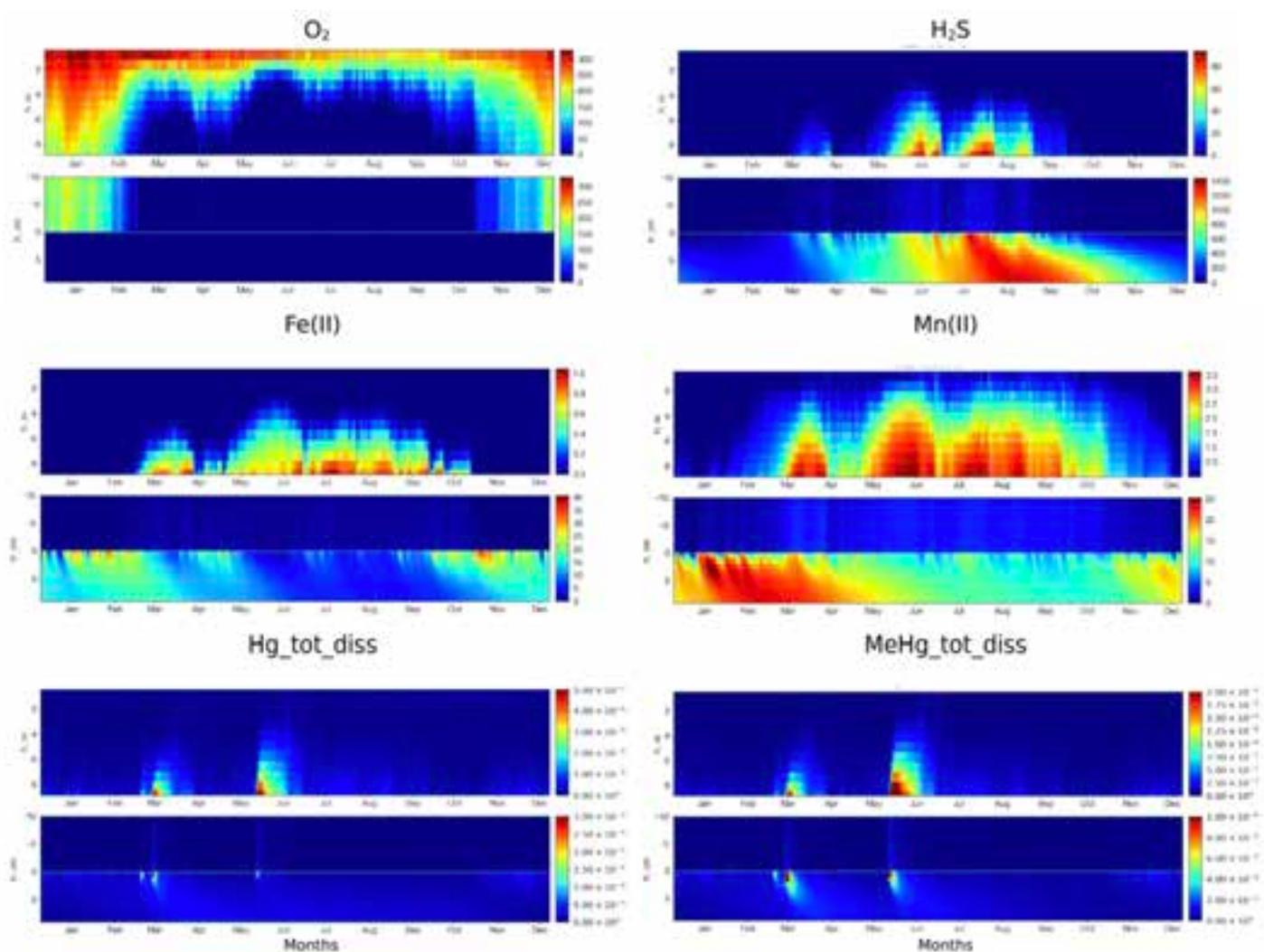


Figure 53: Variation simulée des concentrations (μM) en oxygène, sulfures, Fe(II), Mn(II) et mercure total et MeHg dissous dans la colonne d'eau et l'interface eau-sédiment (± 10 cm) au cours d'une année dans l'étang de Berre à partir du scénario S1, représentant les conditions limites actuelles.

d'eau environ un mois plus tard. Des concentrations élevées de H₂S dans la colonne d'eau durent tout l'été. Un forçage du vent plus élevé et une température plus basse entraînent une augmentation brutale de l'oxygène et la disparition des sulfures dans les eaux de fond à partir de novembre, ainsi que l'apparition de Mn(IV), Mn(III) et Fe(III) dans la colonne d'eau (Figure 53) et leur accumulation à la surface des sédiments (Figure 54). Durant l'hiver, l'interface oxygène/anoxique s'abaisse à un niveau plus profond dans les sédiments. Ce cycle biogéochimique se reproduit chaque année en relation avec le cycle saisonnier de production/dégradation de la MO et le forçage hydro-climatique au sein de la lagune.

Durant les conditions oxygènes (entre novembre et février), les concentrations en Hg total et MeHg étaient faibles dans la colonne d'eau ($\leq 0,5$ pM), en raison de leur adsorption sur les oxy-hydroxydes de Fe dans les sédiments de surface. La réduction du réservoir d'oxy-hydroxydes durant les conditions

anoxiques apparaissant en février entraîne la libération de Hg et MeHg adsorbées dans les eaux interstitielles produisant leur relargage court mais intense dans la colonne d'eau en mars. L'apparition des sulfures dans la colonne d'eau durant les jours qui suivent conduit à la formation de HgS insoluble dans la colonne d'eau et les sédiments de surface et donc à leur piégeage. L'introduction rapide et brève d'oxygène (même à de faibles concentrations, O₂ < 10 μ M) dans les eaux de fond pendant la période d'anoxie, associée à des événements venteux épisodiques, induit une disparition rapide du H₂S et une diminution des concentrations de Hg et MeHg dissous dans la colonne d'eau et les eaux interstitielles par réadsorption sur les oxy-hydroxydes de Fe nouvellement formés. Le rétablissement des conditions anoxiques après ces événements d'oxygénation s'accompagne d'un nouveau relargage des espèces de Hg vers la colonne d'eau, avant leur repiégeage sous forme de HgS durant le rétablissement des conditions euxiniques.

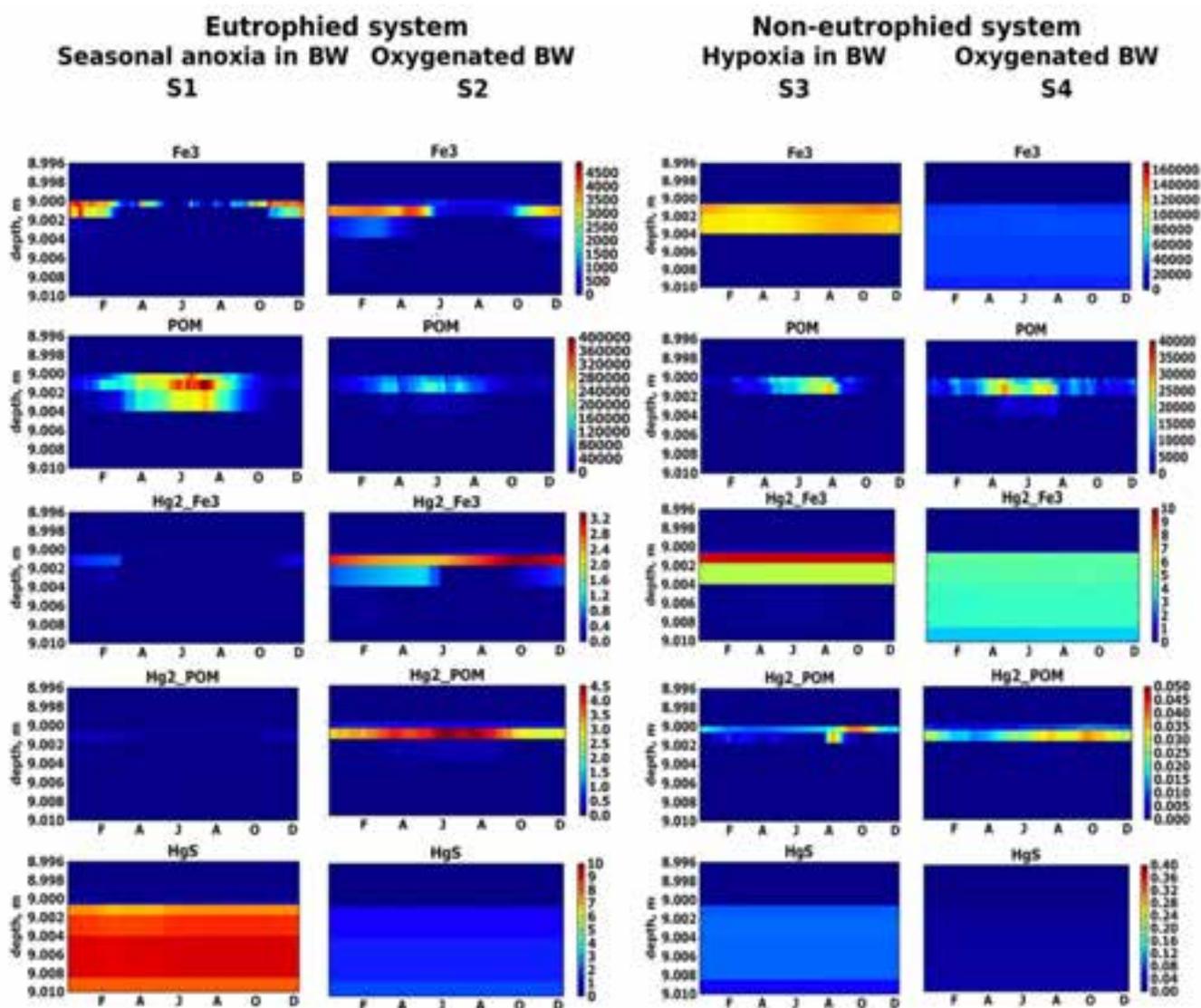


Figure 54: Variation simulée des concentrations particulières (μ M) dans les sédiments de surface pour les 4 scénarios S1-S4. L'interface eau-sédiment est positionnée à 9.0 m.

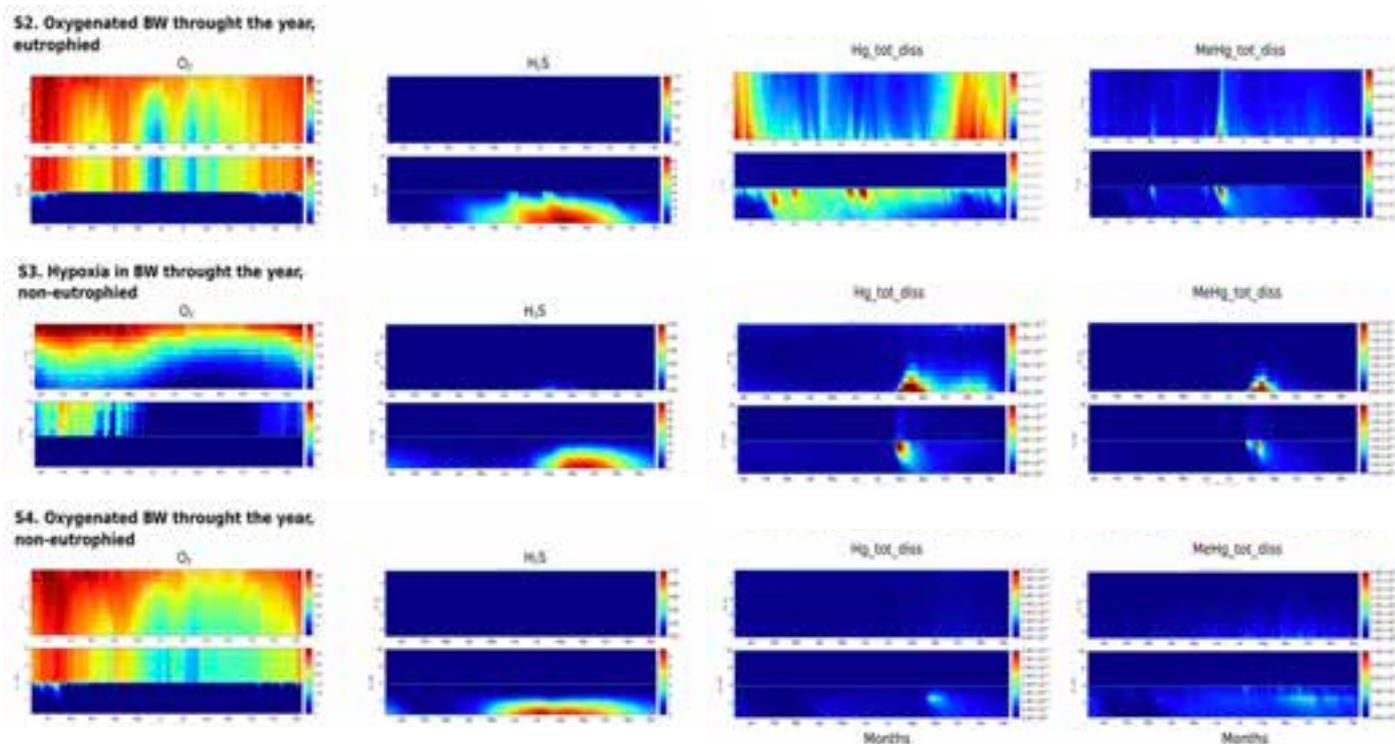


Figure 55: Variation simulée des concentrations (μM) en oxygène, sulfures et mercure total et MeHg dissous à l'échelle annuelle dans la colonne d'eau et l'interface eau-sédiment (± 10 cm) dans l'étang de Berre pour les scénarios S2-S4.

➔ Ainsi, il est apparu que les concentrations maximales de Hg dans la colonne d'eau étaient associées à des transferts benthiques qui ne se produisent que durant l'apparition de conditions anoxiques et uniquement durant la transition des conditions oxiques vers les conditions euxiniques, lorsque les espèces de Hg accumulées sur le réservoir d'oxy-hydroxydes sont brusquement libérées durant leur dissolution réductrice et avant leur repiégeage sous forme de sulfures. La transition des conditions euxiniques vers les conditions oxiques, ne s'accompagnent pas du relargage de Hg car la cinétique de sorption/co-précipitation de Hg sur les oxydes de Fe est supérieure à leur cinétique de relargage durant l'oxydation de HgS. Ainsi ce travail montre la dépendance des conditions de (des)oxygénation mais permet surtout d'illustrer l'importance du sens des transitions entre les différentes conditions d'oxygénation sur la remobilisation de Hg à l'IES.

2.13.2. Impact des conditions d'eutrophisation et désoxygénation sur le cycle de Hg

2.13.2.1. Impact des conditions d'oxygénation dans un milieu eutrophisé (Simulations S1 vs S2)

Les bonnes conditions d'oxygénation de la colonne d'eau tout au long de l'année dans la simulation S2 permet de diminuer par 5-10 les concentrations en sulfures dissous dans les eaux interstitielle et empêche complètement sa libération dans la colonne d'eau

(Figure 55). Les concentrations en POM dans les sédiments de surface sont réduits de 2/3 car le POM est plus efficacement oxydé en présence d'oxygène et les oxy-hydroxydes de Fe sont présents dans les sédiments de surface tout au long de l'année, mais avec des concentrations plus faibles en période estivale, et similaires en hiver avec celles du scénario S1.

La concentration de Hg dissous dans la colonne d'eau et les sédiments est plus élevée en S2 qu'en S1, en raison de la plus faible concentration de H_2S dans les sédiments de surface et d'un piégeage moins efficace sous forme de HgS. Dans cette simulation, le principal réservoir de Hg dans les sédiments sont les oxy-hydroxydes de Fe et la MO particulaire et non plus HgS comme dans la simulation S1 (Figure 54). Le rôle de la MO particulaire comme réservoir de Hg est particulièrement important pendant la période estivale lorsque les concentrations de oxy-hydroxydes de Fe sont plus faibles.

La majeure partie du MeHg formé dans S2 est adsorbée sur les oxy-hydroxydes de Fe et la MO particulaire au niveau de l'interface et n'est donc pas relargué vers la colonne d'eau. Des concentrations élevées de MeHg (60 pM) dans la colonne d'eau apparaissent pendant une courte période lorsque les concentrations d'oxy-hydroxydes de Fe diminuent en été. Cependant, cette libération est de courte durée, par rapport au scénario S1, car le MeHg s'associe à la MO particulaire nouvellement formée (Figure 54).

2.13.2.2. Impact des conditions d'eutrophisation dans un milieu bien oxygéné (Simulations S2 vs S4)

Dans un milieu bien oxygéné et oligotrophisé (S4), les concentrations en sulfures ne s'observent qu'en profondeur dans les eaux interstitielles (>4 cm) et dans des concentrations très faibles (<6 µM). La teneur en MO particulaire dans les sédiments de surface ne représente qu'environ 1/5 de la teneur dans un système eutrophisé bien oxygéné (S2) en raison de la production plus faible de MO. Les oxy-hydroxydes de Fe se retrouvent dans les sédiments de surface tout au long de l'année dans les deux systèmes, mais la concentration d'oxy-hydroxydes de Fe dans les sédiments de surface en S4 est dix fois supérieure à celle de S2, et s'accumulent plus en profondeur dans les sédiments (Figure 54).

Dans un système bien oxygéné et oligotrophisée (S4), les oxy-hydroxydes de Fe séquestrent le Hg(II) sur une épaisseur de sédiment plus importante (Figure 54) et générant des concentrations d'espèces de Hg dissoutes inférieures de plusieurs ordres de grandeur à celles observées dans un milieu bien oxygéné mais eutrophisé (S2). Ici il apparaît donc que l'eutrophisation favorise donc le relargage de Hg en limitant son piégeage sur les oxy-hydroxydes de Fe dans les sédiments de surface.

2.13.2.3. Impact des conditions d'oxygénation dans un milieu oligotrophisé (Simulations S4 vs S3)

Dans un milieu oligotrophisé, un mélange vertical restreint (S3) entraîne une anoxie saisonnière et l'apparition de H₂S dans les eaux interstitielles à des concentrations significativement plus élevées que dans un milieu bien oxygéné (S4) (jusqu'à 40 vs 6 µM, respectivement) (Figure 55). Cependant, dans les deux situations les sulfures n'apparaissent pas dans la colonne d'eau. Dans le milieu impacté par la désoxygénation (S3), les processus diagénétiques conduisent à l'accumulation plus importantes en oxy-hydroxydes de Fe dans les sédiments de surface, en comparaison à un milieu bien oxygéné ou il se répartissent sur la totalité de la colonne sédimentaire (Figure 54).

Dans ces deux situations (S3 et S4), Hg(II) et MeHg s'accumulent sur les oxy-hydroxydes de Fe mais cette accumulation s'effectue en surface et avec des fortes concentrations pour le milieu soumis à des désoxygénation saisonnière et sur la totalité de la colonne sédimentaire et de manière diluée dans le site toujours bien oxygénée. Lorsque des conditions réduites se produisent durant la période estivale (S3), des concentrations relativement élevées de Hg et de MeHg dissous s'observent dans les eaux interstitielles et la colonne d'eau pendant une très courte période en août (Figure 55), suivies d'une diminution des concentrations attribuée à l'accumulation de espèces chimiques de Hg sur la MO particulaire des sédiments.

Ici, il apparaît donc que la désoxygénation favorise le stockage de Hg dans les sédiments de surface et son relargage des sédiments vers la colonne d'eau lors de la réduction partielle des oxy-hydroxydes en conditions désoxygénée (mais qui reste faible par rapport au milieu eutrophisé), alors que le maintien des conditions d'oxygénation favorise le stockage et l'enfouissement de Hg dans les sédiments.

2.13.2.4. Influence de l'eutrophisation dans un système faiblement oxygéné (S1 vs. S3)

Dans des milieux faiblement oxygénés, l'eutrophisation entraîne l'accumulation de MO particulaire importante dans les sédiments générant une plus forte demande en oxygène pour sa décomposition et le passage à des conditions anoxiques/euxiniques alors qu'il se maintient dans des situations hypoxiques/anoxiques dans le milieu non eutrophisé (Figure 55).

Des concentrations élevées de sulfures dans les eaux interstitielles permettent dans le milieu eutrophisé le piégeage de Hg majoritairement sous forme de HgS dans les sédiments, alors que dans le milieu oligotrophisé Hg se retrouvera majoritairement accumulé sur les oxydes de Fe dans les sédiments de surface. Dans les deux situations oligotrophisé/eutrophisé, la disparition de l'oxygène dans les eaux de fond entraînent la remobilisation des espèces de mercure vers la colonne d'eau lors dissolution des oxy-hydroxydes de Fe. Cependant, dans le milieu eutrophisé la présence de conditions euxiniques favorise son repiégeage sous forme de HgS, alors que dans le milieu oligotrophisé l'absence de sulfures ne permet pas son repiégeage. Les niveaux de concentrations observées dans les deux situations sont similaires, cependant, l'absence de conditions euxiniques dans le milieu oligotrophisé permettent au Hg de rester plus longtemps sous forme dissoute dans la colonne d'eau, avant d'être assimilé dans la MO particulaire.

➔ Ainsi ce travail a pu montrer l'importance des conditions d'eutrophisation et d'oxygénation sur le cycle du Hg. Les conditions d'oxydoréduction contrôlent directement les cycles de Fe et S et donc leur disponibilité à l'IES ce qui conditionne le piégeage/remobilisation de Hg. L'eutrophisation, quant à elle, contrôle surtout la production de MO, et donc la quantité de MO accumulée et dégradée dans les sédiments de surface, influençant ainsi la quantité de Hg assimilé dans la MO particulaire mais aussi l'intensité des processus biogéochimiques diagénétique. De plus, la production de MeHg dépendant en partie de la présence de bactéries sulfatoréductrices, son apparition au niveau de l'IES et sa diffusion vers la colonne d'eau, est donc favorisée dans des conditions réductrices à l'IES.

Les différentes simulations montrent que dans des conditions oxiques permanentes ou euxiniques permanentes les sédiments constituent un puits important pour Hg, Hg étant piégé dans les sédiments sous forme adsorbée sur les oxydes de Fe ou sous forme de HgS, limitant ainsi les concentrations dissoute élevées dans les eaux interstitielles et la colonne d'eau. Cependant, dans le cas de milieux présentant des conditions d'oxygénation transitoires, tels que sont les lagunes méditerranéennes, la remobilisation et transfert vers la colonne d'eau de Hg sont favorisés. Les simulations de différents scénarios montrent qu'un système eutrophique bien oxygéné favorise les conditions de bioaccumulation des espèces de Hg avec un effet négatif potentiel sur l'écosystème.

2.13.3. Impact d'une oxygénation forcée dans l'étang de Berre (simulation S5)

Le forçage de l'oxygénation de la colonne d'eau pendant une année complète a permis de diminuer significativement les concentrations en Fe, Mn et sulfures dissous dans les eaux porales ainsi que la MO particulaire durant la période d'oxygénation (Figure 56). Les concentrations de Hg(II) et de MeHg dissous augmentent dans les eaux interstitielles pendant la période d'oxygénation, du fait de l'oxygénation des sédiments de surface et de la dissolution HgS et de la dégradation rapide de la MO particulaire. L'important mélange favorise la distribution verticale de Hg et MeHg sur l'ensemble de la colonne d'eau. Durant la période de ventilation, la présence de Hg et MeHg

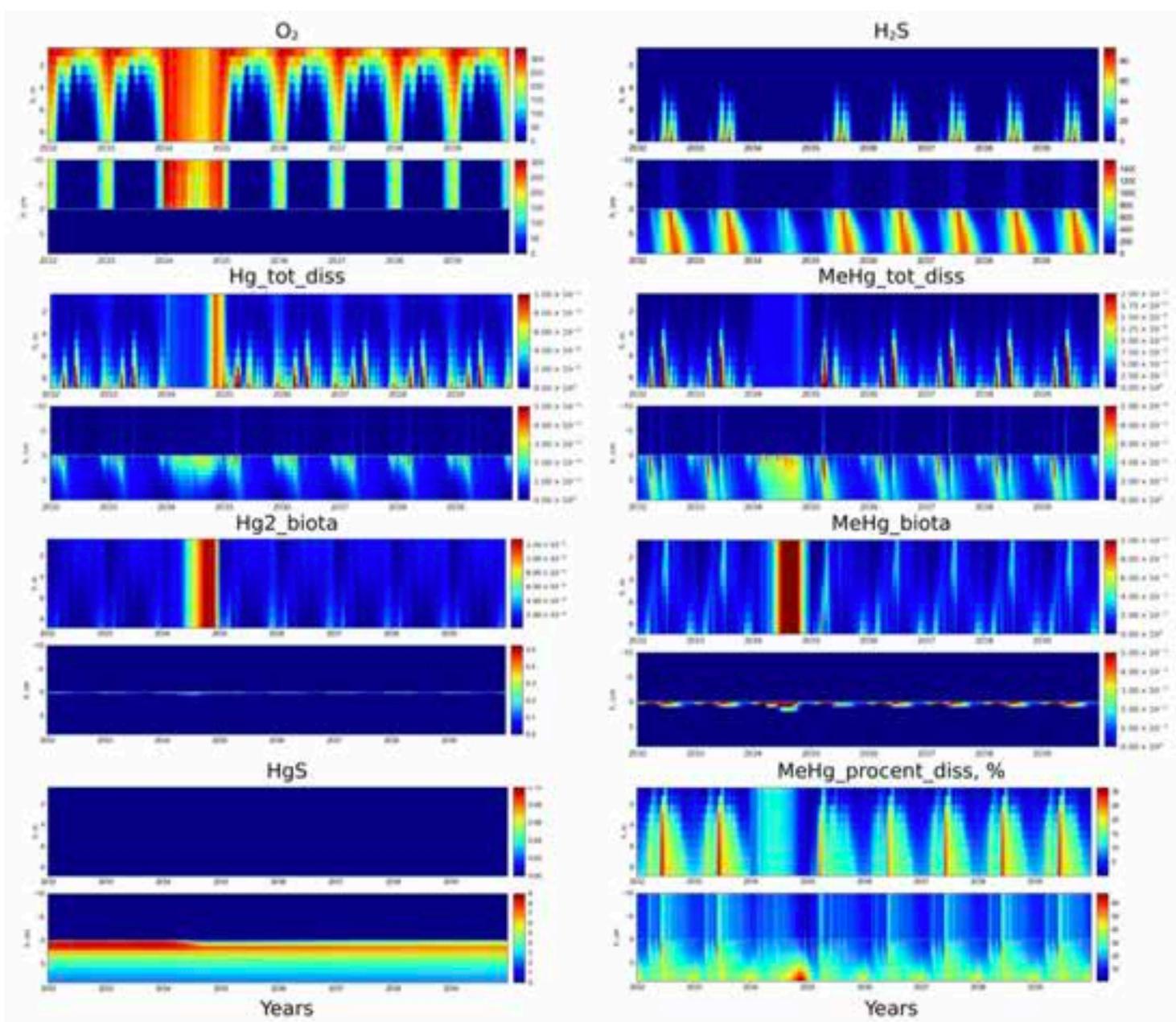


Figure 56: Variation simulée des concentrations (μM) en dissoutes en oxygène, sulfures, Hg(II) et MeHg, et de Hg(II) et MeHg bioaccumulés. Les deux premières années représentent l'état actuel, suivi d'une année de mélange forcée, suivie de 5 années consécutives avec des conditions de mélange actuel.

dans la colonne d'eau favorise leur bioaccumulation par les organismes autotrophes et hétérotrophes. A la fin de l'efflorescence, les formes chimiques de Hg se trouvent accumulées dans la colonne d'eau et ne se redéposent sur le sédiment, essentiellement associées aux oxydes de Fe, que lorsque la ventilation s'arrête.

Une fois la ventilation arrêtée, si la dynamique saisonnière de l'O₂ et H₂S est revenue à son état initial en un an, les réservoirs particuliers de Fe, Mn et OM se sont rétablis plus lentement, environ 3 à 5 ans après l'événement d'oxygénation. C'est cette période qui est nécessaire pour que la dynamique saisonnière des espèces de Hg se rétablisse, bien qu'un changement significatif de phase porteuse (HgS > oxydes de Fe et MO particulaire) dans les sédiment semble se maintenir sur de plus longues durées.

➔ Cette simulation montre donc l'effet que pourrait avoir une réoxygénation forcée de la colonne d'eau sur le cycle de Hg, qui pourrait être une solution retenue localement par les gestionnaires, et qui a d'ailleurs déjà été mis en œuvre dans les lagunes méditerranéennes (ex: étang du Prévost). S'il avait été montré que Hg pouvait être remobilisé en conditions anoxique (non euxinique), la plus faible efficacité de piégeage sur les oxydes favorise sa remobilisation. Ainsi, nous montrons que cette situation tendrait à augmenter le risque de remobilisation de Hg depuis le sédiment vers la colonne d'eau, et vers les réseaux trophiques, pouvant générer des effets écotoxicologiques non anticipés.

2.14. Conclusion et perspectives

Les différents travaux que j'ai pu conduire ces dernières années ont permis de mieux caractériser, dans les zones côtières méditerranéennes, l'influence que pouvaient avoir les variations des conditions d'oxygénation sur les processus biogéochimiques du sédiment et les flux d'oxygène, nutriments et éléments traces à l'IES. Ces études ont fait intervenir des approches expérimentales complémentaires in situ et ex situ, dans des conditions naturelles ou contraintes, dont certaines d'entre elles sont particulièrement innovantes, et qui ont permis de recouper des durées, intensités et fréquences variables des conditions d'oxygénation et ce, sur des lagunes avec des niveaux d'eutrophisation contrastés et divers habitats (sédiment nu, macroalgues, phanérogames) (Figure 57).

Ce travail a tout d'abord permis de montrer que, dans les lagunes méditerranéennes, le compartiment benthique était un réacteur biogéochimique extrêmement dynamique contrôlé majoritairement par les conditions d'oxygénation et que le transfert des espèces chimiques variait avec des échelles de temps propres aux réactions diagénétiques auxquels ils étaient associés. A partir des résultats produits, je peux proposer plusieurs représentations synthétiques. La représentation schématique des facteurs clés contrôlant les cycles benthiques de l'oxygène, des nutriments et éléments traces dans un contexte de conditions d'oxygénation stables dans le temps est présentée dans la Figure 58. L'évolution des flux en fonction des variations d'oxygène à l'échelle

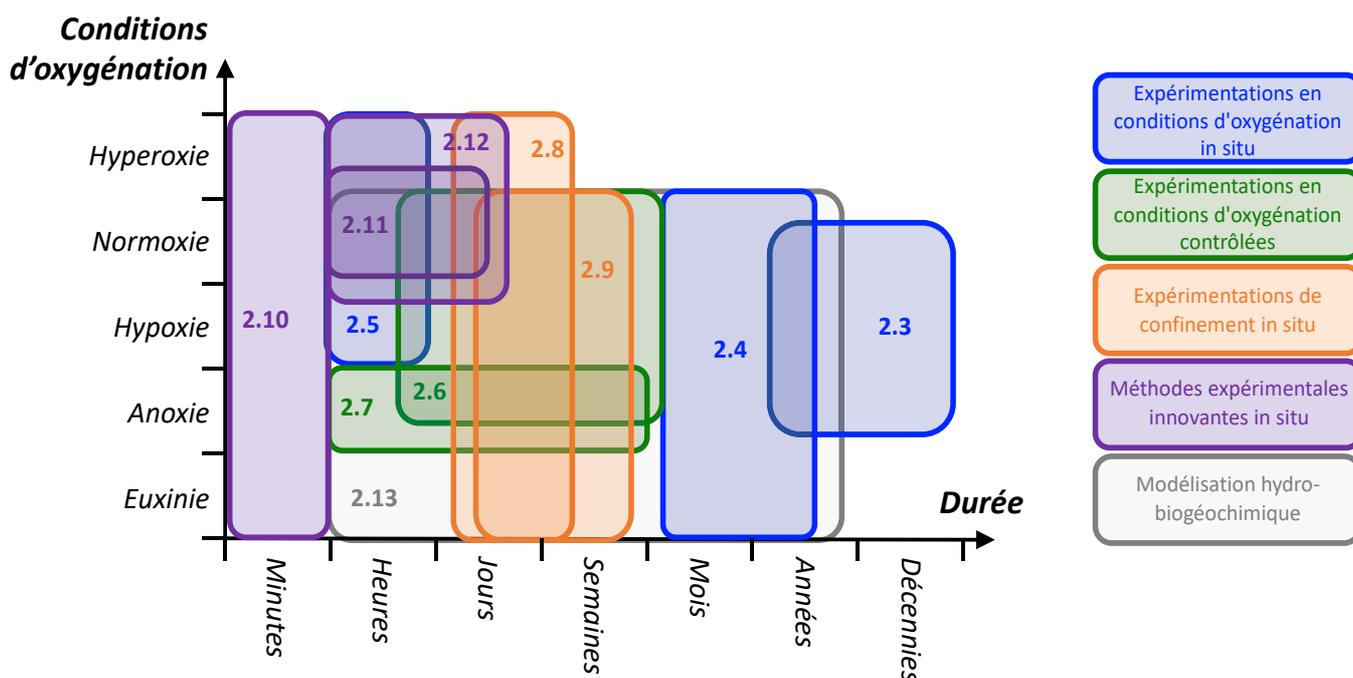


Figure 57: Représentation schématique des durées et intensités des conditions d'oxygénation interceptées dans le cadre de ce travail. Les couleurs de chaque cadre représentent les approches méthodologiques mises en œuvre et les chiffres, les chapitres correspondants.

nycthémérale et en fonction de la durée des phénomènes de désoxygénation/réoxygénation sont présentés dans les Figures 59 et 60, respectivement.

2.14.1. Bilan sur les réactions diagénétiques

Un premier constat a été de montrer l'extrême rapidité à laquelle les réactions diagénétiques réagissaient à des changements d'oxygène. En effet, nous avons pu montrer qu'en milieu bien oxygéné la séquence diagénétique classique se répartissait bien verticalement dans les premiers centimètres du sédiment avec la localisation de la respiration aérobie dans les premiers millimètres, la dénitrification dans le premier centimètre (lorsqu'elle a pu être identifiée), la réduction des oxydes de Mn puis de Fe dans les 1-3 premiers centimètres et enfin la réduction des sulfates

plus en profondeur. Les 1-2 premiers centimètres du sédiment de surface était une zone d'accumulation des oxydes de Mn et Fe, alors que la zone >3-4 cm était la zone d'accumulation des sulfures particulaires. Il est important de noter que sur l'ensemble des sites étudiés la consommation des SO_4^{2-} n'était jamais complète dans les 15 premiers centimètres et que la méthanogenèse était donc un processus non impliqué dans la minéralisation de la MO dans les lagunes méditerranéennes (au moins dans la couche de surface).

Cette séquence a été vu fluctuer verticalement en fonction des conditions d'oxygénation. Cette fluctuation pouvait être très rapide (journalière) et suivant une amplitude proportionnée aux variations d'oxygène dans la colonne d'eau au cours du cycle

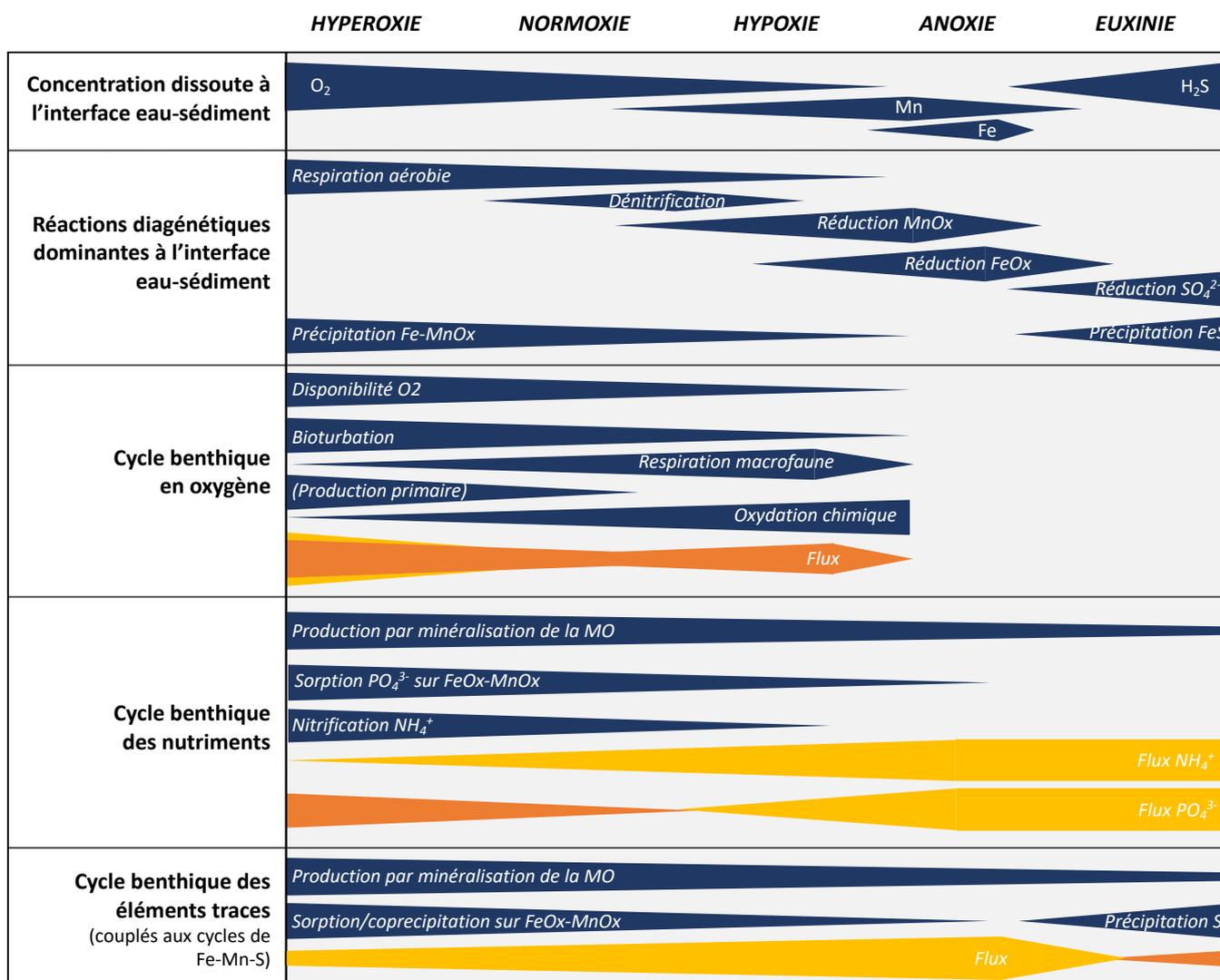


Figure 58: Représentation schématique des concentrations et principales réactions diagénétiques dominantes à l'interface eau-sédiment, incluant les facteurs clés et flux pour les cycles benthiques de l'oxygène, nutriments (NH₄⁺ et PO₄³⁻) et des éléments traces couplés aux cycles de Fe, Mn et S, en fonctions des conditions d'oxygénations supposées stables dans la colonne d'eau. Les flux en jaune correspondent à des transferts du sédiment vers la colonne d'eau, les flux en orange à des flux de la colonne d'eau vers le sédiment. La production primaire est indiquée pour illustrer le rôle des sédiments dans l'occurrence des hyperoxies, même si elle n'est pas directement fonction des conditions d'oxygénation.

