

RENCONTRE SCIENTIFIQUE  
AUTOUR DE L'ÉTANG DE BERRE

# LAGUN'R

2021



# LAGUN'R

## RENCONTRE SCIENTIFIQUE AUTOUR DE L'ÉTANG DE BERRE

A l'interface de la mer et des fleuves côtiers, les lagunes représentent des espaces de forte attractivité. De par leurs caractéristiques naturelles, ces milieux sont confrontés à de fortes variabilités des paramètres physico chimiques et biologiques. Les lagunes sont ainsi, du fait de leurs fonctionnements originaux et complexes, le sujet de nombreuses problématiques scientifiques. L'étang de Berre ne déroge pas à la règle et ses dimensions, son histoire, sa trajectoire en font un sujet d'intérêt pour la science.

Depuis sa création en l'an 2000, le GIPREB n'a eu de cesse de favoriser le développement des connaissances sur l'étang de Berre. La connaissance est le meilleur rempart contre les a priori et les rumeurs, et sur l'étang, ils sont nombreux. Elle est indispensable pour accompagner les élus dans leurs choix de restauration et la prise de décision sur les programmes d'actions à mettre en œuvre.

Dix ans après le colloque Lagun'R de 2011, la journée d'échanges scientifiques qui s'est déroulée le 25 novembre 2021 a eu pour but de faire le point sur les projets de recherche conduits ces dernières années et de présenter ceux qui sont encore en cours sur l'étang. Cela a été l'occasion aussi de réfléchir à de nouvelles problématiques de recherche.

Au regard de la richesse des interventions, il est paru nécessaire à tous les participants de réaliser un nouveau livre « **Lagun'R** ». La romancière Sigolène Vinson a accepté de jouer la « candide » pour interroger le Président du Conseil scientifique du GIPREB, Sylvain Rigaud. Chacun avec sa sensibilité, son intuition, sa poésie nous partage sa vision de la science et de l'étang. Ils éclairent à leur manière les présentations qui suivent.

L'étang de Berre a tout autant besoin de science que de poésie...

**Olivier Radakovitch**, chercheur IRSN, chairman.

# SOMMAIRE

<b>COMME UN JEU</b> Par Sylvain RIGAUD, <i>Président du Conseil scientifique du GIPREB</i>	4	<b>LE RÔLE DE NURSERIE DE L'ÉTANG DE BERRE</b> Par Patrick ASTRUCH <i>GIS-Posidonie</i>	45
<b>LA SCIENCE DE L'ÉTANG</b> Par Sigolène VINSON, <i>romancière</i>	6	<b>LE MYSTÈRE DE LA MIGRATION DES POISSONS</b> Par Jérôme BOURJEA, <i>Unité mixte de recherche MARBEC, IFREMER Sète</i>	51
<b>LES LAGUNES ENTRE MER ET TERRE</b> Par Catherine FERNANDEZ, <i>Institut méditerranéen de la biodiversité et d'écologie marine et continentale, Aix-Marseille université</i>	7	<b>MNEMIOPSIS LEIDYI, LES ENVAHISSEUSES</b> Par Guillaume MARCHESSAUX, <i>Université de Palerme, Département des sciences de la terre et de la mer</i>	55
<b>RAPPORT À LA MER</b> Par Sigolène VINSON, <i>romancière</i>	11	<b>L'EUROPE AU SECOURS DES LAGUNES ?</b> Par Rutger DE WIT, <i>CNRS - Centre pour la biodiversité marine, l'exploitation et la conservation (MARBEC) à Montpellier</i>	59
<b>LA RESPIRATION DE L'ÉTANG</b> Par Sylvain RIGAUD, <i>Université de Nîmes</i>	13	<b>UNE HISTOIRE ÉCOLOGIQUE ET SOCIALE DE LA LAGUNE DE THAU (1970-2018)</b> Par Valérie DEROLEZ, <i>Unité mixte de recherche MARBEC, IFREMER Sète</i>	65
<b>VUES DU CIEL</b> Par David DOXARAN, <i>Laboratoire d'océanographie de Villefranche (CNRS/SU)</i>	25	<b>COMMENT ÉVALUER LES PRATIQUES RÉCRÉATIVES ?</b> par Samuel ROBERT, <i>CNRS - Aix-Marseille Université, Université d'Avignon, Université Côte d'Azur</i>	73
<b>BALADE DANS LA BASE DE DONNÉES DU GIPREB</b> Par David NÉRINI, <i>Institut méditerranéen d'océanographie de Marseille</i>	29	<b>LA PÊCHE À LA PALOURDE SOUS CONTRÔLE</b> Par Mathilde MAHE, <i>doctorante GIPREB</i>	81
<b>L'ÉTANG DE BERRE, UN IMMENSE TERRAIN DE JEU POUR LES CHERCHEURS</b> Par Sigolène VINSON et Sylvain RIGAUD	38		

# Comme un jeu

Par **Sylvain RIGAUD**,  
Président du Conseil scientifique du GIPREB

Au départ, c'est un jeu. On s'amuse à s'interroger, à observer, à expérimenter et on se rend compte que, parfois à la fin, on comprend mieux le monde. Mais il y a toujours des inconnues, de nouvelles questions. Alors on recommence à jouer. Et jouer à comprendre le milieu dans lequel on vit, tous les minots en rêvent pour peu qu'ils aient été sensibilisés à la capacité naturelle qu'ils ont de trouver des réponses aux questions que l'humanité se pose.

Aujourd'hui, les questions qui sont posées sont très simples. Que savons-nous de l'étang de Berre ? Qu'avons-nous appris de nouveau au cours de la dernière décennie ? Dans les faits, ce sont les questions les plus difficiles auxquelles nous, scientifiques, avons à répondre. J'aurai tellement aimé répondre à une question sur l'influence des variations rapides des concentrations en oxygène dans la colonne d'eau sur les processus biogéochimiques des sédiments de surface et sur les transferts d'espèces chimiques à l'interface eau-sédiment dans l'étang de Berre. Mais cette question, je suis le seul à me la poser. Pour répondre aux simples questions que l'on nous pose, la réponse est si complexe qu'il faut être nombreux. C'est pour cela que plusieurs scientifiques se sont réunis le 25 novembre dernier. Chacun a conduit un travail en utilisant des outils qui lui sont propres pour en décrire un ou plusieurs phénomènes. L'étang y est parfois central, parfois simplement un lieu qui permet d'expérimenter pour répondre à des questions plus générales. Les scientifiques font ça car c'est leur métier : se poser les questions et y répondre. Ils maîtrisent l'art de la démarche scientifique et ont des connaissances pointues. Chacun de ces scientifiques possède donc un tout petit bout de l'histoire du fonctionnement de l'étang. Il faut les assembler. Mais pour que cela ait du sens pour la société, qui s'est complexifiée pour déléguer à ces membres la mission d'étudier le monde, et donc l'étang, il faut que nous, scientifiques, puissions donner des réponses à ces questions que la société se pose. La science, c'est en partie du retour sur investissement donc. Une mission intrinsèque des scientifiques est donc de transférer à la société ce savoir. Mais comment reconstituer cette histoire morcelée ?



Ce transfert de savoir implique d'adapter le discours sans en simplifier la réalité et en exagérer la portée. Le scientifique est humble, mais doit aussi montrer que son travail a été fructueux. Il faut du temps. Du temps pour expliquer les concepts, les méthodes. Du temps pour décrire les données. Il permet de diluer l'effort de concentration et l'assimilation. Mais le temps, personne n'en a plus beaucoup. Alors il faut simplifier. Vulgariser. Rendre accessible la science aux non scientifiques serait-ce la rendre vulgaire ? Disons qu'il faut se limiter à donner simplement ce que les oreilles qui attendent sont prêtes à entendre. 20 minutes ! défi relevé. Parfois ça fonctionne bien. Parfois non. Les bouches des scientifiques qui savent et les oreilles de ceux qui veulent savoir, appartiennent à des organismes de la même espèce souvent limitée dans l'art de la communication. On est spécialiste que de sa spécialité. Et encore.... Malgré tout on essaie. On est condamné à cela. Et le plus surprenant c'est que, en tant qu'enseignant à l'université, je sais que ça marche. Je pense que c'est parce que la compréhension est une faculté naturelle chez l'humain. Et qu'elle est encore plus efficace lorsqu'il y a le désir de savoir, le désir de comprendre. Cela tombe bien, tous les gens présents le 25 novembre voulaient savoir.

À la fin cela reste toujours un jeu. Un jeu de question-réponse. Autour de l'étang de Berre, il y en a pleins de questions. Les réponses aussi sont là. C'est un jeu qui semble sérieux, mais c'est l'enjeu de la réhabilitation de l'étang qui l'est. Le cerveau, lui, joue. Joue à comprendre, à transmettre, à assimiler, joue à créer du sens. En tant que scientifique, notre métier c'est d'avoir appris les règles du jeu de la démarche scientifique et on arrive bien à y jouer entre scientifiques. Par contre, répondre aux questions de la société, c'est un jeu auquel on doit tous jouer ensemble, scientifiques, politiques, gestionnaires, mais avec des règles que personne ne maîtrise vraiment. Mais pour l'étang, on s'y essaie !