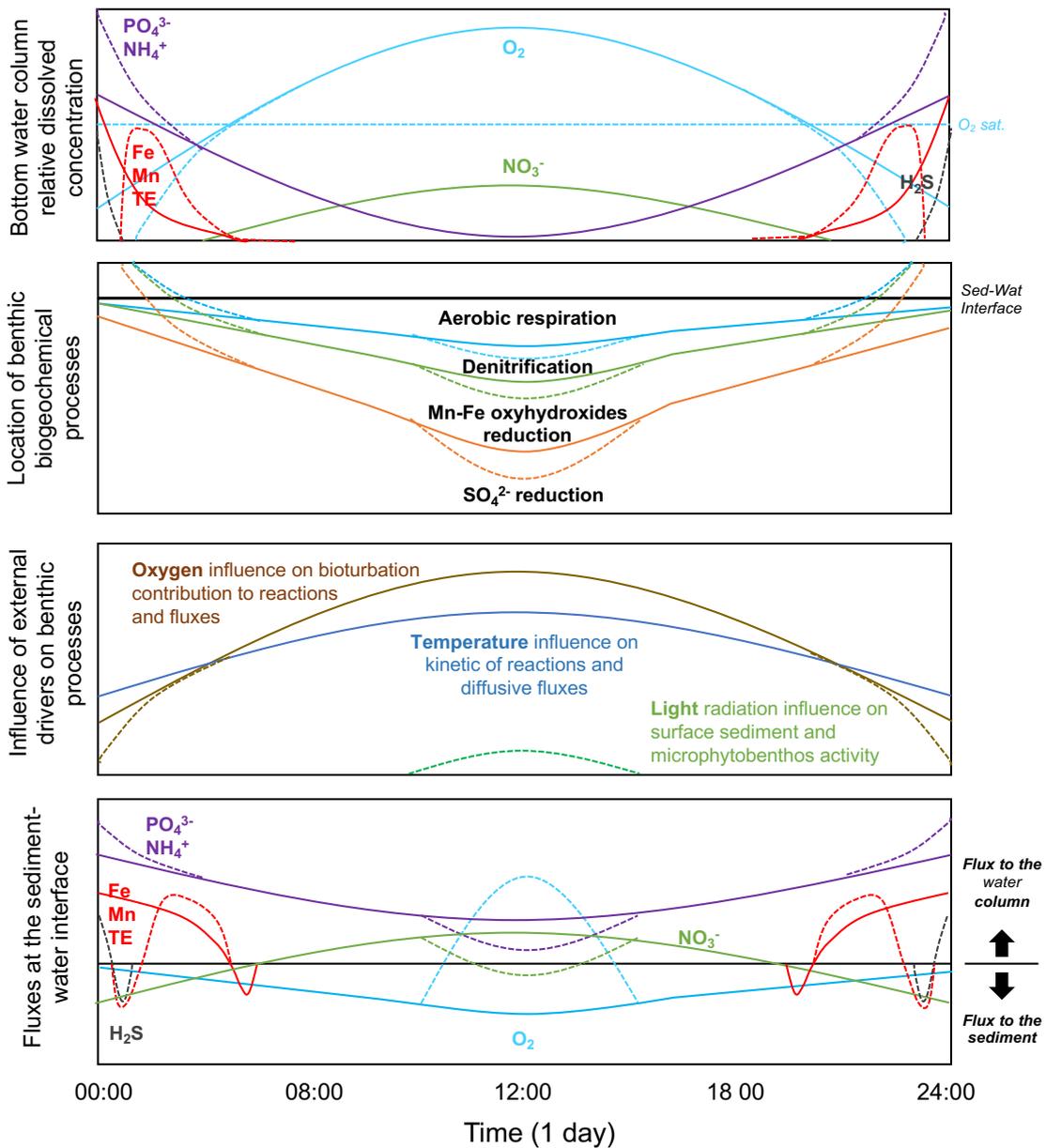


Figure 59: Représentation schématique des cycles biogéochimiques benthiques durant un cycle nyctéméral montrant l'évolution relative des compositions chimiques dans la couche limite benthique, de la localisation des principales réactions diagénétiques dans les sédiments de surface, des principaux facteurs forçants ainsi que les flux à l'interface eau-sédiment en résultant. Les échelles ne sont pas respectées. Bien que les comportements de NH_4^+ et PO_4^{3-} ainsi que ceux de Mn et Fe peuvent différer, ces espèces chimiques sont représentées ensemble dans cette figure pour simplification. Cette figure, que j'ai conçue, a été publiée dans Fusi et al., (2023).

nyctéméral. Les oscillations nyctémérales fluctuent essentiellement entre l'hyperoxie et l'hypoxie, les processus diagénétiques dont l'importance pouvait alterner à l'IES était surtout la respiration aérobie, la dénitrification et la réduction/précipitation des oxydes de Mn. La réduction des oxydes de Fe, étant trop limitée en présence d'oxygène, même en très faibles concentrations, ne semblerait pouvoir apparaître à l'interface durant un cycle nyctéméral uniquement si des conditions anoxiques pouvaient survenir, possiblement en fin de nuit.

En présence d'une désoxygénation progressive jusqu'à l'anoxie, la séquence diagénétique migre progressivement vers l'interface entraînant l'alternance

successive des réactions diagénétiques à l'interface: respiration aérobie + précipitation des oxydes de Fe/Mn & dénitrification > réduction des oxydes de Mn puis de Fe > sulfatoréduction et précipitation des sulfures. C'est lors de cette dernière étape, lorsque le réservoir d'oxydes est épuisé, que l'euxinie apparaît dans la colonne d'eau. Le délai entre l'apparition de l'anoxie et de l'euxinie est ainsi simplement fonction du temps nécessaire pour épuiser les oxydes de Fe et Mn, qui apparaissent donc comme un réservoir tampon important dans la résistance à l'euxinie. Cette transition est donc particulièrement rapide dans les milieux avec peu d'oxydes dans les sédiments de surface, tels que nous avons pu l'observer dans les habitats colonisés par des macroalgues (étangs de

Thau ou du Prévost) qui maintiennent des conditions réduites dans les sédiments de surface, et entraîne le passage à euxinie en quelques heures seulement après l'apparition des conditions anoxiques.

Un cas particulier a pu être observé lors de l'apparition de conditions d'anoxie brusque dans la colonne d'eau dans un milieu présentant avec une communauté microbiologique développée (macrofaune, macroalgues, huîtres). La mortalité de ces organismes entraîne une demande importante en oxydant pour la dégradation de ces tissus qui va impliquer des processus de sulfatoréduction (et fermentation) directement à la surface des sédiments générant des conditions euxiniques alors que la zone de sulfatoréduction de la séquence diagenétique est présente en profondeur dans les sédiments. Dans ces cas, la réduction du réservoir d'oxydes se fait alors par le haut et le bas simultanément. Cette situation a été observée lorsque l'anoxie brusque a été provoquée par les organismes eux-mêmes du fait de la respiration des macroalgues ou huîtres, mais aussi dans lors de l'advection d'une masse d'eau anoxique/euxinique brusque sur un site initialement oxygénée (ex: étang de Berre).

La réoxygénation, qui se fait souvent de manière brusque (i.e., mélange par le vent), entraîne la réoxydation des espèces chimiques réduites présentes à l'IES dépendamment de leur cinétique d'oxydation qui peut être classé dans l'ordre: oxydation des sulfures dissous/dissolution des particules sulfurées réactives >

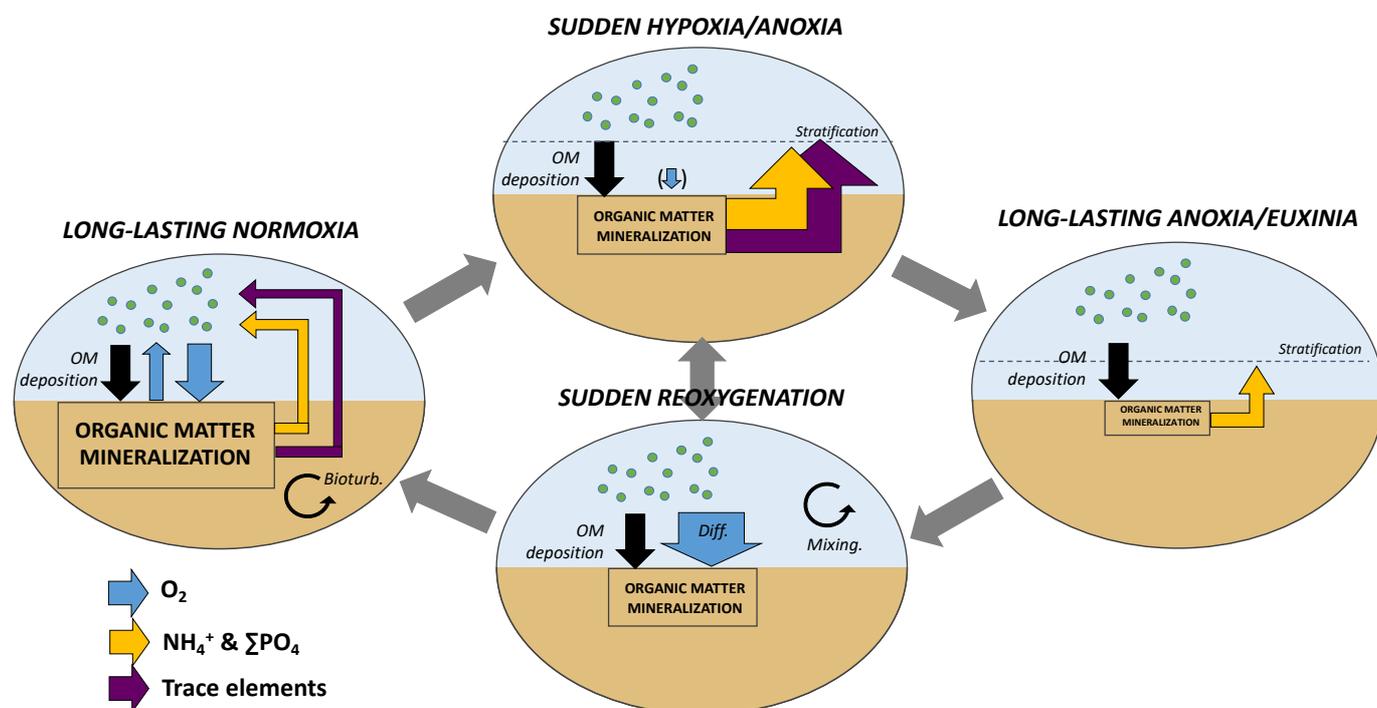
précipitation des oxydes du Fe libérée depuis les phases minérales sulfurées > précipitation des oxydes de Mn. La formation de composés sulfurés particuliers plus stables (ex: pyrite, sulfure cristallisé) lors de conditions anoxiques plus longues entraîne un délai dans leur réoxydation pouvant différer de plusieurs mois le rétablissement de l'organisation verticale de la séquence diagenétique.

Ce sont l'évolution de ces réactions à l'interface qui vont conditionner le sens des transferts chimiques à l'IES. L'intensité des transferts sera fonction des gradients de concentrations entre les sédiments et la colonne d'eau, et donc des concentrations initiales de la substance dans la colonne d'eau mais aussi de l'intensité des réactions de production/piégeage à l'interface, et enfin des processus de transports (physiques et biologiques) à l'œuvre.

2.14.2. Bilan sur le cycle benthique de l'oxygène

Pour l'oxygène, quatre principaux facteurs ont pu être identifiés dans le contrôle des flux à l'interface eau-sédiment en lien avec les conditions d'oxygénation:

1) la disponibilité en oxygène dans la colonne d'eau. Le sédiment étant majoritairement un puits pour l'oxygène, plus les concentrations en oxygène dans la colonne d'eau sont élevées, plus le flux est important. En conditions hypoxiques, les faibles concentrations en oxygène génèrent les flux faibles, atteignant des valeurs nulles en conditions anoxiques.



2) la présence de la macrofaune benthique. Les sédiments des lagunes méditerranéennes non impactées par des anoxies, peuvent être densément colonisés par des organismes respirants directement l'oxygène, et pour certains ayant des activités de bioturbation (remaniement sédimentaire et de bioirrigation). Nous avons pu montrer que la présence de macrofaune benthique pouvait être responsable, d'une augmentation jusqu'à un ordre de grandeur de la consommation benthique en oxygène dans les zones bien oxygénées. Cette influence est variable au cours du temps selon les conditions d'oxygénation (stress et/ou mortalité) et selon les sites et la nature et densité des communautés macrobenthiques et leur résistance aux conditions de désoxygénation. Dans les zones soumises à désoxygénation, nous avons aussi pu montrer que ce stress pouvait ponctuellement favoriser la demande benthique en oxygène par respiration, malgré la diminution des activités de bioturbation. Dans les zones dépourvues de macrofaune, évidemment, l'ensemble de ces processus disparaît.

3) la « dette en oxygène »: L'oxygène étant le premier oxydant des réactions biogéochimiques benthiques, son déficit, voire son absence, va générer l'accumulation au cours du temps d'espèces chimiques réduites dissoutes (ex: NH_4^+ , Mn^{2+} , Fe^{2+} , H_2S) ou particulaire (ex: sulfures) dans les sédiments de surface. Lors de la réaugmentation des conditions d'oxygénation dans la colonne d'eau, une partie de l'oxygène nouvellement disponible sera rapidement consommée pour réoxyder ces espèces chimiques réduites, favorisant une demande en oxygène très importante durant les premières heures/jours suivant la réoxygénation. Nous avons aussi pu montrer que cette dette en oxygène est d'autant plus importante que la durée et l'intensité de la désoxygénation aura été importante et l'accumulation d'espèces chimiques réduites importante. L'occurrence d'un épisode d'anoxie dans un milieu colonisé par des organismes vivants (macrofaune, macrophytes, huitres) entraîne l'accumulation de MO morte fraîche en grande quantité qui impliquera une dette en oxygène supplémentaire ponctuelle mais importante au retour des conditions oxygénées.

4) la présence de producteurs primaires: bien que non directement dépendant des conditions d'oxygénation, la présence de macrophytes et de microphytobenthos génère une activité photosynthétique lorsqu'un rayonnement lumineux significatif atteint les sédiments de surface. Cette contribution est maximale dans les zones les moins profondes et lorsque la turbidité de l'eau est minimale et a pu être identifiée de manière importante sur les différents habitats étudiés. Cette activité a permis de diminuer voire d'inverser des flux d'oxygène (le sédiment devenant une source d'oxygène pour la colonne d'eau) pouvant ainsi contribuer à l'oxygénation des lagunes et dans certains cas, comme nous l'avons montré pour les zostères, une

résistance à l'occurrence des phénomènes d'anoxie. Évidemment cette contribution est nulle dans les zones trop profondes aphotiques ou impactées par des anoxies.

2.14.3. Bilan sur le cycle benthique des nutriments

Les flux de nutriments à l'IES sont apparus dépendant des niveaux d'oxygénation mais aussi de la variation temporelle de l'oxygénation.

Tout d'abord, la production de nutriments dans les sédiments de surface est associée à la reminéralisation de la MO qui en constitue le "flux de base". Cependant, le transfert effectif de ces nutriments vers la colonne d'eau va être la résultante de la compétition entre ces flux de production et l'efficacité du piégeage de ces nutriments. La minéralisation est apparue plus efficace dans les milieux constamment et bien oxygénés mais l'accumulation des oxydes de Fe/Mn et la pénétration importante de l'oxygène dans les sédiments de surface limitent le transfert de PO_4^{3-} et NH_4^+ vers la colonne d'eau. Dans le cas de PO_4^{3-} , la présence de concentrations en oxygène >30% de saturation permettait de maintenir un piégeage majoritaire dans les sédiments. Pour NH_4^+ , les flux sont toujours sortant même en conditions oxiques. Cependant, la partie de NH_4^+ oxydée en présence d'oxygène permet la production de NO_3^- dans les sédiments de surface mais à chaque fois, cette production ne s'accompagnaient pas de relargage de NO_3^- vers la colonne d'eau car NO_3^- était rapidement consommé par la dénitrification. Cependant, ce processus s'accompagne par l'export de N du système sous forme de N_2 . En contre-partie, la présence d'une macrofaune bioturbatrice active permet néanmoins de maintenir des flux importants vers la colonne d'eau en conditions oxygénées. En conditions désoxygénées stables, la minéralisation de la MO était plus faible ce qui limitait la production de nutriments, et l'absence de macrofaune limitait aussi leur transfert de nutriments vers la colonne d'eau. Cependant, la plus faible présence/absence d'oxydes et d'oxygène dans les sédiments de surface limitait leur piégeage ce qui génèrait au final des flux significatifs en PO_4^{3-} et NH_4^+ vers la colonne d'eau. Ici, la compétition entre les flux de production, de piégeage et d'export des nutriments conditionne la quantité effective de nutriments transférée vers la colonne d'eau.

Dans les environnements présentant des variations des conditions d'oxygénation, la modification des réactions de piégeage/libération des nutriments dans les sédiments de surface ont été montrés comme le principal facteur dans le contrôle des échanges. En conditions anoxiques/euxiniques intervenant dans un site habituellement bien oxygéné, la réduction des oxydes favorise le relargage des espèces qui y étaient associées pouvant générer des flux brusques très importants. Le réservoir d'oxydes se comporte donc

comme un accumulateur des nutriments produits au cours du temps, qu'il va pouvoir brusquement libérer lors de sa réduction en conditions anoxique/euxinique. Dans ces environnements, nous avons aussi pu montrer que la reminéralisation des tissus biologiques d'organismes ayant succombés à l'anoxie (huitres, macrophyte, macrofaune) entraîne un flux supplémentaire en nutriments qui s'additionne ponctuellement aux flux issus du sédiment. Le retour de conditions oxygénée favorise le piégeage des nutriments relargués dans les sédiments de surface.

2.14.4. Bilan sur le cycle benthique des éléments traces

La plupart des éléments traces sont apparus couplés aux cycles de Fe, Mn et S et de la MO et leur transfert vers la colonne d'eau dépendait du bilan net entre les réactions de remobilisation et de piégeage se produisant à l'IES en lien avec ces différents cycles. Nous avons montré qu'en conditions oxiques stables, des flux sont souvent limités en lien avec leur piégeage dominant sur les oxydes présents dans les sédiments de surface. La diminution des conditions d'oxygène et l'appauvrissement des réservoirs d'oxydes tendait à favoriser un transfert plus important vers la colonne d'eau. Ces transferts atteignaient des valeurs maximales en conditions anoxiques car la remobilisation de ces éléments durant la dissolution des oxydes avait lieu directement à l'IES. Lors de l'apparition des conditions euxiniques, les flux sont interrompus, voir inversés, du fait de la réprécipitation des métaux sous forme de sulfures. La vitesse de transition oxique > hypoxique > anoxique > euxinique est donc particulièrement importante dans la quantité d'éléments traces transférée vers la colonne d'eau. Plus les conditions anoxiques se maintiennent longtemps, plus les transferts d'éléments sera important. Dans les situations où des conditions euxiniques se produisent à l'IES (décomposition de tissus biologique, advection d'une masse d'eau euxinique), les éléments traces remobilisés durant la réduction des oxydes seront directement repiégés sous forme de sulfures sans transfert possible vers la colonne d'eau. Lors de la réoxygénation brusque, la redissolution des phases sulfurées et réprécipitation des phases oxydées à l'IES génère un flux d'éléments qui va être fonction de la compétition entre ces deux processus.

Cependant, certains éléments traces sont apparus présenter des comportements particuliers qui pouvaient sortir de cette description générale. Par exemple, As semblait avoir une capacité de piégeage avec les sulfures moins importante que les autres éléments traces et avait tendance à être transféré et s'accumuler dans la colonne d'eau en conditions euxiniques. Le Cu, présentait un piégeage important dans les sédiments et était moins impacté par des variations des conditions d'oxygénation (hors euxinie) et les cycles de Fe et Mn. Son comportement semblait

ainsi plus associé à la MO et à sa remobilisation durant sa reminéralisation. Cependant, en conditions euxiniques il était fortement piégés sous forme de sulfures. Enfin Cr, est apparu souvent déconnecté des variations des conditions d'oxygénation et des cycles de Fe, Mn et S, même en conditions euxiniques. Il est probable que complexation avec des ligands organiques forts favorise son maintien en solution.

Perspectives

(1) maintenir les efforts de développement d'outils expérimentaux capables de mesurer à haute fréquence et sur des longues durées de déploiement les flux benthiques, qui constitue la partie la plus lacunaire aujourd'hui. Il s'agira ici de mieux caractériser les coefficients de diffusion turbulente dans la couche limite benthique afin de traduire les gradients de concentrations, mesurés avec les outils SUSANE et BOGOS, en flux. Ce travail impliquera notamment de développer des collaborations avec des physicien(ne)s spécialisé(e)s dans la turbulence benthique. Le déploiement de chambres benthiques autonomes sera aussi poursuivi dans d'autres environnements en collaboration avec les chercheurs/ses de MARBEC. Il est à noter que les données de flux à haute résolution seront un préalable indispensable à la calibration des outils de modélisation hydro-biogéochimique.

(2) Développer l'utilisation des outils de modélisation hydro-biogéochimiques pour affiner notre compréhension de l'évolution des flux benthiques selon des conditions d'oxygénation, d'évaluer les bilans de masses des transferts chimiques à l'interface eau-sédiment et donc du rôle des sédiments dans l'occurrence des phénomènes de désoxygénation, eutrophisation ou contamination chimique dans les lagunes méditerranéennes, et d'en évaluer le devenir selon les forçages climatiques (température, désoxygénation) et projets d'aménagement ou de gestion anthropiques (modification des apports en eau douces/nutriments, modification des connectivités hydrauliques, déploiement des parcs éoliens, opérations de dragage, ...). Ce travail est déjà engagé dans le cadre de la thèse de Louison Huchet en collaborations avec le NIVA sur les problématiques spécifiques de l'étang du Bolmon et du Prévost, mais pourront être élargies à d'autres systèmes et problématiques dans le futur.

(3) Ouvrir la compréhension du couplage oxygène/flux benthiques à d'autres systèmes côtiers et notamment les estuaires et plateaux continentaux. Des travaux ont déjà été engagés sur l'estuaire de la Loire, la rade de Brest, la vasière Ouest Gironde, et plus récemment dans le golfe du Lion dans le cadre de différents projets (VOG, MAGMA, REBELRED, RIOMAR) dans lesquels je me suis impliqué. Ces travaux me permettront d'ouvrir ma vision à des milieux aux forçages différents.

(4) Ouvrir ces travaux à l'étude de la dynamique benthiques de nouveaux contaminants et notamment certains polluants organiques émergents tels les additifs chimiques du plastiques. Des premiers travaux dans ce sens ont été récemment engagés (Cf Chapitre 4) et seront poursuivis ces prochaines années.

La plupart des lagunes méditerranéennes se maintiennent dans un état dégradé malgré les actions de gestion mises en œuvre ces dernières décennies, et le sédiment est souvent positionné comme responsable du maintien de l'état de dégradation en lien avec leur rôle dans la consommation d'oxygène et le relargage de nutriments ou polluants chimiques. Les travaux précédents ont permis de quantifier ces transferts à l'interface eau-sédiment dans l'ensemble des lagunes étudiés mais n'ont souvent pas permis d'établir ce lien de manière quantitative entre ces flux benthiques et l'état de dégradation. Dans ce chapitre, en m'appuyant sur les données que j'ai pu produire sur l'étang de Berre, je me propose d'évaluer l'implication des flux benthiques sur les risques de désoxygénation et d'eutrophisation. A la lumière de ces apports des recommandations aux gestionnaires pourront être énoncées.

3.1. Demande benthique en oxygène et risque de désoxygénation

3.1.1. Zoom sur la zone profonde à partir des chroniques temporelles d'oxygène

L'observation détaillée de la chronique temporelle haute résolution de l'oxygène dans le fond de la colonne d'eau de l'étang de Berre (site PA, Figure 4), a montré que lors d'épisodes de vents forts (>12 m/s pour le site PA), les concentrations en oxygène atteignaient, du fait du brassage complet de la colonne d'eau, des concentrations proches de la saturation (Figure 61). Ces augmentations sont très souvent suivies par des diminutions plus progressives des concentrations en oxygène selon une tendance quasi-linéaire. Les mesures de distribution verticale de l'oxygène dans la colonne d'eau ont montré que les désoxygénations apparaissent prioritairement dans le bas de la colonne d'eau et que les minimums de concentrations sont toujours observés à proximité du sédiment (exemple Figure 13) permettant de confirmer que cette diminution est gouvernée par la respiration benthique. La diminution quasi-linéaire de ces concentrations, indique que la consommation benthique de l'oxygène dans la zone profonde de l'étang de Berre suit une cinétique d'ordre 0, la pente de diminution correspondant donc au flux de consommation benthique de l'oxygène. En analysant ces pentes après chaque coup de vents forts sur la chronique complète de l'oxygène sur le site PA (n=67), j'ai pu recalculer ces flux au cours du temps. Ces flux ont ensuite été utilisés pour évaluer les temps nécessaires pour atteindre des hypoxies ou anoxies à partir d'une masse d'eau de fond saturée en oxygène

pour les conditions de salinité et température in situ en extrapolant les tendances jusqu'à l'atteinte des concentrations visées (i.e., 63 μM ou 0 μM).

Les consommations benthiques recalculées sont reportés moyennés pour chaque mois dans la Figure 62. Malgré une forte variabilité, ils confirment que la consommation benthique est maximale en été et dans une moindre mesure en automne, en cohérence avec les hypothèses avancées dans le Chapitre 1.3. La variation saisonnière de ces flux peut être en partie expliquée par la température (Figure 63a) mais la faible significativité de la relation oxygène-température ($r^2 = 0.2$) suggère qu'un autre forçage est aussi en cause. Une relation non linéaire a pu être observée entre les flux benthiques et les concentrations en oxygène dans la colonne d'eau moyennées durant la semaine précédant le coup de vent (Figure 63b). Cette relation indique que les flux maximum sont généralement rencontrés après un épisode de vent mettant fin à une situation de désoxygénation importante. Nous avons pu voir précédemment qu'en conditions désoxygénées, l'accumulation d'espèces chimiques réduites vont générer une demande accrue en oxygène au moment de la réoxygénation pour leur oxydation. Les plus forts flux observés après des conditions d'oxygénation importantes peuvent être donc attribués à la "dette en oxygène" des sédiments de l'étang de Berre.

Les temps nécessaires pour atteindre des conditions hypoxiques ou anoxiques calculés à partir des demandes benthiques en oxygène moyenne mensuelles sont reportés dans la Figure 62b. Les résultats indiquent qu'il faut seulement 1/3 jours pour atteindre l'hypoxie/anoxie en mai-juin et jusqu'à 13/16 jours en janvier. Ces durées sont similaires ou inférieures aux périodes de récurrence des vents forts entre janvier et mars mais supérieures le reste de l'année. En supposant que les concentrations en oxygène dans le bas de la colonne d'eau sont uniquement contrôlées par la consommation benthique en oxygène et par la durée d'isolement de la masse d'eau profonde entre deux épisodes de vents forts, il est possible de prédire les probabilités d'occurrence des conditions hypoxiques et anoxiques dans la zone profonde de l'étang de Berre à partir des équations suivantes:

$$OR_{hypoxia} = \frac{t_{wind} - t_{hypoxia}}{t_{wind}} \quad \text{Équation 1}$$

$$OR_{anoxia} = \frac{t_{wind} - t_{anoxia}}{t_{wind}} \quad \text{Équation 2}$$

Où t_{wind} est la période moyenne entre chaque événement de vent fort (en jours) et t_{anoxie} et $t_{hypoxie}$ est

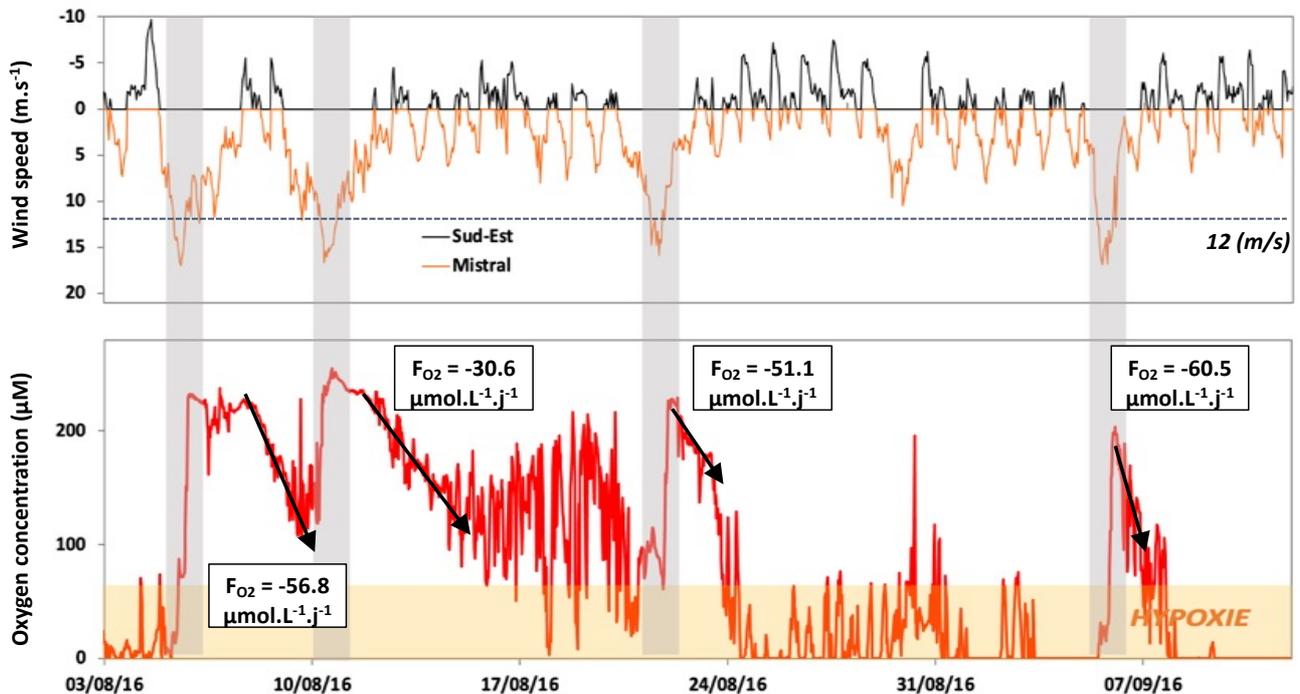


Figure 61: Extrait de la chronique temporelle haute résolution des concentrations en oxygène dans le fond de la colonne d'eau sur le site PA dans l'étang de Berre montrant la diminution quasi-linéaires des concentrations en oxygène suite à une réoxygénation complète lors d'épisode de vents forts. Des exemples de flux calculés sont aussi reportés.

le temps nécessaire pour atteindre l'anoxie et l'hypoxie (en jours), respectivement.

La probabilité d'occurrence des hypoxies/anoxies calculée est nulle en janvier et février, qu'elle apparaît au printemps et atteint les plus fortes valeurs en mai et juin, atteignant environ 90%/80%, et décroît progressivement en automne pour atteindre 50%/40% à partir d'octobre (Figure 62c). Ces données sont en bonne cohérence avec les mesures d'oxygène effectuées dans la colonne d'eau (Figure 4). Ce modèle relativement simple, indique que les phénomènes de désoxygénation dans l'étang de Berre sont bien gouvernés par l'action conjointe de 1) l'isolement de la masse d'eau de fond du fait de la stratification thermohaline (qui limite le réapprovisionnement en oxygène) et 2) la respiration benthique (augmentant la consommation d'oxygène dans la masse d'eau au-dessus du sédiment).

➔ La demande benthique en oxygène, dans la zone profonde de l'étang (dépourvue de macrofaune benthique), majoritairement associée à la réoxydation des espèces chimiques accumulées dans les sédiments en conditions désoxygénées, apparaît donc, en couplage avec la stratification de la colonne d'eau, comme le principal facteur responsable de l'occurrence des phénomènes de désoxygénation dans la zone profonde de l'étang de Berre. Cette demande en oxygène, favorisée par la dette en oxygène du sédiment, contribue ainsi à la réinstallation rapide des conditions de désoxygénation: les conditions de désoxygénation favorisent l'accumulation d'espèces chimiques réduites dans le sédiment, qui favorise une

importante demande en oxygène lors de l'introduction d'oxygène, qui favorise le retour des conditions de désoxygénation (Figure 64). Seul le bon brassage de la colonne d'eau, sous l'effet de vents suffisamment forts et fréquents et/ou des situations de faible stratification, permet de maintenir le système en conditions normoxiques.

3.1.2. A partir des flux d'oxygène mesurés par les chambres benthiques

Les flux benthiques en oxygène mesurés à partir des chambres benthiques claires et sombres (Figures 22 et 26) peuvent aussi être utilisés pour estimer le rôle du sédiment dans l'occurrence des phénomènes d'hypoxie et d'anoxie à différentes profondeurs dans l'étang de Berre. Dans les chambres benthiques, contrairement à ce qui a été observé dans la colonne d'eau précédemment, l'évolution des concentrations d'oxygène au cours du temps suivaient une cinétique d'ordre 1 et la première étape a consisté à déterminer la constante cinétique de consommation d'oxygène par le sédiment k_{O_2} ($m.d^{-1}$) à partir de l'équation suivante:

$$k_{O_2} = \frac{J_{tot}}{[O_2]_{t_0,BC}} \quad \text{Équation 3}$$

où J_{tot} est le flux total d'oxygène ($mmol.m^{-2}.d^{-1}$) mesuré lors des déploiements de chambres benthiques et $[O_2]_{t_0,BC}$ est la concentration initiale d'oxygène ($mmol.m^{-3}$) dans la chambre benthique. Ces constantes correspondent au flux total d'oxygène normalisées présentés dans les Figures 22 et 26 et discutés dans les sections associées.

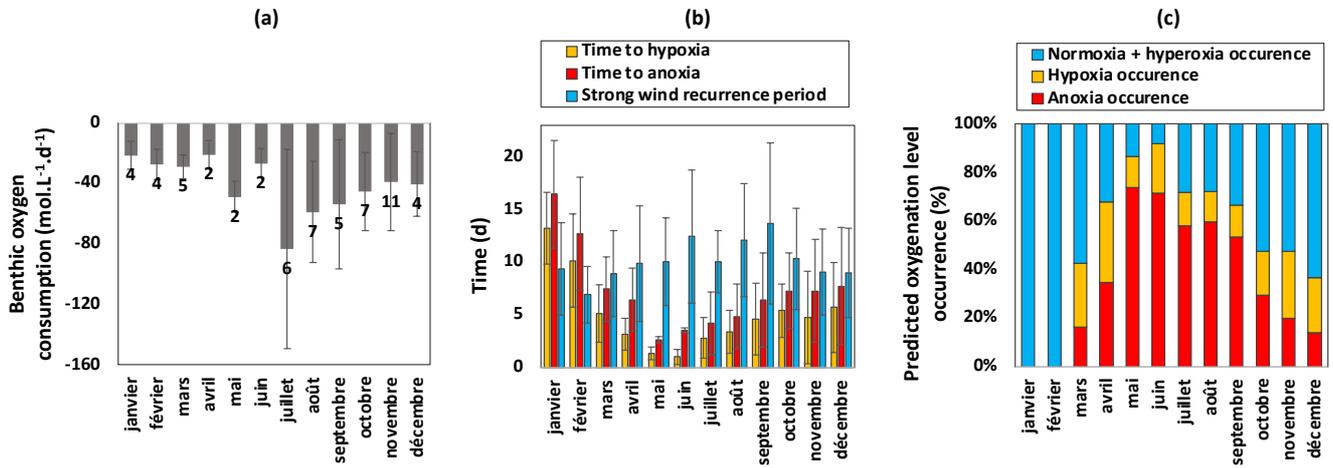


Figure 62: a) Flux benthiques mensuels moyens (± 1 écart-type) en oxygène sur le site PA reconstruit à partir de la diminution des concentrations en oxygène mesurée après un épisode de vent fort. Le chiffre indique le nombre de flux utilisé pour le calcul des moyennes. b) Temps nécessaires pour atteindre l'hypoxie et l'anoxie à partir d'une masse d'eau bien oxygénée à partir des flux mesurés et période de récurrence mensuelle moyenne des vents forts (>12 m/s). c) Occurrence des situations normoxiques, hypoxiques, anoxiques prédite dans la zone profonde de l'étang de Berre.

La constante ainsi obtenue a été utilisée pour déterminer le temps nécessaire pour atteindre l'hypoxie ou l'anoxie dans les eaux de fond à partir de la concentration initiale en oxygène ($[O_2]_{t0}$) dans une masse d'eau homogène et isolée d'une hauteur z (en m) au-dessus des sédiments, et en supposant que (i) la diminution de la concentration en oxygène dans cette eau isolée la masse n'est contrôlée que par la consommation benthique (c'est-à-dire une consommation pélagique négligeable, un apport négligeable provenant du mélange vertical ou du déplacement latéral des masses d'eau):

$$t = \frac{z}{k_{O_2}} \ln \left(\frac{[O_2]_{t0}}{[O_2]_t} \right) \quad \text{Équation 4}$$

Ces hypothèses sont confortées dans la lagune de Berre par notre jeu de données. L'apport négligeable d'oxygène provenant du mélange vertical dans les eaux de fond est en grande partie empêché par la stratification thermohaline. La contribution de la consommation pélagique à la consommation benthique totale d'oxygène (provenant de la chambre benthique témoin) s'est avérée faible (entre 0 et 16 %) dans toutes les stations.