# La science de l'étang

Par Sigolène VINSON,  
romancière

Des lois scientifiques, je ne comprends que peu de chose, sinon à les ressentir physiquement. Il est évident que lorsque je plonge dans l'étang, j'éprouve un je ne sais quoi qui relève de l'observation expérimentale, si j'avais les mots, j'écrirais que je suis soumise à mon poids P et à la force A qu'exerce sur moi la lagune, mais comme je ne les ai pas, je me contente de constater que je flotte. Curieux, chez les poètes, les Ophélie s'entêtent à rejoindre les zones benthiques. Oui, le plus souvent, elles meurent noyées, dans un lit de limons, réfutant avec opiniâtreté la poussée décrite plus haut et que l'on dit d'Archimède.

La science de l'étang s'intéresse-t-elle aux Romains et aux Grecs ?

J'ai entendu dire qu'Hercule l'avait traversé, après avoir dérobé les fruits du jardin des Hespérides. Il se pourrait même qu'il ait dévié le cours de la Durance en nettoyant les écuries d'Augias. Un jour, il nous faudra faire des travaux farineux pour détourner l'eau de la centrale EDF de Saint-Chamas.

Alors peut-être porterons-nous un nom grec décliné en nom romain. Depuis que je participe dans un mutisme attentif et assidu aux réunions et rencontres du GIPREB, j'ai bien compris que l'eau salée s'oppose à l'eau douce et que cela a sûrement une influence sur ma façon de vivre l'expérience de me jeter tête la première dans l'étang. Il est des mots et des concepts qui restent en surface. Par sensibilité pourtant, j'en touche certains du doigt, quand mon corps vient au secours de mon cerveau borné. C'est bien ça, je crois que c'est par ma peau qu'il m'a semblé comprendre le fonctionnement physique et biogéochimique de la lagune qui nous occupe et préoccupe. Elle s'est hérissée sous le froid glacial, peut-être glaciaire, de l'eau venue du sommet des Anges, et s'est recouverte d'un fluide huileux quand il fallut aborder la turbidité et les matières organiques en décomposition, toutes ces algues qui gluent et que l'on pourrait trouver douces si seulement pour une fois, on se mettait à les aimer.

Je connais des baigneurs que les zostères répugnent, elles font peur à leurs pieds.

De mon côté, c'est la science qui m'a fait célébrer leur existence.

La langue des scientifiques est belle pour ceux qui ne la parlent pas et quand enfin on en assimile les bases, on comprend ce qu'il faut de recherche et de temps dans la recherche pour aboutir à un récit de l'étang.

Narration que la marche du monde, l'âge de la Terre, la taille de l'Univers, évidemment finiront par bousculer.

Voilà tout ce à quoi je pense quand j'assiste muette comme un muge aux échanges scientifiques sur l'étang. Quand j'entends les mots anoxie et eutrophisation, je parviens même à rêver à une aube inédite où la cellule originelle nouvelle naîtra de ses tourments.

# LES LAGUNES

## ENTRE MER ET TERRE

Par Catherine FERNANDEZ,  
Institut méditerranéen de la biodiversité et d'écologie marine  
et continentale, Aix-Marseille université

A l'échelle mondiale, les lagunes côtières occupent près de 13 % du linéaire côtier et sont présentes sur tous les continents, excepté en Antarctique. En Europe, elles occupent environ 5 % des côtes et sont particulièrement importantes le long des côtes méditerranéennes. Sur la façade méditerranéenne française, on dénombre une quarantaine de lagunes (de plus de 100 hectares) auxquelles s'ajoutent de nombreuses lagunes de petite taille. C'est en France, 40 % du linéaire des côtes non rocheuses. Si on doit définir ce que sont les lagunes, on peut dire que ce sont des formations qui ont une profondeur relativement faible et qui sont séparées de la mer par des barrières de dépôts sédimentaires. Ces formations sont dynamiques car en constante évolution.

### Chaque lagune est unique

Réceptacle des eaux douces apportées par le bassin versant, les échanges avec la mer sont complexes. Ils peuvent être permanents ou temporaires et sont généralement à double-sens (lagune vers la mer et mer vers la lagune). Les forçages tels que la marée, les vents, la pression atmosphérique

sont à l'origine des échanges entre la mer et les lagunes au niveau des graus. Ces mêmes forçages contrôlent également l'hydrodynamisme des masses d'eau lagunaire.

Cette variabilité entre les apports d'eau par le bassin versant et les échanges avec la mer est à l'origine d'une grande variabilité de la salinité des eaux lagunaires, caractéristique essentielle de ces milieux. Certaines lagunes présentent des salinités entre 0.5 et 5 (eaux oligohalines) et d'autres jusqu'à plus de 40 (eaux hyperhalines). La bathymétrie et la morphologie des lagunes vont également induire des variabilités spatiales de cette salinité au sein d'une même lagune.

Les variations temporelles de ces échanges, à l'échelle saisonnière ou interannuelle, ont des conséquences importantes sur la salinité et vont ainsi contraindre les différentes communautés biologiques de ces écosystèmes.



Pêche à l'anguille, un pêcheur de Berre-l'Étang cale ses capéchades.

### Subissant des apports multiples de nutriments

Les apports d'azote et de phosphore au sein des lagunes ont des sources multiples. Les différentes interfaces (bassin versant/lagune, atmosphère/lagune, mer/lagune, compartiment benthique/lagune) jouent un rôle essentiel dans le cycle des nutriments. Les apports d'azote et de phosphore dans les lagunes proviennent essentiellement des différentes rivières (tributaires) ou des apports diffus généralement lors d'événements pluvieux. D'autres apports existent cependant : les industries, les stations d'épuration ou encore les sources atmosphériques. Des échanges ont également lieu avec le compartiment benthique (sédiments).

### Et soumise à des phénomènes d'eutrophisation

Selon la commission européenne (1991) (91/271/CEE), l'eutrophisation correspond à « l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre

des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question ». L'eutrophisation est l'une des causes majeures de dégradation des écosystèmes marins dans le monde.

De nombreuses lagunes sont impactées par cette problématique de l'eutrophisation, ayant pour conséquence un déséquilibre de l'écosystème dans l'ensemble de ses compartiments (planctons, macrophytes, macrofaune, poissons, etc..).

La meilleure compréhension du fonctionnement des lagunes et de la dynamique des apports en azote et phosphore est ainsi cruciale afin de définir les actions permettant de limiter ces phénomènes d'eutrophisation.

### Productrice de services écosystémiques et au centre d'intérêts socio-économiques

Les lagunes côtières sont des milieux très riches et sont classées parmi les écosystèmes les plus productifs dans le monde. Ces écosystèmes constituent des réservoirs de biodiversité et de productivité écologique. Ils jouent un rôle dans le maintien des stocks halieutiques marins en fournissant des zones de nurseries et de refuges

essentielles pour de nombreuses espèces migratrices, comme la daurade. Ce rôle fonctionnel des nurseries est primordial pour la biodiversité ichtyologique des lagunes côtières mais donc aussi des zones côtières afférentes.

Les lagunes jouent aussi un rôle écologique d'épuration et de filtration des eaux douces en provenance des bassins versants améliorant la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux arrivant sur le littoral. Elles interviennent également pour la stabilisation du littoral. Elles ont un rôle de régulateur hydrologique.

Les lagunes fournissent de nombreux biens et services aux populations et sont donc au centre de nombreux enjeux socio-économiques. Ces milieux très productifs permettent notamment la pratique de la pêche, de la pisciculture et de la conchyliculture. D'autre part, les lagunes sont composées de paysages remarquables permettant de nombreuses activités de loisirs (baignade, nautisme, etc...).

### **Mais des milieux vulnérables et en danger**

Les lagunes méditerranéennes sont classées «écosystème vulnérable».

Quatre principales menaces sont identifiées sur les écosystèmes lagunaires :

- les atteintes hydromorphologiques perpétrées en partie lors du développement touristique de masse (urbanisation, voie de communication...), l'artificialisation des lagunes et des zones humides.
- les apports du bassin versant à l'origine d'une dégradation de la qualité des eaux (eutrophisation, pollution toxique),
- les usages à l'origine d'incohérences de gestion des milieux (surfréquentation, etc.), compte tenu des besoins souvent contradictoires,
- la compétition biologique (espèces envahissantes).

### **L'étang de Berre : un socio-écosystème unique**

La formation de l'étang de Berre résulte d'une dépression creusée dans des terrains détritiques maestrichtiens, à l'extrémité occidentale du bassin synclinal d'Aix-en-Provence. Il est bordé par les formations calcaires du Crétacé inférieur des collines de la Fare au nord, et de la chaîne de la Nerthe au sud (Ambert, 1973). Le substratum de l'étang, recouvert d'un manteau de vase de 1 à 20 m d'épaisseur, offre une topographie variée, constitué de deux dépressions creusées au nord et au sud, séparés par un haut fond (Leenhardt et Roux, 1967). Le canal de Caronte est une ancienne vallée creusée en période de régression eustatique pour former un exutoire au réseau hydrographique du bassin d'Aix (Ambert, 1973 ; Roux et *al.*,1993). Lors de la transgression versilienne, l'eau de mer submerge les étangs de Caronte et de Berre ; c'était il y a environ 8000 ans. L'étang de Caronte se comble alors progressivement, sans doute en raison de la rencontre des courants limoneux sortant de l'étang et des eaux marines, favorable à la formation d'un bouchon vaseux modifiant parallèlement les échanges entre l'étang et la mer.

Il est intéressant de noter que la formation de l'étang de Berre il y a environ 10 000 ans lors de la dernière transgression marine est concomitante de l'installation des premières sociétés humaines autour du bassin méditerranéen. Des groupes humains se sont sédentarisés sur les rives de l'étang, profitant ainsi des ressources apportées par cet environnement avec un milieu marin accessible et bien abrité et des terres propices au développement de l'agriculture et de l'élevage. Puis, tout au long de l'histoire, en même temps que l'organisation sociale et économique évoluait, elle interagissait avec des écosystèmes eux-mêmes changeants. La principale caractéristique de la trajectoire de l'étang de Berre est donc qu'elle est



intimement liée à l'action de l'homme, dès son commencement.

L'étang de Berre est une lagune méditerranéenne profonde, reliée à la mer par le chenal de Caronte. L'étang est constitué de deux parties séparées par un haut-fond : le grand étang, à l'ouest et l'étang de Vaïne, à l'est, qui représente environ 20 % d'une superficie totale de 155 km<sup>2</sup>.

Le pourtour de l'étang fait environ 75 km. Le canal de Caronte, creusé à - 9 m de Martigues au golfe de Fos, relie l'étang de Berre à la mer. Le volume de l'étang est estimé à 980 millions de m<sup>3</sup>, pour des profondeurs moyenne et maximale respectivement de 6 et 9 m.

L'étang de Berre présente la particularité de ne pas être séparé de la mer par un cordon sableux à l'instar des autres lagunes méditerranéennes de la côte occidentale. Les échanges avec la mer se font au niveau d'un seul passage, qui fut aménagé au cours des siècles pour devenir, d'une large zone de marais, un canal permettant la navigation de navires de transport de marchandises.

Autour de l'étang de Berre, une véritable mosaïque de paysages et d'habitats naturelle se mélange. On y retrouve 21 habitats naturels reconnus d'intérêt communautaire, dont 5 classés prioritaires. Des grandes roselières aux pelouses sèches, en traversant forêts humides et lagunes méditerranéennes, tout est présent !

# Rapport à la mer

Par Sigolène VINSON,  
romancière

Grandir dans le triangle des Afars, là où a été découverte notre grand-mère Lucy, c'est croire ou s'engager à de grandes promesses. Grandir en bord de Mer Rouge, celle-là même dont on dit qu'un jour un homme, mais sous l'impulsion de quelle entité, l'a scindée en deux, c'est se tracer une ligne de conduite et tenter tant bien que mal de s'y tenir.

Un jour, je serai océanographe, pour comprendre là d'où nous sommes tous sortis.

Oui, un jour... le temps a passé et je ne le suis jamais devenue.

Du haut de mes neuf ans, je connaissais le nom des êtres, de la daurade coryphène à la gorgone.

De la proue des embarcations, je criais « patate à bâbord ! », « patate à tribord ! ». Déjà, nous pensions à la préservation des coraux. À moins que seule nous importait la coque des bateaux...

Je me souviens de l'odeur du bois des boutres yéménites.

De ce qu'il fallait de courage pour affronter les courants du détroit du Bab-el-Mandeb, la porte des larmes en arabe.

Je me souviens des bancs de raies manta. Avec les années, elles ont disparu. Pour aller où ? J'espère qu'elles sont ailleurs. Sinon, elles ne sont nulle part.

Plus de ce monde.

Les requins-baleines sont restés.

J'ai nagé avec eux et j'ai pensé que je pouvais mourir là, au milieu de leur danse.

Que savais-je des lagunes ?

De la mangrove, beaucoup de choses : les palétuviers, les crevettes, les hérons, même les dromadaires qui se baignent au coucher du soleil. D'eux, on ne distingue alors que leur bosse et leur tête. Parfois, un requin se perd dans les méandres limoneux. Certainement a-t-il senti une frayère.

De telles forêts littorales, j'en ai vues se dégrader, d'autres croître.

C'est étonnant comme l'étang de Berre me ramène parfois là-bas, en Mer Rouge. J'ignore si c'est par son odeur ou par ma participation au GIPREB, quand je joue à cette océanographe que je ne suis pas devenue, promesse d'enfance bafouée. Est-il heureux que Lucy ait tenu la sienne, se porter sur deux jambes ? Entre le singe et le poisson, je me demande toujours ce que j'aurais préféré rester.



# LA RESPIRATION DE L'ÉTANG

Par Sylvain RIGAUD,  
UPR CHROME, Université de Nîmes

L'écosystème aquatique de l'étang de Berre est aujourd'hui largement dégradé par des phénomènes de désoxygénation qui s'y développent de manière chronique depuis plusieurs décennies. Il n'est malheureusement pas un cas isolé, puisqu'aujourd'hui plus de 500 sites côtiers à l'échelle globale sont concernés par ce même phénomène (<http://www.wri.org/resources/data-sets/eutrophication-hypoxia-map-data-set>). Ce nombre de sites s'est vu doubler chaque décennie au cours du siècle passé principalement en lien avec les apports en nutriments (i.e., nitrates, ammonium, phosphates) en zones côtières et il continuera probablement à augmenter dans le futur sous l'effet de forçages anthropiques et hydroclimatiques (Diaz et Rosenberg, 2008 ; Meire et *al.*, 2013). Cependant, il a aussi été démontré que la diminution de ces apports en nutriments avait permis de faire disparaître les phénomènes de désoxygénation sur 55 sites initialement impactés. Ceci illustre le fait que des mesures ambitieuses et adaptées permettent de réhabiliter la qualité de zones côtières. Dans l'étang de Berre, au cours des deux dernières décennies, de nombreuses mesures ont été prises pour limiter les apports de nutriments (ex : mises aux normes des stations d'épuration au début des années 2000, limitation des rejets hydroélectriques en 2006,...). Malheureusement, elles n'ont pas suffi à faire disparaître les phénomènes de désoxygénation et à réhabiliter son écosystème. Est-ce que ces apports sont toujours trop importants ? Est-ce que le stock de nutriments hérités du passé est trop important ? Est-ce que les exports sont trop faibles ? Est-ce que d'autres facteurs sont en cause ?

En zones côtières, les sédiments de surface constituent souvent le réservoir majoritaire de matière organique. La minéralisation de cette matière organique (c'est-à-dire sa dégradation en composés chimiques simples dont certains nutriments) va se faire via de nombreuses réactions biogéochimiques. Parmi ces principales réactions, la respiration aérobie effectuée par des bactéries entraîne la consommation d'oxygène

présent dans la colonne d'eau par les sédiments (Figure 1). Cette dernière entraîne la production de nutriments dans les eaux interstitielles du sédiment qui vont pouvoir diffuser vers la colonne d'eau et contribuer à la production de matière organique (productivité pélagique), qui va ensuite sédimenter et favoriser ainsi la demande en oxygène du sédiment. Ainsi, les sédiments sont un compartiment qui participe

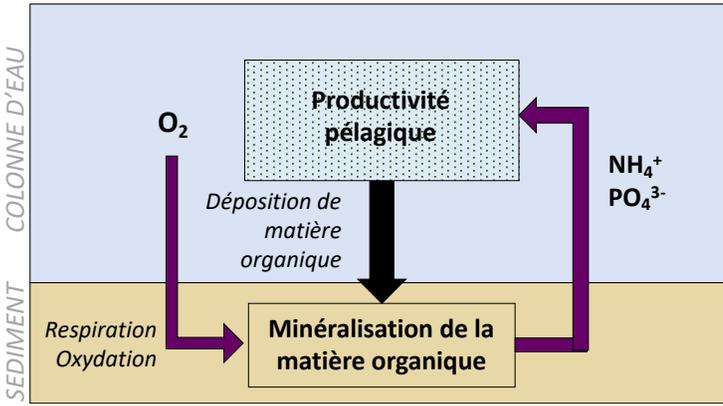


Figure 1 : représentation schématique simplifiée du rôle du sédiment dans la consommation de l'oxygène dans la colonne d'eau en zones côtières.

pleinement à l'apparition, intensification et/ou maintien des phénomènes de désoxygénation. La compréhension des processus biogéochimiques et des transferts de l'oxygène et des nutriments à l'interface eau-sédiment est donc indispensable pour mieux comprendre les causes et conséquences de la désoxygénation dans l'étang de Berre, et par là-même, mieux orienter les actions de réhabilitation. Ces dernières années, des travaux de recherche ont été conduits spécifiquement sur cette thématique (programmes PREDHYPO, financement AMIDEX, 2015-2016 et PREDHYP-O<sub>2</sub> financement EC2CO, 2016-2017) et l'objectif de cet article est d'en synthétiser les principaux résultats.