L'Équation 4 a été utilisée pour calculer le temps nécessaire pour atteindre l'hypoxie ($[O_2]_t < 63 \mu\text{M}$) ou l'anoxie ($[O_2]_t < 1 \mu\text{M}$) dans une colonne d'eau de fond de 1 m d'épaisseur pour chaque station et saison. Cette hauteur d'eau est associée à la stratification haline de l'eau typiquement observée dans la lagune de Berre. La concentration initiale en oxygène choisie dans la colonne d'eau ($[O_2]_{t0}$) correspondait à la saturation en oxygène calculée à partir de la température et de la salinité moyennes mesurées dans chaque station pour chaque période. Afin de représenter les variations diurnes des flux totaux d'oxygène, les k_{O_2} obtenus dans les chambres sombres et claires ont été

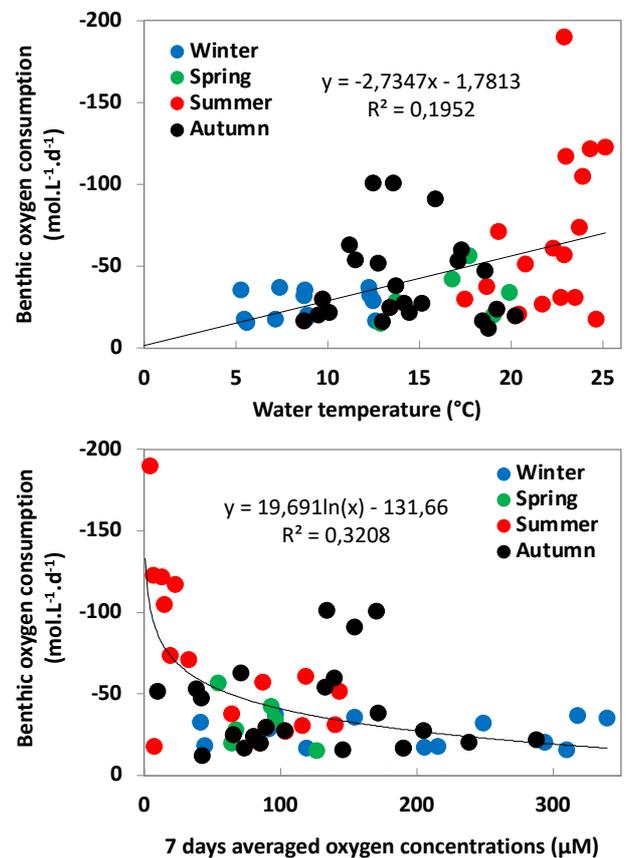


Figure 63: a) Relation entre les flux benthiques en oxygène et la température moyenne dans le bas de la colonne d'eau et b) les concentrations moyennes en oxygène sur les 7 jours précédents chaque épisode de vent fort.

successivement appliqués respectivement aux conditions nocturnes et diurnes.

Le temps pour atteindre les événements d'hypoxie/anoxie était largement variable selon les

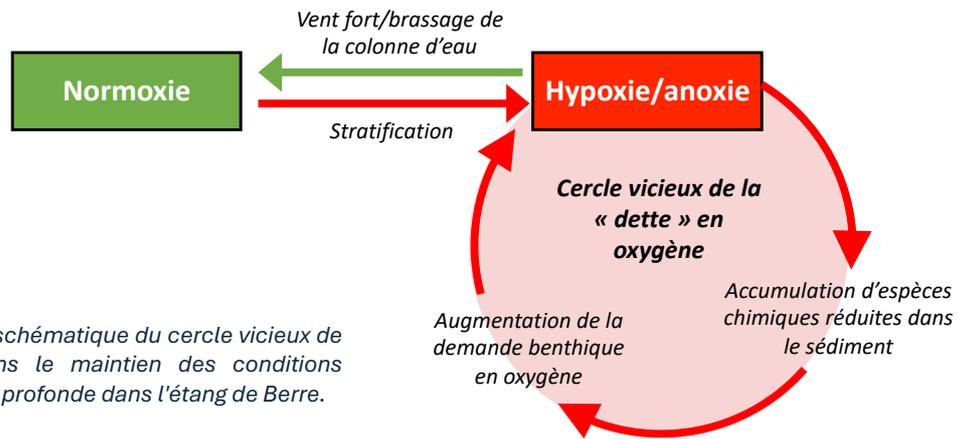


Figure 64: Représentation schématique du cercle vicieux de la dette en oxygène dans le maintien des conditions d'oxygénation dans la zone profonde dans l'étang de Berre.

saisons et les sites (Figure 65a). Ce temps était très court sur le site PI en été après l'épisode d'anoxie d'août 2015 (1,3/5,2 j) et au site PA impacté par des hypoxies/anoxies fréquentes (2,0/7,0 j). Au site PO et aux autres saisons du site PI, ces durées étaient plus longues et variaient entre 5-14/20-42 jours. Les délais calculés pour atteindre l'hypoxie et l'anoxie ont enfin été comparés à la période d'apparition des événements de vents forts dans l'étang de Berre capables de générer un mélange complet de la colonne d'eau (quelle que soit la stratification), entraînant une réoxygénation des eaux de fond, selon la même approche décrite précédemment. Les vents permettant une réoxygénation systématique de la colonne d'eau étaient >10 m/s sur les sites PO et PI et >12 m/s sur le site PA et les périodes moyennes entre deux épisodes de vents forts pour chacune des stations et des mois correspondant sont reportées sur la Figure 65a. A partir des Équations 4 et 5, les probabilités d'occurrence des phénomènes d'hypoxie/anoxie ont pu être calculées. Elles étaient de 84/44% en août 2016 sur le site PA et de 83/35% sur le site PI après la crise anoxique en août 2015 (Figure 65b-c). La survenue d'anoxie est improbable sur le site PO et au cours des autres mois au site PI, et la survenue d'hypoxie moyennement à faiblement probable en été sur le site PI (30 %) et sur site PO (12 %). Ces prédictions concordent très bien avec les observations de terrain sur l'apparition d'hypoxie/anoxie mesurées dans l'étang de Berre lors des dernières saisons (de l'été 2015 à l'hiver 2019). Cependant, des occurrences d'anoxie sont observées sur le site PO et PI, malgré leur improbabilité prédite. L'anoxie observée dans les zones peu profondes de l'étang de Berre, peuvent être aussi expliquées par des phénomènes particuliers de consommation benthiques ponctuellement plus fortes couplées à des périodes d'absence de vent fort (ex: malaïgue de 2018), mais aussi, plus ponctuellement par l'intrusion de masse d'eau de fond anoxiques sous l'effet de mistral comme décrit précédemment.

➔ En cohérence avec l'approche précédente, cela indique que la demande benthique et les vents forts étaient les deux facteurs concurrents les plus importants dans l'apparition d'hypoxie/anoxie dans les

eaux de fond de la lagune de Berre. Sur le site PI, cette seconde approche confirme que l'occurrence d'épisode d'anoxie suffisamment long, en augmentant la dette en oxygène des sédiments, peut aussi favoriser l'occurrence d'hypoxie/anoxie à la suite de cet épisode. Dans les zones moins profondes, la consommation benthique locale permet d'expliquer l'occurrence de phénomène d'hypoxie observées. Hors situation extrêmes (ex: malaïgues) cependant, l'occurrence d'anoxie est peu probable. Son occurrence observée est expliquée par l'advection ponctuelle des masses d'eau de fond désoxygénées des zones profondes de l'étang.

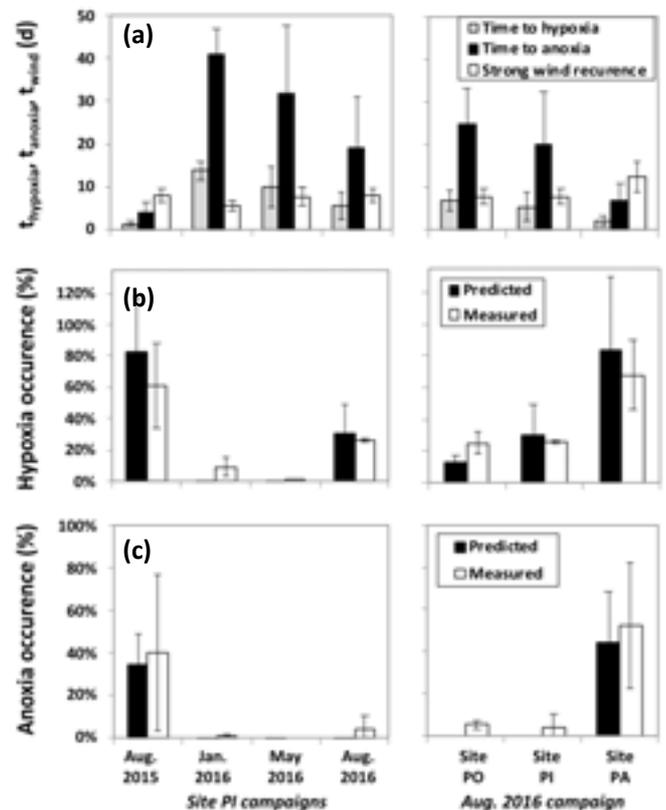


Figure 65: a) temps correspondant pour atteindre l'hypoxie/anoxie dans le dernier mètre de la colonne d'eau et période de récurrence des vents forts, et b) et c) probabilité d'occurrence de l'hypoxie et anoxie dans la lagune de Berre prédites et mesurées. Cette figure est extraite de Rigaud et al., (2021).

3.2. Recyclage benthique des nutriments et risque d'eutrophisation

A partir des concentrations en C, N et P dans les matières en suspension, les sédiments de surface (couche 0-0.5 cm) et de fond (couche 13-15 cm), la porosité des sédiments mesurés et les taux de sédimentation disponibles dans la littérature sur ces 3 sites (8.5, 6.1 et 3.7 mm/a pour PO, PI et PA respectivement ; Salençon et al., 2011 ; Robert et al., 2006), un bilan de masse sur C, N et P peut être effectué pour évaluer 1) les taux de déposition en surface, 2) les taux de recyclage/reminéralisation dans la couche de surface (0-0.5 cm), 3) les taux d'enfouissement sous la couche de surface (>0.5 cm), 4) les taux de recyclage/reminéralisation entre la tranche de surface (0-0.5 cm) et la tranche de fond (13-15 cm), et 5) les taux d'enfouissement profond (au-delà de 15 cm de profondeur) dans les sédiments de l'étang de Berre (Figure 66). Les résultats montrent que bien que l'ensemble des flux de C, N et P tendent à diminuer avec la profondeur dans l'étang en lien direct avec la diminution des taux de sédimentation (Figure 67a), le devenir de la matière enfouie présente des proportions relatives assez similaires entre les 3 sites (Figure 68). Il apparaît que l'essentiel (87±4% de C, 91±2% de N, et 51±2% de P) du C, N et P déposé sur les sédiments est reminéralisé dans la couche de surface. La part restante, étant donc enfouie sous la couche de surface, va subir entre 0.5 et 15 cm de profondeur dans les sédiments, une minéralisation/recyclage supplémentaire de 4±2% pour C et N et de 18±3% pour P. Au final, seule 9±1% et 5±4% des flux totaux déposés sont enfouis au-delà de 15 cm de profondeur dans les sédiments pour C et N, respectivement, contre et 31±4% pour P. Ainsi l'export de P est relativement favorisé dans les sédiments de l'étang de Berre en comparaison à ceux de C et N.

La comparaison avec les flux de NH_4^+ et PO_4^{3-} sortant mesurés par des chambres benthiques mesurés en été 2016 (Figure 67a) montre que ces flux sont entre 4 et 7 fois inférieurs aux taux de minéralisation/recyclage benthique totaux déterminés précédemment (somme du taux de minéralisation surface + subsurface) sur les 3 sites. Ceci suggère que l'essentiel des exports de N du sédiment a probablement lieu sous forme de N_2 (associé avec la dénitrification). Pour P, pour lequel il n'existe pas de mécanisme d'"épuration" similaire, les flux mesurés sur PO sont très proches des flux de reminéralisation totaux dans les sédiments de surface indiquant un bon équilibre entre les taux de reminéralisation benthique et les flux sortants. Les flux de PO_4^{3-} sont ainsi probablement assez constants dans le temps sur ce site bien oxygéné. En revanche, sur PI et PA, les flux benthiques mesurés sont entre 2 et 4 fois inférieurs au taux de reminéralisation totaux calculés. Ici, il existe probablement des situations d'exports privilégiés non interceptés durant la campagne de l'été 2016.

Si nous supposons que les résultats obtenus sur les trois sites, sont représentatifs des échanges se produisant dans les zones de profondeurs similaires dans le Grand Étang (site PO = zone < 4 m de profondeur, 27 km²; site PI = zone entre 4 et 7 m de profondeur, 26 km² ; site PA = zone > 7 m de profondeur, 80 km²) il est possible de déterminer les taux de déposition, enfouissement et recyclage benthique pour ces éléments à l'échelle du Grand Étang (Figure 67b). Ces extrapolations montrent que les flux de déposition et reminéralisation benthiques sont très clairement supérieurs aux apports totaux de N et P à l'étang illustrant le rôle clé du compartiment benthique dans le recyclage de ces éléments à l'échelle

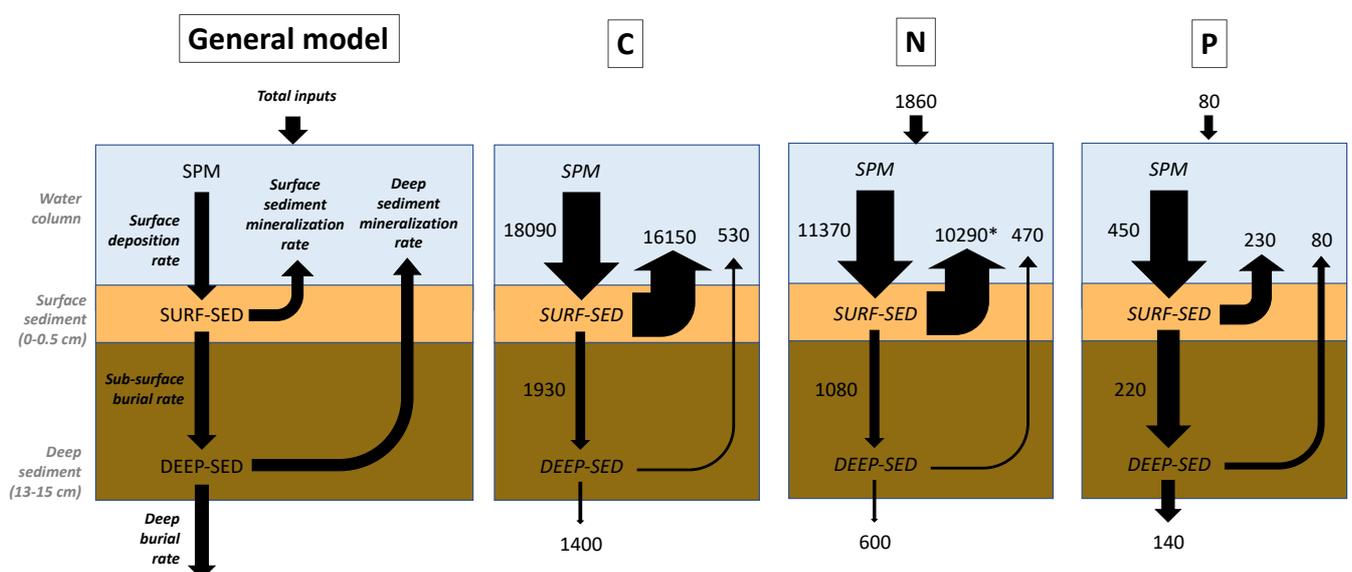


Figure 66: Schéma conceptuel représentant les flux de transferts de C, N et P (t/a) dans les sédiments à l'échelle de l'étang de Berre. *Valeur maximale car une part (probablement significative) est exportée sous forme de N_2 par dénitrification.

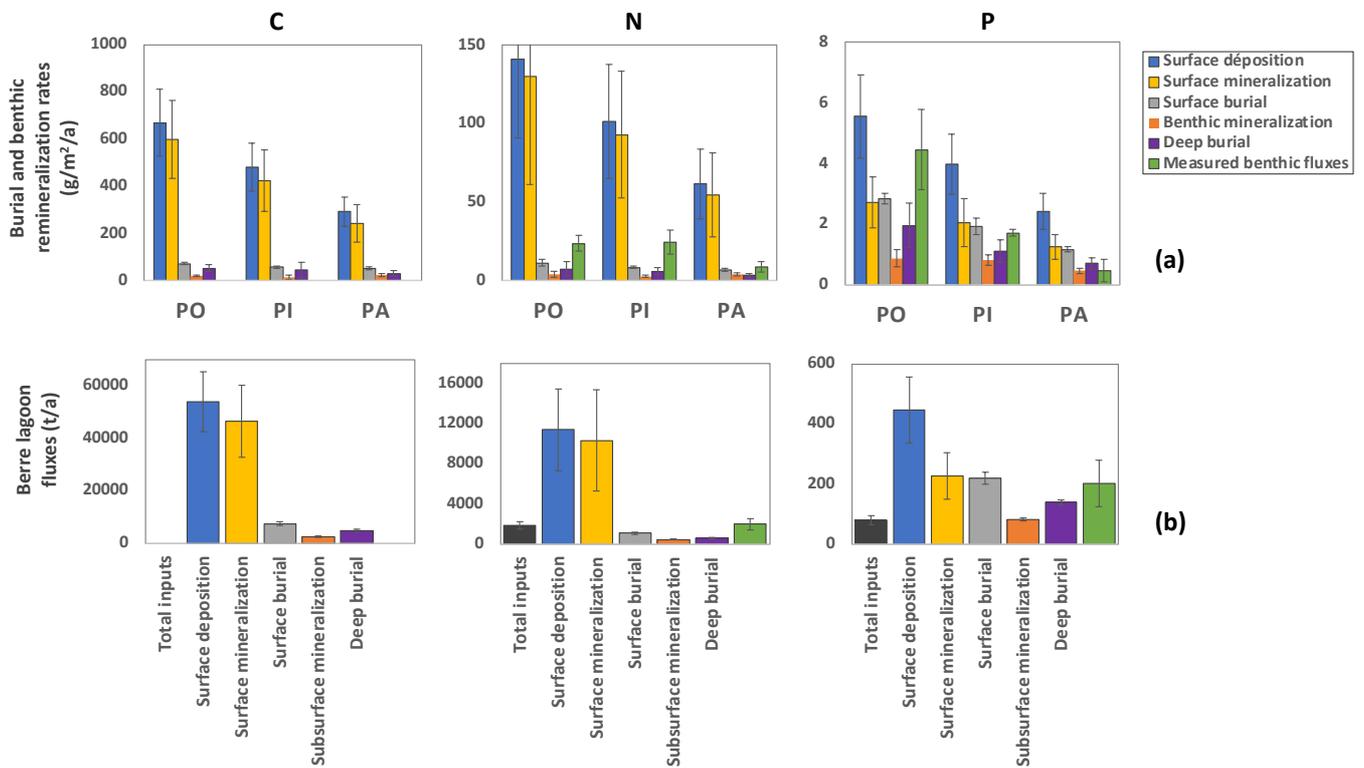


Figure 67: (a) Flux de C, N et P calculés pour chaque site et (b) extrapolés à l'échelle de l'étang de Berre. Les apports totaux en N et P à l'étang de Berre par les différents tributaires sont reportés pour comparaison (GIPREB, pers. com).

de l'étang. Il apparaît aussi que les sédiments permettent d'exporter environ 1/3 du N apporté chaque année à l'étang. Ce taux d'export, en addition au taux de dénitrification identifié précédemment (non quantifiable ici mais qui semblerait jouer un rôle au moins aussi important que l'export sur le site PO), le compartiment benthique contribuerait à limiter de manière significative l'eutrophisation de l'étang de Berre. Pour P, les flux d'enfouissement dans l'étang sont environ 2 fois supérieurs aux flux apportés actuellement. Cette observation peut être en partie attribuée à la diminution des apports en P ces dernières années, par les efforts de gestion sur les eaux usées par exemple, les calculs étant effectués sur les 15 cm de surface des sédiments intégrant donc les dernières décennies (entre 20 et 40 ans). Quoi qu'il en soit, les exports par enfouissement, étant aujourd'hui plus importants que les apports totaux il est possible de conclure que les sédiments contribuent ainsi à la diminution de l'eutrophisation de l'étang de Berre au cours du temps. Cependant, le recyclage des stocks de P dans les sédiments de surface, en partie hérités des apports passés, peut contribuer à maintenir l'eutrophisation de l'étang de Berre sur encore plusieurs décennies, quelque soient les conditions d'oxygénation actuelles et futures.

➔ Au final, le stockage de C, N et P non reminéralisés dans les sédiments de l'étang de Berre est surtout apparu dépendant des taux de sédimentation: plus important sur les sites moins profonds et minimum sur le site plus profond (du fait de la proximité des

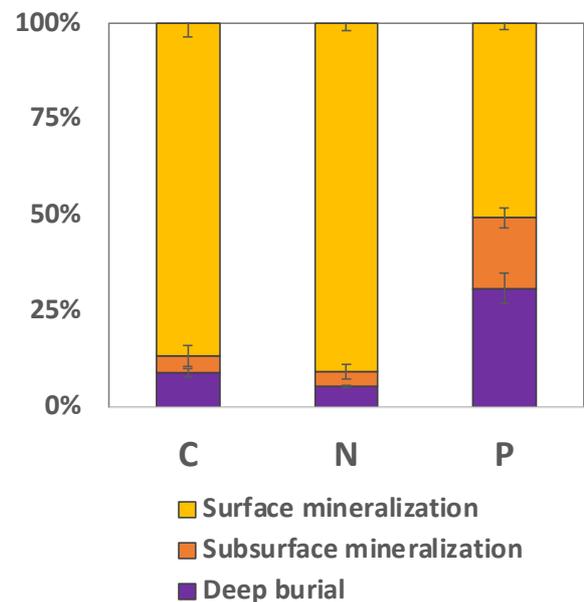


Figure 68: Devenir du C, N et P déposé à la surface du sédiment dans l'étang de Berre.

principales sources de matières en suspensions). La fréquence des phénomènes de désoxygénation ne sont apparus jouer que sur l'intensité du recyclage. Les bilans de masse à l'échelle de l'étang montrent que les sédiments permettent d'extraire une quantité significative des nutriments apportés. Si pour N, les taux d'enfouissement ne représentent qu'1/3 des apports, la dénitrification dans la zone bien oxygénée

permet d'augmenter la contribution des sédiments dans l'épuration de N (bien que ce processus n'ait pas encore pu être quantifié). Dans le cas du P, un export net par enfouissement de 75 t/a a pu être estimé, indiquant la contribution du sédiment dans une amélioration de l'état d'eutrophisation sur le long terme. Ainsi, malgré les importants transferts de PO_4^{3-} et NH_4^+ observés vers la colonne d'eau, les sédiments constituent un puits net de N et P. L'implication des sédiments dans les processus d'eutrophisation sont donc surtout associés à leur rôle de réservoir de stockage et recyclage des nutriments à l'IES pendant plusieurs décennies, avant leur enfouissement.

3.3. Conclusion pour l'écosystème de l'étang de Berre et recommandations pour les gestionnaires

L'étang de Berre se maintient dans un état écologique dégradé depuis plusieurs décennies. Les rapports DCE et de l'observatoire du GIPREB indiquent que cet état

est associé au fait que les compartiments macrophyte et macrofaune se maintiennent dans un Médiocre et Moyen, respectivement, et sans évolution positive ou négative marquée depuis 2005. L'absence d'évolution positive de ces compartiments est expliquée par le maintien des conditions d'eutrophisation et la récurrence des phénomènes de désoxygénation. Dans cette partie, je me suis intéressé au rôle que pouvait avoir les sédiments sur les problématiques de désoxygénation et eutrophisation.

Tout d'abord, j'ai montré par deux approches différentes que l'occurrence des phénomènes de désoxygénation dans l'étang de Berre était essentiellement gouvernée par l'importante demande benthique en oxygène conjuguée à la stratification de la colonne d'eau. Les moyens d'actions pour réduire ces phénomènes impliquent donc de viser à limiter la stratification et la demande benthique en oxygène. La demande benthique était favorisée, au moins dans la zone profonde, par la dette en oxygène des sédiments

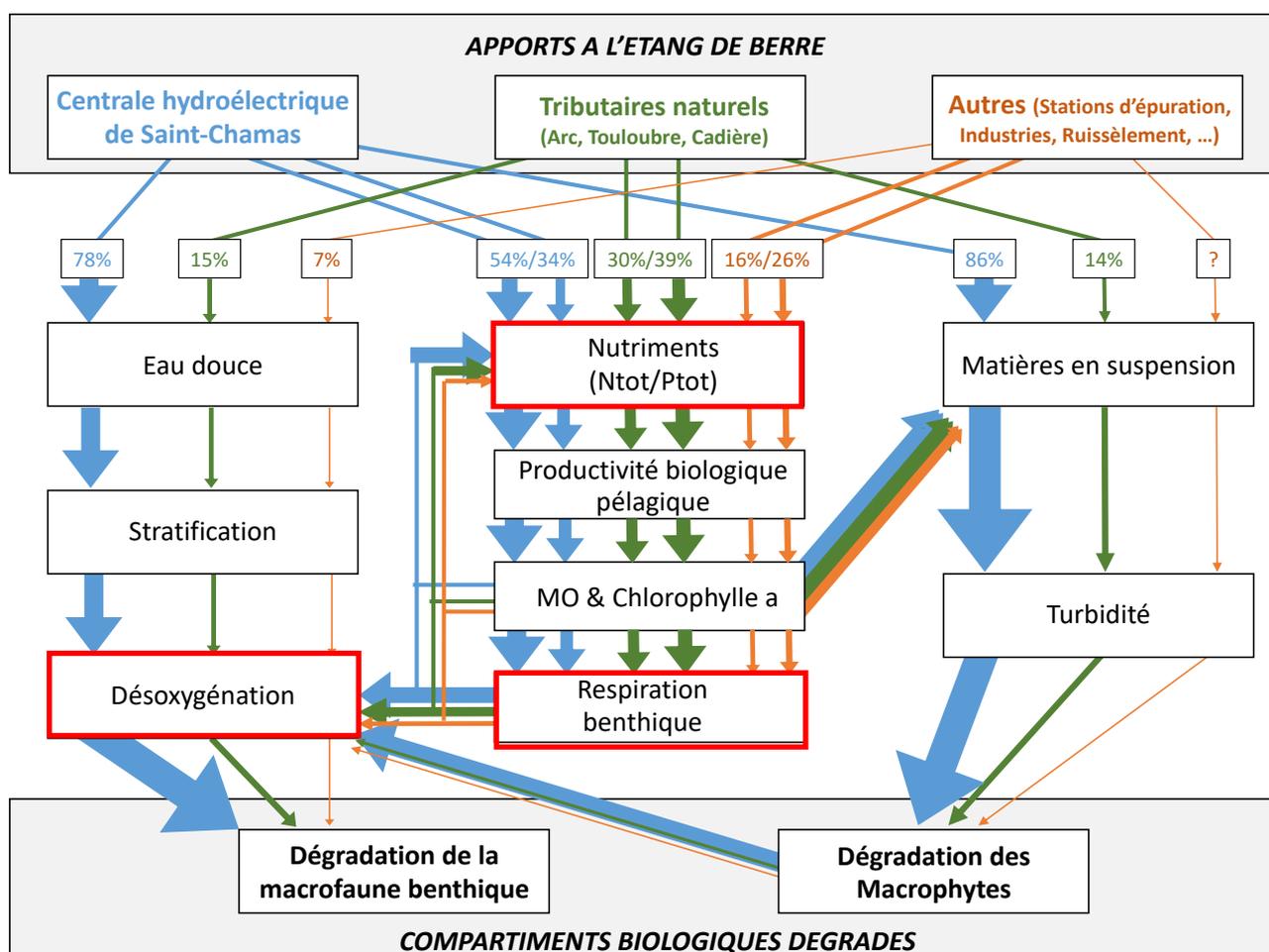


Figure 69: Représentation schématique des relations entre les apports en eau douce, nutriments et matières en suspension et la dégradation des compartiments biologiques Macrofaune benthique et Macrophytes dans l'étang de Berre. Les contributions moyennes des apports hydroélectriques, des tributaires naturels et autres contributeurs pour la période 2006-2022 sont reportées et leur contributions relatives sont représentées de manière proportionnelle à la taille des flèches. Les proportions respectives de la respiration benthique et pélagique dans le recyclage des nutriments et de la productivité pélagique sur les matières en suspension ont été considérées identiques aux autres forçages impliqués. Les encadrés rouges montrent les processus dans lesquels le compartiment benthique est directement impliqué.

qui est elle-même générée par l'hypoxie/anoxie, indiquant donc que la désoxygénation s'auto-entretenait dans l'étang de Berre. La cause première de la forte demande benthique est associée à l'importante quantité de MO accumulée dans les sédiments, qui est elle-même associée à l'eutrophisation. J'ai aussi pu montrer, que les sédiments, malgré l'importante capacité de recyclage des nutriments, constituait un puit majeurs pour les nutriments, et tendent donc sur le long terme à limiter les phénomènes d'eutrophisation, sous réserve que les nutriments apportés par le bassin versant soient inférieurs aux taux d'exports. Ainsi, la diminution de la demande benthique en oxygène se fera naturellement au cours du temps avec la diminution par enfouissement des importantes concentrations en MO et nutriments actuellement présents dans les sédiments. Les deux problématiques eutrophisation et désoxygénation sont donc étroitement couplées. Il convient également de noter que la faible transparence de l'eau (due aux apports en matières en suspension et aux concentrations en Chlorophylle a) contribue aussi à limiter la couche euphotique et donc les surfaces de l'étang où le microphytobenthos et les macrophytes pourraient agir comme un apport important en oxygène et limiter ainsi les phénomènes de désoxygénation. Ainsi, toute action pouvant limiter la turbidité de l'eau (par diminution de l'eutrophisation ou réduction des apports de matière en suspension) aura aussi un impact positif sur le fonctionnement écologique de l'étang de Berre.

La stratification étant associée aux (non) mélanges des apports en eaux douces et marines, sa diminution impliquera nécessairement l'augmentation du mélange

de la colonne d'eau (action du vent donc non contrôlables ou par des outils de brassage, mais techniquement, énergétiquement et économiquement non applicable sur un étang aussi grand) ou par la limitation des apports en eau douce.

Ainsi, les apports du bassin versant en 1) eau douce, 2) nutriments, et 3) matières en suspension constituent donc la cause principale à la stratification, l'eutrophisation et turbidité de l'eau, respectivement, selon les processus schématisés dans la Figure 71. Ainsi, la diminution de ces apports permettrait une amélioration de l'état écologique des écosystèmes dégradés de l'étang de Berre. Les contributions relatives dans ces apports de la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas étant largement dominantes sur l'eau douce (78%), l'azote total (53%), les matières en suspension (88%) et importantes pour les apports de P total (33%), la diminution des rejets par la centrale hydroélectrique apparaît donc comme le moyen le plus accessible, le plus direct et le plus efficace pour améliorer à court terme l'état écologique des compartiments dégradés de l'écosystème de l'étang de Berre. C'est même le seul levier sur lequel les acteurs locaux peuvent facilement agir (les précipitations, la température, l'intensité et la direction des vents n'étant pas contrôlables).

En prenant, l'exemple de l'étang de Berre, comme laboratoire naturel des problématiques de dégradation auxquelles sont soumises la plupart des zones côtières méditerranéennes, ce travail permet d'illustrer comment les connaissances scientifiques produites par des activités de recherche permettent d'accompagner les acteurs du territoire à orienter leurs actions.

Chapitre 4. Microplastiques et additifs chimiques: les sédiments sont-ils une source ou un puits pour les zones côtières?

Ces dernières années, le constat de la contamination généralisée des milieux marins par les (micro)plastiques est apparue comme une problématique émergente majeure soulevant de nombreuses questions quant aux sources, devenir et risques écotoxicologiques et sanitaire associés (Andrady, 2011). A l'heure où la communauté internationale s'accorde sur le besoin d'agir sur la pollution aux plastiques (UNEP, 2022), il semble indispensable de disposer de meilleures connaissances sur les niveaux, les caractéristiques et les impacts de ces pollutions sur l'environnement. De même, une connaissance approfondie des sources et devenir des plastiques dans l'environnement et de leur part respective permettrait de cibler les actions nécessaires à leur réduction dans l'environnement.

La méditerranée est une particulièrement concernée car elle présente les densités de débris de plastiques parmi les plus élevées du globe (van Sebille et al., 2015). Le risque généré par les plastiques est essentiellement dû à la présence d'additifs chimiques organiques (ex: phtalates, esters organophosphorés, bisphénols) au sein des polymères avec des concentrations massiques de 6% en moyenne mais pouvant atteindre jusqu'à 30% et dont certains sont classés comme perturbateurs endocriniens (Hahladakis et al., 2018; Paluselli et al., 2019). Le relargage de ces substances dans l'environnement aquatique est avéré et a été montré favorisé durant le vieillissement des débris de plastique (Lohman, 2017). Certaines de ces substances ont pu être retrouvées dans les différents compartiments de l'environnement côtier méditerranéen tels que la colonne d'eau, les sédiments mais aussi dans les premiers niveaux des réseaux trophiques (Schmidt et al., 2021). Les plastiques dans l'océan sont essentiellement issus des apports depuis les bassins versants, les zones côtières constituant donc une zone de transit temporaire (Jambeck et al., 2015). Malgré la multiplication des études dédiées aux microplastiques, leur dynamique de dispersion et d'accumulation dans les différents réservoirs environnementaux reste mal contrainte. Les modélisations de flux de microplastiques, leur temps de résidence et leur devenir dans les compartiments océaniques font en particulier l'objet d'énormes marges d'incertitude (Sonke et al., 2022). Comparativement aux observations faites à la surface de l'océan, peu de données existent en particulier sur les taux d'accumulation et le stockage de microplastiques dans le compartiment sédimentaire, pourtant identifié comme un puits majeur de ces contaminants (Bergmann et al., 2017; van Cauwenberghe et al. 2015; Woodall et al., 2014). Dépendant de processus physiques et biologiques

d'entraînement, le transfert vertical de ces particules de faible densité (0.9 à 1.4) depuis la surface et, ultimement, leur séquestration dans les sédiments contribuerait pourtant à expliquer en partie le "missing plastic paradox" (e.g., Ling et al, 2017; Seuront et al., 2022). Les caractéristiques fermées et les temps de résidence élevés des eaux dans les lagunes méditerranéennes en font des environnements particulièrement propices pour leur accumulation temporaire ou définitive (Schwarzenbach et al., 2006).

Dans ce contexte, les nombreux objectifs que nous nous sommes donnés sont 1) d'évaluer les niveaux de contamination en plastiques des sédiments des lagunes méditerranéennes, 2) d'identifier les zones d'accumulation prioritaire dans les sédiments, 3) d'en reconstituer l'historique afin d'identifier les sources historiques et actuelle de ces apports, 4) d'identifier les taux de dégradation dans les sédiments en lien avec les différentes réactions diagénétiques possibles et enfin 6) d'évaluer si des relargages vers les eaux porales et la colonne d'eau pouvaient exister.

Dans ce chapitre, je présenterai plus particulièrement les travaux que j'ai pu conduire sur la contamination et les zones d'accumulation des plastiques dans les sédiments (Chapitre 4.1) et sur le relargage d'additifs chimiques depuis les plastiques dans les eaux porales et flux à l'interface eau-sédiment à partir d'une expérimentation en conditions contrôlées au laboratoire et des mesures effectuées dans des carottes de plusieurs lagunes méditerranéennes (Chapitre 4.2).

4.1. Accumulation de microplastiques dans les sédiments des étangs de Berre et Bolmon

Ce premier travail a été conduit dans le cadre du projet Laboratoire Plastique de Pamparigouste (Fondation de France, 2023-2025) qui regroupe des acteurs transdisciplinaires (scientifiques, artistes, citoyens) autour de la problématique des plastiques dans l'étang de Berre. Dans ce projet, il s'agit de mieux comprendre les niveaux de contamination dans les différents compartiments (sédiments, colonne d'eau, plages), les apports (cours d'eau, effluents industriels ou STEP) ainsi que les exports (enfouissement, échouage, transfert vers la mer méditerranée). Je coordonne spécifiquement la partie concernant les sédiments et je présenterai ici les travaux conduits sur la distribution spatiale dans les sédiments de surface et les facteurs contrôlant le dépôt (Chapitre 4.1.1) et les accumulations historiques et taux d'enfouissement (Chapitre 4.1.2).

4.1.1. Distribution spatiale dans les sédiments de surface

La distribution spatiale des microplastiques dans les sédiments du complexe Berre/Bolmon ont été obtenue à partir de 40 prélèvements à l'aide d'une benne Van Veen (260 cm², 2L), réalisés en triplicat et rassemblés. Des prélèvements spécifiquement localisés à proximité directe des sources potentielles (principaux cours d'eau, effluent industriels) ont aussi été réalisés. Les échantillons obtenus sont défloculés et tamisés pour récupérer la fraction entre 4 mm et 63 µm, et les microplastiques en sont isolés par séparation densimétrique avec une solution de ZnCl₂ (d = 1.6). La fraction collectée est purifiée au moyen d'une solution de H₂O₂/FeSO₄/HSO₄ et le résidu collecté sur un filtre pour comptage et analyse des caractéristiques (taille, forme, couleur) loupe binoculaire. La nature des polymères les plus gros (>500 µm) a été déterminée par spectrométrie IRTF. Les caractéristiques générales des sédiments (granulométries >4000, 4000-63 et <63 µm, concentrations en MO et carbonates, salinité, teneur en eau) ont été parallèlement déterminées sur chaque échantillon. Le protocole mis en œuvre est inspiré par le protocole de Masura (2015) et homogénéisé avec celui développé par le CEREGE (Alcaïno et al., 2023) dans le cadre d'une collaboration (un exercice d'intercalibration est en cours). Les incertitudes sur la concentration en microplastiques, obtenues par l'analyse de plusieurs réplicats, est de 19%. L'essentiel des travaux a été conduit dans le cadre d'un stage de M2 et un contrat d'IE obtenu dans le cadre du projet Laboratoire Plastique de Pamparigouste.

Les résultats montrent que tous les échantillons de sédiments étaient contaminés par les microplastiques avec des concentrations comprises entre 49±9 et 517±98 part/kg (Figure 70), ce qui est dans les gammes de concentrations typiquement rencontrées dans d'autres zones côtières méditerranéennes (Saliu et al. 2023; Alomar et al. 2016; Vianello et al., 2013; Alcaïno et al. 2022). Ces plastiques étaient essentiellement des fibres (64%) et fragments (34%), de couleurs bleues (36%), rouges (23%) ou incolores (20%) et de taille relativement homogènement réparties entre 1-4 mm (28%), 500-1000 µm (31%) et 250-500 µm (20%) <250 µm (20%).

La distribution spatiale de ces concentrations se retrouvent localement dans l'étang du Bolmon et le canal du Rove et dans la partie Nord du Grand Étang. Les concentrations les plus faibles se retrouvent systématiquement dans les zones littorales les moins profondes et exposées aux conditions hydrodynamiques les plus fortes. Ces sites correspondent aussi aux sites les plus sableux mais aucune corrélation n'a pu être trouvée entre les concentrations en plastiques et les fractions granulométriques (et autres caractéristiques des

sédiments). La seule corrélation forte ($r^2 = 0.67$) observée est celle entre les concentrations et les teneurs en eaux du sédiment, qui est classiquement associé à la proportion de particules les plus fines (ex: argiles). Ici la fraction granulométrique la plus fine analysée (<63 µm) n'est pas assez fine pour discriminer le rôle des fractions limoneuses et argileuses. De plus, les prélèvements effectués à proximité directe des potentielles sources ne montrent pas de concentrations particulièrement élevées ou des microplastiques avec des formes ou tailles particulières (excepté au niveau d'un effluent industriel ou des particules <100 µm à des concentrations >20000 part/Kg ont été observé mais qui n'ont pas été comptabilisées ici dans l'attente de la confirmation de leur nature plastique).