## Dynamique spatio-temporelle de la désoxygénation

Les concentrations en oxygène dissous et les conditions physicochimiques (température, salinité, hauteur d'eau, lumière) dans la colonne d'eau ont été mesurées dans l'étang de Berre selon deux approches (Figure 2) :

1) le long de profils verticaux sur 9 sites alignés sur un transect nord-sud. Les mesures ont été faites à 52 reprises entre 2015 et

2016 et complété par un maillage de 40 sites à 3 reprises : ceci a permis d'obtenir une distribution 2D et 3D des conditions physicochimiques à l'échelle du grand étang.

2) de manière continue à haute fréquence (1 mesure/30 minutes) dans le bas de la colonne d'eau (à environ 50 cm au-dessus de l'interface eau-sédiment) sur 3 sites localisés à 3 profondeurs différentes (site PO = 3.5 m, site PI = 6.0 m, site PA = 8.5 m). Ces mesures ont été faites entre 2016 et 2019 sur PO et PI et entre 2016 et 2021 sur PA.

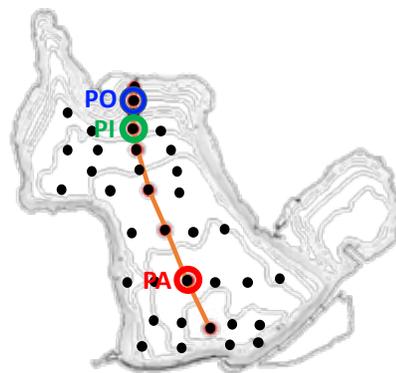


Figure 2 : localisation des sites de mesures des conditions physicochimiques dans la colonne d'eau du grand étang suivis durant les programmes PREDHYPO et PREDHYPO-O<sub>2</sub>

### Distribution spatiale des concentrations en oxygène dissous

La distribution des conditions physico-chimiques dans la colonne d'eau du grand étang indique que c'est dans la zone profonde de l'étang que les désoxygénations sont les plus fréquentes et intenses. Elles ont été observées durant 61 % des observations et à chaque fois elles étaient associées à une masse d'eau stratifiée verticalement avec une masse d'eau profonde, plus salée, plus froide/chaude en été/hiver et hypoxique (concentrations en oxygène dissous  $< 63 \mu\text{M}$ ) voire anoxique (absence complète d'oxygène, exemple Figure 3). Sur 29 % des observations, la masse d'eau présentait une stratification thermohaline mais pas de désoxygénation. Une masse d'eau homogène et non stratifiée sur la totalité de l'étang était rencontrée pour 10 % des observations. Ces données indiquent que les

### Maillage 3D

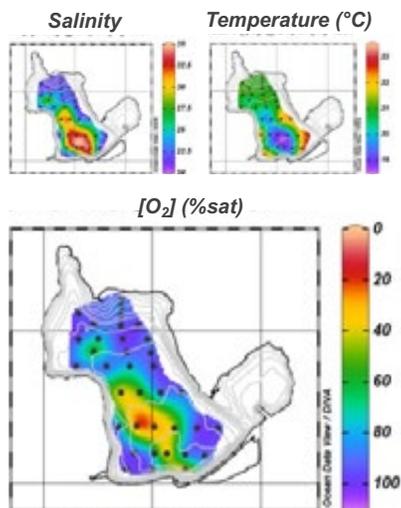
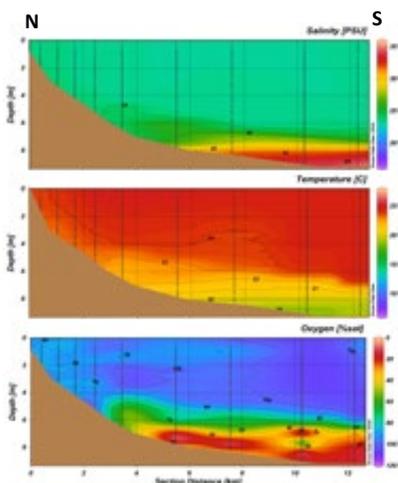


Figure 3 : exemple de distribution spatiale des concentrations en oxygène dissous, température et salinité le long d'un transect nord-sud et d'un maillage 3D dans le grand étang obtenue en juin 2016. Seules les valeurs de fond sont reportées sur le maillage 3D.

### Transect 2D Nord-Sud



phénomènes de désoxygénation dominant dans l'étang et sont essentiellement localisés dans la masse d'eau de fond, du fait de son isolement de l'atmosphère par une masse d'eau saumâtre moins dense, dans la zone la plus profonde du grand étang.

### Variations temporelles des concentrations en oxygène dissous

Les séries temporelles haute fréquence des concentrations en oxygène dissous ont permis d'illustrer une très forte variabilité des niveaux dans le bas de la colonne d'eau sur les trois sites instrumentés (Figure 4). Ces variations recoupent plusieurs échelles

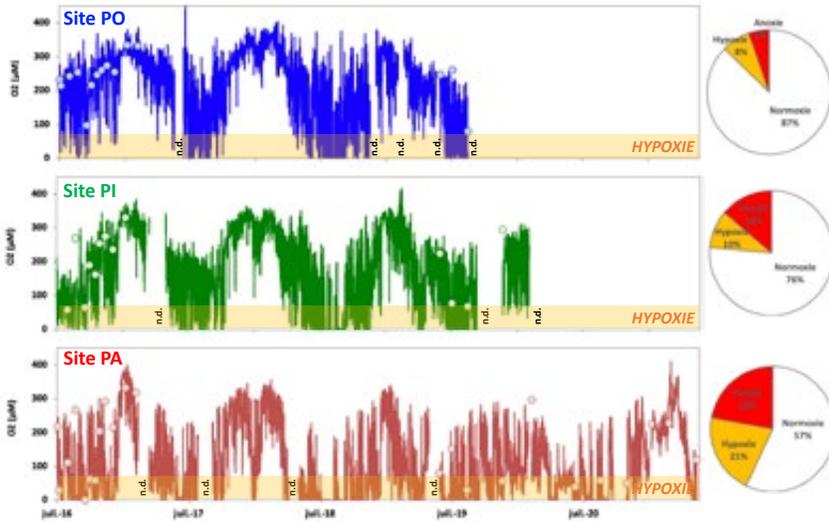


Figure 4 : séries temporelles haute fréquence des concentrations en oxygène dissous mesurées dans le bas de la colonne d'eau sur les sites PO (3.5 m), PI (6.0 m) et PA (8.5 m).

temporelles distinctes qui peuvent être associées à plusieurs facteurs forçants.

#### Fluctuation saisonnière : solubilité/respiration

Sur les trois sites, les concentrations en oxygène suivent une fluctuation saisonnière, avec les plus fortes désoxygénations systématiquement observées durant la période estivale. Cette dynamique peut être causée par la combinaison de deux facteurs dépendants principalement de la température : la solubilité de l'oxygène qui peut diminuer jusqu'à 30 % en été par rapport à l'hiver (pour les gammes de variations thermiques rencontrées dans l'étang de Berre), et l'intensité des processus de respiration qui sont favorisés par des températures élevées. Ainsi, en été, les plus fortes températures favorisent la consommation de l'oxygène via les processus de respiration alors que la quantité d'oxygène disponible

est minimale à cette période. La comparaison de la variabilité des concentrations en oxygène (en  $\mu\text{mol/L}$  et en saturation) indique que les processus de respiration, dynamisés par l'augmentation des températures, sont responsables à 90-95 % des déficits saisonniers en oxygène. La variabilité de la solubilité de l'oxygène n'influe que sur 5-10 % de la variabilité totale en oxygène.

Cette fluctuation saisonnière se rencontre sur les trois sites mais l'intensité, la durée et la fréquence des désoxygénations augmentent avec la profondeur dans l'étang. A titre d'exemple, dans la zone profonde de l'étang (site PA), les phénomènes d'hypoxie sont observés pour 43 % des observations et l'anoxie pour 21 %, essentiellement pendant la période estivale. Dans la zone la moins profonde (site PO), les phénomènes d'hypoxie sont observés pour 13 % des observations et l'anoxie pour 5 % des observations (Figure 4).

### **Fluctuation horaire : vent**

Les concentrations en oxygène présentent aussi des variations à des échelles temporelles plus courtes. En zone profonde (site PA) ces fluctuations sont caractérisées la plupart du temps, par des augmentations brusques (échelle horaire) suivies de diminutions progressives (échelle journalière). Dans les zones moins profondes (sites PO et P1), la diminution des concentrations en oxygène sont généralement assez brutales (échelle horaire) et sont souvent observées plusieurs heures après l'augmentation des concentrations en oxygène dans la zone profonde. Ces phénomènes coïncident presque systématiquement avec l'occurrence d'épisodes de forts mistral (vitesse > 12 m/s). Le vent apparaît donc comme le facteur forçant majeur de ces fluctuations rapides en oxygène.