➔ Ainsi, la distribution spatiale en plastiques dans les sédiments de l'étang de Berre semble surtout contrôlée par les conditions hydrodynamiques dans l'étang. Les plastiques apportées par les différentes sources se retrouvent distribués à l'échelle de l'étang et s'accumulent majoritairement dans les sédiments des zones hydrodynamiquement favorables. Dans les zones littorales, les plastiques déposés sont majoritairement remis en suspension et ne s'y accumulent donc que faiblement. La démarche mis en œuvre ici ne permet donc pas d'identifier les principales sources qui devront être quantifiées par des prélèvements effectués directement au sein des cours d'eau et effluents industriels, avant leur apports dans l'étang, travail qui a débuté en 2024.

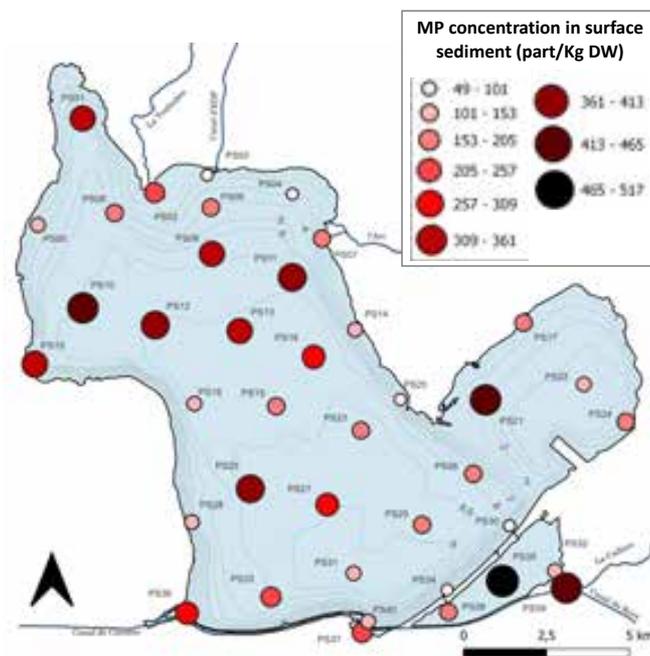


Figure 70: Distribution spatiale des concentrations en microplastiques dans les sédiments de surface des étangs de Berre, Bolmon et du canal du Rove.

4.1.2. Historique de la contamination en plastique et taux d'enfouissement

Afin de reconstituer l'historique des apports et accumulation sédimentaires des plastiques dans l'étang de Berre et l'étang du Bolmon, des carottes de sédiments ont été prélevées dans les zones centrales profondes des deux lagunes au moyen d'un carottier monotube de 15 cm de diamètre (UWITEC). Chaque carotte a été découpées en tranches de 2 centimètres jusqu'à la couche la plus profonde (48 cm et 44 cm pour les étangs de Berre et Bolmon respectivement) et chaque échantillon a été traité selon le même protocole décrit précédemment. Les datations de ces carottes sont en cours et ne pourront donc être présentées, mais à partir des taux de sédimentation dans la zone de prélèvement l'étang de Berre (Salençon et al., 2011; Robert et al. 2006), cette épaisseur permettrait de remonter aux années 1950. Pour l'instant aucune information sur les taux de sédimentation dans l'étang du Bolmon ne sont disponibles. Ici, seules les données issues de la carotte prélevée dans l'étang de Berre seront présentées.

Le profil de concentrations en microplastiques dans les sédiments obtenus peuvent être séparés en deux zones (Figure 71): les sédiments les plus profonds (>10cm) de profondeur montrant des concentrations en plastiques faibles (<100 part/Kg), augmentant progressivement entre la couche la plus profonde et la tranche à 10-12 cm de profondeur; les sédiments de surface, présentant des concentrations plus élevées (200-500 part/Kg) avec le maximum observé à 8-10 cm de profondeur et diminuant progressivement jusqu'à l'interface. Les plastiques retrouvés dans la partie profonde sont composés majoritairement de fibres (63%) de couleurs bleues, rouge ou incolores (>90%), et de taille relativement bien distribuée entre 1-4 mm (26%), 500-1000 µm (24%), 250-250 µm (15%) et 100-250 µm (35%). La partie supérieure des

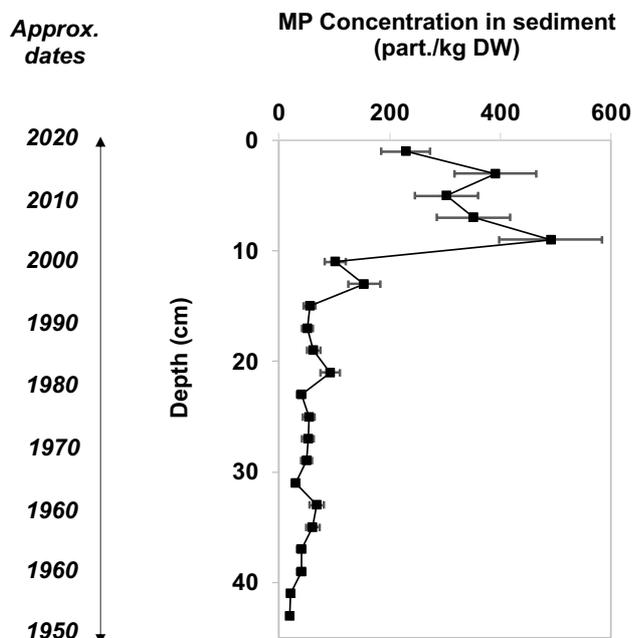


Figure 71: Évolution des concentrations en microplastiques dans la carotte de sédiment prélevée au centre de l'étang de Berre. Les dates approximatives, estimées à partir des taux de sédimentation sur la zone, sont reportés pour information.

sédiments présente des plastiques avec une proportion plus majoritaire de fragment (63%) de couleur essentiellement incolore (68%) avec une dominance de la fraction de taille 100-250 µm (64%). Cela indique qu'au cours du temps, dans le centre de l'étang de Berre, la nature et quantité de plastiques accumulés dans les sédiments a brusquement changé au cours du temps (autour des années 2000). Cette modification pourrait être associée à l'apparition d'une nouvelle source de plastiques dans l'étang générant l'apport de fragments incolores de petites tailles. Cependant, les données granulométriques indiquent aussi à la même période un changement dans la distribution en taille

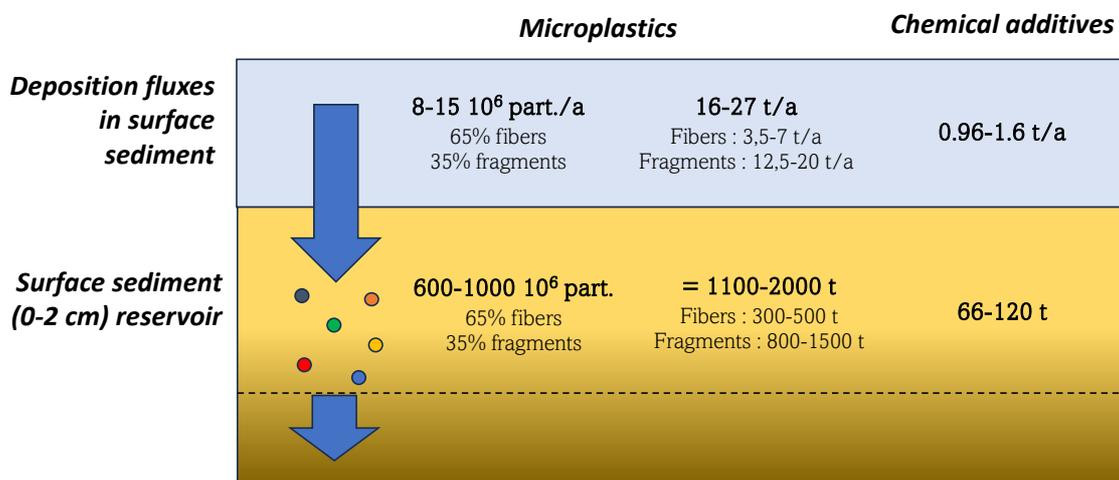


Figure 72: Bilan de masses reportant les flux de déposition et les réservoirs sédimentaires de microplastiques (exprimé en nombre de particules et tonnage) et en additifs chimiques.

des particules du sédiment, avec notamment la fraction entre 63-4000 μm qui passe de $11\pm 5\%$ dans les couches profondes à $30\pm 9\%$ en surface, reflétant une augmentation de l'hydrodynamisme local. Ainsi, ce changement dans la nature et quantité des microplastiques coïncide avec une modification des conditions hydrodynamiques dans l'étang de Berre, suggérant que ce sont plutôt des modifications dans les conditions de dépôt qui sont responsables des modifications dans les taux d'accumulation des plastiques dans les sédiments. Les datations précises des carottes permettront de mieux identifier la cause de ce changement et ses impacts sur les taux d'accumulation des plastiques.

A partir de ces premières données, il est possible d'établir un inventaire du stock de microplastiques actuellement présents dans les sédiments de surface (0-2 cm) de l'étang de Berre, et d'en estimer le tonnage à partir des densités des polymères et tailles (et volumes) des particules retrouvées dans les sédiments de surface (Figure 72). Ces estimations montrent qu'il existe environ $600-1000 \cdot 10^6$ particules de microplastiques actuellement stockées dans les sédiments de surface correspondant à 1100-2000t de plastiques. A partir des taux de sédimentation estimés pour l'étang de Berre, le calcul du flux de déposition des particules correspond $8-15 \cdot 10^6$ part/a, correspondant à 16-27 t/a. En prenant la concentration massique moyenne des additifs chimiques dans les polymères de plastiques de 6%, cela correspondrait à une quantité de 66-120 t d'additifs chimiques actuellement présents dans les sédiments de surface auxquels s'ajouterait chaque année 960-1600 kg. Ce stock et apports continus potentiellement relargables vers les eaux porales, la colonne d'eau et les organismes benthiques, constitue un risque de contamination chimique non évalué.

4.2. Relargage d'additifs vers la colonne d'eau depuis les microplastiques enfouis dans le sédiment

Ce travail a été conduit dans le cadre d'une collaboration avec Vincent Fauvelle (initialement au MIO, puis au LEGOS) et visait à comprendre les processus de relargage d'additifs depuis les plastiques dans les sédiments de manière expérimentale et dans les conditions environnementales en milieu naturel.

4.2.1. Incubation de microplastiques dans du sédiment en conditions contrôlées au laboratoire

Cette étude a été menée dans le cadre du projet MICROPLASTIS (ECCOREV, 2019) que j'ai coordonné avec Vincent Fauvelle et appuyé par les projets PLASTIF-SED (AE-RMC, 2019-2021) et ANDROMEDA (JPI Ocean, 2019-2021). L'objectif principal était de mieux comprendre la dégradation

des plastiques durant leur enfouissement dans les sédiments marins, en considérant le rôle des différentes réactions diagénétiques auxquels ils pouvaient être exposés, et si cette dégradation pouvait s'accompagner par le relargage d'additifs chimiques vers les eaux porales et à terme vers la colonne d'eau. Ce travail a été conduit à partir d'une expérimentation d'incubation de plastiques dans du sédiment en conditions contrôlées au laboratoire.

Le sédiment étudié a été prélevé dans l'étang de Berre, puis tamisé ($< 0.5 \text{ mm}$), homogénéisé et enrichi en polyéthylène de basse densité (LPDE) recyclé calibré à 200-500 μm à des concentrations de 1300 mg/Kg. Ces concentrations correspondent à des concentrations légèrement supérieures à celles classiquement retrouvées dans les sédiments marins (10-400 mg/Kg, [Phuong et al., 2020](#)). Le sédiment a été introduit dans 8 vases en verre (25 cm de diamètre/490 cm^2 , 30 cm de hauteur) sur une hauteur de 15 cm et recouvert de 8 cm d'eau de mer synthétique (salinité 31) maintenue oxygénée et agitée en continu par bullage et renouvelée mensuellement. Des vases similaires contenant du sédiment non enrichi en plastiques ont aussi été préparés. Les vases ont été disposés dans une chambre thermostatée à 20°C et maintenus ainsi sur une durée de 2 ans. Les conditions physicochimiques dans l'eau surnageante (T, O_2 dissous) ont été suivies en continu, et les profils verticaux du potentiel d'oxydoréduction et les pénétrations d'oxygène ont été suivies régulièrement durant l'expérimentation. A différents temps (0, 1, 3, 5, 8, 12 et 22 mois), 1 vase avec du sédiment enrichi en plastique et un vase témoin (sédiment sans plastique) étaient sacrifiés. Les tranches de sédiment 0-1 cm, 1-3 cm et 6-8 cm étaient récupérées sous boîte à gant en atmosphère inerte et les eaux porales étaient récupérées par centrifugation. Ces trois profondeurs ont été sélectionnées à partir de la connaissance de la biogéochimie benthique du site pour étudier le rôle des conditions aérobie, anoxygène/non sulfidique (tranche 1-3) et sulfidique (tranche 6-8 cm). A chaque temps, des prélèvements étaient effectués dans les eaux surnageantes d'au moins 3 vases, 30 jours et 1 jour avant afin d'évaluer les flux d'additifs à l'interface eau-sédiment. Les additifs chimiques (9 phtalates et 7 esters organophosphorés) ont été mesurés sur tous les échantillons d'eaux porales et surnageantes ainsi que dans la phase particulaire des sédiments, selon la méthode décrite par [Fauvelle et al., \(2018\)](#). En parallèle, les analyses en ions majeurs, nutriments (PO_4^{3-} , NH_4^+), métaux (Fe, Mn), SO_4^{2-} et H_2S ont été effectuées pour caractériser les réactions diagénétiques dans les sédiments en fonction de la profondeur.

Les résultats ont pu montrer qu'après une période de 2-3 semaines de compaction et stabilisation biogéochimique des sédiments, les conditions ont pu

être maintenues constantes sur la totalité de l'expérimentation (résultats non montrés). Aucune différence significative n'a pu être observée dans les concentrations en nutriments, métaux, SO_4^{2-} , H_2S dans les eaux porales du sédiment avec et sans plastique indiquant que le polyéthylène ajouté n'a pas impacté les conditions diagénétiques générales. La minéralisation de la MO est apparue importante dans les sédiments comme l'attestait les augmentations importantes des concentrations en PO_4^{3-} et NH_4^+ dans les eaux porales et la forte diminution du potentiel redox avec la profondeur. La séquence diagénétique suivait l'ordre attendu avec une rapide consommation de l'oxygène dans les sédiments de surface (pénétration de 4.2 ± 0.4 mm), d'un maximum de concentration en Mn dissous dans la tranche 0-1 cm, les maximum de Fe dissous dans la tranche 1-3 cm et des concentrations maximales en sulfures dans la tranche 6-8 cm. Cela confirme que les trois tranches choisies permettaient bien de recouper les grandes réactions diagénétiques attendues: tranche 0-1: respiration aérobie + réduction des oxydes de Mn ; tranche 1-3: réduction des oxydes de Fe ; tranche 6-8: sulfatoréduction.

Sur les 16 additifs mesurés, je ne présenterai ici que les résultats pour le Tri-n-butyl phosphate (TnBP), qui présente des caractéristiques écotoxicologiques et toxicologiques notables (H302: nocif en cas d'ingestion, H315: provoque une irritation cutanée, H351: susceptible de provoquer le cancer) et des caractéristiques physicochimiques d'un composé moyennement soluble et facilement biodégradable (solubilité dans l'eau (20°C) = 280 mg/L ; Log Kow = 2.5-4 ; $T_{1/2}$ (sédiment) = 19.3 j ; $K_{d_{\text{sed}}}$ = 50.5 L/Kg ; BCF (poisson) = 50 ; INERIS, 2013) et a été détecté dans les eaux et sédiments dans les fleuves et zones côtières méditerranéennes (Castro-Jimenez et al., 2022; Schmidt et al., 2021; Schmidt et al., 2019). Ce travail est en cours de publication.

4.2.1.1. Relargage et devenir du TnBP dans les eaux porales

Le TnBP est apparu dans des concentrations significativement supérieures dans les eaux porales des sédiments ayant été enrichi en plastique durant la totalité de l'expérimentation, indiquant clairement leur relargage par le polyéthylène (Figure 73). Les concentrations maximales sont atteintes à T0 (environ 48h après l'ajout des plastiques dans le sédiment) indiquant que ce relargage est très rapide. Ces premiers résultats sont en cohérence avec les travaux précédents sur le relargage d'additifs de ce même polymère et ayant montré le fort relargage de TnBP depuis ce type de polymère dans la colonne d'eau océanique (Fauvelle et al., 2021). Ensuite, ces concentrations diminuent au cours du temps avec une diminution qui est maximale dans la couche 0-1 cm,

qui atteint au bout du 5^{ème} mois des concentrations non significativement différentes que dans les eaux porales du sédiment non enrichi en plastique. Dans les tranches 1-3 et 6-8 cm, les concentrations diminuent plus progressivement jusqu'au 8^{ème} mois et se maintiennent ensuite constantes à des concentrations entre 4 et 10 fois supérieures aux concentrations dans les eaux porales des sédiments témoins.

L'évolution temporelle des concentrations dans les eaux porales, reflète le bilan de masse entre les flux d'apports en TnBP relargué depuis le plastique et les flux de consommation par dégradation, sorption et exports par diffusion. Durant le premier mois, la diminution de TnBP dans la couche de surface peut être en partie associée à l'advection des eaux porales moins concentrées des couches plus en profondeur durant la compaction du sédiment. Au-delà du premier

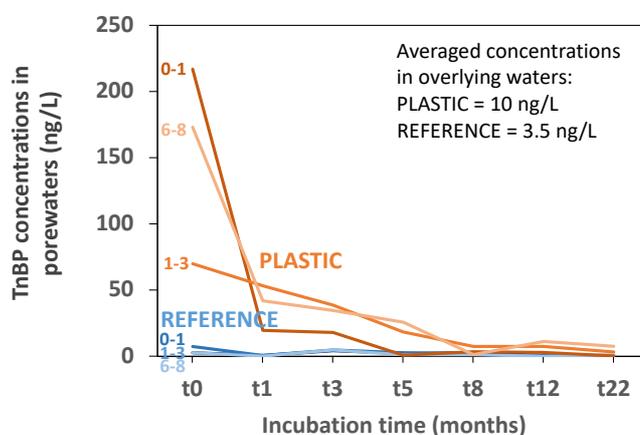


Figure 73: Évolution des concentrations de TnBP dans les eaux interstitielles au cours du temps d'incubation. Les résultats sont reportés pour chaque tranches de sédiment (0-1, 1-3 et 6-8 cm) pour les sédiments enrichis en plastiques ("PLASTIC") et ceux non enrichis en plastiques ("REFERENCE"). Les concentrations moyennes dans les eaux surnageantes sur la totalité de l'expérimentation sont aussi reportées.

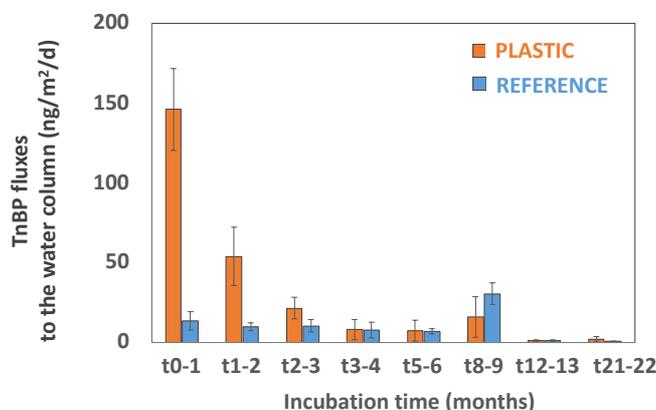


Figure 74: Évolution des flux moyens (± 1 écart-type, $n=3$) de TnBP à l'interface eau-sédiment au cours de l'expérimentation pour les sédiments enrichis en plastiques ("PLASTIC") et ceux non enrichis en plastiques ("REFERENCE").

mois, les diminutions dans les sédiments est principalement associée à la dégradation et sorption sur la phase particulaire du sédiment. Les plus fortes diminutions dans la couche 0-1 cm entre le 1^{er} et le 5^{ème} mois (atteignant des concentrations similaires à celles des sédiments de référence au-delà) suggère que ce processus dominant dans la couche de surface et se maintiennent jusqu'à la fin de l'expérimentation. Les temps de demi-vie relativement court du TnBP dans du sédiment marin, laisse suggérer que cette diminution est surtout associée à la dégradation de ce composé dans la couche de surface (cette hypothèse sera à confirmer par les analyses en cours du TnBP dans la phase particulaire). Dans les couches plus profondes, les concentrations en TnBP qui se maintiennent significativement plus élevées que dans les eaux porales du sédiment de référence indiquent que le relargage de TnBP depuis les polymères de plastique domine les processus de dégradation/sorption et export diffusif, et ce, au moins pendant les 22 mois de l'expérimentation. Les gradients de concentrations dans les trois tranches indiquent un transport diffusif depuis les sédiments profonds vers la couche de surface.

4.2.1.2. Flux de TnBP à l'interface eau-sédiment

Les flux de TnBP mesurés à l'interface eau-sédiment montrent des transferts nets vers la colonne d'eau qui étaient significativement supérieurs sur les trois premiers mois d'incubation dans les sédiments enrichis en plastiques, en comparaison aux sédiments de référence (Figure 74). Au-delà, les flux sont non significativement différents entre les deux traitements. Ces résultats indiquent que durant les trois premiers mois les cinétiques de relargages et d'exports vers la colonne d'eau étaient supérieures aux cinétiques de dégradation dans les sédiments. Durant le premier mois, un bilan de masse sur les eaux et TnBP (basé sur les évolutions de la porosité et au hauteur du sédiment et les concentrations en TnBP dans les eaux interstitielles), indique que 65% du flux mesuré peut être expliqué par l'advection d'eau porale associée à la compaction du sédiment. Et donc durant ce premier mois, seul 35% du flux est associé à de la diffusion moléculaire. Entre le 1^{er} et 3^{ème} mois, ces flux sont uniquement supportés à de la diffusion moléculaire qui est en cohérence avec les concentrations mesurées dans la première tranche qui indiquent un gradient de concentrations significatif entre la colonne d'eau et les eaux porales de surface. Au-delà du 3^{ème} mois, les concentrations dans les eaux porales de surface ne sont pas suffisamment supérieures aux concentrations mesurées dans les sédiments de référence pour maintenir un flux significativement supérieur. Dans ce cas, la cinétique de dégradation de TnBP dans la couche de sédiment de surface domine ses cinétiques de relargage depuis les polymères et de transport par diffusion depuis les couches plus profondes.

➔ Ainsi, ces travaux ont permis de montrer que la présence de plastiques dans les sédiments pouvait générer des flux d'additifs chimiques vers les eaux porales et la colonne d'eau. Nous avons pu montrer spécifiquement que l'inclusion de polyéthylène dans du sédiment entraînait durant les premiers jours un relargage important de TnBP dans les eaux porales et d'un transfert vers la colonne d'eau par diffusion moléculaire mais aussi par compaction (ex: cas d'un dépôt de crue). Cet apport rapide important est ici probablement associé à la "fraicheur" du plastique (en comparaison avec un plastique ayant séjourné plusieurs jours/semaines dans l'environnement aquatique avant enfouissement dans les sédiments). Cependant, nous avons aussi pu montrer qu'un relargage continu pouvait se maintenir pendant plusieurs années, probablement par diffusion au travers la matrice polymérique du plastique. La dégradation du TnBP est apparu favorisé dans la couche oxygène de surface ce qui entraînait un flux diffusif depuis les couches profondes du sédiment. La dégradation du TnBP dans la couche de surface pouvait limiter puis empêcher ce flux vers la colonne d'eau. La couche oxygène constituant ainsi une barrière au transfert d'un additif relativement biodégradable vers la colonne d'eau, mais laisse aussi penser qu'un additif moins biodégradable pourrait être relargué dans la durée vers la colonne d'eau.

4.2.2. Premières mesures d'additifs dans les eaux porales de lagunes méditerranéennes

Afin de vérifier si des additifs des plastiques pouvaient se retrouver dans les eaux porales du sédiment des lagunes méditerranéennes, si ces relargages étaient favorisés selon les processus diagénétiques et si des transferts pouvaient se produire au sein de la colonne sédimentaire et vers la colonne d'eau dans les conditions naturelles, des travaux préliminaires ont été conduits dans les étangs de Bolmon, Thau et Prévost. Ces travaux ont impliqué des prélèvements de carottes dans les étangs du Bolmon et de Thau et leur découpe sous boîte à gant sur 6 tranches (0-1, 1-3, 3-5, 5-7, 7-11 et 11-15 cm) et sur 4 tranches (0-2, 2-5, 5-9 et 9-15 cm) dans l'étang du Prévost. Pour obtenir des volumes d'eaux interstitielles suffisant, sur chaque site, 4 carottes étaient collectées et les eaux porales récupérées pour chaque tranche par centrifugation étaient regroupées. Sur chaque site les eaux de fond ont été aussi prélevées. Les échantillons d'eaux (eaux porales et colonne d'eau) ont été analysés pour 16 additifs chimiques par Vincent Fauvelle et Toàn Khánh Vũ selon la méthode décrite par [Fauvelle et al., \(2018\)](#). Sur l'étang du Prévost, des analyses en duplicats ont été effectuées afin d'évaluer la précision analytique. Sur les 16 additifs, huit sont toujours apparus sous la limite de détection sur l'ensemble des échantillons (dont le TnBP) et les blancs ont montré des niveaux de contamination importants pour 4 autres

molécules. Ici je présenterai les résultats les plus complets obtenus pour le diéthylphtalate (DEP) et diméthylphtalate (DMP) qui sont deux composés polaires ($\log K_{ow} = 2.4$ et 1.6), relativement solubles (1080 et 4300 mg/L à 20°C) et facilement dégradables (demi-vie dans des sédiments de quelques jours en conditions aérobies et quelques semaines en conditions anaérobies; Yuan et al., 2002).

Les concentrations de DEP et DMP dans les eaux porales sont assez similaires entre les trois sites pour chaque composé et sur la totalité de l'épaisseur de sédiment considérée (jusqu'à 15 cm de profondeur) bien que des maximum de concentrations soient systématiquement observés dans la couche de surface du sédiment (Figure 75). Ces maximum de concentrations dans les eaux porales en surface, malgré la forte biodégradabilité attendue de ces composés dans les sédiments oxiques, suggère que des processus de relargage importants existent actuellement dans les sédiments de surface, probablement depuis des plastiques récemment enfouis. Les fortes concentrations observées en profondeur, sur des couches de sédiments déposées il y a au moins deux décennies, suggèrent aussi que des processus de relargage se maintiennent toujours actuellement depuis des plastiques enfouis par le passé. La comparaison entre les concentrations mesurées dans les eaux porales de surface et celles de la colonne d'eau indique que, pour ces deux composés et dans les trois sites étudiés, des transferts des sédiments vers la colonne d'eau. D'après les gradients de concentrations, ces transferts devraient être plus importants pour le DMP que pour le DEP.

➔ Ainsi, il apparaît que certains additifs du plastique peuvent se retrouver en concentrations importantes

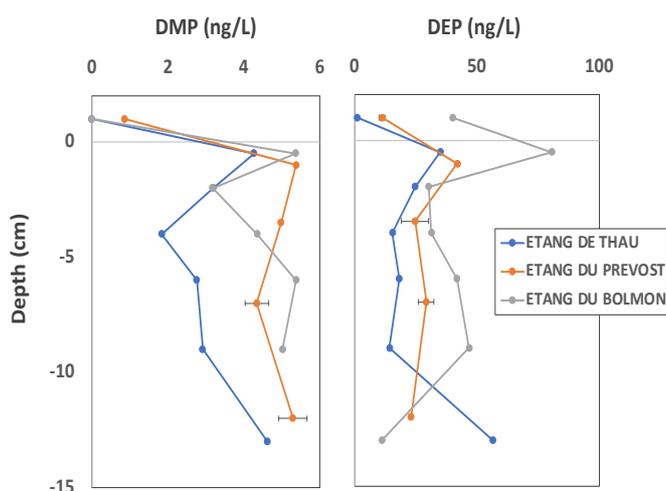


Figure 75: Profils de concentrations de diméthylphtalate (DMP) et diéthylphtalate (DEP) dans la colonne d'eau et les eaux porales des étangs de Thau, Prévost et Bolmon. Les barres d'erreur sur l'étang du Prévost correspondent à l'écart-type sur l'analyse de duplicats.

dans les eaux porales du sédiment des lagunes méditerranéennes. Le relargage de DEP et DMP dans les eaux porales semblent pouvoir se maintenir pendant plusieurs décennies et être plus importants dans les sédiments de surface des sédiments, en lien avec la plus forte dégradation des plastiques dans cette zone ou simplement du fait des plus fortes accumulations récente de plastique. Des analyses des concentrations en plastiques dans les sédiments de surface pourrait permettre de confirmer cela. Les gradients de concentrations entre les sédiments de surface et la colonne d'eau suggèrent que les sédiments constituent actuellement une source pour ces composés dans les lagunes méditerranéennes.

4.4. Conclusion et perspectives

Ces travaux ont permis de montrer que les microplastiques pouvaient se retrouver de manière importante dans les sédiments des lagunes méditerranéennes. Ces plastiques se retrouvaient en surface en lien avec leur apports récents mais les zones d'accumulation et d'enfouissement étaient surtout conditionnés par des facteurs hydrodynamiques. Ils pouvaient aussi se retrouver enfouis en profondeur dans les sédiments en lien avec l'historique de leur apports et l'évolution des conditions hydrodynamique au cours du temps. Ces travaux ont aussi permis de montrer qu'une fois enfouis dans les sédiments, certains additifs pouvaient être relargués vers les eaux porales et que ces relargage pouvaient se maintenir pendant plusieurs décennies. Les expérimentations en conditions contrôlées au laboratoire ont montré que dans certains cas, des processus de dégradation de ces additifs semblaient être favorisés dans la couche oxique des sédiments en surface et permettaient de limiter/prévenir leur transfert vers la colonne d'eau (cas du TnBP). Cependant, les travaux menés in situ ont permis de montrer que, dans les trois lagunes étudiées, les sédiments semblaient être une source d'additifs (au moins pour le DMP et DEP) et pour la colonne d'eau. Ainsi, les sédiments constitueraient donc des puits probablement importants pour les plastiques durant leur transferts depuis les continents vers les océans, mais aussi une source potentielle de molécules chimiques potentiellement néfastes pour l'écosystème lagunaire et contribuer à la dégradation de la qualité chimique et du fonctionnement écologique de ces écosystèmes côtiers, et générer un risque pour la santé publique.

Perspectives

(1) Évaluer la contribution du sédiment en zones côtières dans le piégeage des plastiques apportés depuis les continents. Le travail en cours sur l'étang de Berre en collaboration avec l'IECP dans le cadre du projet Laboratoire Plastique de pamparigouste (Fondation de France, 2023-2025) permettra cela à

partir de l'estimation du flux d'apports depuis les fleuves et les quantité échouées sur les plages.

(2) Analyse des indicateurs de dégradation (carbonyle index, fractures, ...) des plastiques enfouis afin de mieux comprendre leur cinétique de dégradation au cours de l'enfouissement dans le sédiment et à terme pouvoir y associer des flux de relargage d'additifs. Ce premier travail sera initié sur les échantillons collectés in situ et des particules de PE incubés durant l'expérimentation ex situ dans le cadre des projets PLASTICORREV (ECCOREV, 2024-2025) et PLASTICOHM (OHM LitMED, 2024-2025) en collaboration avec Laetitia Licari et Laurence Vidal du CEREGE.

(3) Améliorer la compréhension des taux d'accumulation du plastiques dans les sédiments en fonction des facteurs hydrodynamiques. Cela impliquera tout d'abord de produire une analyse granulométrique plus fine des sédiments étudiés. L'utilisation d'un modèle hydrodynamique permettant de simuler le devenir des plastiques en fonction des taux de sédimentation et de la densité des polymères et de l'hydrodynamique (TELEMAC/ICHTYOP) en collaboration avec Cristèle Chevalier du MIO est aussi en cours de test.

(4) Réaliser des analyses dans les eaux porales d'autres additifs présentant des caractéristiques différentes (solubilités, capacité de sorption, polarité, dégradabilité) afin de généraliser les premières conclusions et vérifier les hypothèses sur la dynamique des additifs dans le compartiment benthique. Un premier travail va être conduit sur le sujet en collaboration avec Laure Malleret et Pascal Wong Wah Chung du LCE, dans le cadre des projets PLASTICORREV (ECCOREV, 2024-2025) et PLASTICOHM (OHM LitMED, 2024-2025).

(5) Intégrer les plastiques et additifs au sein d'un modèle diagénétique afin de tester l'influence des paramètres tels les taux de sédimentation/compaction, flux de relargage d'additifs depuis les polymères de plastiques et ce pour des familles de composés de caractéristiques chimiques (solubilité/biodégradabilité) contrastées. Là encore, ce travail sera initié dans le cadre d'une collaboration avec Olivier Sulpis du CEREGE dans le cadre des projets PLASTICORREV (ECCOREV, 2024-2025) et PLASTICOHM (OHM LitMED, 2024-2025).

Partie 2: Projets de recherche

Les différents travaux que j'ai pu conduire ces dernières années m'ont permis d'apporter une certaine compréhension de la dynamique de l'oxygène en zones côtières, de son impact sur le fonctionnement biogéochimique du sédiment et sur les transferts des éléments chimiques (oxygène, nutriments, polluants) à l'interface eau-sédiment, et m'a permis d'apporter des premières réponses sur l'implication du compartiment benthique dans l'état de dégradation des lagunes méditerranéennes par rapport aux phénomènes d'eutrophisation, désoxygénation et pollution chimique.

Les efforts que j'aimerais engager ces prochaines années (e.g. la prochaine décennie), concerneront deux principaux volets correspondants à des cadres programmatiques et calendriers différents:

Un premier volet regroupant un ensemble d'actions qui seront conduites à court terme (5 prochaines années), dans la continuité de celles engagées jusqu'à aujourd'hui et visant à améliorer encore la compréhension des processus, et/ou vérifier

les hypothèses, identifiés à partir des travaux précédents. Ces actions seront conduites dans le cadre de projets en cours ou en passe de débiter et seront présentées dans le Chapitre 1. Elles viseront à mieux comprendre (Chapitre 1.1) les flux à l'interface en régime diagénétique transitoire en réponse à des variations rapides des conditions d'oxygénation, (Chapitre 1.2) l'étude du fonctionnement biogéochimique des zones côtières et l'impact des forçages hydroclimatiques et anthropiques futurs, et enfin (Chapitre 1.3) le cycle des plastiques et additifs du plastique en zones côtières.

Le second volet visera à intégrer certaines des actions précédentes dans un projet plus ambitieux qui sera déposé ultérieurement (pour une action à 5 ans et au-delà), dans un objectif englobant visant à améliorer les bilans de masse à l'échelle de quelques sites pilotes afin d'apporter des réponses quantitatives aux gestionnaires pour orienter leur choix de gestion pour les décennies à venir. La structure générale de ce projet est décrite dans le Chapitre 2.

Chapitre 1: Renforcement et élargissement des connaissances sur les cycles biogéochimiques benthiques en zone côtières / Projets en cours

1.1. Amélioration des bilans de masses des transferts chimiques à l'interface eau-sédiment en conditions diagénétiques transitoires sous l'influence des variations rapides en oxygène

J'ai pu montrer précédemment les fortes et rapides variations des conditions d'oxygénation dans les zones côtières méditerranéennes et l'importance de ces variations sur les flux benthiques. Si j'ai pu aussi montrer que les réactions diagénétiques se déroulant à l'interface eau-sédiment étaient responsables de ces échanges, j'ai aussi pu démontrer que, durant les phases diagénétiques transitoires, qui sont fréquentes dans les zones côtières productives, l'essentiel des flux pouvaient avoir lieu durant des périodes très courtes (ex: quelques heures). C'est notamment le cas durant les transitions oxygène > hypoxique > anoxique, lors de la diminution puis arrêt complet de la nitrification (pour NH_4^+), lors de la dissolution progressive puis complète des phases porteuses tels que les oxydes/hydroxydes de Fe et Mn (pour PO_4^{3-} et certains métaux et métalloïdes), ou lors de la reminéralisation des tissus biologiques des organismes benthiques ayant succombés à l'anoxie (nutriments et éléments traces). Aussi, lors de l'installation de conditions euxiniques, certains flux d'éléments traces pouvaient brusquement s'inverser en lien avec la précipitation directement sous forme de sulfures ou indirectement par adsorption/coprecipitation. Durant les phases de réoxygénation (souvent brusques car associées à des

épisodes de vents forts), une partie des éléments relargués pouvaient être à nouveau piégés brusquement par des processus inversés (en association avec la nitrification ou l'association avec les oxydes de Fe et Mn), tandis qu'une partie ne l'était que plus progressivement (celles ayant une affinité moindre pour les oxydes), et que les espèces chimiques piégées en association avec les phases sulfurées pouvaient l'être au contraire, relarguées de manière progressive dans le temps dépendamment de la stabilité des phases minérales sulfurées dans lesquelles elles étaient piégées. Dans le cas de ces situations transitoires, le bilan massique des flux dépend ainsi fortement des compétitions cinétiques entre les processus de piégeage et de remobilisation en jeu, qui diffèrent selon les éléments chimiques, mais aussi selon l'historique, intensité et durée des conditions de (dés)oxygénation.

Les travaux conduits ont permis de montrer que cette situation fait que la dynamique des éléments à l'interface eau-sédiment dans ces environnements est bien plus complexe que souvent acceptée et reste aujourd'hui non prédictible du fait de la non-linéarité des processus de piégeage/remobilisation en réponse à des fluctuations de l'oxygène qui sont très disparates selon les sites et les facteurs forçants en cause. Cela ne permet donc pas, à l'heure actuelle, de quantifier les échanges à l'IES de manière quantitative et donc d'évaluer le rôle des sédiments dans le cycle

biogéochimiques des éléments chimiques en zones côtières.

L'objectif des actions que je porterai ces prochaines années, sera donc de continuer les travaux visant à mieux caractériser ces flux en réponse à des variations intenses et rapides en oxygène sur le cycle des éléments au sein du compartiment benthique. Ces travaux impliqueront deux principales approches méthodologiques complémentaires.

1.1.1. Développement d'outils expérimentaux

L'approche expérimentale que je propose de conduire visera à maintenir les efforts dans le développement d'outils permettant de déterminer les flux à l'interface eau-sédiment à haute fréquence. Ici, il s'agira, en renforçant les collaborations construites ces dernières années, de:

1) perfectionner l'approche basée sur l'étude des variations des concentrations et gradients dans la couche limite benthiques par les outils tels que SUSANE/BOGOS (collaborations CEREGE, LBCM, EPOC) éventuellement couplée à des analyseurs autonomes in situ CHEMINIS (collaboration MARBEC) ainsi que l'utilisation d'un profileur de microélectrodes autonomes intégré au sein d'une station benthique (collaboration EPOC). Le travail sur la couche benthique limite impliquera notamment un effort à mener pour la meilleure caractérisation des coefficients de diffusion turbulente que nous n'avons pas encore réussi à valider. Ici, des collaborations avec des physiciens de la turbulence (ex: Lars Umlauf et Peter Holtermann, Leibniz Institute for Baltic Sea Research, Allemagne) ayant déjà marqué un intérêt pour le projet sera développées dans le futur.