Les courants de la masse d'eau de l'étang de Berre sont fortement conditionnés par les vents. Durant des épisodes de mistral (vents de NNO), la masse d'eau de surface se déplace vers le sud et induit un déplacement vers le nord de la masse d'eau de fond désoxygénée et salée. Ce déplacement au fond explique les brusques désoxygénations (et salinisations) observées dans les zones peu profondes de la partie nord du grand étang (sites PO et P1), ainsi que la réoxygénation des fonds de l'étang dans la partie la plus profonde (site PA). Si l'épisode de vent n'est pas assez puissant et long et/ou si la stratification est trop forte, lorsque les vents diminuent, le système se relaxe et la masse d'eau profonde désoxygénée retrouve sa position initiale. Si l'épisode de vent se maintient et/ou forçit, la masse d'eau est verticalement mélangée et les trois sites montrent des niveaux d'oxygénation proche de la saturation. Les autres vents (ex : SSE) ont le même effet mais sont moins structurants car leurs fréquences et intensités sont plus faibles. Ainsi, les vents induisent l'advection latérale de la masse d'eau de fond et/ou le brassage complet de

la colonne d'eau et contribuent fortement à la dynamique temporelle rapide de l'oxygène dans l'étang de Berre.

### **Fluctuation journalière : respiration benthique**

Après la réoxygénation complète de la masse d'eau en zone profonde par un épisode de vent fort, les concentrations en oxygène diminuent progressivement. Le fait que les désoxygénations apparaissent au bas de la colonne d'eau avec des minimums de concentrations à proximité du sédiment indique que cette diminution est principalement gouvernée par la respiration benthique. Cette diminution au cours du temps de l'oxygène se fait de manière presque linéaire. La consommation de l'oxygène suit une cinétique d'ordre 0, la pente de diminution correspondant donc au flux de consommation benthique de l'oxygène (utilisé dans le sédiment). Ces flux ont pu être recalculés pour l'ensemble des épisodes de réoxygénation associés à des épisodes de vents forts ( $n = 67$ ), et moyennés pour chaque saison (Figure 5a). Ils indiquent que la consommation benthique est maximale en été, en accord avec le rôle de la respiration dans le contrôle des déficits saisonniers en oxygène. Ces flux ont ensuite été utilisés pour évaluer les temps nécessaires pour atteindre des hypoxies ou anoxies à partir d'une masse d'eau saturée en oxygène. Les résultats indiquent qu'il faut 10 à 13 j en hiver, 5 à 7 j en automne et seulement 2 à 4 j au printemps et en été pour atteindre l'hypoxie/anoxie (Figure 5b). Ces durées sont similaires aux périodes de récurrence des vents forts (> 12 m/s) en hiver mais bien plus courtes le reste de l'année (Figure 5). En supposant que les concentrations en oxygène dans le bas de la colonne d'eau soient 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 d'estimer les probabilités de rencontrer des épisodes d'hypoxie/anoxie dans la zone profonde de l'étang de Berre. Il apparaît clairement que cette probabilité est très importante pendant le printemps et l'été (70-80 % du temps pour l'hypoxie, environ 60 % du temps pour l'anoxie) et non probable en hiver (Figure 5c). Ces données sont très cohérentes avec les mesures d'oxygène dans la colonne d'eau. Ce modèle, relativement simple, appuie l'hypothèse que les phénomènes de désoxygénation dans l'étang sont gouvernés par l'action conjointe de l'isolement de la masse d'eau de fond du fait de la stratification thermaline (qui limite le réapprovisionnement en oxygène) et de la respiration benthique (augmentant la consommation d'oxygène dans la masse d'eau au-dessus du sédiment).

## Synthèse

Géographiquement, l'étang de Berre peut être résumé en deux zones au fonctionnement différents vis à vis des phénomènes de désoxygénation :

- la zone profonde (>6-7 m) où se forme la masse d'eau hypoxique/anoxique. L'eau de fond y est essentiellement issue des eaux de mer pénétrant l'étang par le canal de Caronte. Elle est initialement oxygénée et isolée de l'atmosphère par une couche d'eau saumâtre de surface. Elle s'appauvrit en oxygène progressivement au cours du temps (échelle journalière) du fait de la consommation benthique de l'oxygène. 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 (échelle horaire). Dans cette zone, la concentration au fond sera donc fonction de la durée depuis laquelle la masse d'eau profonde est isolée de l'atmosphère par stratification (assimilable à la

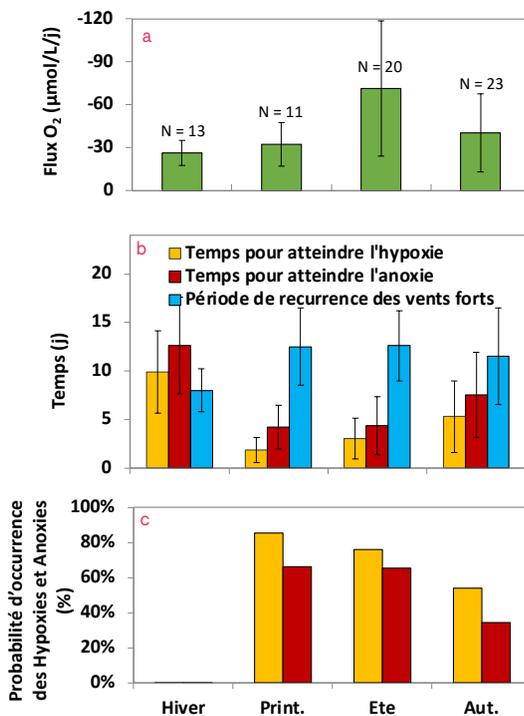


Figure 5 :  
a) Flux moyen ( $\pm 1$  écart-type) de consommation benthique obtenue à partir des chroniques temporelles d'oxygène faisant suite à des phénomènes de réoxygénation brusque en zone profonde (site PA).  
b) temps nécessaire pour atteindre l'hypoxie et l'anoxie à partir d'une masse d'eau bien oxygénée et période de récurrence des vents forts (>12 m/s).  
c) probabilités d'occurrence des hypoxies et anoxies.

durée depuis le dernier épisode de vent fort), de l'intensité de la respiration benthique et de la quantité d'oxygène initialement disponible (fonction de la température). 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. Les consommations benthiques en oxygène mesurées dans la zone profonde indiquent qu'il faut entre 3 et 4 jours pour atteindre l'anoxie au printemps et en été contre 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 dominent au printemps et été dans les zones profondes. En hiver, la récurrence des vents forts permet au contraire 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 de la zone profonde sous l'effet des vents modérés ( $\leq 10-12$  m/s). Le sens de déplacement de la masse d'eau profonde, et donc la partie de la zone littorale qui sera impactée est fonction de l'orientation du vent. Par exemple, en cas de mistral, la masse de fond se déplace vers le nord du grand étang. Les phénomènes de désoxygénation associés seront brusques (échelle horaire) et dureront jusqu'à la relâche 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, probablement du fait que l'isolement de la masse d'eau profonde par stratification est moins important.

## Réponse benthique à la désoxygénation dans l'étang de Berre

Plusieurs expérimentations *ex situ* et *in situ* ont été conduites pour évaluer l'impact de la désoxygénation sur les réactions biogéochimiques des sédiments et les flux en oxygène, nutriments et métaux à l'interface eau-sédiment. Elles ont été conduites à plusieurs reprises sur le site PI afin d'aborder l'influence des phénomènes saisonniers de désoxygénation, tandis que les expérimentations menées sur les sites PO, PI et PA ont permis de caractériser l'impact de conditions d'oxygénation contrastées depuis plusieurs décennies. En parallèle, l'hydrodynamique de la colonne d'eau, la structure et les activités de la macrofaune benthique et communautés microbiennes ont aussi été suivies.

### Cycle benthique de l'oxygène

Les résultats ont montré que les flux d'oxygène à l'interface eau-sédiment sont contrôlés par trois facteurs directement ou indirectement dépendants des conditions d'oxygénation et un facteur indépendant des conditions d'oxygénation :

1) la disponibilité en oxygène dans la colonne d'eau : 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 des flux faibles et des flux nuls en conditions anoxiques.

2) la présence de macrofaune benthique. Les sédiments de l'étang de Berre sont colonisés, dans les zones les moins profondes, par des organismes (jusqu'à 1000 ind/m<sup>2</sup>) respirants directement l'oxygène et pour certains ayant des activités de remaniement sédimentaire (mélange des

sédiments de surface) et de bioirrigation (échange d'eau à l'interface eau-sédiment par advection d'eau à travers des terriers). Nous avons pu montrer que la présence de macrofaune benthique pouvait être responsable, dans la zone peu profonde (site PO) où la macrofaune benthique est la plus abondante, d'une augmentation d'un facteur 6 de la consommation benthique en oxygène. Cette influence est variable à l'échelle saisonnière dans les zones intermédiaires (site PI) en lien avec la mortalité massive de la macrofaune benthique associée à des anoxies saisonnières et elle est négligeable dans la zone profonde (site PA) qui est dépourvue de macrofaune benthique depuis plusieurs décennies. Le suivi saisonnier sur le site PI, montre qu'après une crise anoxique, la forte dynamique de recolonisation des organismes dans l'étang de Berre permet la remise en place de la

contribution biologique dans la consommation benthique en oxygène dans les six mois suivant une crise anoxique.

3) le troisième facteur correspond à la « dette en oxygène » que va avoir le sédiment après un phénomène de désoxygénation. 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 :  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ) ou particulaires (ex : sulfures métalliques) dans les sédiments de surface. Lors de la réaérogénération des conditions d'oxygénation dans la colonne d'eau, une partie de l'oxygène nouvellement apporté sera rapidement consommée pour réoxyder ces espèces chimiques réduites, générant une demande en oxygène très importante durant les premières heures/jours

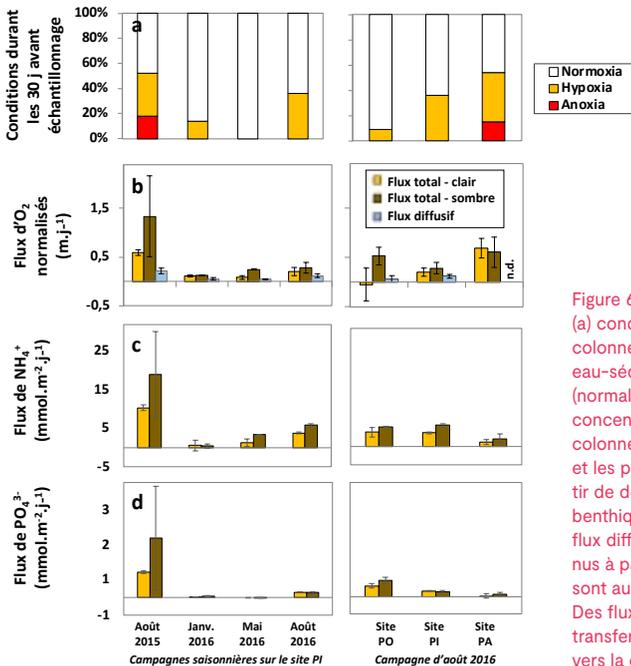


Figure 6 : (a) conditions d'oxygénation de la colonne d'eau et flux à l'interface eau-sédiment pour (b) l'oxygène (normalisés par rapport aux concentrations en oxygène dans la colonne d'eau), (c) l'ammonium, (d) et les phosphates, obtenues à partir de déploiements de chambres benthiques claires et sombres. Les flux diffusifs pour l'oxygène obtenus à partir des profils en oxygène sont aussi reportés. Des flux positifs indiquent un transfert depuis le sédiment vers la colonne d'eau.

suivant la réoxygénation. 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. La comparaison des flux benthiques totaux en oxygène normalisés par rapport à la concentration en oxygène dans la colonne d'eau sur l'ensemble des sites montre clairement l'effet de cette dette en oxygène en zone profonde de l'étang (site PA) et après une anoxie saisonnière dans la zone de profondeur intermédiaire (site PI, août 2015) (Figure 6b). Sur PA, cette dette génère des flux normalisés similaires à ceux observés en présence de macrofaune benthique sur le site PO. Sur PI, la réoxygénation consécutive à l'épisode d'anoxie saisonnière d'août 2015 a généré un flux normalisé 5-6 fois supérieur mais aussi une pénétration en oxygène 2-4 fois inférieure et des flux diffusifs 2 fois supérieurs par rapport à des conditions bien oxygénées sur de longues durées.

4) Le dernier facteur influençant les flux benthiques d'oxygène dans l'étang de Berre, bien que non dépendant des conditions d'oxygénation, correspond à l'activité photosynthétique en lien avec la présence de macroalgues et de microphytobenthos. Cette activité est uniquement observable lorsqu'un rayonnement lumineux significatif atteint les sédiments de surface. Cette intensité est théoriquement maximale dans les zones les moins profondes et lorsque la turbidité de l'eau est minimale. Les mesures des intensités lumineuses réalisées en surface et au fond nous ont permis de montrer qu'en moyenne, la proportion de l'intensité lumineuse qui atteint le fond est de 10 % à 3.5 m de profondeur (site PO), 4 % à 6.0 m de profondeur (site PI) et  $\leq 1$  % à 8.5 m de profondeur (site PA). Les différences de flux totaux en oxygène, entre des chambres benthiques claires et obscures, indiquent que l'activité photosynthétique peut être très importante sur le site PO pouvant en-

trainer l'inversion des flux d'oxygène (le sédiment devenant une source d'oxygène pour la colonne d'eau) (Figure 6b). Cette influence a aussi pu être montrée jusqu'à 6 m de profondeur en mai 2016 (site PI) et a permis de faire diminuer jusqu'à 3 fois la demande benthique en oxygène, en mai 2016. Si le rôle des macroalgues (ex : ulves) ponctuellement observées durant les campagnes de terrain peut être impliqué dans ces productions, le rôle du microphytobenthos a aussi pu être mis en évidence sur le site PO à partir des microprofils d'oxygène.

## Cycle benthique des nutriments

Les profils verticaux des concentrations de différentes espèces chimiques dans les eaux et eaux interstitielles montrent la très forte réactivité du sédiment et l'influence des variations des conditions d'oxygénation dans la colonne d'eau. La forte augmentation des concentrations en  $\text{tCO}_2$ ,  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{PO}_4^{3-}$  dans les eaux interstitielles (exemple Figure 7) indiquent une intense reminéralisation de la matière organique dans les sédiments. Ces intensités de reminéralisation sont fortes sur PO, minimales sur PA et intermédiaires sur PI, des différences qui s'expliquent par une plus forte efficacité de minéralisation en présence d'oxygène et d'une forte activité de bioturbation. Les mesures à partir des chambres benthiques indiquent des flux de  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{PO}_4^{3-}$  depuis le sédiment vers la colonne d'eau (Figure 6c, d) et que ces flux sont plus importants dans les zones peu profondes bien oxygénées en lien avec les variations des intensités de reminéralisation. Ainsi, les conditions d'oxygénation contrastées depuis plusieurs décennies génèrent 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.

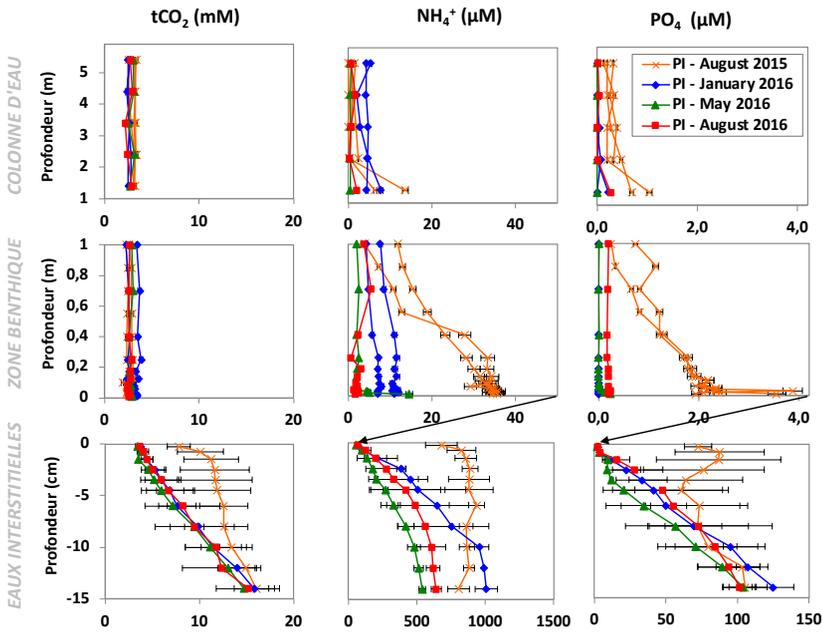


Figure 7: exemples de profils verticaux de concentrations dissoutes en  $tCO_2$ ,  $NH_4^+$  et  $PO_4^{3-}$  mesurés dans la colonne d'eau (panneau du haut), la couche benthique (panneau central) et dans eaux interstitielles du sédiment (panneau du bas) à différentes reprises sur le site PI.

À l'échelle saisonnière, la principale observation sur PI est la très forte augmentation des concentrations en  $tCO_2$ ,  $NH_4^+$  et  $PO_4^{3-}$  dans les sédiments de surface en août 2015, après un épisode d'anoxie (Figure 7). Elles résultent d'une intensification de la minéralisation suite à l'épisode d'anoxie, en partie associée à la forte augmentation de la biomasse fraîche issue des macroorganismes morts durant l'anoxie et à la libération des  $PO_4^{3-}$  initialement associés aux oxydes métalliques. Ces productions sous l'interface s'accompagnent de très importants flux de  $NH_4^+$  et  $PO_4^{3-}$  vers la colonne d'eau (Figure 6c, d).

## Synthèse

Les modifications des conditions d'oxygénation dans l'étang de Berre impactent la nature et l'intensité des processus réactifs dans les sédiments de surface ainsi que les transferts d'espèces chimiques à l'interface eau-sédiment (Figure 8).