2) développer l'utilisation d'outils permettant de reconstruire des chroniques temporelles des concentrations en nutriments et éléments traces dans la couche benthique. En plus du préleveur autonome miniPEPITO (collaboration MARBEC) l'utilisation du système autonome Thoë de déploiement d'échantillonneurs passifs DGT permettra d'ouvrir de nouvelles possibilités d'acquisition sur des temps longs (ex: plusieurs mois). Des échanges avec les concepteur de cet outil (AEL Environnement) ont déjà été engagés et se poursuivront jusqu'à l'acquisition d'un de ces systèmes courant 2024, financé dans le cadre du projet GoL-EOLE (Cf ci-dessous).

3) développer l'utilisation de chambres benthiques autonomes en partenariat avec MARBEC. Ici ces outils pourraient être améliorés pour limiter l'utilisation de matériaux contaminants (joints en caoutchouc, pièces métalliques) afin de limiter les contaminations en éléments traces et de les déployer dans d'autres milieux aux réponses contrastées.

1.1.2. Développement des outils de modélisation diagénétique prédictive non stationnaire

Cette action visera tout d'abord à reconstruire les flux à l'interface eau-sédiment selon des conditions d'oxygénation et d'évaluer les bilans de masses des transferts chimiques à l'interface eau-sédiment, dans la continuité des travaux présentés dans le Chapitre 3.13. Ce type de modèle devra être calibré à partir des données de flux mesurées par l'approche expérimentale. Une fois le modèle calibré, il pourra être utilisé pour prédire l'évolution des flux selon les forçages en oxygène. Ce travail est déjà engagé dans le cadre de la thèse de Louison Huchet en collaborations avec le NIVA en Norvège sur les problématiques spécifiques de l'étang du Bolmon et du Prévost, mais pourront être élargies à d'autres systèmes et problématiques dans le futur. Ma visite au NIVA à Oslo en novembre 2023 (en tant que lauréat de projet franco-norvégien Åsgard-Recherche 2023) a pu faire émerger l'intérêt commun du développement d'un couplage expérimentation/modélisation sur cette thématique et la volonté de développer encore cette collaboration dans le futur en y impliquant d'autres collègues physiciens (Lars Umlauf et Peter Holtermann, Leibniz Institute for Baltic Sea Research, Allemagne) spécialisés dans la modélisation de la turbulence benthique et qui ont déjà manifesté leur intérêts pour s'impliquer dans un tel projet.

Si des actions seront menées ces prochaines années sur ces différentes thématiques dans le cadre de projets ponctuels, j'envisagerai de les mettre en œuvre de manière cohérente et ambitieuse autour du projet présenté dans le Chapitre 2.

1.2. Modification du fonctionnement biogéochimique benthique des zones côtières sous l'influence des forçages hydroclimatiques et anthropiques futurs

Les zones côtières vont subir ces prochaines décennies de nombreux changements associés aux objectifs de gestion réglementaires actuels, aux modifications des forçages hydroclimatiques ainsi qu'à leur exploitation en lien avec les besoins des territoires. Ces modifications doivent être anticipées pour que les gestionnaires puissent concilier les usages des zones côtières et leur exploitation durable. Ces dernières années je me suis engagé dans divers projets visant à mieux comprendre les effets attendus de certaines de ces modifications afin de prédire leurs influences, et ainsi répondre à certaines attentes des gestionnaires, et lorsque c'est possible proposer les meilleurs moyens d'actions ou définir les solutions les moins impactantes. Je propose de maintenir ces efforts sur les prochaines années pour répondre spécifiquement à ces problématiques dans le cadre de trois grands thématiques.

1.2.1. Accompagnement des actions de gestion visant l'atteinte du bon état écologique des lagunes méditerranéennes

1.2.1.1. Inclusion du compartiment benthique dans l'évaluation des flux maximum admissibles en nutriments

L'atteinte du bon état écologique des lagunes méditerranéennes implique le contrôle sur les apports en nutriments qui ont été engagés au cours des dernières décennies afin de limiter/contrôler les effets de l'eutrophisation. Cependant, ces efforts ne se sont pas partout accompagnés par des améliorations significatives de la qualité écologique des lagunes méditerranéennes notamment du fait de l'implication des sédiments dans le recyclage des nutriments et contaminants hérités des activités passées. Afin d'y remédier, les efforts actuels soutenus par l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse vise à évaluer sur l'ensemble des lagunes méditerranéennes des flux maximum admissibles en nutriments (impliquant par exemple le déploiement du modèle GAMELAG) afin de fixer des objectifs de limitations des flux. Cependant, le rôle des sédiments reste encore majoritairement négligé dans ces approches du fait de la faible connaissance de leur rôle dans le stockage/recyclage/export de ces nutriments et la non prise en compte des conditions d'oxygénation, générant des flux maximum admissibles qui seront, pour certaines lagunes non estimables. En collaboration avec l'Ifremer et la tour du Valat, en charge du déploiement de ces outils, je me maintiendrai disponible pour contribuer à la prise en compte au mieux le compartiment benthique dans ces bilans.

1.2.1.2. Actions d'aménagements hydrauliques

Plus localement, les actions de réhabilitation pourront se traduire par des actions d'aménagement visant à modifier les apports d'eau douce et/ou les échanges d'eau entre les lagunes et les milieux connexes (mer, canaux). Parmi ces actions certaines pourraient voir le jour prochainement telles que le projet de réouverture du tunnel du Rove et des bourdigues pour l'étang du Bolmon (<https://etangdeberre.org/agir/remettre-leau-de-mer-en-circulation-dans-le-canal-du-rove/>) et la limitation/dérivation des rejets hydroélectriques en eaux douces et limons sur l'étang de Berre (https://www.assembleenationale.fr/dyn/15/rapports/cion-dvp/115b3356_rapport-information).

L'étude de l'influence des modifications des rejets d'eau douce issues de la centrale hydroélectrique sur la stratification et la désoxygénation de l'étang de Berre a accompagné la plupart de mes actions sur l'étang de Berre et ce travail sera maintenu collaboration avec le GIPREB. Mon implication sur la relation recherche/gestionnaire se concrétise ici en tant que

membre (depuis 2017) et président (depuis 2019) du Conseil Scientifique de l'étang de Berre et président du Comité d'experts pour l'évaluation de l'efficacité du protocole d'expérimentation EDF-GIPREB sur l'état de l'écosystème de l'étang de Berre (depuis 2024).

L'étude de l'influence des projets de réhabilitation de l'étang du Bolmon a été initié dès 2022 et fait l'objet de la thèse de Louison Huchet que je (co)encadre. Là encore, les échanges avec les gestionnaires se matérialisent par ma participation en tant que membre comité local de gestion de l'étang du Bolmon (depuis 2023).

1.2.2. Évaluation de l'impact des forçages hydroclimatiques dans les zones côtières

Au cours des prochaines décennies, les évolutions des forçages hydroclimatiques attendues impacteront de manière extrêmement fortes les zones côtières: augmentation des températures et des occurrences des canicules marines et des phénomènes de désoxygénation associés, la modification des échanges entre les lagunes et la mer associée à l'augmentation du niveau marin mais aussi la diminution des apports en eaux douces, nutriments et matières en suspension par les principaux fleuves associés avec la diminution de la pluviométrie aux échelles régionales et nationales. Ces modifications auront des impacts majeurs pour le fonctionnement des zones côtières qui sont majoritairement méconnus et que les gestionnaires doivent connaître pour essayer de les anticiper et de s'y adapter.

Un des projets sur lequel je viens de m'impliquer concerne l'étude de l'évolution des fonctionnements biogéochimiques actuels et futurs des zones côtières sous l'influence de fleuves à l'échelle nationale dans un contexte de changement global (projet RIOMAR, PPR Océan & Climat, 2023-2029, coordinateur Christophe Rabouille). Les travaux conduits viseront à mieux caractériser par de l'observation et prédire par des outils de modélisation l'évolution des fonctionnements biogéochimiques de plusieurs zones côtières influencé par les apports des fleuves. Parmi ces zones, je suis particulièrement impliqué dans les travaux qui seront conduits sur le plateau continental du Golfe de Gascogne sous l'influence de la Gironde (WP6 du projet RIOMAR) dans la continuité de mes nombreuses implications en collaboration avec EPOC sur le site (projets JERICOBENT I3, H2020, 2015-2019 ; projet VOG, LEFE-EC2CO 2018-2020; MAGMA, Labex COTE 2019-2023 ; JERICO3 WP3, 2020-2024 – coordination Antoine Grémare et/ou Bruno Deflandre) et ceux qui seront conduits dans le Golfe du Lion sous l'influence du Rhône (WP8 du projet RIOMAR).

Les efforts de caractérisation de l'évolution des conditions de désoxygénation et canicules marines

dans les lagunes méditerranéennes seront maintenues ces prochaines années et seront plus spécifiquement abordées dans le cadre du projet présenté dans le Chapitre 2.

1.2.3. Impact des parcs éoliens en mer

Les zones côtières ont été choisies pour l'implantation d'éoliennes en mer afin de répondre aux objectifs nationaux ou régionaux de la transition énergétique. Le golfe du Lion est particulièrement concerné avec le déploiement de deux premiers parcs éoliens de 250 MW qui seront mis en fonctionnement en 2031 et leur agrandissement de 500 MW chacun prévu d'ici 2040, suivi de projets d'extension futurs encore à définir mais dont les objectifs affichés sont d'atteindre une production entre 4 et 7,5 GW à l'horizon 2050. Au total, cela correspondra à l'installation de 260-500 d'éoliennes correspondant à une emprise totale de 780-1500 km² d'ici 2050. Ce déploiement s'accompagnera nécessairement d'impacts sur l'hydrologie, la biogéochimie, la contamination chimique mais aussi sur la biodiversité de la zone mais dont l'ampleur n'est à ce jour pas caractérisée. Afin d'apporter des premiers éléments de réponses, nous avons monté un consortium CEFREM/LSCE/IRSN/MIO/CHROME au sein du projet Gol_EOLE (OFB, 2024-2026, coordination principale François Bourrin du CEFREM) dans lequel je co-coordonne avec Lars-Eric Heimbürger du MIO, l'action "Biogéochimie et contaminants" qui visera plus spécifiquement à caractériser le fonctionnement biogéochimique actuel du Golfe du Lion ainsi que l'état de contamination de sa masse d'eau et de ses sédiments de surface incluant le compartiment pélagique, benthique et les transferts à leur interface. Nous nous appuyerons aussi sur les fermes pilotes d'éoliennes flottantes mis en service en 2024 pour identifier des premiers impacts associés aux éoliennes.

Le couplage avec les problématiques de gestion sur la zone se fera grâce à mon implication au sein du CS du déploiement éolien flottant en Méditerranée. Mon insertion récente au sein du Comité de pilotage de l'Observatoire du Golfe de Fos (2024) me permettra aussi de faire le lien avec les enjeux du territoire adjacent, notamment concernant les problématiques de raccordement à terre des éoliennes.

1.3. Cycle des plastiques en zones côtières: enfouissement, dégradation et relargage d'additifs chimiques

Les travaux sur les plastiques ont laissé apparaître le rôle des sédiments comme compartiment d'accumulation des microplastiques mais aussi comme sources potentielles d'additifs chimiques pour la colonne d'eau. Les perspectives de travaux que j'aimerai développer ces prochaines années viseront à

améliorer nos connaissances sur le cycle des plastiques en zones côtières. Il s'agira de:

- Améliorer la compréhension des taux d'accumulation du plastique dans les sédiments en fonction des facteurs hydrodynamiques
- Quantifier la contribution actuelle des sédiments des zones côtières dans le piégeage des plastiques apportés depuis les continents vers les océans
- Caractériser leur cinétique de dégradation au cours de l'enfouissement dans le sédiment en lien avec les différentes réactions biogéochimiques du sédiment
- Quantifier les taux de relargage d'additifs chimiques depuis les plastiques enfouis et leur transferts au sein de la colonne sédimentaire et à l'interface eau-sédiment en y incluant les processus de dégradation et de sorption.
- Intégrer les plastiques et additifs au sein d'un modèle diagénétique afin de tester l'influence des paramètres tels les taux de sédimentation/compaction, flux de relargage d'additifs depuis les polymères de plastiques et ce pour des familles de composés de caractéristiques chimiques (solubilité/biodégradabilité) contrastées.

L'ensemble de ces travaux sont déjà initié dans le cadre de projets de recherche en cours ou en phase de débiter.

Le premier projet auquel je participe est le projet de recherche-action Laboratoire Plastique de Pamparigouste (Fondation de France, 2023-2025) porté par le bureau des Guides et auxquels participent plusieurs instituts de recherche (CHROME, IECF, INRAE), gestionnaires (GIPREB), des artistes dans le cadre de résidences (collectif Safi, Maxime Paulet, Sylvain Maestraggi, Camille Fallet, Violaine Barrois, Bulat Sharipov) et incluant la participation de citoyens (bases nautiques et communes riveraines) et associations (8 vies pour la planète, Wings of the Oceans, Nostamar, Karwan). Dans ce projet, je coordonne spécifiquement la partie recherche sur le compartiment sédimentaire, et suis impliqué dans des travaux sur la contamination de la colonne d'eau, les apports par les fleuves et échouages sur les plages. Les connaissances qui seront produites sur les apports, les accumulations dans les différents réservoirs permettront d'affiner le cycle des plastiques dans l'étang de Berre. Ce travail bénéficiera aussi des outils de modélisation hydrodynamique du devenir des plastiques dans la colonne d'eau à partir d'outils de modélisation (TELEMAC 3D-ICHTYOP) dans le cadre d'un partenariat que je coordonne avec Cristèle Chevalier du MIO. Ce travail aussi inclura des travaux sur la représentation et perception psychosociales des plastiques et microplastiques porté par l'INRAE avec notamment un volet sur le visible/invisible et les historiques de cette contamination qui m'intéresse particulièrement. Aussi des travaux sur les manières

de communiquer autour du transferts de connaissances entre le monde de la recherche et la société est particulièrement à l'étude via des approches croisées issus des échanges transdisciplinaires que je mène avec les différents artistes.

La seconde étude sera menée dans le cadre de deux projets complémentaires portés par le consortium CHROME/CEREGE/LCE qui vont débiter cette année: PLASTICORREV (ECCOREV, 2024-2025) et PLASTICOHM (OHM LitMed, 2024-2025). Dans ces travaux il s'agira, en s'appuyant sur deux sites complémentaires, la rade de Marseille et l'étang de Berre, de reconstruire l'historique de la contamination et de quantifier les taux d'accumulation dans les sédiments, d'évaluer la dégradation des particules de

plastiques dans le sédiment et le devenir des additifs chimiques relargués dans les eaux porales et de leur inclusion dans un modèle diagénétique. Dans le cadre de ces programmes des exercices d'intercalibration seront conduits.

Ces projets complémentaires permettront de renforcer la structuration des acteurs de la recherche à l'échelle régionale, de mieux caractériser les risques associés à la présence de plastique dans les compartiments marins et d'évaluer les moyens de transférer ces informations aux gestionnaires et citoyens pour qu'ils puissent s'emparer de ces problématiques, proposer des solutions et donc prendre part au processus de gestion.

Chapitre 2: Proposition résumée d'un futur projet de recherche ambitieux

Comme le nom de ce chapitre l'indique, le projet est ambitieux. Il visera à mobiliser de nombreux acteurs de la recherche académique de plusieurs disciplines (chimistes, biologistes, physicien/nes, modélisateurs/trices) autour d'un objet commun, celui du devenir des lagunes méditerranéennes au cours du siècle prochain. Je suis persuadé que la nécessité d'une telle compréhension est légitime et devrait recevoir un engouement fort des acteurs du domaine mais je m'interroge simplement sur ma légitimité et capacité actuelle à porter un projet d'une telle

envergure. C'est pour cela que je propose ici une trame simplifiée que pourrait avoir un tel projet en y proposant de manière encore vague certaines actions et sites d'étude. Dans les faits, son contenu dépendra surtout de ce que les participants/es souhaiteront/proposeront d'y ajouter. Cela me laissera aussi le temps de solliciter ces partenaires dans le cadre des actions dans le Chapitre 1 en vue d'une co-construction de ce projet. Si l'ambition est trop élevée, le projet pourra être recentré plus spécifiquement autour du compartiment benthique.

Évolution du fonctionnement hydrobiogéochimique et écologique des LAGunes méditerranéennes au 21^{ème} siècle sous l'influence des forçages hydroclimatiques et anthropiques: risques et stratégie d'adaptation (LAG21)

Contexte et objectifs

Les lagunes méditerranéennes sont des milieux majeurs pour les populations humaines riveraines de la méditerranée du fait des services d'approvisionnement, de soutien, de régulation et culturels qu'elles constituent. Cependant, sous l'effet de l'évolution des forçages hydroclimatiques ces milieux vont subir ces prochaines décennies des modifications à un rythme sans précédent depuis le début leur exploitation par l'humanité: réchauffement, désoxygénation, acidification, modification des apports et régimes hydriques, modification des régimes des vents, montée du niveau marin. Ces modifications vont générer une augmentation de la vulnérabilité de ces écosystèmes et en limiter la résilience, et pouvoir les entrainer vers une trajectoire écologique non identifiée et encore moins maîtrisée ou

maîtrisable. A ces forçages, s'ajouteront l'augmentation démographique et l'anthropisation croissante de ces milieux feront qu'ils seront très certainement soumis à une pression croissante (exploitation, apports de polluants/nutriments, aménagements) qui pourra encore limiter la capacité de résistance de ces milieux aux forçages hydroclimatiques.

Les impacts sur le fonctionnement de ces milieux vont ainsi être certainement considérables durant les décennies à venir alors que les besoins de leur maintien dans un bon fonctionnement écologique et état sanitaire sera encore plus importante. La tâche qui attend les gestionnaires est particulièrement difficile car il leur faut, dès maintenant, orienter leur stratégie de gestion afin d'anticiper ces évolutions pour limiter les risques pour les populations en y maintenant une exploitation durable de ces milieux. Cependant, ces

choix stratégiques ne peuvent se faire sans une connaissance de l'évolution des écosystèmes côtiers dans le futur qui sont à ce jour majoritairement méconnus. Parmi ces inconnus, la réponse du compartiment sédimentaire, qui constitue le principal réservoir de nutriments et contaminants dans les lagunes méditerranéennes, apparaît être crucial. En effet, il apparaît aujourd'hui comme principal responsable du maintien de l'état de dégradation actuelle de ces écosystèmes, et cela sera encore certainement dans un environnement en transition.

Dans le cadre de ce projet, je propose de mener des travaux, à l'échelle de quelques lagunes méditerranéennes pilotes afin d'évaluer l'évolution de leur fonctionnement physicochimiques/hydrologiques, biogéochimiques et écologiques, en y incluant le compartiment benthique, au cours du 21^{ème} siècle, afin d'identifier des principales actions de gestion qui permettront de favoriser leur résilience et exploitation durable.

Méthodologie / Structuration du projet

Ce projet sera structuré en 7 taches (Figure 76).

Tache 0 (T0): Coordination générale / Animation scientifique / Gestions administrative et financière du projet

Cette tache visera piloter le bon déroulé administratif et financier du projet et à orchestrer les actions conduites dans chaque tache entre elles pour maintenir la cohérence et le dynamisme du projet. Elle impliquera notamment la planification des réunions scientifiques 1) de lancement / clôture du projet et 2) du comité de pilotage des taches transverses incluant les coordinateurs/rices de chaque taches transverses (2 réunions/an), et 3) une participation à la réunion de chaque comité scientifique local, impliquant l'ensemble des scientifiques et gestionnaires sur chaque lagune (2 réunions/an).

Tache transverse 1 (TT1): Observation / compilation des données

Cette tache visera à la compilation et production de données scientifiques sur le fonctionnement hydrologique, biogéochimique et écologique dans les lagunes pilotes. Il s'agira de cibler les données existantes et de produire des données d'observations complémentaires. Parmi les données minimales qui devront être disponibles ou produites sur chaque site:

- les observations à haute fréquence et continues des conditions physicochimiques de la colonne d'eau (O₂, pH, S, T, ...) sur des périodes d'au moins 3 ans.
- les mesures des flux benthiques (O₂ et nutriments à minima) à des fréquences et dans des gammes de conditions d'oxygénation adaptées aux amplitudes et

fréquences des variations des conditions d'oxygénation de chaque site et recoupant les principaux habitats de chaque lagune.

- Utilisation des outils satellitaires pour l'évaluation des dynamiques de la productivité phytoplanctonique à l'échelle de la lagune (extrapolation)
- En parallèle, les conditions limites (conditions météorologiques, débits des cours d'eau, ...) seront compilés à partir des plateformes dédiées.

L'ensemble des jeux des données compilés et produits sera regroupé sur une plateforme de gestion de données selon les principes FAIR (Facile à trouver, Accessible, Interopérable, Réutilisable) et seront accessibles à tous les membres du projet dans un premier temps et ouverte au public à l'issue de la période d'embargo d'au minimum la durée du projet (ex: pôle ODATIS de l'infrastructure de recherche Data Terra).

Tache transverse 2 (TT2): Modélisation hydro-biogéochimique pélagique-benthique

Cette tache visera au développement et/ou à la validation puis à l'utilisation des modèles hydrodynamiques et biogéochimiques sur chaque lagune pilote. Ce travail impliquera:

- la calibration des modèles à partir des données produites dans l'action transverse 1. Le modèle hydrodynamique 3D le sera à partir des données physicochimiques dans la colonne d'eau. Il devra prendre en compte les apports en eaux douces et les facteurs météorologiques et être capable de bien représenter les éventuels phénomènes de stratification dans la colonne d'eau. Le modèle diagénétique 1D devra être adapté pour prendre en compte les principaux facteurs diagénétiques en jeu selon les conditions d'oxygénation rencontrées dans chaque lagune. Les sorties du modèle diagénétique 1D seront extrapolés pour des surfaces de chaque lagunes correspondantes à des classes cohérentes d'habitats benthiques et de conditions d'oxygénation.
- l'utilisation de ces modèles pour prédire l'évolution des flux biogéochimiques de la lagune dans les conditions hydrodynamiques actuelles et leur évolution selon scénarios hydroclimatiques retenus et de gestion proposés.

Tache transverse 3 (TT3): Interface gestionnaires/société/scientifiques pour des solutions d'adaptation

Cette tache visera à établir des liens entre les gestionnaires et citoyens, les problématiques de dégradation de chaque lagune et les résultats des recherches conduites dans les taches précédentes afin

d'intégrer les propositions d'actions au sein même des enjeux socio-économiques du territoire.

- tout d'abord les gestionnaires, réels connaisseurs des pistes d'actions envisageables à l'échelle de chaque lagune, pourront proposer des actions de gestions en fonction des causes impliquées dans l'état de dégradation des lagunes et des premiers résultats concernant l'implication des compartiments benthiques dans l'état de dégradation. Ces actions de gestions devront prendre en considération la situation actuelle et future probable selon les scénarios d'évolutions hydroclimatiques.

- Évaluation des impacts économiques/sociologiques sur la dégradation des services écosystémiques et des actions de gestion. Ici ce travail impliquera des acteurs des sciences économiques et psychosociales permettant d'évaluer les couts économiques et sociologiques des actions en comparaison à la non-action de la part des gestionnaires. Ces perceptions devront prendre en compte les états actuels et évolutions possibles des contraintes réglementaires (ex: DCE), visions

sociétales (rapport au changement climatique par exemple) et de la vision des actions par différents groupes de la population (gestionnaires, citoyens, associations, ...).

Actions locales 1, 2, 3 (AL1, 2, 3): Sites pilotes

Ces actions propres à chaque lagune méditerranéenne pilote, en y incluant les gestionnaires de chacun des milieux, afin que chaque action transverse puisse se faire en cohérence avec les enjeux de chaque territoire. Parmi les lagunes pressenties, les étangs de Berre et de Thau pourraient déjà être proposées en lien avec les dynamiques de recherche qui y sont conduites et les enjeux qu'elles recourent. Des lagunes méditerranéennes non françaises (ex: lagune de Venise) pourraient être aussi incluses selon les collaborations internationales que pourrait amener ce projet. Des lagunes de tailles plus modestes, nombreuses et souvent dégradée et négligées, pourraient aussi être proposées pour prendre en compte ces écosystèmes.

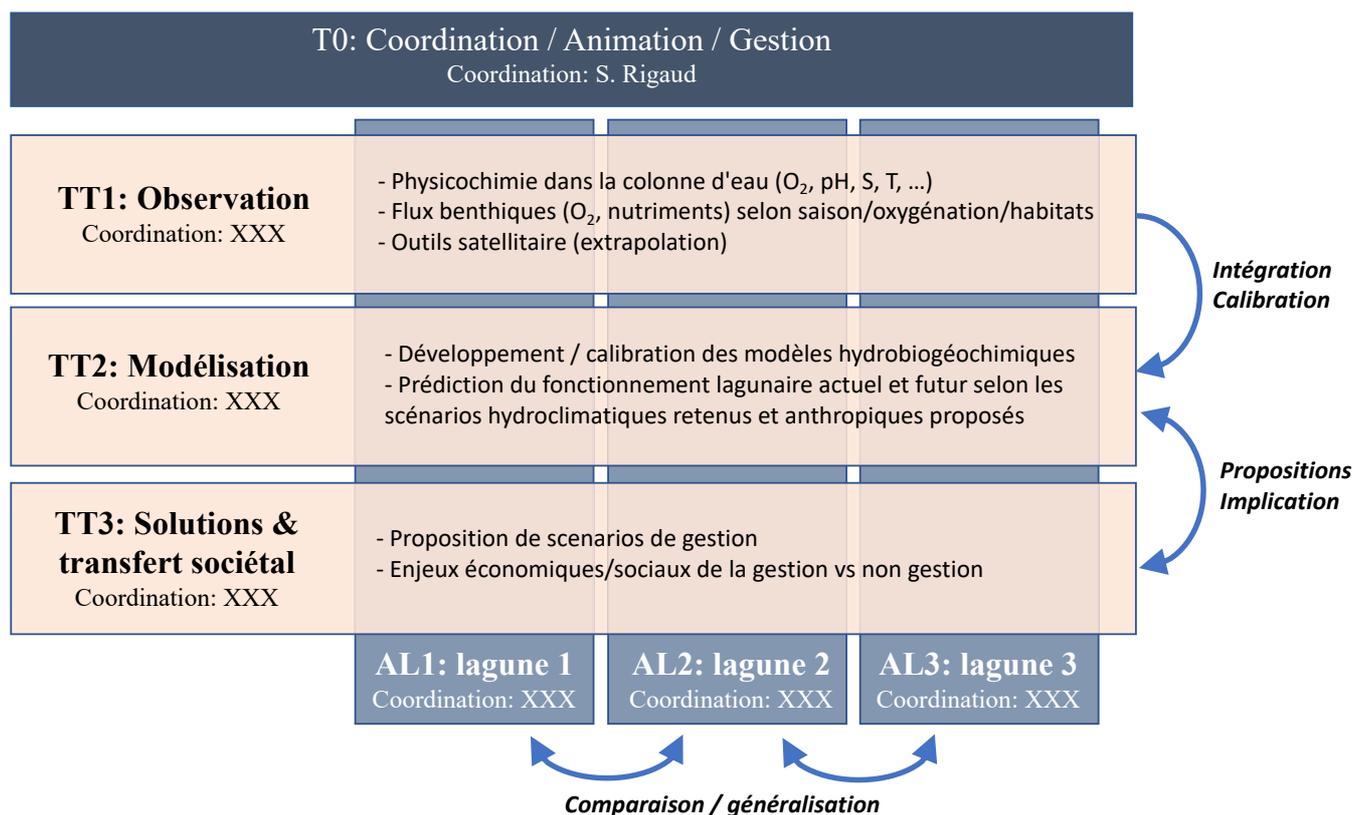


Figure 76: Structuration de la proposition du projet de recherche.

Bibliographie

- Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse. (2021). État des eaux lagunaires de Rhône-Méditerranée et de Corse.
- Alcaïno, A., Vidal, L., Licari, L., Paillès, C., Conrod, J., Dauvier, C., Chevalier, C., Pinazo, C., Faure, V., Grelaud M., & Ziveri, P. (n.d.). Evidence of the Rhône River plume on microplastics distribution in the bay of Marseille. *Marine Pollution Bulletin*.
- Alomar, C., Estarellas, F., & Deudero, S. (2016). Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine Environmental Research*, 115, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.01.005>
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Anschutz, P., Zhong, S., Sundby, B., Mucci, A., & Gobeil, C. (1998). Burial efficiency of phosphorus and the geochemistry of iron in continental margin sediments. *Limnology and Oceanography*, 43(1), 53–64.
- Beck, M., Dellwig, O., Schnetger, B., & Brumsack, H.-J. (2008). Cycling of trace metals (Mn, Fe, Mo, U, V, Cr) in deep pore waters of intertidal flat sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(12), 2822–2840.
- Belias, C., Dassenakis, M., & Scoullou, M. (2007). Study of the N, P and Si fluxes between fish farm sediment and seawater. Results of simulation experiments employing a benthic chamber under various redox conditions. *Marine Chemistry*, 103(3–4), 266–275.
- Berg, P., Rysgaard-Petersen, N., & Rysgaard, S. (1998). Interpretation of measured concentration profiles in sediment pore water. *Limnology and Oceanography*, 43, 1500–1510.
- Bergmann, M., Wirzberger, V., Krumpfen, T., Lorenz, C., Primpke, S., Tekman, M. B., & Gerds, G. (2017). High Quantities of Microplastic in Arctic Deep-Sea Sediments from the HAUSGARTEN Observatory. *Environmental Science & Technology*, 51(19), 11000–11010. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03331>
- Berner, R. A. (1980). Early diagenesis : a theoretical approach / Robert A. Berner. In Princeton series in geochemistry. Princeton University Press.
- Billerbeck, M., Werner, U., Polerecky, L., Walpersdorf, E., deBeer, D., & Huettel, M. (2006). Surficial and deep pore water circulation governs spatial and temporal scales of nutrient recycling in intertidal sand flat sediment. *Marine Ecology Progress Series*, 326, 61–76. <https://doi.org/10.3354/meps326061>
- Böttcher, M. E., Hespeneide, B., Llobet-Brossa, E., Beardsley, C., Larsen, O., Schramm, A., Wieland, A., Böttcher, G., Berninger, U.-G., & Amann, R. (2000). The biogeochemistry, stable isotope geochemistry, and microbial community structure of a temperate intertidal mudflat: an integrated study. *Continental Shelf Research*, 20(12–13), 1749–1769. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0278-4343\(00\)00046-7](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0278-4343(00)00046-7)
- Boudreau, B. P., & Jørgensen, B. B. (2001). Diagenesis and sediment-water exchange. In O. U. Press (Ed.), *The benthic boundary layer. Transport processes and biogeochemistry* (p. 397).
- Breitburg, D., Levin, L. A., Oschlies, A., Grégoire, M., Chavez, F. P., Conley, D. J., Garçon, V., Gilbert, D., Gutiérrez, D., Isensee, K., Jacinto, G. S., Limburg, K. E., Montes, I., Naqvi, S. W. A., Pitcher, G. C., Rabalais, N. N., Roman, M. R., Rose, K. A., Seibel, B. A., ... Zhang, J. (2018). Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, 359(6371). <https://doi.org/10.1126/science.aam7240>
- Buquet, D., Anschutz, P., Charbonnier, C., Rapin, A., Sinays, R., Canredon, A., Bujan, S., & Poirier, D. (2017). Nutrient sequestration in Aquitaine lakes (SW France) limits nutrient flux to the coastal zone. *Journal of Sea Research*, 130, 24–35. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.04.006>
- Caillat, A., Ciffroy, P., Grote, M., Rigaud, S., & Garnier, J. (2014). Bioavailability of copper in contaminated sediments assessed by a DGT approach and the uptake of copper by the aquatic plant *Myriophyllum aquaticum*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(2), 278–285. <https://doi.org/10.1002/etc.2422>
- Canavan, R. W., van Cappellen, P., Zwolsman, J. J. G., van den Berg, G. A., & Slomp, C. P. (2007). Geochemistry of trace metals in a fresh water sediment: Field results and diagenetic modeling. *Science of The Total Environment*, 381(1–3), 263–279. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.001>
- Canton, M., Anschutz, P., Coynel, A., Polsenaere, P., Auby, I., & Poirier, D. (2012). Nutrient export to an Eastern Atlantic coastal zone: first modeling and nitrogen mass balance. *Biogeochemistry*, 107(1–3), 361–377. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9558-7>
- Castro-Jiménez, J., González-Fernández, D., Fornier, M., Schmidt, N., & Sempéré, R. (2019). Macro-litter in surface waters from the Rhone River: Plastic pollution and loading to the NW Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 60–66. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.067>
- Chaillou, G., Schäfer, J., Anschutz, P., Lavaux, G., & Blanc, G. (2003). The behaviour of arsenic in muddy sediments of the Bay of Biscay (France). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67(16), 2993–3003. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(03\)00204-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(03)00204-7)
- Chakraborty, P., Sarkar, A., Vudamala, K., Naik, R., & Nath, B. N. (2015). Organic matter — A key factor in controlling mercury distribution in estuarine sediment. *Marine Chemistry*, 173, 302–309. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2014.10.005>
- Cline, J. (1969). SPECTROPHOTOMETRIC DETERMINATION OF HYDROGEN SULFIDE IN NATURAL WATERS I. *Limnology and Oceanography*, 14(3), 454–458. <https://doi.org/10.4319/lo.1969.14.3.0454>
- Connell, E. L., Colmer, T. D., & Walker, D. I. (1999). Radial oxygen loss from intact roots of *Halophila ovalis* as a function of distance behind the root tip and shoot illumination. *Aquatic Botany*, 63(3–4), 219–228. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(98\)00126-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(98)00126-0)
- Coogan, J., Rheuban, J. E., & Long, M. H. (2022). Evaluating benthic flux measurements from a gradient flux system. *Limnology and Oceanography: Methods*, 20(4), 222–232. <https://doi.org/10.1002/lom3.10482>
- Cossa, D., Garnier, C., Buscail, R., Elbaz-Poulichet, F., Mikac, N., Patel-Sorrentino, N., Tessier, E., Rigaud, S., Lenoble, V., & Gobeil, C. (2014). A Michaelis–Menten type equation for describing methylmercury dependence on inorganic mercury in aquatic sediments. *Biogeochemistry*, 119(1–3), 35–43. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9924-3>
- Couture, R.-M., Gobeil, C., & Tessier, A. (2010). Arsenic, iron and sulfur co-diagenesis in lake sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(4), 1238–1255.
- Cravo, A., Rosa, A., Jacob, J., & Correia, C. (2020). Dissolved oxygen dynamics in Ria Formosa Lagoon (South Portugal) - A real time monitoring station observatory. *Marine Chemistry*, 223. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2020.103806>
- Dalsgaard, T. (2003). Benthic primary production and nutrient cycling in sediments with benthic microalgae and transient