- Dans la zone profonde (> 6-7 m), impactée en quasi-permanence par les phénomènes de déoxygénation depuis plusieurs décennies, les consommations benthiques en oxygène et les relargages en N et P sont majoritairement limités par la faible disponibilité en oxygène, les faibles taux de minéralisation et l'absence de bioturbation.
- Dans les zones peu profondes (< 4 m), rarement impactées par l'anoxie, des flux intenses de consommation d'oxygène et de relargage de N et P sont observés en

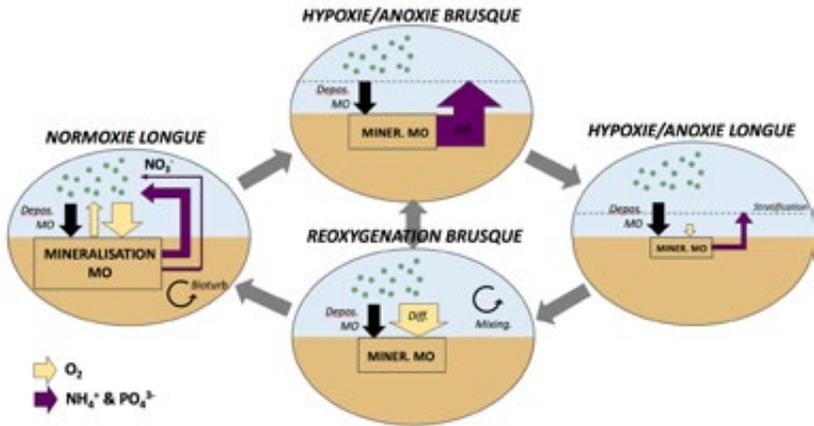


Figure 8 : Schéma conceptuel montrant l'influence des conditions d'oxygénation sur les flux d'oxygène et de nutriments à l'interface eau-sédiment dans l'étang de Berre.

lien avec la forte disponibilité de l'oxygène et l'intense bioturbation qui favorisent la minéralisation de la matière organique. Dans ces zones, la présence de lumière lorsque les conditions de turbidité sont favorables peuvent limiter, voire inverser, les flux d'oxygène à l'interface eau-sédiment.

- Dans les zones de profondeurs intermédiaires (4-7 m), l'occurrence de phénomènes saisonniers d'anoxie génère des flux très intenses de nutriments vers la colonne d'eau à cause de l'intense minéralisation de la biomasse fraîchement morte (N et P), l'arrêt des processus de réoxydation (cas de  $\text{NH}_4^+$ ) et la libération de  $\text{PO}_4^{3-}$  associés à des phases porteuses réduites. La réapparition d'oxygène génère sa forte consommation associée à la dette en oxygène des sédiments, participant ainsi au maintien et à l'intensification des phénomènes de désoxygénation. Après plusieurs semaines d'oxygénation, les flux en oxygène et nutriments présentent des valeurs intermédiaires en lien avec l'absence/faible bioturbation et taux intermédiaire de minéralisation de la matière organique.



# VUES DU CIEL

Par David Doxaran,  
Laboratoire d'océanographie de Villefranche (CNRS/SU)

Et si les satellites pouvaient nous raconter l'histoire des cycles biogéochimiques de l'étang de Berre ? Ce travail de recherche est le fruit d'une collaboration entre le GIPREB et le Laboratoire d'océanographie de Villefranche afin de pouvoir disposer de cartes de chlorophylle  $\alpha$  et de matières en suspension à partir d'algorithmes calibrés et validés sur la base de données in situ dans l'étang de Berre. Ce dernier est ainsi devenu un site pilote pour l'exploitation de ces données en milieu lagunaire dans le cadre de projets européens EODatabee (<https://eodatabee.eu>) et Hypernets (<https://hypernets.eu>).

## Alors, de quoi parlons-nous ?

La télédétection satellitaire nous permet de mesurer les variations de la « couleur » ou réflectance des eaux naturelles. A partir de ces mesures, des algorithmes utilisant différentes bandes spectrales permettent d'estimer et cartographier la concentration de surface en chlorophylle  $\alpha$  (marqueur du phytoplancton dans l'eau), la turbidité et la concentration en matières en suspension ainsi que la transparence de l'eau.

On utilise pour cela des radiomètres embarqués à bord des satellites. Ceux-ci sont des capteurs passifs qui mesurent l'intensité de l'éclairement solaire qui a traversé l'atmosphère et qui interagit avec les substances optiquement actives dans la colonne d'eau. Une partie va être absorbée, une partie va être rétrodiffusée et va retraverser l'atmosphère et être captée par les satellites. Pour faire simple, plus il y a de particules en suspension dans l'eau, plus il va y avoir de signal rétrodiffusé et plus le signal capté sera

élevé. Pour le phytoplancton, au contraire, à certaines longueurs d'onde, le signal va être absorbé et c'est ainsi que l'on arrivera à le retrouver.

En général dans les eaux côtières turbides, les capteurs satellitaires ne permettent d'observer que la couche de surface, mais certaines fois, si les eaux sont peu turbides, toute la colonne d'eau va être vue et analysée par les satellites. Parfois le signal capté par les satellites est même contaminé par le fond et donc il faut détecter cette contamination et l'éliminer.

Dans un premier temps, les mesures satellitaires doivent être corrigées des effets atmosphériques, éventuellement aussi des effets à l'interface air-eau (réflexion directe, réfraction). On détermine aussi la contamination par le fond et on la masque si c'est possible. On inverse le signal de réflectance de l'eau (RRS) pour retrouver les concentrations des substances optiquement actives qui nous intéressent, typiquement le

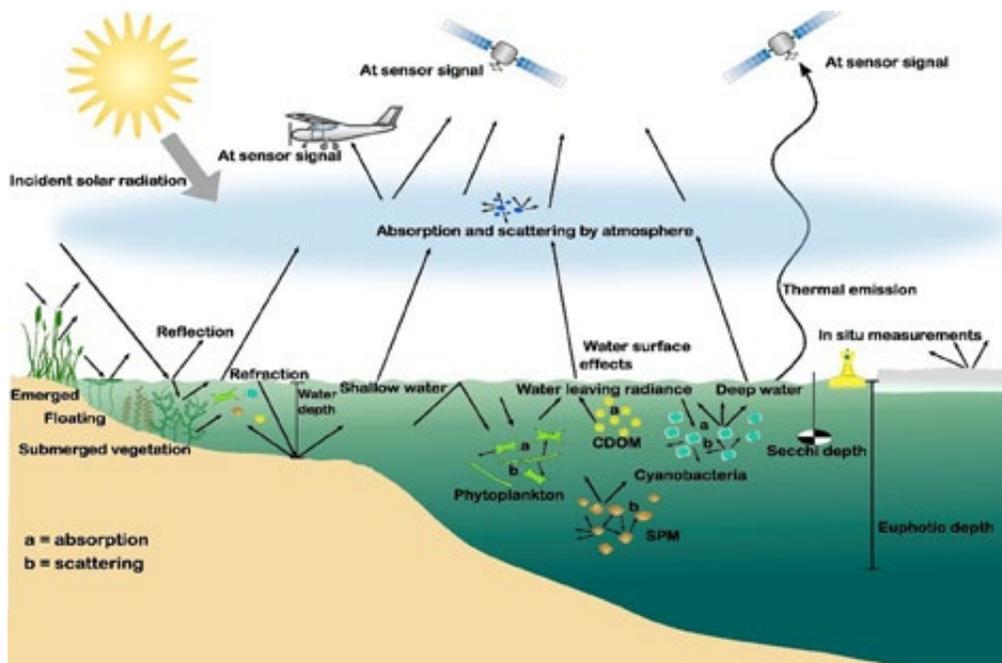
phytoplancton (particules algales) et les sédiments en suspension. De façon générale, une fois que l'on a retrouvé la réflectance de l'eau, on utilise une relation quasi-linéaire entre la réflectance dans le rouge et la concentration en MES jusqu'à 50 mg/l environ ; pour de plus fortes concentrations, on va utiliser la réflectance dans le proche-infrarouge. C'est ce type de relation qui doit être recalibrée site par site en fonction de la nature des particules en suspension pour pouvoir estimer leur concentration à partir de la réflectance de l'eau. Pour estimer la concentration en phytoplancton (principal pigment Chlorophylle *a*), on utilise un rapport entre deux longueurs d'onde, typiquement le bleu et le vert ou le rouge et le proche-infrarouge.

### **Les capteurs satellitaires couleur de l'eau dont on dispose sont-ils ou non adaptés à l'étude de l'étang de Berre ?**

Depuis 2003 et jusqu'à 2012, on disposait du capteur satellitaire MERIS qui avait une résolution spatiale de 300 m et que l'on utilisait essentiellement pour observer les zones côtières et notamment l'embouchure des fleuves. A posteriori, on a remarqué qu'il permettait aussi d'observer beaucoup de choses à l'intérieur de l'étang de Berre. Depuis 2016-2017, on a ses successeurs avec deux capteurs OLCI qui passent quasiment tous les jours et qui mesurent avec une résolution spatiale de 300 m. Si on zoome sur l'étang de Berre, la résolution spatiale n'est pas optimale mais cela permet d'avoir une bonne vision de ce qui se passe sur l'étang, notamment de voir le panache turbide au niveau de la centrale hydroélectrique d'EDF. On a en plus un autre capteur de l'agence spatiale européenne, le capteur MSI, qui lui a une résolution spatiale de 20 m, ce qui est parfaitement adapté pour l'étang de Berre.