- accumulation of macroalgae. *Limnology and Oceanography*, 48(6), 2138–2150.
- D'Ambrosio, S. L., Henderson, S. M., Nielson, J. R., & Harrison, J. A. (2022). In situ flux estimates reveal large variations in methane flux across the bottom boundary layer of a eutrophic lake. *Limnology and Oceanography*, 67(10), 2119–2139. <https://doi.org/10.1002/lno.12193>
- Darmaraki, S., Somot, S., Sevault, F., Nabat, P., Cabos Narvaez, W. D., Cavicchia, L., Djurdjevic, V., Li, L., Sannino, G., & Sein, D. v. (2019). Future evolution of Marine Heatwaves in the Mediterranean Sea. *Climate Dynamics*, 53(3–4), 1371–1392. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04661-z>
- de Beer, D., Wenzhöfer, F., Ferdelman, T. G., Boeme, S. E., Huettel, M., van Beusekom, J., Boetcher, M. E., Musat, N., & Dubilier, N. (2005). Transport and mineralization rates in North Sea sandy intertidal sediments, Sylt-Rømø Basin, Wadden Sea. *Limnology and Oceanography*, 50(1), 113–127.
- Delgard, M. L., Deflandre, B., Metzger, E., Nuzzio, D., Capo, S., Mouret, A., & Anschutz, P. (2012). In situ study of short-term variations of redox species chemistry in intertidal permeable sediments of the Arcachon lagoon. *Hydrobiologia*, 699(1), 69–84. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1154-5>
- Denis, L., Gevaert, F., & Spilmont, N. (2012). Microphytobenthic production estimated by in situ oxygen microprofiling: short-term dynamics and carbon budget implications. *Journal of Soils and Sediments*, 12(10), 1517–1529. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0588-8>
- Derolez, V., Bec, B., Munaron, D., Fiandrino, A., Pete, R., Simier, M., Souchu, P., Laugier, T., Aliaume, C., & Malet, N. (2019). Recovery trajectories following the reduction of urban nutrient inputs along the eutrophication gradient in French Mediterranean lagoons. *Ocean & Coastal Management*, 171, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.01.012>
- Diaz, R. J., & Rosenberg, R. (1995). Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 33, 245–303.
- Diaz, R. J., & Rosenberg, R. (2008). Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science*, 321(5891), 926–929. <https://doi.org/10.1126/science.1156401>
- Douglas, G. S., Mills, G. L., & Quinn, J. G. (1986). Organic copper and chromium complexes in the interstitial waters of Narragansett Bay sediments. *Marine Chemistry*, 19(2), 161–174.
- Dubosq, N., Deflandre, B., Rigaud, S., Eynaud, F., Mouret, A., Danilo, M., Cordier, M.-A., Perello, M.-C., Labourdette, N., Fontanier, C., Grémare, A., & Schmidt S. (n.d.). Early diagenetic processes on a multi-century scale in a high-energy temperate river-dominated shelf. *Continental Shelf Research*.
- Dubosq, N., Schmidt, S., Sudre, J., Rigaud, S., Lamarque, B., Danilo, M., Grémare, A., & Deflandre, B. (2022). First observations of seasonal bottom water deoxygenation off the Gironde estuary (Bay of Biscay, North East Atlantic). *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1006453>
- Emili, A., Koron, N., Covelli, S., Faganeli, J., Acquavita, A., Predonzani, S., & Vittor, C. de. (2011). Does anoxia affect mercury cycling at the sediment-water interface in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea)? Incubation experiments using benthic flux chambers. *Applied Geochemistry*, 26(2), 194–204.
- Epping, E. H. G., & Jørgensen, B. B. (1996). Light-enhanced oxygen respiration in benthic phototrophic communities. *Marine Ecology Progress Series*, 139, 193–203. <https://doi.org/10.3354/meps139193>
- Fauvelle, V., Castro-Jiménez, J., Schmidt, N., Carlez, B., Panagiotopoulos, C., & Sempéré, R. (2018). One-Single Extraction Procedure for the Simultaneous Determination of a Wide Range of Polar and Nonpolar Organic Contaminants in Seawater. *Frontiers in Marine Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00295>
- Friedrich, J., Janssen, F., Aleynik, D., Bange, H. W., Boltacheva, N., Çağatay, M. N., Dale, A. W., Etiopie, G., Erdem, Z., Geraga, M., Gilli, A., Gomoiu, M. T., Hall, P. O. J., Hansson, D., He, Y., Holtappels, M., Kirf, M. K., Kononets, M., Kononov, S., ... Wenzhöfer, F. (2014). Investigating hypoxia in aquatic environments: diverse approaches to addressing a complex phenomenon. *Biogeosciences Discuss.*, 10(8), 12655–12772. <https://doi.org/10.5194/bgd-10-12655-2013>
- Fusi, M., Rigaud, S., Guadagnin, G., Barausse, A., Marasco, R., Daffonchio, D., Régis, J., Huchet, L., Camin, C., Pettit, L., Vina-Herbon, C., & Giomi, F. (2023). Ideas and perspectives: The fluctuating nature of oxygen shapes the ecology of aquatic habitats and their biogeochemical cycles – the aquatic oxyscape. *Biogeosciences*, 20(16), 3509–3521. <https://doi.org/10.5194/bg-20-3509-2023>
- Gammal, J., Norkko, J., Pilditch, C. A., & Norkko, A. (2017). Coastal Hypoxia and the Importance of Benthic Macrofauna Communities for Ecosystem Functioning. *Estuaries and Coasts*, 40(2), 457–468. <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0152-7>
- GIPREB. (2022). Suivi du milieu - étang de Bolmon 2017-2021, ANIM-3: Améliorer les connaissances naturalistes et scientifiques.
- GIPREB. (2023). Observatoire du milieu 2022.
- Glud, R. N. (2008). Oxygen dynamics of marine sediments. *Marine Biology Research*, 4(4), 243–289. <https://doi.org/10.1080/17451000801888726>
- Gooday, A. J., Levin, L. A., Aranda da Silva, A., Bett, B. J., Cowie, G. L., Dissard, D., Gage, J. D., Hughes, D. J., Jeffreys, R., Lamont, P. A., Larkin, K. E., Murty, S. J., Schumacher, S., Whitcraft, C., & Woulds, C. (2009). Faunal responses to oxygen gradients on the Pakistan margin: A comparison of foraminiferans, macrofauna and megafauna. *Deep-Sea Research II*, 56(6–7), 488–502.
- Grouhel, A., Chiffolleau, J.-F., Crochet, S., Ouisse, V., Galgani, F., & Munaron, D. (2018). Contamination chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes françaises.
- Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., & Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179–199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>
- Hall, P. O. J., & Aller, R. C. (1992). Rapid, small-volume, flow injection analysis for ΣCO_2 and NH_4^+ in marine and freshwaters. *Limnology and Oceanography*, 37, 1113–1119.
- Hansen, H. P., & Koroleff, F. (2007). Determination of nutrients. In *Methods of Seawater Analysis* (pp. 159–228). Wiley-VCH Verlag GmbH. <https://doi.org/10.1002/9783527613984.ch10>
- Haralambidou, K., Sylaios, G., & Tsihrantzis, V. A. (2010). Salt-wedge propagation in a Mediterranean micro-tidal river mouth. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 90(4), 174–184. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.08.010>
- Hochard, S., Pinazo, C., Grenz, C., Pringault, O., & L. Burton Evans, J. (2010). Impact of microphytobenthos on the sediment biogeochemical cycles: A modeling approach. *Ecological Modelling*, 221(July), 1687–1701. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.04.002>
- Hollweg, T. A., Gilmour, C. C., & Mason, R. P. (2009). Methylmercury production in sediments of Chesapeake Bay and the mid-Atlantic continental margin. *Marine Chemistry*, 114(3–4), 86–101.
- Holtappels, M., Kuypers, M. M. M., Schlüter, M., & Brüchert, V. (2011). Measurement and interpretation of solute

- concentration gradients in the benthic boundary layer. *Limnology and Oceanography: Methods*, 9(JANUARY), 1–13. <https://doi.org/10.4319/lom.2011.9.1>
- Huerta-Diaz, M. A., Tessier, A., & Carignan, R. (1998). Geochemistry of trace metals associated with reduced sulfur in freshwater sediments. *Applied Geochemistry*, 13(2), 213–233.
- INERIS. (2013). PHOSPHATE DE TRIBUTYLE – n° CAS : 126-73-8, <https://substances.ineris.fr/substance/126-73-8>.
- IPCC, Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, S., Connors, C., Péan, S., Berger, N., Caud, Y., & Chen, L. (2021). Summary for Policymakers. In *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis* (pp. 3–32). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.001>
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jansen, S., Walpersdorf, E., Werner, U., Billerbeck, M., Böttcher, M. E., & Beer, D. (2009). Functioning of intertidal flats inferred from temporal and spatial dynamics of O₂, H₂S and pH in their surface sediment. *Ocean Dynamics*, 59(2), 317–332. <https://doi.org/10.1007/s10236-009-0179-4>
- Jeong, H. Y., Sun, K., & Hayes, K. F. (2010). Microscopic and Spectroscopic Characterization of Hg(II) Immobilization by Mackinawite (FeS). *Environmental Science & Technology*, 44(19), 7476–7483. <https://doi.org/10.1021/es100808y>
- Jørgensen, B. B. (1982). Mineralization of organic matter in the sea bed—the role of sulphate reduction. *Nature*, 296(5858), 643–645. <https://doi.org/10.1038/296643a0>
- Knoery, J., Cossa, D., Thomas, B., Gregory, G., & Rigaud, S. (2019). <scp>Susane</scp>, a device for sampling chemical gradients in the benthic water column. *Limnology and Oceanography: Methods*, 17(6), 331–342. <https://doi.org/10.1002/lom3.10317>
- Koroleff, F. (1976). Determination of NH₄-N. In K. Grasshoff (Ed.), *Methods of Seawater Analysis* (pp. 127–133).
- Koron, N., Ogrinc, N., Metzger, E., Riedel, B., & Faganeli, J. (2015). The impact of induced redox transitions on nutrient diagenesis in coastal marine sediments (Gulf of Trieste, northern Adriatic Sea). *Journal of Soils and Sediments*, 15(12), 2443–2452. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1215-2>
- Kristensen, E., & Andersen, F. O. (1987). Determination of organic carbon in marine sediments: A comparison of two CHN-analyzer methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 109, 15–23. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-0981\(87\)90182-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-0981(87)90182-1)
- Kristiansen, K. D., Kristensen, E., & Jensen, E. M. H. (2002). The Influence of Water Column Hypoxia on the Behaviour of Manganese and Iron in Sandy Coastal Marine Sediment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55(4), 645–654.
- Lagarde, F., Bec, B., Atteia Van Lis, A., Gobet, A., Richard, M., Derolez, V., Mostajir, B., Roques, C., Foucault, E., Messiaen, G., Hubert, C., & Cimiterra, N. (2021). Phénomène d'Eaux Vertes à Picochlorum en lagune de Thau pendant les années 2018 et 2019. *Observations environnementales*.
- Lagarde, F., Richard, M., Bec, B., Roques, C., Mortreux, S., Bernard, I., Chiantella, C., Messiaen, G., Nadalini, J., Hori, M., Hamaguchi, M., Pouvreau, S., Roque d'Orbecastel, E., & Tremblay, R. (2018). Trophic environments influence size at metamorphosis and recruitment performance of Pacific oysters. *Marine Ecology Progress Series*, 602, 135–153. <https://doi.org/10.3354/meps12666>
- le Ray, J., Bec, B., Fiandrino, A., Lagarde, F., Cimiterra, N., Raimbault, P., Roques, C., Rigaud, S., Régis, J., Mostajir, B., Mas, S., & Richard, M. (2023). Impact of anoxia and oyster mortality on nutrient and microbial planktonic components: A mesocosm study. *Aquaculture*, 566, 739171. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.739171>
- le Ray, J., Bec, B., Fiandrino, A., Olla, L., Ouisse, V., Lagarde, F., Rigaud, S., Régis, J., Cimiterra, N., Raimbault, P., & Richard, M. (n.d.). Do macrophytes prevent the development of anoxia under Mediterranean lagoonal oyster farming sites? . *Marine Ecology Progress Series*.
- Leoni, S., Dominik, J., Cassin, D., Manfè, G., Tagliapietra, D., Acri, F., & Zonta, R. (2022). Sediment oxygen demand rate in a flow regulated lagoon (Venice, Italy). *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1000665>
- Levin, L. A. (2018). Emergence of Open Ocean Deoxygenation. *Annual Review of Marine Science*, September 2017, 1–32. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-121916-063359>
- Levin, L. A., Whitcraft, C. R., Mendoza, G. F., Gonzalez, J. P., & Cowie, G. (2009). Oxygen and organic matter thresholds for benthic faunal activity on the Pakistan margin oxygen minimum zone (700–1100 m). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 56(6–7), 449–471. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2008.05.032>
- Lichtschlag, A., Donis, D., Janssen, F., Jessen, G. L., Holtappels, M., Wenzhöfer, F., Mazlumyan, S., Sergeeva, N., Waldmann, C., & Boetius, A. (2015). Effects of fluctuating hypoxia on benthic oxygen consumption in the Black Sea (Crimean shelf). *Biogeosciences*, 12(16), 5075–5092. <https://doi.org/10.5194/bg-12-5075-2015>
- Ling, S. D., Sinclair, M., Levi, C. J., Reeves, S. E., & Edgar, G. J. (2017). Ubiquity of microplastics in coastal seafloor sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 121(1–2), 104–110. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.038>
- Lohmann, R. (2017). Microplastics are not important for the cycling and bioaccumulation of organic pollutants in the oceans—but should microplastics be considered POPs themselves? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3), 460–465. <https://doi.org/10.1002/ieam.1914>
- Lorke, A., Umlauf, L., Jonas, T., & Wüest, A. (2002). Dynamics of turbulence in low-speed oscillating bottom-boundary layers of stratified basins. *Environmental Fluid Mechanics*, 2(4), 291–313. <https://doi.org/10.1023/A:1020450729821>
- Lu, Y., Yuan, J., Lu, X., Su, C., Zhang, Y., Wang, C., Cao, X., Li, Q., Su, J., Ittekkot, V., Garbutt, R. A., Bush, S., Fletcher, S., Wagey, T., Kachur, A., & Sweijid, N. (2018). Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced management for sustainability. *Environmental Pollution*, 239, 670–680. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.016>
- Masura, J., Baker, J. E., Foster, G., Arthur, C., & Herring, C. E. (2015). Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments.
- McGillis, W. R., Langdon, C., Loose, B., Yates, K. K., & Corredor, J. (2011). Productivity of a coral reef using boundary layer and enclosure methods. *Geophysical Research Letters*, 38(3), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2010GL046179>
- Meire, L., Soetaert, K. E. R., & Meysman, F. J. R. (2013). Impact of global change on coastal oxygen dynamics and risk of hypoxia. *Biogeosciences*, 10(4), 2633–2653. <https://doi.org/10.5194/bg-10-2633-2013>
- Middelburg, J. J., & Levin, L. A. (2009). Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry. *Biogeosciences*, 6(7), 1273–1293.
- Moodley, L., Middelburg, J. J., Herman, P. M. J., Soetaert, K., & de Lange, G. J. (2005). Oxygenation and organic-matter preservation in marine sediments: Direct experimental evidence from ancient organic carbon-rich deposits. *Geology*, 33(11), 889. <https://doi.org/10.1130/G21731.1>
- Morris, S., & Taylor, A. C. (1983). Diurnal and seasonal variation in physico-chemical conditions within intertidal rock pools.

- Estuarine, Coastal and Shelf Science, 17(3), 339–355. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(83\)90026-4](https://doi.org/10.1016/0272-7714(83)90026-4)
- Morse, J. W., & Eldridge, P. M. (2007). A non-steady state diagenetic model for changes in sediment biogeochemistry in response to seasonally hypoxic/anoxic conditions in the “dead zone” of the Louisiana shelf. *Marine Chemistry*, 106(1–2), 239–255.
- Morse, J. W., & Luther Iii, G. W. (1999). Chemical influences on trace metal-sulfide interactions in anoxic sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63(19–20), 3373–3378.
- Mort, H. P., Slomp, C. P., Gustafsson, B. G., & Andersen, T. J. (2010). Phosphorus recycling and burial in Baltic Sea sediments with contrasting redox conditions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(4), 1350–1362. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2009.11.016>
- Murphy, J., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31–36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- Nerini, D., & Manté, C. (2020). Stratification des eaux de l’Etang de Berre et facteurs de forçage.
- Norkko, J., Gammal, J., Hewitt, J. E., Josefson, A. B., Carstensen, J., & Norkko, A. (2015). Seafloor Ecosystem Function Relationships: In Situ Patterns of Change Across Gradients of Increasing Hypoxic Stress. *Ecosystems*, 18(8), 1424–1439. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9909-2>
- Pakhomova, S., Yakushev, E., Protsenko, E., Rigaud, S., Cossa, D., Knoery, J., Couture, R.-M., Radakovitch, O., Yakubov, S., Krzeminska, D., & Newton, A. (2018). Modeling the Influence of Eutrophication and Redox Conditions on Mercury Cycling at the Sediment-Water Interface in the Berre Lagoon. *Frontiers in Marine Science*, 5, 291. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00291>
- Pakhomova, S. v., Hall, P. O. J., Kononets, M. Y., Rozanov, A. G., Tengberg, A., & Vershinin, A. v. (2007). Fluxes of iron and manganese across the sediment-water interface under various redox conditions. *Marine Chemistry*, 107(3), 319–331.
- Parkhurst, D. L., & Appelo, C. A. J. (2013). Description of Input and Examples for PHREEQC Version 3—A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. In *US Geological Survey Techniques and Methods, Book 6 (Vol. A43, p. 497)*.
- Pedersen, O., Borum, J., Duarte, C., & Fortes, M. (1998). Oxygen dynamics in the rhizosphere of *Cymodocea rotundata*. *Marine Ecology Progress Series*, 169, 283–288. <https://doi.org/10.3354/meps169283>
- Pérez-López, R., Millán-Becerro, R., Basallote, M. D., Carrero, S., Parviainen, A., Freyrier, R., Macías, F., & Cánovas, C. R. (2023). Effects of estuarine water mixing on the mobility of trace elements in acid mine drainage leachates. *Marine Pollution Bulletin*, 187, 114491. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114491>
- Phuong, N. N., Fauvelle, V., Grenz, C., Ourgaud, M., Schmidt, N., Strady, E., & Sempéré, R. (2021). Highlights from a review of microplastics in marine sediments. *Science of The Total Environment*, 777, 146225. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146225>
- Pinedo-Gonzalez, P., West, A. J., Rivera-Duarte, I., & Sañudo-Wilhelmy, S. A. (2014). Diel Changes in Trace Metal Concentration and Distribution in Coastal Waters: Catalina Island As a Study Case. *Environmental Science & Technology*, 48(14), 7730–7737. <https://doi.org/10.1021/es5019515>
- Plass, A., Retschko, A., Türk, M., Fischer, T., & Scholz, F. (2022). A novel device for trace metal-clean sampling of bottom water and suspended particles at the ocean’s lower boundary: The Benthic Trace Profiler. *Limnology and Oceanography: Methods*, 20(2), 102–114. <https://doi.org/10.1002/lom3.10473>
- Platz, M. C., Takeshita, Y., Bartels, E., & Arias, M. E. (2020). Evaluating the potential for autonomous measurements of net community production and calcification as a tool for monitoring coral restoration. *Ecological Engineering*, 158, 106042. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106042>
- Plus, M., Dumas, F., Stanisière, J.-Y., & Maurer, D. (2009). Hydrodynamic characterization of the Arcachon Bay, using model-derived descriptors. *Continental Shelf Research*, 29(8), 1008–1013. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.12.016>
- Queirós, A. M., Birchenough, S. N. R., Bremner, J., Godbold, J. A., Parker, R. E., Romero-Ramirez, A., Reiss, H., Solan, M., Somerfield, P. J., van Colen, C., van Hoey, G., & Widdicombe, S. (2013). A bioturbation classification of European marine infaunal invertebrates. *Ecology and Evolution*, 3(11), 3958–3985. <https://doi.org/10.1002/ece3.769>
- Régis, J., Meulé, S., Grenz, C., Ouisse, V., Munaron, D., Richard, M., Deflandre, B., Bancon-Montigny, C., Freyrier, R., Delpoux, S., Knoery, J., Gracia-Arevalo, I., Thomas, B., Verdoux, P., Techer, I., & Rigaud, S. (n.d.). Use of solute concentration gradients in the benthic boundary layer to highlight sediment source-sink dynamics: a non-invasive in situ study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.
- Riedel, B., Zuschin, M., & Stachowitsch, M. (2012). Tolerance of benthic macrofauna to hypoxia and anoxia in shallow coastal seas: a realistic scenario. *Marine Ecology Progress Series*, 458, 39–52. <https://doi.org/10.3354/meps09724>
- Riedel, G. F., Sanders, J. G., & Osman, R. W. (1997). Biogeochemical Control on the Flux of Trace Elements from Estuarine Sediments: Water Column Oxygen Concentrations and Benthic Infauna. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44(1), 23–38.
- Rigaud, S., Deflandre, B., Grenz, C., Cesbron, F., Pozzato, L., Voltz, B., Grémare, A., Romero-Ramirez, A., Mirleau, P., Meulé, S., Faure, V., Mayot, N., Michotey, V., Bonin, P., Pascal, L., Cordier, M.-A., Lamarque, B., Tenório, M., & Radakovitch, O. (2021). Benthic oxygen dynamics and implication for the maintenance of chronic hypoxia and ecosystem degradation in the Berre lagoon (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 258, 107437. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107437>
- Rigaud, S., Deflandre, B., Maire, O., Bernard, G., Duchêne, J. C., Poirier, D., & Anschutz, P. (2018). Transient biogeochemistry in intertidal sediments: New insights from tidal pools in *Zostera noltei* meadows of Arcachon Bay (France). *Marine Chemistry*, 200, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2018.02.002>
- Rigaud, S., Garnier, J.-M., Moreau, X., de Jong-Moreau, L., Mayot, N., Chaurand, P., & Radakovitch, O. (2019). How to assess trace elements bioavailability for benthic organisms in lowly to moderately contaminated coastal sediments? *Marine Pollution Bulletin*, 140, 86–100. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.007>
- Rigaud, S., Giorgio, C. di, Radakovitch, O., Garnier, J. M., & Méo, M. de. (2012). Genotoxicity of sediment extracts of the Berre lagoon (France). *Chemosphere*, 88(8), 937–944.
- Rigaud, S., Radakovitch, O., Couture, R. M., Deflandre, B., Cossa, D., Garnier, C., & Garnier, J. M. (2013). Mobility and fluxes of trace elements and nutrients at the sediment-water interface of a lagoon under contrasting water column oxygenation conditions. *Applied Geochemistry*, 31, 35–51.
- Rigaud, S., Radakovitch, O., Nerini, D., Picon, P., & Garnier, J. M. (2011). Reconstructing historical trends of Berre lagoon contamination from surface sediment datasets: Influences of industrial regulations and anthropogenic silt inputs. *Journal of Environmental Management*, 92(9), 92(9). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.04.002>
- Robert, C., Degiovanni, C., Jaubert, R., Leroy, V., Reyss, J. L., Saliège, J. F., Thouveny, N., & de Vernal, A. (2006).

- Variability of sedimentation and environment in the Berre coastal lagoon (SE France) since the first millenium: Natural and anthropogenic forcings. *Journal of Geochemical Exploration*, 88(1–3), 440–444. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2005.08.097>
- Rosenberg, R., Nilsson, H. C., & Diaz, R. J. (2001). Response of Benthic Fauna and Changing Sediment Redox Profiles over a Hypoxic Gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53(3), 343–350. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0810>
- Salençon, M.-J., Reyss, J.-L., & Gosse, P. (2011). Evolution du dépôt sédimentaire dans l'étang de Berre depuis 1966. *Actes Des Recontres Lagun'R*.
- Santos-Echeandia, J., Prego, R., Cobelo-García, A., & Millward, G. E. (2009). Porewater geochemistry in a Galician Ria (NW Iberian Peninsula): Implications for benthic fluxes of dissolved trace elements (Co, Cu, Ni, Pb, V, Zn). *Marine Chemistry*, 117(1–4), 77–87.
- Schmidt, N., Castro-Jiménez, J., Oursel, B., & Sempéré, R. (2021). Phthalates and organophosphate esters in surface water, sediments and zooplankton of the NW Mediterranean Sea: Exploring links with microplastic abundance and accumulation in the marine food web. *Environmental Pollution*, 272. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115970>
- Schmidt, N., Fauvelle, V., Castro-Jiménez, J., Lajaunie-Salla, K., Pinazo, C., Yohia, C., & Sempéré, R. (2019). Occurrence of perfluoroalkyl substances in the Bay of Marseille (NW Mediterranean Sea) and the Rhône River. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110491. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110491>
- Schwarzenbach, R. P., Escher, B. I., Fenner, K., Hofstetter, T. B., Johnson, C. A., von Gunten, U., & Wehli, B. (2006). The Challenge of Micropollutants in Aquatic Systems. *Science*, 313(5790), 1072–1077. <https://doi.org/10.1126/science.1127291>
- Seitaj, D., Sulu-Gambari, F., Burdorf, L. D. W., Romero-Ramirez, A., Maire, O., Malkin, S. Y., Slomp, C. P., & Meysman, F. J. R. (2017). Sedimentary oxygen dynamics in a seasonally hypoxic basin. *Limnology and Oceanography*, 62(2), 452–473. <https://doi.org/10.1002/lno.10434>
- Seuront, L., Zardi, G. I., Uguen, M., Bouchet, V. M. P., Delaeter, C., Henry, S., Spilmont, N., & Nicastro, K. R. (2022). A whale of a plastic tale: A plea for interdisciplinary studies to tackle micro- and nanoplastic pollution in the marine realm. *Science of The Total Environment*, 846, 157187. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157187>
- Shaw, T. J., Gieskes, J. M., & Jahnke, R. A. (1990). Early diagenesis in differing depositional environments: The response of transition metals in pore water. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54(5), 1233–1246. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(90\)90149-F](https://doi.org/10.1016/0016-7037(90)90149-F)
- Soetaert, K., Herman, P. M. J., & Middelburg, J. J. (1996). A model of early diagenetic processes from the shelf to abyssal depths. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60(6), 1019–1040. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(96\)00013-0](https://doi.org/10.1016/0016-7037(96)00013-0)
- Sonke, J. E., Koenig, A. M., Yakovenko, N., Hagelskjær, O., Margenat, H., Hansson, S. v., de Vleeschouwer, F., Magand, O., le Roux, G., & Thomas, J. L. (2022). A mass budget and box model of global plastics cycling, degradation and dispersal in the land-ocean-atmosphere system. *Microplastics and Nanoplastics*, 2(1), 28. <https://doi.org/10.1186/s43591-022-00048-w>
- Stockdale, A., Davison, W., Zhang, H., & Hamilton-Taylor, J. (2010). The Association of Cobalt with Iron and Manganese (Oxyhydr)oxides in Marine Sediment. *Aquatic Geochemistry*, 16(4), 575–585. <https://doi.org/10.1007/s10498-010-9092-1>
- Sundby, B., Anderson, L. G., Hall, P. O. J., Iverfeldt, K., van der Loeff, M. M. R., & Westerlund, S. F. G. (1986). The effect of oxygen on release and uptake of cobalt, manganese, iron and phosphate at the sediment-water interface. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 50(6), 1281–1288.
- Taillefert, M., Neuhuber, S., & Bristow, G. (2007). The effect of tidal forcing on biogeochemical processes in intertidal salt marsh sediments. *Geochemical Transactions*, 8(1), 1–15. <https://doi.org/10.1186/1467-4866-8-6>
- Takeshita, Y., McGillis, W., Briggs, E. M., Carter, A. L., Donham, E. M., Martz, T. R., Price, N. N., & Smith, J. E. (2016). Assessment of net community production and calcification of a coral reef using a boundary layer approach. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 121(8), 5655–5671. <https://doi.org/10.1002/2016JC011886>
- Tercier-Waeber, M.-L., & Taillefert, M. (2008). Remote in situ voltammetric techniques to characterize the biogeochemical cycling of trace metals in aquatic systems. *J. Environ. Monit.*, 10(1), 30–54. <https://doi.org/10.1039/B714439N>
- Thouzeau, G., Grall, J., Clavier, J., Chauvaud, L., Jean, F., Leynaert, A., ni Longphuir, S., Amice, E., & Amouroux, D. (2007). Spatial and temporal variability of benthic biogeochemical fluxes associated with macrophytic and macrofaunal distributions in the Thau lagoon (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72(3), 432–446. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.11.028>
- Tipping, E. (1998). Humic Ion-Binding Model VI: An Improved Description of the Interactions of Protons and Metal Ions with Humic Substances. *Aquatic Geochemistry*, 4(1), 3–47. <https://doi.org/10.1023/a:1009627214459>
- Tisserand, D., Guédron, S., Viollier, E., Jézéquel, D., Rigaud, S., Campillo, S., Sarret, G., Charlet, L., & Cossa, D. (2022). Mercury, organic matter, iron, and sulfur co-cycling in a ferruginous meromictic lake. *Applied Geochemistry*, 146, 105463. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105463>
- Truesdale, V. W., & Smith, C. J. (1976). The automatic determination of silicate dissolved in natural fresh water by means of procedures involving the use of either α - or β -molybdosilicic acid. *The Analyst*, 19–31.
- Tseng, C. M., de Diego, A., Pinaly, H., Amouroux, D., & OFX, D. (1998). Cryofocusing coupled to atomic adsorption spectrometry for rapid and simple mercury speciation in environmental matrices. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 13, 755–764.
- UNEP. (2022). End plastic pollution: towards an international legally binding instrument : resolution / adopted by the United Nations Environment Assembly.
- van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111, 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B. D., van Franeker, J. A., Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., & Law, K. L. (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, 10(12), 124006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006>
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., & da Ros, L. (2013). Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>
- von Kármán, T. (1930). *Mechanische Ähnlichkeit und Turbulenz* (Mathematisch-Physische Klasse, Ed.).
- Vuillemin, R., Sanfilippo, L., Moschetta, P., Zudaire, L., Carbones, E., Maria, E., Tricoire, C., Oriol, L., Blain, S., le Bris, N., & Lebaron, P. (2009). Continuous nutrient automated monitoring on the Mediterranean Sea using in situ flow analyser.

- OCEANS 2009, 1–8. <https://doi.org/10.23919/OCEANS.2009.5422405>
- Werner, U., Billerbeck, M., Polerecky, L., Franke, U., Huettel, M., van Beusekom, J. E. E., & de Beer, D. (2006). Spatial and temporal patterns of mineralization rates and oxygen distribution in a permeable intertidal sand flat (Sylt, Germany). *Limnology and Oceanography*, 51(6), 2549–2563.
- Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L. J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E., & Thompson, R. C. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, 1(4), 140317. <https://doi.org/10.1098/rsos.140317>
- Yakushev, E. v., Protsenko, E. A., Bruggeman, J., Wallhead, P., Pakhomova, S. v., Yakubov, S. K., Bellerby, R. G. J., & Couture, R. M. (2017). Bottom RedOx Model (BROM v.1.1): A coupled benthic-pelagic model for simulation of water and sediment biogeochemistry. *Geoscientific Model Development*, 10(1), 453–482. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-453-2017>
- Zoumis, T., Schmidt, A., Grigorova, L., & Calmano, W. (2001). Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. *The Science of The Total Environment*, 266(1–3), 195–202.

Partie 3 - Curriculum Vitae

Sylvain Rigaud

Maître de Conférences (CNU 35) en Biogéochimie des milieux aquatiques / depuis 2014

UPR 7352 CHROME, Université de Nîmes

Site Hoche 3, 1 place du Président Doumergue, 30000 Nîmes, France

Tel: +33(0)7 60 30 92 00

sylvain.rigaud@unimes.fr

Cursus universitaire supérieur et contrats postdoctoraux

2012-2014 (1.5 a) **Postdoctorat en "Biogéochimie côtière"** sur l'impact des herbiers de zostères sur la biogéochimie et les flux à l'interface eau-sédiments, EPOC, Université de Bordeaux. Encadrement: P. Anschutz & B. Deflandre.

2011- 2012 (1 a) **Postdoctorat en "Géochimie et Océanographie"** sur les déséquilibres $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ et le cycle des éléments traces dans l'océan Atlantique Nord, Université du Delaware (USA). Encadrement: T. Church.

2007-2011 **Doctorat en "Géosciences de l'Environnement"** sur les processus biogéochimiques contrôlant la dynamique et la biodisponibilité des éléments traces dans des sédiments côtiers, Aix-Marseille Université, CEREGE. Encadrement: J.M. Garnier & O. Radakovitch. - **Mention très honorable avec félicitation du jury.**

2006-2007 **Master 2 Recherche "Sciences de l'Environnement Terrestre"** Spécialité "Geosystèmes", Aix-Marseille Université. Spécialisation: Géochimie et modélisation aux interfaces, Géochimie Isotopique, Hydrogéologie et Cycles Biogéochimiques (moy: 15.6/20). - **Major de promotion (Semestre 1).**

Stage (5 mois): « *Comportement des éléments de la série de ^{238}U dans un contexte d'intrusion salée, nappe profonde de Camargue, France* », CEREGE/Université Aix-Marseille. Encadrement: O. Radakovitch & C. Claude.

2005-2006 **Master 1 "Sciences de la Terre"** en tant qu'étudiant Gradué d'échange, Université d'Ottawa (Canada). Spécialisation: Géochimie isotopique en hydrogéologie (A+), Géomorphologie en environnement périglaciaire (A-), Hydrologie Physique (A+), Ecotoxicologie (A+).

Stage (3 mois): « *Spéciation des éléments traces métalliques d'un sol tropical et impact de l'épandage d'un effluent agricole organique* ». Université de la Réunion/CIRAD-IRD-LSTUR. Encadrement: I. Basile-Doelsch & E. Doelsh.

2003-2005 **I.U.P. "Environnement, Technologie, Société"** Option "Environnement, Chimie Analytique et Ecosystèmes", Aix-Marseille Université. Spécialisation: Chimie Analytique (18/20), Chimie Physique (18/20), Géosciences (17/20) et Hydrogéologie (16.5/20). - **Major de promotion (année 2004-2005).**

Stage (2 mois): « *Caractérisation de la matière organique colloïdale par spectroscopie IRTF et RMN ^{13}C* », CEREGE/Université Aix-Marseille. Encadrement: J.M. Garnier & S. Moustier.

2001-2003 **I.U.T. "Chimie"** Option "Chimie", Aix-Marseille Université

Stage (2 mois): « *Validation d'une méthode d'adsorption de pesticides à la surface d'aérosols* », LCE/Université Aix-Marseille. Encadrement: H. Wortham

Compétences scientifiques et techniques

Prélèvements et expérimentations (terrain et laboratoire)

- Prélèvement d'échantillons de la colonne d'eau, sédiment, d'eaux interstitielles et d'organismes benthiques depuis la surface ou en plongée (bouteille Niskin, préleveur d'interface SUSANE, benne, carottes, peepers, DET, DGT, .Rhizons, ..) pour l'analyse des éléments majeurs et traces

- Mise en place de stations de monitoring physicochimique (O₂, pH, T, salinité, turbidité, hauteur d'eau, lumière) continu sur des stations ou balises fixes au moyen de sondes autonomes (HOBO, NKE)
- Déploiement de microprofileurs *in situ* (O₂, pH, H₂S, résistivité), Eddy covariance, chambres benthiques
- Incubations de carottes de sédiments en conditions contrôlées
- Digestion totale de sédiments et matrices biologiques en four microonde
- Spéciation des éléments traces dans les sédiments par extractions chimiques sélectives
- Échantillonneurs passifs DGT: simple (métaux), dual mode (métaux et oxyanions) et pour sédiment.

Techniques analytiques

- Analyses élémentaires par ICP-AES, GF-AAS, ICP-MS, Fluorescence X (majeurs, mineurs et traces)
- Analyses des anions et cations majeurs par chromatographie ionique
- Hg total en phase solide (CVAAS) ou dissoute (CVFAS)
- Microélectrodes (O₂, pH, H₂S, résistivité)
- Spectrophotométrie (SO₄, H₂S, PO₄, alcalinité totale, ...)
- Analyse FIA (tCO₂, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻)
- Dosage Winkler (O₂ dissous)
- Carbone organique et inorganique dissous et particulaire (TOCmètre)
- Caractérisation physique de sédiment (teneur en eau, porosité, granulométrie, minéralogie par DRX)
- Analyse élémentaire par μ XRF et MEB-EDS

Modélisation/Logiciels

- Codes de spéciation géochimique: PHREEQC, WHAM VI
- Modèles transport-réactifs: PROFILE, PRO2FLUX/PROBEFLUX
- Cartographie: QGIS, Ocean Data View

Expériences de terrain

422 jours cumulés de missions (dont 174 jours en tant que chef de mission):

- 14 missions océanographiques hauturières et côtières d'une durée entre 2 et 37 jours (188/10 jours): Golfe de Gascogne (102+10j, , <https://doi.org/10.17600/18001021>), Baie de Marseille (3j), Océan Atlantique nord (37j), estuaires de la Loire (29j) de la Chesapeake et du Delaware (5j).
- multiples campagnes de prélèvements côtières de 1 journée (186/150 jours) sur les étangs du Bolmon (15j), du Prévost (29j) de Berre (89j) de Thau (11j), Port-Camargue (5j), Golfe du Lion (4j), Bassin d'Arcachon (28j), Rade de Brest (5j).
- multiples campagnes de terrain en milieu continental (48/12 jours): cours d'eau Gardois (23/12 jours), plaine de Camargue (10j), parcelles agricoles expérimentales à la Réunion (5j); 1 mission de prélèvement au Bangladesh (10j).

Autres qualifications

- Permis de navigation (permis côtier)
- Niveau 2 de plongée sous-marine

Activités et responsabilités scientifiques

- **Coordinateur principal ou co-coordination de 9 (+ 1 déposé) programmes nationaux ou internationaux de recherche**

2024-2025 Projet ICARE10 / Co-Coordinateur. *Devenir des dépôts historiques de résidus de bauxite dans le canyon de Cassidaigne 10 ans après l'arrêt des rejets : foraminifères benthiques et REMobilisation de contaminants métalliques*. Partenaires: CHROME, CEREGE, GEOPS. AAP OHM Bassin Minier de Provence 2024. Financement demandé: 9.9 k€.

2024-2025 Projet PlasticOHM / Co-Coordinateur. *Accumulation et dégradation des microPLASTIques dans le compartiment Sédimentaire en zone CÔtière : vision croisée entre l'étang de Berre et la rade de Marseille*. Partenaires: CHROME, CEREGE, LCE. AAP ECCOREV 2024. Financement demandé: 7.5 k€.

2024-2025 Projet PlasticECCOREV / Co-Coordinateur. *Accumulation et dégradation des microPLASTIques dans le compartiment Sédimentaire en zone CÔtière : vision croisée entre l'étang de Berre et la rade de Marseille*. Partenaires: CHROME, CEREGE, LCE. AAP OHM Littoral Méditerranéen 2024. Financement demandé: 9.9 k€.

- 2024-2026 Projet GoL_EOLE / Co-Coordinateur. *Impacts potentiels de l'éolien en mer sur le fonctionnement hydrodynamique, biogéochimie et la biodiversité de l'écosystème du Golfe du Lion: état initial et projection*. Partenaires: CHROME, CEFREM, MIO, LSCE. AAP: AAP OFB 2023 sur l'amélioration de la connaissance entre milieu marin et éolien en mer. Financement demandé: 850 k€.
- 2020-2021 Projet PONUTELA / Coordinateur principal (2020-2021). *Impact des hypoxies sur le devenir des Polluants et NUTriments des sédiments dans les Ecosystèmes LAgunaires méditerranéens: le cas de l'étang du Prévost*. Partenaires: CHROME, HSM, MARBEC, EPOC, MIO, CEREGE. AAP: Labex DRIIHM-OHM Littoral Méditerranéen. Financement: 6.0 k€.
- 2019-2020 Projet MICROPLASTIS / Coordinateur principal. *Devenir des additifs contenus dans les microplastiques du sédiment : une source diffuse de polluants émergents pour la colonne d'eau en zone côtière?*. Partenaires: CHROME, MIO. AAP: FR ECCOREV 2019. Financement: 7.0 k€.
- 2019-2020 Projet PORT-TRACONS2 / Co-coordonateur. *Détermination de l'origine de la contamination des eaux de Port-Camargue : aide à la gestion de la contamination*. Partenaires: Hydrosociences Montpellier, CHROME, Régie du port autonome de Port-Camargue. AAP: Labex DRIIHM-OHM Littoral Méditerranéen. Financement: 7.5 k€.
- 2018-2019 Projet PORT-TRACONS / Co-coordonateur. *Sources et TRAnsfert de CONtaminants dans un écosystème portuaire: cas du port de plaisance de Port-Camargue*. Partenaires: Hydrosociences Montpellier, CHROME, Régie du port autonome de Port-Camargue. AAP: Labex DRIIHM-OHM Littoral Méditerranéen. Financement: 7.5k€.
- 2016-2017 Projet PREDHYP-O₂ / Coordinateur principal. *Étude in situ de la variabilité temporelle des conditions de désoxygénation de la colonne d'eau et des sédiments de l'étang de Berre et de ses conséquences sur le fonctionnement biogéochimique et écologique de la lagune: application à la prédiction des hypoxies côtières*. Partenaires: CHROME, CEREGE, MIO, EPOC, NIVA (Norvège), Syndicat mixte GIPREB. AAP: CNRS-INSU EC2CO. Financement: 60 k€.
- 2014-2016 Projet PREDHYPO / Co-coordonateur: *Predicting hypoxia events in coastal waters: Benthic dynamic as the missing link*. Partenaires: CHROME, CEREGE, MIO, IMBE, IRPHE, EPOC, NIVA (Norvège), Syndicat mixte GIPREB. AAP: AMIDEX Interdisciplinaire. Financement: 325 k€.

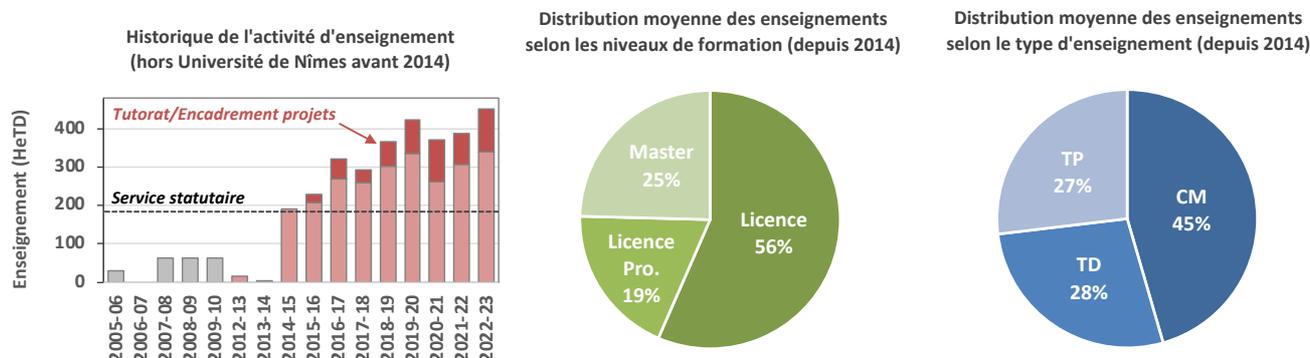
• **Coordinateur thématique et/ou partenaire de 12 programmes nationaux ou internationaux de recherche**

- 2023-2028 Projet RIOMAR. *Observer et anticiper l'évolution des zones côtières françaises sous influence des fleuves au 21e siècle*. Participant WP6 (Golfe de Gascogne) et WP8 (Golfe du Lion). Partenaires: LSCE, LOPS, DYNECO, LEGOS, LOMIC, OFB, IRSN, LPG, CEFREM, EPOC, LIENS, LOG, MMS, LETG, LOV, LHEEA, BOREA, MIO (CHROME, In-kind partner). AAP: Un océan de solutions PPR Océan et climat. Financement: 2493 k€.
- 2023-2025 Projet LABORATOIRE PLASTIQUE DE PAMPARIGOUSTE. *Un projet de recherche participative sur les rives de l'étang-de-Berre*. Partenaires: Bureau des Guides, IECF, INRAE, GIPREB. AAP: Fondation de France, Les futurs de la mer et du littoral 2022. Financement: 164 k€.
- 2022 Projet BIOGEOBENTHOBBS. *Mesures des Flux Biogéochimiques couplés au suivi de la macrofaune et méiofaune benthique*. Partenaires: LOG, LSCE, LPG, CHROME, EPOC, MARBEC, Ifremer. AAP ILICO-OFB 2022. Financement: 10 k€.
- 2020-2021 Projet Calib'O₂. *Exercice d'intercomparaison d'optodes en milieu aquatique faiblement oxygéné*. Partenaires: IRD, LSCE, IFREMER/LOPS & PELAGOS, OSUR, MIO, CHROME, EPOC, LEGOS, CAEZA (Chili). AAP: ILLICO 2020. Financement: 6.3 k€.
- 2021-2022 Projet ANOXITO. *Dynamiques et conséquences de l'ANOXie et des mortalités conchylicoles sur la structure et le fonctionnement de la lagune de Thau*. Partenaires: MARBEC, IHPE, CHROME, MEDEMEER, MIO. AAP: CNRS-INSU EC2CO HYBIGE 2021. Financement: 61.5 k€.
- 2020-2021 Projet REBELRED. *REcyclage Benthique des ELéments REDox et nutriments associés à travers un estuaire sujet à l'Hypoxie : La Loire*. Partenaire: LPG, SUBATECH, MMS, LETG, LBCM, LER, EPOC, CHROME, M2C, LSCE, IPGP. AAP: CNRS-INSU AAP EC2CO 2020. Financement: 60 k€.
- 2020-2021 Projet ANOXIMO. *Influence de l'ANOXie et des MORTalités d'huîtres sur les flux biogéochimiques et les communautés de micro-et macroorganismes de la lagune de Thau : une étude in situ en mésocosmes*. Partenaire: MARBEC, IHPE, CHROME, MEDEMEER, MIO. AAP: IFREMER AAP Politique de site 2020. Financement: 20 k€.
- 2020-2021 Projet JERICO3: *Joint European Research Infrastructure network for Coastal Observatory: Novel European eXpertise for coastal observaTories* / WP3: Report on developments dedicated to monitor and study benthic compartment and processes. Partenaires: EPOC, OASU UMS POREA, LOV (CHROME, In-kind partner). AAP: JERICONEXT. Financement: 60 k€.
- 2020-2022 Projet MAGMA. *The West Gironde Mud Patch: an integrated model for the application of the Marine Strategy Framework Directive to marine offshore system*. Partenaire: EPOC, IFREMER, IRSTEA, (CHROME, In-kind partner). AAP: Labex COTE, 2019-2023, CNRA, OFB. Financement: 732 k€.
- 2019-2020 Projet IMSERT. *Impact environnemental et sanitaire du rouissage traditionnel des plantes textiles : regards croisés en histoire et sciences expérimentales*. Partenaires : CHROME, IMT-Mines d'Ales. AAP: MSH Sud. Financement: 8.8 k€
- 2018-2020 Projet VOG. *Étude de la Structure et du Fonctionnement de l'Interface eau-sédiment dans la Vasière Ouest-Gironde (VOG)*; Partenaires: EPOC, CHROME, East Carolina University (USA), Universidade Federal do Rio de Janeiro (Brésil), IUEM, LECOB. AAP: LEFE-CYBER (55%)/EC2CO-DRIL (45%). Financement: 132.6 k€.
- 2016-2018 Projet JERICOBENT. *Caractérisation de l'impact de la diversité de la faune benthique et des apports en matière organique sur le fonctionnement écologique et biogéochimique de l'écosystème benthique de la Vasière Ouest Gironde en relation avec*

- **Membre de l'Observatoire** du Golfe de Fos (depuis 2024)
- **Président du Comité d'Expertise** sur l'évaluation du protocole d'expérimentation de rejet saisonnalisé EDF-GIPREB (depuis 2024)
- **Membre du Comité de Pilotage** sur les sites Natura 2000 de l'étang de Berre (depuis 2024)
- **Président élu du Conseil Scientifique** de l'étang de Berre (depuis 2021)
- **Membre du Conseil Scientifique** de l'étang de Berre (depuis 2017)
- **Membre du Conseil Scientifique** sur l'éolien flottant en Méditerranée (depuis 2019)
- **Membre du Consortium National d'Expertise Scientifique** ODATIS-Oxygène (depuis 2019)
- **Membre du Réseau d'Expertise** sur les Changements climatiques en Occitanie, RECO (depuis 2020)
- **Membre du Réseau** des Stations et Observatoires MARins RESOMAR (depuis 2017)
- **Membre du Comité Syndical** du Syndicat mixte du GIPREB (depuis 2021)
- **Membre du Comité Local de Gestion** de l'étang du Bolmon (depuis 2023)
- **Activités de relecture:**
 - relecture de **23 articles scientifiques** pour des journaux internationaux de rang A
 - relecture de **7 projets de recherche** internationaux (NSF USA, FR-NT Québec) et nationaux (LEFE-CYBER, ECCOREV) et de **1 projet de pédagogie innovante** (AAP École de la Transition)
 - évaluation de **2 demandes de campagne à la mer** de la Flotte Océanographique Française
 - évaluation de **4 rapports techniques** en lien avec des problématiques environnementales et le milieu marin
- **Expert dans des instances locales et nationales**
 - membre du comité d'expert pour l'évaluation de l'expérimentation des nouvelles modalités de rejets de la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (2024-2028)
 - Expert sollicité pour l'évaluation la contribution du sédiment du canal du Fort à l'eutrophisation de la lagune de Biguglia. Collaboration avec la Réserve Naturelle de l'étang de Biguglia (2023)
 - Expert auditionné à l'Assemblée Nationale dans le cadre de la mission d'information parlementaire sur la réhabilitation de l'Étang de Berre (2020). <http://www2.assemblee-nationale.fr/15/commissions-permanentes/commission-du-developpement-durable/missions-d-information/rehabilitation-de-l-etang-de-berre>
 - *Expert auditionné par les rapporteurs du Ministère de la Transition Écologique et Solidaire/Mission CGEDD sur l'évaluation des effets d'un pompage au travers du tunnel du Rove sur l'écosystème des étangs du Bolmon et de Berre (2018).*
 - *Invitation et participation à des réunions techniques organisées par le préfet des Bouches du Rhône sur les "Objectifs écologiques atteignables pour l'étang de Berre en 2027 au titre de la DCE" (2017-2019)*

Activités et responsabilités pédagogiques

• **Enseignant** dans 6 années de formations (Licence, Licence Pro, Master) à hauteur de 276 ± 52 HETD/a en moyenne à l'université de Nîmes (depuis 2014), auxquelles s'ajoute en moyenne 90 ± 20 h d'encadrement d'étudiants sur projet et/ou d'activités de tutorat d'apprentis, et selon la distribution CM/TD/TP et Licence/L.Pro/Master présentée dans les figures ci-dessous. Les enseignements effectués avant 2014 sont aussi reportés dans l'historique pour information.

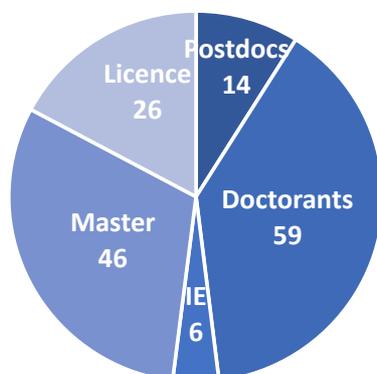


- **Responsable** de la L3 Sciences de la Vie parcours "Environnement", Université de Nîmes (depuis 2016)
- **Responsable de 5 UE** en L3 "Sciences de la Vie" parcours "Environnement", Licence Professionnelle "Risques et Impacts Environnementaux, Master M1 "Risques Environnementaux et Sûreté Nucléaire" (depuis 2016)
- **Tuteur académique** de 3 à 5 apprentis chaque année en LPro et M2, Université de Nîmes (depuis 2015)
- **Membre et présidence de jurys universitaires** de plusieurs formations universitaires: L1 SV, L3 SV, LP RIE, M1 RESNUC (depuis 2015) ; LP 3D (depuis 2020) ; Présidence L1-SV (2017-2018)
- **Président des jurys de soutenance orale** des stages des L3 Sciences de la Vie parcours "Environnement" (depuis 2016)
- **Membre du réseau de référents d'aide à la réussite** en Licence Sciences de la Vie, Université de Nîmes (depuis 2019)
- **Référent Parcoursup** (2017-2018)
- **Membre extérieur au conseil de perfectionnement** du Master Sciences de la mer, Université de Bordeaux (depuis 2020)
- **Représentant de la filière Sciences de l'Environnement de l'Université de Nîmes** dans de 2-4 salons étudiants (chaque année depuis 2015)
- **Enseignant référent** dans la tenue de stands à la Journée Porte Ouverte de l'université de Nîmes (chaque année depuis 2015)
- **Organisateur de la journée d'accueil et d'intégration** interpromotionnelle des étudiants de la filière Sciences de l'Environnement de l'Université de Nîmes (chaque année depuis 2015)
- **Membre extérieur au jury des soutenances de stage du M2** Sciences de la Mer de l'Université de Bordeaux (depuis 2018)
- **Membre du Comité de Suivi Individuel** de 3 doctorants: C. Chouba, Université de Montpellier (2022-2024), N. Dubosq, Université de Bordeaux (2019-2022) (en tant qu'expert extérieur), E. Delattre, Université de Nîmes (2017-2020) (en tant que représentant de l'école doctorale).
- **Intervenant** au sein de l'école d'été interdisciplinaire sur les pollutions marines. Intervention 1h sur les collaborations art & sciences en Recherche-Actions sur la thématique des plastiques. Aix-Marseille Université. Juin 2024.

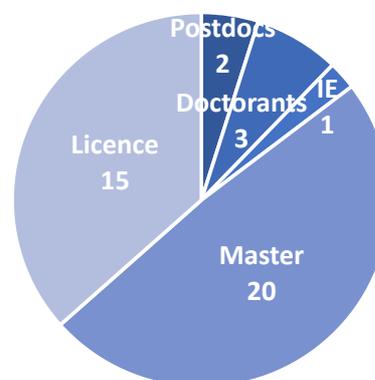
Activités d'encadrements et de formation

Durant ma carrière j'ai pu participer à l'encadrement/formation d'un total de **41 étudiants/personnels** pour une durée effective totale des encadrements/formations (après normalisation aux taux d'encadrement – entre 10% et 100%) de **152 mois**. Les nombres et durées effectives répartis par niveaux (postdoctorants, doctorants, ingénieurs d'étude, masters, licences) sont synthétisés dans la figure ci-dessous et détaillés dans les tableaux qui suivent.

Durée effective (en mois au prorata des taux d'encadrement) des encadrements répartis par niveau



Nombre d'étudiants/personnels encadrés répartis par niveau



Postdoctorants

	Nom Prénom	Niveau	Durée	Institution	Taux d'encadrement	Sujet
2	Lara Pozzato	Postdoctorant	16 mois (2015-16)	Université Aix-Marseille	50%	Predicting hypoxia events in coastal waters: Benthic dynamic as the missing key
1	Florian Cesbron	Postdoctorant	11 mois (2015)	Université Aix-Marseille	50%	Predicting hypoxia events in coastal waters: Benthic dynamic as the missing key

Ingénieur d'étude

	Nom Prénom	Niveau	Durée	Institution	Taux d'encadrement	Sujet
1	Alexios Maragkoudakis-Vasilakis	Ingénieur d'étude	12 mois (2023-2024)	Université de Nîmes/IEC P	50%	Projet Laboratoire Plastique de Pamparigouste

Doctorants

	Nom Prénom	Niveau	Durée	Institution	Taux d'encadrement	Sujet
3	Louison Huchet	Doctorant	En cours (2022-...)	Université de Nîmes	90%	Remobilisation des polluants du sédiment de petites lagunes méditerranéennes dégradées en réponse à des modifications des conditions physicochimiques dans la colonne d'eau
2	Garry Dorléon	Doctorant	36 mois (2021-...)	Université de Nîmes	40%	Biogéochimie du soufre dans les systèmes passifs de bioremédiation de déchets sulfatés
1	Julie Régis	Doctorant	36 mois (2019-2023)	Université de Nîmes	90%	Impact des hypoxies sur le devenir des polluants des sédiments dans les lagunes Méditerranéennes

Stagiaires (Master et Licence)

	Nom Prénom	Niveau	Durée	Institution	Taux d'enca- drement	Sujet
35	Alexios Maragkouda kis-Vasilakis	M2	5 mois (2023)	Université de Toulon	100%	Distribution des microplastiques dans les sédiments de l'étang de Berre
34	Émeline Pellequer	M2	5 mois (2022)	Université de Toulon	25%	Étude des processus diagenétiques et des métaux traces associés (As, Co, Ni, Cr et Pb) de la Vasière Ouest Gironde (Golfe de Gascogne)
33	Capucine Camin	M2	5 mois (2022)	Université de Bordeaux	100%	Biogéochimie des polluants dans les sédiments de l'étang du Bolmon et du tunnel du Rove
32	Salomé La Ragione	L3	2 mois (2022)	Université de Nîmes	100%	Caractérisation des conditions biogéochimiques des sédiments en zones côtières dégradées : le cas de l'étang du Bolmon et du tunnel du Rove
31	Guillaume Dessy- Lienart	L3	2 mois (2022)	Université de Nîmes	33%	Caractérisation biogéochimique des sédiments de dragage et des boues de réhabilitation d'anciens sites miniers en Occitanie en vue de leur valorisation
30	Gabriel Descloitre	L3	2 mois (2022)	Université de Nîmes	50%	Influence des peuplements de macrophytes sur la biogéochimie des sédiments et la dynamique de l'oxygène de lagunes méditerranéennes
29	Gaelle Cabaret	M1	2 mois (2021)	Université de Nîmes	100%	Études des processus biogéochimiques à l'interface eau-sédiment en zones côtières impactées par des malaïgues
28	Émeline Pellequer	M1	2 mois (2021)	Université de Toulon	100%	Evolution des processus diagenétiques et devenir des éléments traces le long du continuum continent-océan : Application aux sédiments de l'estuaire de la Loire et du golfe de Gascogne
27	Moh Matthias	L3	2 mois (2021)	Université de Nîmes	100%	Évolutions temporelles de l'hypoxie et l'anoxie dans l'étang de Berre : reconstruction historique et recommandations pour le futur
26	Dubois Clémence	M2	5 mois (2020)	Université de Bordeaux	50%	Devenir des additifs contenus dans les microplastiques du sédiment : une source diffuse de polluants émergents pour la colonne d'eau en zone côtière ?
25	Cyrine Chouba	M2	5 mois (2019)	Université de Tunis / Université de Montpellier	25%	Biogéochimie des organoétains dans les sédiments de Port Camargue
24	Emma Silnicki	L3	2 mois (2019)	Université Paris- Est Créteil	100%	Impact de la durée et fréquence des phénomènes de désoxygénation sur les flux d'oxygène à l'interface eau-sédiment
23	Nicolas Dubosc	M2	5 mois (2019)	Université de Bordeaux	50%	Biogéochimie de la Vasière Ouest Gironde
22	Nicolas Dubosc	M1	2 mois (2018)	Université de Bordeaux	50%	Initiation à la biogéochimie de la Vasière Ouest Gironde
21	Eric Gonzales	L3	2 mois (2018)	Université de Toulouse	50%	Metalloid and Chloride Repartition in Organic Matrices
20	Delphine Blanc	M1	2 mois (2018)	Université de Montpellier	100%	Impact des résurgences sur la qualité et la quantité des eaux du Gardon
19	Jonathan Van Hanja	L3	2 mois (2018)	Université de la Rochelle	100%	Caractérisation de processus biogéochimiques naturels dans le milieu aquatique grâce à un suivi à haute résolution spatiale
18	Marine Braconnier	L3	2 (2018)	Université de Nîmes	100%	Dynamique des phosphates dans l'étang de Berre
17	Gilles Falcone	M1	2 mois (2017)	Université de Strasbourg	100%	Spéciation des phosphates dans les sédiments de l'étang de Berre
16	Baptiste VOLTZ	M2	5 mois (2017)	Université de Bordeaux	50%	Dynamique de la désoxygénation de la colonne d'eau et du sédiment dans l'étang de Berre
15	Guillaume Luconi	L3	2 mois (2017)	Université de Nîmes	100%	Analyses des orthophosphates dissous par spectrophotométrie et mise en place de sondes de qualité physicochimique des eaux
14	Corentin Delainé	L3	2 mois (2017)	Université de Nîmes	33%	Minéralisation de la partie aval de la nappe de la Vistrenque
13	Gilles Falcone	M1	1 mois (2017)	Université de Strasbourg	100%	Mise en place d'un préleveur automatique dans un cours d'eau
12	Robin Riousset	M2	5 mois (2016)	Université Aix- Marseille	50%	Quantification des échanges en oxygène et nutriments à l'interface eau-sédiment dans l'étang de Berre et implication dans le contrôle de l'hypoxie
11	Astrid Lanneau	2 ^{ème} année Ec. Ingé.	2 mois (2016)	AgroParisTech	33%	Part de la respiration benthique sur le déficit chronique en dioxygène dans l'étang de Berre

10	Mathieu Estrade	L3	2 mois (2016)	Université de Nîmes	100%	Caractérisation physicochimique d'un milieu aquatique impacté par des épisodes d'hypoxie
9	Emily Howe	M1	3 mois (2015)	Université de Bordeaux	15%	A study of the biogeochemistry of Berre lagoon sediments under oxic conditions
8	Orianne Jolly	M2	3 mois (2013)	Université de Bordeaux	50%	Etude des processus biogéochimiques au sein de différents herbiers à <i>Zostera noltii</i>
7	Eleanor McDougall	Etudiante Sous graduée	2 mois (2012)	Université du Delaware	100%	Mesure des activités de ²¹⁰ Po et ²¹⁰ Pb dans différents compartiments côtiers
6	David Marsan	Etudiant gradué	12 mois (2011-12)	Université du Delaware	50%	Evaluation des déséquilibres ²¹⁰ Po/ ²¹⁰ Pb dans la colonne d'eau océanique
5	Morgan Le Cointre	1 ^{ère} année Ec. Ingé.	3 mois (2010)	Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Rennes	100%	Caractérisation chimique des eaux poreuses et sédiments de l'étang de Berre
4	Vanessa Proust	L3	3 mois (2010)	Université du Sud Toulon-Var	100%	Estimation de la biodisponibilité des métaux traces des sédiments de l'étang de Berre
3	Lucie Da Silva	M2	5 mois (2010)	Université Aix-Marseille	50%	Bioaccumulation d'éléments traces métalliques dans les chaînes trophiques marines
2	Léo Demoulin	M2	5 mois (2010)	Université du Sud Toulon-Var	10%	Étude de la spéciation et de la mobilité du mercure à l'interface eau-sédiment dans la rade de Toulon
1	Fanny Coutelot	M1	3 mois (2009)	Université Aix-Marseille	100%	Biogéochimie des eaux interstitielles des sédiments de l'étang de Berre et remobilisation à l'interface eau/sédiment

Autres encadrements (hors enseignements)

Intitulé	Nombre	Niveau	Institution
Travaux d'initiative personnelle encadrés	6 groupes	CPGE	Institut D'Alzon
Stage d'observation 3ème	3	3ème	Collèges Gardois
Travaux Personnels Encadrés	5	1 ^{ère} et Term. STI	Lycée Pierre-Gilles de Genne

Responsabilités administratives universitaires d'intérêt général

- **Membre élu suppléant au Comité Social d'Administration d'Établissement (CSAE)** de l'Université de Nîmes (depuis 2023)
- **Membre élu au Conseil d'Université** de l'Université de Nîmes (depuis 2020)
- **Membre élu au Conseil du département Sciences et Art** de l'Université de Nîmes (depuis 2020)
- **Membre élu suppléant au Comité Technique** de l'Université de Nîmes (2018-2022)
- **Membre de la Section Disciplinaire** de l'Université de Nîmes (depuis 2020)
- **Membre de comités de sélection:** MCF 32, Université de Mayotte (2021), MCF 23, Université de Mayotte (2017), IGE BAP C, Université de Nîmes (2016), Technicien BAP A, Université de Nîmes (2023).
- **Présidence de jury de Baccalauréat** (env. 1 an/2 depuis 2016)

Bourses et mobilités

- **Lauréat** du programme Åsgard-Recherche 2023, pour un séjour de développement de collaborations scientifiques en Norvège avec le NIVA (Oslo) et le NILU (Tromsø), Institut Français en Norvège (2023)
- **Obtention de la prime individuelle** du régime indemnitaire des personnels enseignants et chercheurs (RIPEC C3), Classé AAA (2023-2025)

Activités de vulgarisation scientifique

Edition d'ouvrage de vulgarisation scientifique interdisciplinaire

- Rigaud S., Vinson S, Le Corre E. (2022). Rencontre scientifique autour de l'étang de Berre, Lagun'r 2021. 83p. (<https://etangdeberre.org//content/uploads/2022/10/LagunR-2022-web.pdf>)

Rédaction et publication d'articles de vulgarisation et d'actualité scientifiques

- Auteur de 11 fiches de vulgarisation scientifique sur les actions physico-biogéochimiques du Laboratoire Plastique de Pamparigouste (2023): "*Sur le chemin des plastiques*", "*Le devenir des plastiques: une simple histoire de densité?*", "*Prélèvement des sédiments de surface*", "*Carottes sédimentaires: prélèvement et techniques sur le terrain*", "*Traitement des échantillons au laboratoire*", "*Analyse des plastiques au laboratoire*", "*Contamination en plastiques des sédiments de surface*", "*Quels plastiques dans les sédiments de l'étang de Berre?*", "*Historique des apports en plastiques*", "*Bilan de masse des plastiques dans les sédiments*", "*Le laboratoire CHROME de l'Université de Nîmes*". (<https://issuu.com/bureauidesguidesgr2013/docs/lecture>)
- **Rigaud S.**, "Sédiment". In *GR2013, 10 ans – Atterrissage forcé*. Octobre 2023. (https://issuu.com/bureauidesguidesgr2013/docs/livret_3_st)
- **Rigaud S.**, Fernandez C., Fiandrino A., Gramaglia C., Grégori G., Nicolas D., Olivero J., Truilhé-Marengo E., Verlaque M., Doxaran D., Grenz C., Nérini D. (2023). Évaluation et perspectives d'amélioration de l'étang de Berre: Réponse du Conseil Scientifique de l'étang de Berre suite à la saisine du GIPREB. 12 p. (<https://etangdeberre.org//content/uploads/2023/10/CS-Reponse-officielle-saisine.pdf>).
- Relecteur "Point d'actualité mensuelle du Conseil Scientifique de l'étang de Berre". Tous les mois depuis octobre 2022.
- **Rigaud S.** (2022). Évolution temporelle de l'état d'oxygénation des fonds de l'étang de Berre au cours des dernières années (<https://etangdeberre.org/actualite/evolution-temporelle-de-letat-doxygenation-des-fonds-de-letang-de-berre-au-cours-des-dernieres-annees/>)
- **Rigaud S.** (2022). La respiration de l'étang. In *Rencontre scientifique autour de l'étang de Berre, Lagun'r 2021*. 83 p. (<https://etangdeberre.org//content/uploads/2022/10/LagunR-2022-web.pdf>)
- **Rigaud S.** (2022). Comme un jeu. In *Rencontre scientifique autour de l'étang de Berre, Lagun'r 2021*. 83 p. (<https://etangdeberre.org//content/uploads/2022/10/LagunR-2022-web.pdf>)
- **Rigaud S.**, Vinson S. (2022). L'étang de Berre: un immense terrain de jeu pour les chercheurs. In *Rencontre scientifique autour de l'étang de Berre, Lagun'r 2021*. 83 p. (<https://etangdeberre.org//content/uploads/2022/10/LagunR-2022-web.pdf>)
- **Rigaud, S.**, Derolez, V., Richard, M. (2021). Changements climatiques et risque d'asphyxie des environnements aquatiques côtiers. In *Cahier Régional Occitanie sur les Changements Climatiques - Chapitre 6: Milieux littoraux*. (https://reco-occitanie.org/wp-content/uploads/2019/05/CROCC_2021_VF-compresse%CC%81.pdf)
- **Rigaud, S.**, Régis, J., de Wit, R. (2021). Les sédiments des lagunes méditerranéennes : une bombe à retardement à détonateur climatique ? In *Cahier Régional Occitanie sur les Changements Climatiques - Chapitre 6: Milieux littoraux* (https://reco-occitanie.org/wp-content/uploads/2019/05/CROCC_2021_VF-compresse%CC%81.pdf)
- CES ODATIS: Coppola L., Daniel A., Deflandre B., Garçon V., Lefèvre D., Mesnage V., Paulmier A., Schmechtig C., Schmidt S., Savoye N., Rabouille C., Sennechaël N., Racapé V., **Rigaud S.**, Sudre J., Thierry V. (2021) Désoxygénation océanique : un phénomène global accentué en milieu côtier. Actualité scientifique Océan Atmosphère. CNRS-INSU (<https://www.insu.cnrs.fr/fr/cnrsinfo/desoxygenation-oceanique-un-phenomene-global-accentue-en-milieu-cotier>)
- **Rigaud S.**, Fauvelle V., (2020). Devenir des additifs contenus dans les microplastiques du sédiment : une source diffuse de polluants émergents pour la colonne d'eau en zones côtières? MIO Hebdo (<https://www.mio.osupytheas.fr/fr/les-derniers-mio-hebdo>)
- CS du GIPREB: Meulé S., Aliaume C., Fernandez C., Fiandrino A., Gramaglia C., Nérini D., Truilhé E., Verlaque M., Grillas P., Ourmières Y. **Rigaud S.** (2018). Position du Conseil Scientifique du

GIPREB sur la crise anoxique de l'été.
(https://etangdeberre.org//content/uploads/2019/01/Avis_CS_Crise_anoxique2018.pdf)

- CS du GIPREB: Meulé S., Aliaume C., Fernandez C., Fiandrino A., Gramaglia C., Nérini D., Truilhé E., Verlaque M., Grillas P., Ourmières Y. **Rigaud S.** (2018). Position du Conseil Scientifique du GIPREB sur la réouverture du tunnel du Rove à la circulation d'eau de mer (2018). (https://etangdeberre.org//content/uploads/2018/12/auto_saisine_rove_2018_signe.pdf)

Conférences grand public

- Rigaud. S. (2018) *La problématiques des hypoxies côtières et leurs impacts écologiques*, Pint of sciences 2018, Nîmes.
- Rigaud S., Meulé, S. (2016). *Le rôle majeur de l'oxygène dans l'étang de Berre*. Journée du patrimoine 2016, Berre l'étang

Émission web-radiophonique

- Web-Radio Planète Saint-Chamas (<http://radio.8vies.fr/>): *le rôle des sédiments dans la qualité des écosystèmes lagunaires, Expédition Pamparigouste depuis le Ressentiscaphe, 20 septembre 2020* (https://issuu.com/bureaudesguidesgr2013/docs/pamparigouste-carnet-1_2)

Parutions dans la presse écrite locale ou régionale

- La Provence. 7 mars 2024. "Les microplastiques à la loupe du laboratoire de Pamparigouste".
- La Provence. 17 décembre 2023. "L'étang de Berre se révèle sous un angle plastique: le laboratoire plastique rassemble scientifiques, artistes et association, pour étudier et mieux penser la pollution en croisant les regards".
- La Marseillaise. 28 août 2022. "Étang de Berre: un nouveau labo pour traquer les microplastiques"
- Vision d'étang. Décembre 2018. "L'œil de l'expert sur la crise écologique de l'été 2018".
- Carnet de bord de Port-Camargue. Juillet 2018. "Quand le Yacht Club se transforme en laboratoire de recherche : le projet "Port Traçons".
- La Provence, 23 septembre 2016. "Conférence à Berre l'étang: deux scientifiques évoquent les "zones mortes" du centre de l'étang"
- Vision d'étang. Mars 2016. "A la recherche de l'oxygène perdu"
- La Provence. 26 janvier 2016. "Étang de Berre : une étude qui ne manque pas d'air !"
- La Marseillaise. 22 janvier 2016. "L'Étang de Berre ausculté"
- La Marseillaise. 22 janvier 2016. « Amidex » et interdisciplinarité
- La Marseillaise. 22 janvier 2016. "À la recherche de l'oxygène perdu"

Parutions dans la presse en ligne

- Site web de La Marseillaise. 12 mars 2024: "Le labo de Pamparigouste face aux plastiques de l'étang" (<https://www.lamarseillaise.fr/environnement/le-labo-de-pamparigouste-face-aux-plastiques-de-l-etang-BC15605646>).
- Site web de La Provence. Mars 2024: " Pollution de l'étang de Berre : un laboratoire tente de comprendre son origine pour mieux la combattre" (<https://www.laprovence.com/article/region/36359140485620/pollution-de-letang-de-berre-un-laboratoire-tente-de-comprendre-son-origine-pour-pour-mieux-la-combattre>).
- Site web de Maritima. Mars 2024: "Etang de Berre : des journées citoyennes pour lutter contre les microplastiques" (<https://maritima.fr/actualites/environnement/zone-etang-de-berre/347/des-journees-citoyennes-pour-lutter-contre-les-microplastiques>)

- Site web du GIPREB. Octobre 2023: "Une prédominance de fibres plastiques dans les sédiments de l'étang de Berre (<https://etangdeberre.org/actualite/une-predominance-de-fibres-plastiques-dans-les-sediments-de-letang-de-berre/>)
- Site web de la Provence. Mars 2023. Martigues: le plastique dans l'étang c'est toute une histoire! (https://www.laprovence.com/article/region/1918965920572716/martigues-le-plastique-dans-letang-cest-toute-une-histoire?fbclid=IwAR2KpBTTuxnaLlNy_IBcz59jUHp-m5MUgt8YBKLw9ovkOx8nc6gA7Tgiw78)
- Site web du Bureau des Guides – GR2013. Octobre 2022. Le Laboratoire Plastique: de 2022 à 2025 – Traquer tous ensemble les microplastiques sur l'étang de Berre. (<https://bureaudeguides-gr2013.fr/laboratoire-plastique/>)
- Site web du Pôle relais Lagunes Méditerranéennes. Septembre 2022. "Étang de Berre: un laboratoire pour traquer les microplastiques" (<https://pole-lagunes.org/etang-de-berre-un-laboratoire-pour-traquer-les-microplastiques/>)
- Site web du GIPREB. Septembre 2022. "Le laboratoire plastique de Pamparigouste va voir le jour" (<https://etangdeberre.org/actualite/le-laboratoire-plastique-de-pamparigouste-va-voir-le-jour/>)
- Bulletin d'info Illico. Septembre 2022. "L'Atelier Mesures des Flux Biogéochimiques couplés au suivi de la macrofaune et méiofaune s'est tenue cette semaine à Sète" (https://us20.campaign-archive.com/?e=test_email_&u=2058f8e797452ac68b87e7705&id=ec394f42c2#mctoc1)
- Site web de La Marseillaise. Août 2022: "Étang de Berre: un nouveau labo pour traquer les microplastiques" (<https://www.lamarseillaise.fr/environnement/etang-de-berre-un-nouveau-labo-pour-traquer-les-microplastiques-GK11939186>)
- Site web du GIPREB. Février 2022: "Des carottes dans le tunnel du Rove et l'étang du Bolmon" (<https://etangdeberre.org/actualite/des-carottes-dans-le-tunnel-du-rove-et-letang-du-bolmon/>)
- Site web du GIPREB. Janvier 2022: "Sylvain Rigaud: le nouveau président du conseil scientifique" (<https://etangdeberre.org/actualite/sylvain-rigaud-nouveau-president-du-conseil-scientifique/>)
- Site web de l'université de Bordeaux. Novembre 2021. "Immersion à bord d'un navire océanographique" (<https://www.u-bordeaux.fr/Actualites/De-la-recherche/Immersion-a-bord-d-un-navire-oceanographique>)
- Site web du GIPREB. Novembre 2019: "Le conseil scientifique: un regard scientifique reconnu" (<https://etangdeberre.org/le-gipreb/le-conseil-scientifique-du-gipreb/>)
- Site web du GIPREB. Septembre 2019. "Oxygène et biogéochimie: L'oxygène dans l'étang de Berre" (<https://etangdeberre.org/comprendre/programmes-de-recherche-et-projet-en-cours/predhypo/>)
- Site web du GIPREB. Novembre 2018: "L'œil de l'expert sur la crise écologique de l'été 2018" (<https://etangdeberre.org/actualite/loeil-de-lexpert/>)

Parutions dans des reportages audiovisuels

- Colloque ECCOREV, Mai 2023. Devenir des additifs contenus dans les microplastiques du Sédiment: une source diffuse de polluants émergents pour la colonne d'eau en zone côtière? (https://www.youtube.com/watch?v=MRYBqamGICE&ab_channel=F%C3%A9d%C3%A9rationdeRechercheECCOREV%28CNRS-AMU%29).
- Story Instagram "On vous emmène à bord d'un navire océanographique", Novembre 2021 (<https://www.instagram.com/stories/highlights/17940726274629752/?hl=fr>)
- Atelier Fête de la Science 2021. "Pollution plastique des océans: du visible à l'invisible!" (<https://www.youtube.com/watch?v=bECLQINan1U>)
- Chercheur interviewé dans l'émission "entretien avec un chercheur", Chaîne Twitch, Université de Nîmes, 25 juin 2021 (<https://www.twitch.tv/videos/1067092365>)
- Intervention durant un journal télévisé durant un reportage "l'étang de Berre asphyxié", France 3, 23 juin 2021 (<https://france3-regions.francetvinfo.fr/provence-alpes-cote-d-azur/emissions/jt-1213-provence-alpes/>)

- Interview de Sylvain Rigaud, en charge du programme PREDHYPO. Septembre 2018 (https://www.youtube.com/watch?v=RtOR_JrBHWI)
- France3-regions.francetvinfo.fr - 20 janvier 2016 - Etang de Berre : les eaux manquent d'oxygène (<https://france3-regions.francetvinfo.fr/provence-alpes-cote-d-azur/bouches-du-rhone/etang-de-berre-les-eaux-manquent-d-oxygene-908051.html>)
- Colloque Lagun'R. Mai 2011. Contamination des sédiments de l'étang de Berre (<https://www.youtube.com/watch?v=EfY5GXhipoI>)

Actions de sciences participatives

- Membre scientifique pour la validation d'un protocole de ramassage et suivi des plastiques sur les littoraux. Plage de Monteau, Istres. Juin 2023.
- Membre d'équipage du projet transdisciplinaire de sciences participatives "Pamparigouste" une exploration collective de l'étang de Berre, 2021 (<http://www.gr2013.fr/wp-content/uploads/2019/01/PAMPARIGOUSTE-Dossier-de-pre%CC%81sentation-220720-2.pdf>)

Actions de vulgarisation scientifique

- Participation à l'action "LA TRILOGIE PLASTIQUE #1: Plastique, où es-tu, m'entends-tu, que dis-tu?", Conception, et réalisation d'un atelier sur l'étude du plastiques dans les sédiments marins. Novembre 2023, Istres. (<https://bureaudeguides-gr2013.fr/la-trilogie-plastique-1/>)
- Participation à la table ronde "Enjeux environnementaux" dans le cadre de la nuit des chercheurs, Université de Nîmes, Septembre 2023. (<https://www.unimes.fr/fr/recherche/les-actions/culture-scientifique/la-nuit-des-chercheurs-2023.html#:~:text=Rendez%2Dvous%20site%20des%20Carmes,de%20N%C3%AEmes%20et%20pas%20que%20!>)
- Encadrement de groupe d'étudiants pour le montage et la réalisation d'ateliers de vulgarisation scientifique auprès de lycéens, Dispositif "Cordées de la réussite – Ambition Sup" (2022-2023 et 2023-2024)
- Intervention auprès de lycéens en tant que "Capitaine" DECLICS (Dialogues Entre Chercheurs et Lycéens pour les Intéresser à la Construction des Savoirs) en ayant mobilisé une équipe de 11 acteurs de la recherche, Lycée Ernest Hemingway, Nîmes (2022)
- Correspondant scientifique de l'artiste contemporain Peter Fend dans le cadre de l'événement Manifesta (2019-2020)
- Participation à la mission TARA Ocean sur les microplastiques dans l'étang de Berre (2019) (<https://etangdeberre.org/actualite/la-goelette-tara-enquete-sur-letang-de-berre/>)
- Animateur de la table ronde "Valorisation de la recherche" durant le colloque Droit et Contentieux du Nucléaire (2019) (<https://chrome.unimes.fr/files/2019/10/Chrome-agenda-Affiche-DCN-1.pdf>)
- Conception, réalisation et coordination d'ateliers pendant la fête de la science (chaque année depuis 2015):
 - "Le plastique c'est Scientastique!: le périple des scientifiques pour comprendre l'étendue de la pollution des plastiques dans l'océan", UNimes 2023
 - "Pollution plastique des océans: du visible à l'invisible!", Lycée Philippe Lamour, 2020; UNimes 2021 & 2022
 - "L'oxygène dans l'eau: quand les écosystèmes aquatiques respirent ou suffoquent", UNimes 2019 & 2018
 - "Tout va disparaître! La dissolution des matériaux par l'eau...", UNimes 2017
 - "Nous marchons sur l'eau!", UNimes 2016
 - "L'eau: H2O... et c'est tout?", UNimes 2015
- Création et réalisation d'un atelier « observation des sédiments marins » pendant la fête de la science (2013, Université de Bordeaux)

- Participation à l'exposition itinérante d'Art & Science "De l'amphithéâtre Ô village..." (2011, Bouches-du-Rhône)
- Porteur d'un projet de diffusion de culture scientifique sur la thématique des lagunes méditerranéennes et interventions dans des écoles primaires et collèges (2007-2010, France et Égypte)

Réseaux sociaux scientifiques et professionnels

- Page CV HAL, Archives ouvertes (<https://cv.archives-ouvertes.fr/sylvain-rigaud>)
- Page ResearchGate (https://www.researchgate.net/profile/Sylvain_Rigaud2)
- Page Academia (<https://unimes.academia.edu/SylvainRigaud>)
- Page web Linked'In (<https://www.linkedin.com/in/sylvain-rigaud-85706112a/?originalSubdomain=fr>)

Production scientifique

(Liste complète reportée ci-dessous)

- **35 articles** publiés (32) ou soumis (3) dans des revues internationales de rang A à comité de lecture
- **4 actes de conférence** à comité de lecture
- **37 communications orales** en conférences internationales (20) et en colloques nationaux (17)
- **23 posters** en conférences internationales (20) et en colloques nationaux (3)
- **1 édition d'ouvrage** de vulgarisation scientifique interdisciplinaire (cf activités de vulgarisation scientifiques)
- **11 articles de vulgarisation scientifique** publiés (cf activités de vulgarisation scientifiques)

Liste complète des productions scientifiques

ARTICLES

In international peer-reviewed journals/revues internationales à comité de lecture

Submitted

- Dubosq N., Deflandre B., **Rigaud S.**, Eynaud F., Mouret A., Danilo M., Cordier M.-A., Perello M.-C., Labourdette N., Fontanier C., Grémare A., Schmidt S. Early diagenetic processes on a multi-century scale in a high-energy temperate river-dominated shelf. Submitted to *Continental Shelf Research*.
- Barhdadi M., Mouret A., Barras C., Schmidt S., Maillet G. Boukourt N., Mojtahid M., Durand M., Deflandre B., Guilhermic C, Thibault de Chanvalon A., **Rigaud S.**, Benetau E., Metzger E. Biogeochemical cycling of manganese and iron in a macrotidal and hyperturbid estuary subject to flow-driven sedimentation. Submitted to *Chemical Geology*.
- Régis J., Meulé S., Grenz C., Ouisse V., Munaron D., Richard M., Deflandre B., Bancon-Montigny C., Freyrier R., Delpoux S., Knoery J., Gracia-Arevalo I., Thomas B., Verdoux P., Techer I., **Rigaud S.** (2023). Benthic oxygen, nutrient and trace metal fluxes along the turbulent layer using the gradient-flux approach: a non-invasive in situ study in coastal lagoons. Submitted to *Estuarine and Coastal Shelf Science*.
- Le Ray J., Bec B., Fiandrino A., Olla L., Ouisse V., Lagarde F., **Rigaud S.**, Régis J., Cimiterra N., Raimbault P., Richard M. (XXX). Do macrophytes prevent the development of anoxia under Mediterranean lagoonal oyster farming sites? Submitted to Marine Ecology Progress Series.

Published

2024

32. Dorleon G., **Rigaud S.**, Techer I. Management of dredged marine sediments in southern France: main keys to large-scale beneficial re-use. *Environmental Science and Pollution Research*. () (IF = 5.8)

2023

31. Fontanier C., Mamo B., Dubosq N., Lamarque B., **Rigaud S.**, Schmidt S., Lebleu. P., Poirier D., Cordier M.-A., Grémare A., Deflandre B. (2023). Temporal variability of live (stained) benthic foraminifera from the West-Gironde Mud Patch (Bay of Biscay, NE Atlantic): Three contrasted seasons under the stereomicroscope. *Continental Shelf Research*, 268, pp. 105117 (<https://hal.science/hal-04416944>). (IF = 2.6)
30. Fusi M., **Rigaud S.**, Guadagnini G., Barausse A., Marasco R., Daffonchio D., Régis J., Huchet L., Camin C., Pettit L., Vina-Herbon C., Giomi F. (2023). Ideas and perspectives: the fluctuating nature of oxygen shapes the ecology of aquatic habitats and their biogeochemical cycles. the aquatic oxyscape. *Biogeosciences*, 20, 3509-3521. (<https://doi.org/10.5194/bg-20-3509-2023>) (IF = 5.1)

2022

29. Hulot V., Metzger E., Schmidt S., Deflandre B., Thibault de Chanvalon A., **Rigaud S.**, Mouret A., Bénéteau E., Maillet G. 2022. Impact of an exceptional winter flood on benthic oxygen and nutrient fluxes in a temperate macrotidal estuary: potential consequences on summer deoxygenation. *Frontiers in Marine Sciences* (<https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1083377>) (IF = 5.25)
28. Le Ray J., Bec B., Fiandrino A., Lagarde F., Cimiterra N., Raimbault P., Roques C, **Rigaud S.**, Régis J., Mostajir B, Mas S., Richard M. (2022). Impact of anoxia and oyster mortality in nutrient and microbial planktonic components: a mesocosm study. *Aquaculture*, 566. (<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.739171>) (IF = 5.1)
27. Dubosq N., Schmidt S., Sudre J., **Rigaud S.**, Lamarque B., Danilo M., Grémare A., Deflandre B. (2022). First observations of a seasonal deoxygenation of bottom waters on the continental shelf off the Gironde estuary (Bay of Biscay, North-East Atlantic). *Frontiers in Marine Sciences*, (<https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1006453>) (IF = 4.8)
26. Tisserand D., Guédrón S, Viollier E., Jézequel D., **Rigaud S.**, Campillo S., Sarret G, Charlet L., Cossa D. (2022). Mercury, organic matter, iron, and sulfur co-cycling in a meromictic lake. *Applied Geochemistry*, 146, 104463. (<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105463>) (IF = 3.6)
25. Lamarque, B., Deflandre, B., Schmidt, S., Bernard, G., Dubosq, N., Diaz, Mé., Lavesque, N., Garabetian, Frée., Grasso, F., Sottolichio, A., **Rigaud, S.**, Romero-Ramirez, A., Cordier, M.-A., Poirier, D., Danilo, M., Grémare, A. (2022). Spatiotemporal dynamics of surface sediment characteristics and benthic macrofauna compositions in a temperate high-energy River-dominated Ocean Margin, *Continental Shelf Research*, 247, 104833 (<https://doi.org/10.1016/j.csr.2022.104833>) (IF = 2.5)
24. Fontanier C., Deflandre B., **Rigaud S.**, Mamo B., Dubosq N., Schmidt S., Lebleu. P., Poirier D., Grémare A. (2022). Live (stained) benthic foraminifera from the West-Gironde Mud Patch (Bay of Biscay, NE Atlantic): Assessing the reliability of bio-indicators in a complex shelf sedimentary unit. *Continental Shelf Research*, 232, 104616. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03478541/>) (IF = 2.5)

2021

23. **Rigaud S.**, Deflandre B., Grenz C., Cesbron F., Pozzato L., Voltz B., Grémare A., Romero-Ramirez A., Mirleau P., Meulé S., Faure V., Mayot N., Michotey M., Bonin P., Pascal L., Cordier M.-A., Lamarque B., Tenório M.M.B., Radakovitch O. (2021). Benthic oxygen dynamics and implication for the maintenance of chronic hypoxia and ecosystem degradation in the Berre lagoon (France). *Estuarine and Coastal Shelf Science*. 258, 107437 (<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107437>) (IF = 2.6)
22. Polsenaeere P., Deflandre B., Thouzeau G., **Rigaud S.**, Cox T., Amice E., Le Bec T., Bihannic I., Maire O., (2021). Comparison of benthic oxygen exchange measured by aquatic Eddy Covariance and Benthic Chambers in two contrasting coastal biotopes (Bay of Brest, France). *Regional Studies in Marine Science*. 43, 101628 (<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101668>) (IF = 1.57)
- 2019
21. Knoery J., Cossa D., Thomas B., Germain G., **Rigaud S.** (2019). SUSANE, a device for sampling chemical gradients in the benthic water column. *Limnology and Oceanography Methods*. 17,6. 331-342 (<https://doi.org/10.1002/lom3.10317>) (IF = 2.2)
20. **Rigaud S.**, Garnier J.-M., Moreau X., De Jong-Moreau L., Mayot N., Chaurand P., Radakovitch O. (2019). How to assess trace elements bioavailability for benthic organisms in lowly to moderately contaminated coastal sediments? *Marine pollution Bulletin*, 140, 86-100 (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01987918/>). (IF = 4.0)
- 2018
19. Pakhomova S., Yakushev E., Protsenko E., **Rigaud S.**, Cossa D., Knoery J., Couture R.-M., Radakovitch O., Yakubov S., Krzeminska D., Newton A. (2018). Modeling the influence of redox condition on mercury cycling at the sediment-water interface of coastal environments. *Frontiers in Marine Science*, 5, 291. (10.3389/fmars.2018.00291) (IF = 2.9)
18. Schlitzer R. et al. (2018). The GEOTRACES Intermediate Data Product 2017. *Chemical Geology*, 493, 210-223. (10.1016/j.chemgeo.2018.05.040) (IF = 3.6)
17. **Rigaud S.**, Deflandre B., Maire O., Duchêne J.-C., Poirier D., Anschutz P. (2018). Transient biogeochemistry in intertidal sediments: new insights from tidal pools in *Zostera noltei* meadows of Arcachon Bay (France). *Marine Chemistry*, 200, 1-13. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01717765/>) (IF = 3.4)
- 2017
16. Tang Y., Stewart G., Lam P., **Rigaud S.**, Church T. (2017). The influence of particle concentration and composition on the fractionation of ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb along the North Atlantic GEOTRACES transect GA03. *Deep Sea Research I*, 128, 42-54. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01662380>) (IF = 2.4)
- 2015
15. **Rigaud S.**, Stewart G., Baskaran M., Marsan D., Church T. (2015). ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb distribution along the North Atlantic US GEOTRACES GA03 section, dissolved-particulate exchange rates and particulate organic carbon export. *Deep Sea Research II*. 116, 60-78. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01494618>) (IF = 2.5)
- 2014
14. Marsan D., **Rigaud S.**, Church T. (2014). Natural Radionuclides ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb in the Delaware and Chesapeake estuaries: Modelling scavenging rates and residence times. *Journal of Environmental Radioactivity*. 138, 447-455. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01717777>) (IF = 3.6)
13. Caillat A., Ciffroy P., Grote M., **Rigaud S.**, Garnier, J.-M. (2014). Bioavailability of copper in contaminated sediments assessed by a DGT approach and uptake by the aquatic plant *Myriophyllum aquaticum*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33, 278-285. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01717786>) (IF = 3.2)
- 2013
12. Cossa D., Garnier C., Buscail R., Elbaz-Poulichet F., Mikac N., Patel-Sorrentino N., Tessier E., **Rigaud S.**, Gobeil C. (2013). A general Michaelis-Menten type equation for describing methylmercury dependence on total mercury in aquatic sediments. *Biogeochemistry*, 1-9. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01717783/document>) (IF = 4.5)
11. **Rigaud S.**, Puigcorbé, V., Camara-Mor, P., Casacuberta, N., Roca-Martí, M., Garcia-Orellana, J., Benitez-Nelson, C.R., Masque, P., Church, T., (2013). An assessment of the methods, calculation and uncertainties in the determination of ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb activities in seawater. *Limnology and Oceanography Methodology: Methods*. 11, 561-571. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01717794>) (IF = 2.5)
10. Véron A., Flaux C., Marriner N., Poirier A., **Rigaud S.** Morhange C., Empereur J.-Y. (2013). A 6000-year geochemical record of human activities from Alexandria (Egypt). *Quaternary Science Reviews*. 81, 138-147. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01061613>) (IF = 4.6)
9. **Rigaud S.**, Radakovitch O., Couture, R.-M., Cossa, D., Deflandre, B., Garnier, C., Garnier J.-M., (2013). Mobility and fluxes of trace elements and nutrients at the sediment-water interface of a lagoon under contrasting water column oxygen contents. *Applied Geochemistry*. 31, 35-51. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01717799/document>) (IF = 2.9)
8. Baskaran M., Church T., Hong G., Kumar A., Qiang M., Choi H., **Rigaud S.**, Maiti K., (2013). Effects of flow rates and composition of the filter, and decay/in-growth correction factors involved with the determination of in-situ

- particulate ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb in seawater. *Limnology and Oceanography: Methods*. 11, 126-136. (<https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.4319/lom.2013.11.126>) (IF = 2.5)
7. Duros, P., Fontanier, C., Metzger, E., Cesbron, F., Deflandre, B., Schmidt, S., Buscail, R., Zaragosi, S., Kerhervé, P., **Rigaud, S.**, Delgard, M.-L. Jorissen F.J., (2013). Live (stained) benthic foraminifera from the Cap-Ferret Canyon (Bay of Biscay, NE Atlantic): A comparison between the canyon axis and the surrounding areas. *Deep-Sea Research Part I*. 74, 98-114. (<https://doi.org/10.1016/j.dsr.2013.01.004>) (IF = 2.8)
6. Legros, S., Doelsch, E., Moussard, G., Feder, F., Sansoulet, J., Gaudet, J.-P., **Rigaud, S.**, Saint-Macary, H., Bottero, J.-Y., (2013). Fate and behaviour of Cu and Zn from pig slurry spreading in a tropical water-soil-plant system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 164, 70-79. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01695933>) (IF = 4.2)
- 2012
5. Church, T., **Rigaud, S.**, Baskaran, M., Friedrich, J., Masque, P., Kim, G., Radakovitch, O., Hong, G., Stewart, G., (2012). Intercalibration of ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb on GEOTRACES samples. *Limnology and Oceanography: Methods*. 10, 776-789. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01494618/document>) (IF = 2.5)
4. **Rigaud S.**, Di Giorgio C., Radakovitch O., Garnier J.-M., De Méo, M., (2012). Genotoxicity of sediment extracts of the Berre lagoon. *Chemosphere*. 88, 937-944. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01426199>) (IF = 5.8)
- 2011
3. Nia Y., Ciffroy P., **Rigaud S.**, Khalil, H., Garnier J.-M., (2011). Mobility of Cd and Cu in formulated sediments coated with iron (hydr)oxides and/or humic acids: a DGT and DGT-Profes model approach. *Chemosphere*. 85, 1496-1504. (<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.08.045>) (IF = 5.8)
2. Di Giorgio C., Malleret L., Gueydon-Morin C., **Rigaud S.**, De Méo M., (2011). Comparison of two extraction procedures for the assessment of sediment genotoxicity: implication of polar organic compounds. *Mutation Research – Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 725, 1-12. ([10.1016/j.mrgentox.2011.05.012](https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2011.05.012)) (IF = 2.5)
1. **Rigaud S.**, Radakovitch O., Nerini D., Picon P., Garnier J.-M., (2011). Reconstructing historical trends of Berre lagoon contamination from surface sediment datasets: Influences of industrial regulations and anthropogenic silt inputs. *Journal of Environmental Management*. 92, 2201-2210. (<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00745106/>) (IF = 4.2)

Conference proceedings/Actes de conférence à comité de lecture

4. Pietri L., Amielh M., Pozzato L., Cesbron F., Grenz C., **Rigaud S.**, Radakovitch O. Effet de la turbulence dans la colonne d'eau sur la consommation d'oxygène dans la couche benthique de l'Étang de Berre. 2016. Congrès Francophone de Techniques Laser, CFTL 2016, 13–16 septembre 2016, Toulouse, France.
3. Pietri L., Martin S., Schwenck S., Brion L., Amielh M., Pozzato L., Cesbron F., Grenz C., **Rigaud S.**, Radakovitch O. 2015. Link between the benthic layer and hypoxia events in a Mediterranean lagoon. Turbulence aspects. 4th International Conference on Turbulence and Interactions, TI2015, 2-6 November, Cargese, France.
2. **Rigaud S.**, Radakovitch O., Garnier J.-M., 2011. Évolution temporelle et distribution spatiale de la contamination des sédiments de l'étang de Berre. Compte-rendu du congrès LAGUN'R, Recherche et Restauration. Rencontres scientifiques autour de l'étang de Berre, 14-15 Mars 2011, Europôle de l'Arbois, Aix-en-Provence, France.
1. Radakovitch O., **Rigaud S.**, Garnier J.-M., Strady E., Angeletti B., Moreau X., DeJong L., Thiéry A., Gueydon-Morin C., Malleret L., Di Giorgio C., De Méo M., 2011. Une approche écotoxicologique et génotoxicologique des sédiments de l'étang de Berre. Compte-rendu du congrès LAGUN'R, Recherche et Restauration. Rencontres scientifiques autour de l'étang de Berre, 14-15 Mars 2011, Europôle de l'Arbois, Aix-en-Provence, France.

ORAL COMMUNICATIONS / COMMUNICATIONS ORALES

In international conferences / En conférences internationales

20. Régis J., Richard M., Leray J., Bec B., Ouisse V., Munaron D., Grenz C., Deflandre B., Bancon-Montigny C., Freydier R., Delpoux S., Verdoux P., Techer I., **Rigaud S.** Impact of oxygen depletion on the biogeochemistry of benthic habitats in Mediterranean lagoons with contrasted eutrophication status. Aquatic Sciences Meeting 2023, 4–9 June 2023, Palma de Mallorca, Spain.
19. Boukott N.E., Metzger E., Schmidt S., Barhdadi M., Bénéteau E., Deflandre B., Guilhermic C., Mouret A., Hulot V., Le Merrer Y., Sanchez S., Poprawski Y., **Rigaud S.**, Souchu P., Thibault de Chanvalon A., Maillet G.M. Oxygen deficits in macrotidal estuaries: the role of benthic geochemical fluxes. 53rd international colloquium on ocean dynamics. 16-20 May 2022, Belgium.
18. Hulot V., Metzger E., Schmidt S., Mouret A., Deflandre B., Derriennic H., Bénéteau E., **Rigaud S.**, Sanchez S., Maillet G. Early diagenetic processes in an eutrophic estuarine system: indices of sediment contribution to summer hypoxia of the Loire? Goldschmidt. 4-9 July 2021. Lyon, France.
17. Régis J., Meulé S., Verdoux P., Techer I., **Rigaud S.** Assessment of oxygen, oxyanions and trace metals benthic fluxes in coastal areas using a novel non-invasive technique. Goldschmidt. 4-9 July 2021. Lyon, France.

16. Fauvelle V., Régis J., Schmidt N., Grenz C., Maeght J.-L., Verdoux P., Dubois C., Strady E., Sempéré R., **Rigaud S.** Organic additive release from benthic plastic debris through the sediment towards the water column. Goldschmidt. 4-9 July 2021. Lyon, France.
15. Dubosq N., Deflandre B., **Rigaud S.**, Grémare A., Lamarque B., Tenório M., Cordier M-A., Poirier D., Schmidt S. Influence of transient processes on organic carbon remineralization pathways and rates in the West Gironde Mud Patch (Bay of Biscay, Northeast Atlantic). Goldschmidt. 4-9 July 2021. Lyon, France.
14. **Rigaud S.**, Deflandre B., Grenz C., Couture R.-M., Meulé S., Michotey V., Bonin P., Knoery J., Cossa D., Faure V., Mayot N., Grisel R., Radakovitch O. 2020. Les polluants des sédiments des lagunes méditerranéennes: une bombe à retardement à détonateur climatique? Le cas de l'étang de Berre. Journée Internationale de Limnologie et d'Océanographie, 27-29 mai 2020, Marseille, France. - Guest speaker -
13. **Rigaud S.**, Deflandre B., Grenz C., Pozzato L., Cesbron F., Meulé S., Bonin P., Michotey V., Mirleau P., Mirleau F., Knoery J., Zuberer F., Guillemain D., Marguerite S., Mayot N., Faure V. Grisel R., Radakovitch O. Impact of the temporal variation of oxygen contents in the water column on the biogeochemistry of the benthic zone. EGU. April 2017. Vienne, Austria.
12. Boyle E. A., Lam P. J., Ohnemus D., Noble A., Church T.M., **Rigaud S.**, Baskaran M.M., Stewart G.R. Suspended particulate Pb from the North Atlantic US GEOTRACES (GA-03) section can be estimated from dissolved Pb using a two phases partition coefficient model. AGU. December 2016, San Francisco, USA.
11. Pietri L., S. Martin, S. Schwenk, L. Brion, M. Amielh, L. Pozzato, F. Cesbron, **S. Rigaud**, O. Radakovitch, C. Grenz. Link between the benthic layer and hypoxia events in a Mediterranean lagoon. Turbulence aspects. 4th International Conference on Turbulence and Interactions – 2-6th November 2016, Cargese, France.
10. **Rigaud S.**, Deflandre B., Maire O., Bichon S., Poirier D., Anschutz P. Biogeochemical dynamics and oxygen, nutrients and metals fluxes at the sediment-water interface: new insights from intertidal pools. International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay, ISOBAY 2014, 11-13 June 2014, Bordeaux, France.
9. **Rigaud S.**, Maire O., Meysman F., Anschutz P., Deflandre B. In situ assessment of Zostera meadow impact on oxygen fluxes at the sediment-water interface. Ocean Science Meeting, 22-28 February 2014, Honolulu, USA.
8. Baskaran M., Church T., Stewart G., **Rigaud S.** Contrasting scavenging of Po-210 and Pb-210 at hydrothermal and benthic layer interfaces during the GEOTRACES North Atlantic section transect. Ocean Science Meeting, 22-28 February 2014, Honolulu, USA.
7. Moreau X., De Jong L., Issartel J., Radakovitch O., **Rigaud S.**, Garnier J.-M., Malleret L. Multixenobiotic resistance system and oxidative stress responses in ragworms exposed to field PAH/metallic contamination in the Berre lagoon (France). 28 October-1st November 2013, CIESM, Marseille, France.
6. Radakovitch O., **Rigaud S.**, Couture R.-M., Cossa D., Deflandre B., Garnier C., Garnier J.-M. Mobility and fluxes of trace elements and nutrients at the sediment-water interface of a contaminated lagoon. 28 October-1st November 2013, CIESM, Marseille, France.
5. **Rigaud S.**, Church, T., Baskaran, M., Stewart, G., Choi, Y., Puigcorbe, V., Masqué, P., Tracing particulate scavenging fluxes using 210Po and 210Pb during North Atlantic GEOTRACES. 24-29 June 2012, Goldschmidt, Montreal, Canada.
4. **Rigaud S.**, Church, T., Puigcorbe, V., Masqué, P., Processes leading to 210-Po and 210-Pb disequilibrium along the GEOTRACES meridional transect of the western North Atlantic. 22-24 February 2012, Ocean Science Meeting, Salt Lake City, USA.
3. **Rigaud S.**, Couture R.-M., Cossa D., Deflandre B., Garnier C., Radakovitch O., Garnier J.-M. Transport and biogeochemical reactions processes controlling trace metals mobility in contaminated coastal sediments and influence of water column oxygen contents. International Conference on Chemistry and the Environment, 11-15 September 2011, Zurich, Switzerland.
2. **Rigaud S.**, Couture R.-M., Cossa D., Castelle S., Deflandre B., Garnier C., Poirier D., Roncin Y., Radakovitch O., Garnier J.-M. Diagnèse précoce et mobilité des métaux traces à l'interface eau/sédiment en zone côtière soumise à des conditions hypoxiques. 23ème Réunion des Sciences de la Terre, 25-29 October 2010, Bordeaux, France. - Award for the best presentation -
1. Radakovitch O., **Rigaud S.**, Garnier J.-M., Moreau X., De Jong, L., Thiéry A., Gueydon C., Malleret L., Doumenq P., Di Giorgio C. and De Méo, M. Evaluation of sediment genotoxicity and toxicity of the Berre lagoon sediments. CIESM, 10-14 May 2010, Venisia, Italy.

In national conferences-workshops / En colloques nationaux ou ateliers

21. **Rigaud S.** Les microplastiques dans les sédiments en zones côtières: accumulation et relargage d'additifs. Journée Microplastiques ECCOREV/Institut OCEAN, 17 novembre 2023, Marseille, France.

20. **Rigaud S.** Benthic cycle of plastic debris and organic additives. Seminar at the Climate and Environmental Research Institute (NILU), October 18th 2023, Tromso, Norway.
19. **Rigaud S.** Implication of sediment in coastal ecosystem degradation and impact of management scenarios. The case study of Mediterranean lagoons. Seminar at the Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), October 17th 2023, Oslo, Norway.
18. **Rigaud S.** Devenir des additifs contenus dans les microplastiques du sédiment: une source diffuse de polluants émergents pour la colonne d'eau en zone côtière? Séminaire ECCOREV, Mai 2023, Aix-en-Provence, France.
17. Denis L., Viollier E., Lansard B., Metzger E., Barras C., **Rigaud S.**, Deflandre B., Danilo M., Ouisse V., Desroy N., Cesbron F., Duong G., Mas Sébastien, Blayac Hadrien, Voron F. Atelier Biogéo BenthObs: Mesures des Flux Biogéochimiques couplés au suivi de la macrofaune et méiofaune benthique. Colloque ILICO, Novembre 2023. Villefranche-sur-Mer, France.
16. **Rigaud S.**, Régis J. Les sédiments contribuent-ils à la dégradation de la qualité des lagunes méditerranéennes? le cas de l'étang du Prévost. Séminaire OHM Littoral Méditerranéen, Septembre 2022, Port-Camargue, France.
15. **Rigaud S.** Fonctionnement biogéochimique de l'étang de Berre: le rôle clé du compartiment benthique. Journée scientifique sur de l'étang de Berre, 25 novembre 2021, Berre-l'étang, France. - **Conférencier invité** -
14. Dubosq N., Deflandre B., **Rigaud S.**, Grémare A., Lamarque B., Tenório M., Cordier M-A., Poirier D., Schmidt S. 2020. Variabilités spatio-temporelles des taux de reminéralisation du carbone organique dans les sédiments de la Vasière Ouest Gironde (Golfe de Gascogne). Colloque ILICO-EVOLECO 2020, 26-30 octobre 2020, La Rochelle, France.
13. Knoery J., Thomas B., Baltzer A., Cossa D., Donval J.P., **Rigaud S.** 2020. Susane, a device for sampling chemical gradients in the benthic water column. Société Géologique de France. Pockmarks et écosystèmes benthiques. 30-31 janvier 2020, Paris, France.
12. **Rigaud, S.** Contamination des sédiments de l'étang de Berre: historique et état actuel. Colloque CAPsédiment, 21-22 novembre 2013, Hotel de Région, Marseille, France. - Guest speaker -
11. **Rigaud, S.**, Baskaran, M., Stewart, G., Church, T. 210Po and 210Pb during North Atlantic GEOTRACES cruises: Dissolved Distribution, Net Reactions and Export rates. US GEOTRACES Workshop, 11-15 March 2013, Old Dominion University, Norfolk, VA, USA.
10. Stewart, G., Church, T., Baskaran, M., **Rigaud, S.** North Atlantic GEOTRACES Data Meeting: Particulate 210Po and 210Pb. US GEOTRACES Workshop, 11-15 March 2013, Old Dominion University, Norfolk, VA, USA.
9. Church, T., Choi, Y., **Rigaud, S.**, Puigcorbe, V., Bermejo, M., Masque, P., Friedrich, J., Van der Loeff, M.R., 210-Po and 210-Pb disequilibrium during Pelagia transect of the NW Atlantic (GA02; Legs 1 & 2), Geotraces workshop, 28-30 September 2011, Autonomous University of Barcelona, Spain.
8. **Rigaud S.**, Radakovitch O. et Garnier J.-M. Evolution temporelle et distribution spatiale des contaminants métalliques dans les sédiments de l'étang de Berre. Colloque LAGUN'R, Recherche et Restauration. Rencontres scientifiques autour de l'étang de Berre, 14-15 March 2011, Europôle de l'Arbois, Aix-en-Provence, France.
7. Radakovitch O., **Rigaud S.**, Garnier J.-M., Strady E., Angeletti B., Moreau X., Moreau L., Thiéry A., Gueydon C., Malleret L., Doumenq P., Di Giorgio C., De Méo M., Deflandre B., Metzger E., Ghiglione J.F., Mirleau P., Amiard J.P., Buffet, P.-E. Une approche écotoxicologique et génotoxicologique des sédiments de l'étang de Berre. Colloque LAGUN'R, Recherche et Restauration. Rencontres scientifiques autour de l'étang de Berre, 14-15 March 2011, Europôle de l'Arbois, Aix-en-Provence, France.
6. **Rigaud S.**, Couture R.-M., Cossa D., Castelle S., Deflandre B., Garnier C., Roncin Y., Radakovitch O. et Garnier J.-M. Biogéochimie et cycles des métaux traces à l'interface eau/sédiment dans l'étang de Berre – Etat actuel et évolution. 17^{ème} Congrès des Doctorants en Sciences de l'Environnement, 29-30 April 2010, Cassis, France. - Award for the best presentation -
5. **Rigaud S.**, Spéciation, biodisponibilité et devenir des contaminants métalliques dans les sédiments de l'étang de Berre, Atelier Echange Sédiment Côtiers, 11th February 2010, Université du Sud Toulon, France.
4. **Rigaud S.**, Radakovitch O., Moreau X., De Jong L., Thiery A., Di Giorgio C., De Meo M., Geydon C., Malleret L., Mayot N., Bernard G., Picon P. et Garnier J.-M. Ecotoxicologie et génotoxicité des sédiments de l'Etang de Berre. Colloque Ecosystèmes Continentaux et Risques Environnementaux, 1-2 October 2009, Europôle Méditerranéen de l'Arbois, Aix-en-Provence, France.
3. **Rigaud S.**, Spéciation, devenir et biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les sédiments de l'étang de Berre. Échange CEREGE-EDF-GIPREB autour des sédiments de l'étang de Berre, 21st April 2008, Berre l'Etang, France.
2. **Rigaud S.**, Contamination métallique des sédiments de l'étang de Berre: Estimation du risque écotoxicologique. Colloque Ecosystèmes Continentaux et Risques Environnementaux, Ecotoxicologie en Milieux Aquatiques Méditerranéens et Santé Humaine, 3rd June 2008, Europôle Méditerranéen de l'Arbois, Aix-en-Provence, France.

1. **Rigaud S.**, Spéciation et biodisponibilité des métaux dans les sédiments de l'étang de Berre. Conseil Scientifique du GIPREB, May 2008, Berre l'Etang, France.

POSTERS

In international conferences / En conférences internationales

22. Boukourt N., Metzger E., Deflandre D., Mouret A., Bénéteau E., Sanchez S., Le Merrer Y., Souchu P., Thibault de Chanvalon A., Rigaud S., Labourdette N., Maillet G., Schmidt S. The biogeochemical functioning of a summer hypoxia-prone estuary in the Bay of Biscay. ISOBAY 2024, 5-7 June 2024, La Rochelle, France.
21. Metzger E., Bombléd B., Hulot V., Maillet G., Mouret A., Fleurant C., Deflandre B., Rigaud S., Thibault de Chanvalon A., Sanchez S., Beneteau E., Poprawski Y., Rabouille C. The exceptional winter flood of Loire river 2021: an unexpected source of methane in the inner estuary. EGU, April 2024. Viena, Austria.
20. Dorleon G., Techer I., **Rigaud S.** Management of dredged marine sediments in France: main keys to large-scale beneficial re-use. International Symposium on Environmental Biotechnology and Engineering (7ISEBE), May 22-26, 2023, Marseille France.
19. Le Ray J., Bec B., Fiandrino A., Olla L., Lagarde F., Cimiterra N., Ouisse V., **Rigaud S.**, Régis J., Richard M. Which benthic community prevents the development of anoxia under lagoonal oyster farming sites? Aquaculture America, February 23-26, 2023, New-Orleans USA.
18. **Rigaud S.**, Deflandre B., Grenz C., Meulé S., Régis J., Mirleau P., Michotey V., Bonin P., Faure V., Mayot N., Radakovitch O. Chronic deoxygenation in the Berre lagoon: state of knowledge, drivers and consequences on biogeochemical cycles in the benthic compartment. 53rd international colloquium on ocean dynamics. May 16-20, 2022, Liege, Belgium.
17. Dubosq N., Deflandre B., Lamarque B., **Rigaud S.**, Danilo M., Grémare A., Schmidt S. 2022. First observations of a seasonal deoxygenation of bottom waters on the continental shelf off the Gironde estuary (Bay of Biscay, North East Atlantic). 53rd international colloquium on ocean dynamics. May 16-20, 2022, Liège, Belgium.
16. Mirleau F., **Rigaud S.**, Bonin P., Cesbron F., Deflandre B., Dejode A., Faure V., Grenz C., Guasco S., Michotey V., Mayot N., Pozzato L., Radakovitch O., Mirleau P. 2021. Metatranscriptomic and metabarcoding approaches unravelling functional and taxonomic diversities of a coastal aquatic ecosystem and their reaction to hypoxia. EAGS 2021, October 27-29, 2021, Tours, France.
15. Tisserand D., Cossa D., Guedron S., Jézéquel D., Viollier E., Perrot V., **Rigaud S.**, Campillo S., Bureau S., Sarret G., Charlet L. Mercury partition at the oxic/anoxic transition of a meromictic lake (Lake Pavin, Massif Central, France). ICMGP, 8-13 sept. 2019, Krakow, Poland.
14. Fontanier C., Deflandre B., **Rigaud S.**, Schmidt S., Lamarque B., Lebleu P., Poirier D., Grémare A. Living stained benthic foraminifera in the West-Gironde mud patch (Bay of Biscay, France): an ongoing survey for the European Community. JPGU, 26-30 may 2019, Makuhari, Japan.
13. Grenz C. **Rigaud S.**, Radakovitch O., Deflandre B., Pozzato L., Cesbron F., Meulé S., Bonin P., Michotey V., Mirleau P., Mirleau F., Mayot N., Grisel R. Sediment oxygen demand and nutrient fluxes during an experimentally induced hypoxia. Goldschmidt 2017, Paris, France.
12. Michotey V., Pozzato L., Perrat M., Guasco S., Mirleau P., Cesbron F., Grenz C., Deflandre B., Radakovitch O., **Rigaud S.**, Bonin P. Marine coastal hypoxia, role and reaction of the sediment, a focus on the fluxes controlling eutrophication and micro-organisms from a microcosms study. Future Earth Days meeting, December 2016, Paris, France.
11. **Rigaud S.**, Church T. Using natural radionuclides ^{210}Po and ^{210}Pb in GEOTRACES data from the North Atlantic to estimate particulate and biologically reactive trace element scavenging and regeneration. EGU, 17-22 April 2016, Vienne, Autriche.
10. Marsan D., **Rigaud S.**, Church T. Estuarine biogeochemistry modeling of scavenging rates using the natural radionuclides ^{210}Po and ^{210}Pb in the Delaware and Chesapeake bays. International Estuarine Biogeochemistry Symposium (IEBS), 7-10 June 2015, Bordeaux, France.
9. Marsan D., **Rigaud S.**, DiToro D., Church T. A Sharper image of Delaware Bay; using the natural radionuclides ^{210}Po and ^{210}Pb to model estuarine rates of biogeochemical processing. Ocean Science Meeting, 22-28 February 2014, Honolulu, USA.
8. Stewart G., T. Church, Baskaran M., **Rigaud S.** Particulate Po-210 and Pb-210 along the North Atlantic GEOTRACES transect: Bioreactive vs Particle reactive tracers. Ocean Science Meeting, 22-28 February 2014, Honolulu, USA.
7. **Rigaud S.**, Church, T. ^{210}Po and ^{210}Pb along North Atlantic US GEOTRACES sections to assess dissolved bioactive and particle active scavenging and export rates. Gordon Research Conference on Chemical Oceanography, August 4-9, 2013, Biddeford, USA.

6. **Rigaud S.**, Baskaran, M., Stewart, G., Church, T. 210Po and 210Pb along North Atlantic US GEOTRACES sections to assess bioactive and particle active scavenging and export rates. American Geophysical Union, December 3-7, 2012, San Francisco, USA.
5. **Rigaud S.**, Couture R.-M., Cossa D., Castelle S., Deflandre B., Garnier C., Roncin Y., Radakovitch O., Garnier J.-M. Influence of seasonal anoxic bottom water on early diagenetic processes and trace elements exchange in coastal sediments. Gordon Research Conference on Chemical Oceanography, August 14-19, 2011, Andover, USA.
4. **Rigaud S.**, Cossa D., Castelle S., Deflandre B., Poirier D., Radakovitch O., Roncin Y. and Garnier J.-M. Sediment biogeochemistry, nutrients and trace metals fate during a bottom water hypoxia event in the Berre lagoon using a multi-tools approach. 4th European Conference on Coastal Lagoon Research, 14-18 December 2009, Montpellier, France.
3. **Rigaud S.**, Radakovitch O., Moreau X., De Jong L., Thiery A., et Garnier J.-M. Evaluation of metals bioavailability in coastal sediments of the Berre lagoon for polychaete *Nereis succinea*. 4th European Conference on Coastal Lagoon Research, 14-18 December 2009, Montpellier, France.
2. **Rigaud S.**, Radakovitch O., Moreau X., De Jong L., Thiery A., et Garnier J.-M.. Evaluation of the bioavailability of metals in coastal sediments for the polychaete *Nereis succinea*: DGT versus chemical extractions. Conference on DGT and the Environment, 7-9 October 2009, Santa Margherita di Pula, Sardinia, Italy.
1. **Rigaud S.**, Radakovitch O., Nerini D., Picon P., Garnier J.-M.. A 40 years record of surface sediment contamination in the Berre lagoon : influences of industrial regulations and anthropogenic silt inputs. ASLO, 25-30 January 2009, Centre des Congrès-Acropolis, Nice, France.

In national conferences-workshops / En colloques nationaux ou ateliers

3. Marsan D., **Rigaud S.**, Church T. Estuarine and Coastal Biogeochemistry of the Natural Radionuclides 210Po and 210Pb in the Delaware and Chesapeake Region. College of Earth, Ocean and Environment Graduate Student Symposium, 3-4 May 2013, Lewes, USA.
2. Radakovitch O., **Rigaud S.**, Garnier J.-M., Deflandre B., Maire O., Metzger E., Ghiglione F., Moreau X., Malleret L., Mirleau P., Amiard J.-C., Di Meo M., Di Giorgio C. BERTOX: Chimie et Toxicité des sédiments de l'étang de Berre. Impacts sur la macro et microfaune benthique. Colloque EC2CO, 23-25 November 2010, Toulouse, France.
1. **Rigaud S.**, Radakovitch O., Nerini D., Picon P., Garnier J.-M.. A 40 years record of surface sediment contamination in the Berre lagoon : influences of industrial regulations and anthropogenic silt inputs. 16ème Congrès des Doctorants en Sciences de l'Environnement, 31st March-1st April 2009, Parc du Pharo, Marseille, France.