### **Comment s'y prend-on pour calibrer/valider les produits satellitaires en général et en particulier dans l'étang de Berre ?**

Nous disposons des mesures qui sont relevées tous les mois par le GIPREB (concentrations en MES et chlorophylle *a*). Cela permet d'obtenir des comparaisons directes avec les mesures satellitaires. Nous avons eu nous-même l'occasion à plusieurs reprises de venir sur l'étang de Berre et nous avons mesuré la réflectance directe de l'eau en plus des concentrations en MES et de la Chlorophylle *a*. De plus, depuis février 2021, grâce au GIPREB, nous avons pu installer un robot sur la station H12 au centre de l'étang de Berre qui de manière autonome mesure tous les jours la réflectance de l'eau juste au-dessus de l'eau en continu. Ainsi, lors des passages des satellites, cela permet de faire des comparaisons directes entre les mesures satellitaires corrigées des effets atmosphériques et les mesures in situ pour ainsi valider les corrections atmosphériques. Les sondes à la surface de l'eau mesurent aussi la fluorescence et la turbidité de l'eau (qui sont des proxys de la concentration en MES et Chl *a*). Si on compare les mesures satellitaires de la réflectance de l'eau corrigées des effets atmosphériques avec ce que mesure le robot, on valide ou on invalide les corrections atmosphériques appliquées. Dès lors on peut corriger ces défauts pour retrouver à partir des satellites la réflectance de l'eau. Nous n'avons pour l'instant que peu de points, mais le résultat apparaît robuste et même s'il y a encore des améliorations à apporter, on peut obtenir par mesures satellitaires les concentrations en MES et Chl *a* dans l'étang de Berre et assurer un suivi de leurs variations spatio-temporelles.



### Focus sur l'année 2018

Nous nous sommes intéressés à l'année 2018, caractérisée par une forte crise écologique de juillet à décembre sur l'étang de Berre due à des apports importants d'eau douce (rivières et rejets EDF) qui ont favorisé l'eutrophisation du milieu et la stratification, en l'absence de vent et avec de fortes chaleurs et un fort ensoleillement. Il y a eu ainsi d'importants blooms phytoplanktoniques (ou efflorescences algales) pendant l'été. La télédétection par satellite nous permet d'observer des concentrations très élevées en chlorophylle *a* sur l'ensemble de

l'étang de Berre et leur évolution du mois d'août au mois d'octobre, ce qui n'a pas été le cas pour les MES seulement visibles autour de la centrale EDF.

Nous avons pu faire aussi des comparaisons en termes de séries temporelles sur la base des mesures *in situ* et par satellite. Nous avons pu observer qu'à partir d'une mesure par mois, on peut passer à côté de certains phénomènes plus courts, plus intense qui sont eux visibles lors des passages satellites. C'est la preuve de la complémentarité entre les mesures *in situ* et les observations satellitaires pour la surveillance de la qualité des eaux.



# BALADE DANS LA BASE DE DONNÉES DU GIPREB

Par David Nérini,  
Institut méditerranéen d'océanographie de Marseille

La base de données du GIPREB constitue un exemple remarquable et quasiment unique en Europe dans la mise en place et la réalisation d'un suivi de surveillance d'un écosystème perturbé. Depuis 1994, ce suivi est effectué régulièrement sur un ensemble de stations d'échantillonnage réparties sur l'étang de Berre permettant l'acquisition de données d'un grand nombre de variables de nature différente. Ces données sont récoltées à différentes échelles spatiales et temporelles puisque l'échantillonnage concerne la plupart des compartiments qui constituent l'écosystème de l'étang.

**« Je ne connais pas un milieu en Europe autant monitoré. »**

La stabilité sur le long terme, tant du point de vue de la position des stations d'échantillonnage que des protocoles d'analyse mis en place constitue un autre élément remarquable dans ce suivi de l'écosystème de l'étang de Berre. Cette constance, à la fois dans les échéances pour les prélèvements de terrain comportant peu de données manquantes mais également dans les protocoles analytiques mis en place de manière minutieuse dès le début du suivi, a permis d'apporter de la robustesse aux résultats statistiques pouvant être dégagés de l'analyse des données. Les principales modifications dans les protocoles de

prélèvement et d'analyse qui sont apparus au cours du temps sont essentiellement liées à l'évolution des capteurs disponibles au cours des trente années de suivi ou à l'abandon du suivi de certaines variables. Les années 2010 ont ainsi vu apparaître de nouveaux protocoles d'échantillonnage pérennes rendus possibles grâce à la possibilité d'immerger des capteurs en continu et de stocker les données sur de longues périodes ou de les transmettre par un signal radio.

A travers l'étude des séries temporelles du suivi de l'étang de Berre, j'ai tenté d'établir des liens entre l'évolution des variables physico-chimiques du milieu, les facteurs forçants (vent et débits) et la dynamique de certaines espèces.

## STRATIFICATION ET FACTEURS DE FORCAGE

Les modalités de rejets des eaux douces des centrales hydroélectriques de Salon et de Saint-Chamas dans l'étang de Berre ont été modifiées depuis le début de l'année 2005 (Fig. 1). Regardons les effets du changement de ces modalités sur le compartiment physico-chimique (température, salinité et oxygène) des masses d'eau de l'étang de Berre.

### Les débits de la centrale EDF de Saint-Chamas

La figure 1 présente l'évolution des débits mensuels depuis 1994 jusqu'à 2020. On note une évolution simultanée de la moyenne (barres horizontales bleues) et de l'écart type. C'est un phénomène que l'on retrouve fréquemment sur des données environnementales : lorsqu'un processus, ici une modification de la politique de rejet, affecte la moyenne d'une variable, son écart-type est également affecté.

La figure 2 montre que l'on peut ajuster une relation linéaire entre moyenne et écart-type. En d'autres termes, le travail

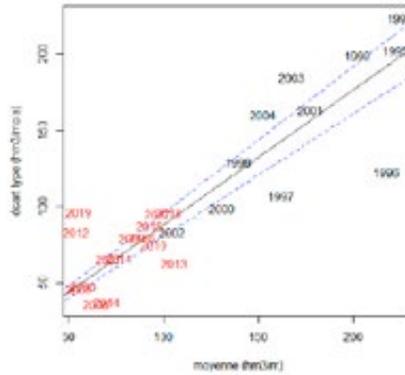


Figure 2. Relation linéaire (pente : 0.8, ordonnée à l'origine nulle) entre moyennes et écart-types annuels des débits. Les pointillés bleus sont les intervalles de confiance de la droite de régression passant par l'origine. La baisse moyenne des rejets engagée début 2005 s'accompagne d'une baisse de la variabilité de ces rejets. Depuis 2005, la moyenne augmente légèrement avec un maximum atteint en 2018

effectué sur la baisse des rejets moyens s'accompagne également d'une baisse de la variabilité de ces rejets. Ceci permet de repérer les positions relatives de chaque année, la couleur rouge marquant les années post 2005. On voit par exemple les années sèches regroupées en bas du graphique (2006, 2008). L'année 2018 est la plus proche des années précédant la modification des rejets.

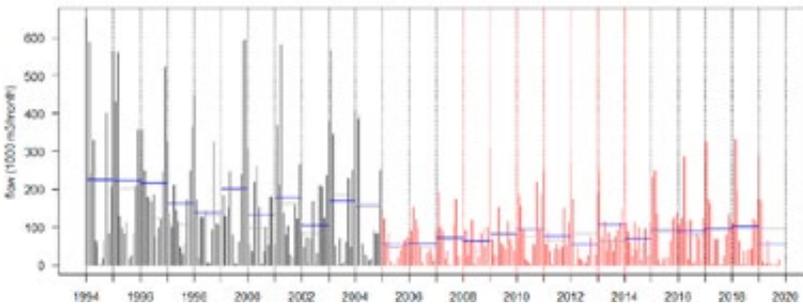


Figure 1. Série historique des débits (hm3 /mois) de la centrale de Saint Chamas de 1994 à 2019 (source EDF). Les barres horizontales bleues marquent la moyenne annuelle, les grises, l'écart-type annuel. La baisse moyenne des rejets engagée début 2005 s'accompagne d'une baisse de la variabilité de ces rejets. Depuis 2005, la moyenne augmente légèrement pour diminuer en 2019 (données incomplètes).

### Les variables physico-chimiques (température, salinité, O<sub>2</sub> dissous).

Depuis 2002, le GIPREB réalise un suivi mensuel de la colonne d'eau sur 10 stations dans l'étang de Berre.

Trois variables permettent de caractériser la dynamique de la colonne d'eau : la température de l'étang, la salinité et l'oxygène dissous. La figure 3 présente l'évolution temporelle de ces variables ainsi que leur variabilité, toutes stations confondues.

Les données de température font clairement apparaître un cycle saisonnier annuel, les années 2006, 2018 et 2019 étant les plus chaudes enregistrées. L'intervalle rouge englobe les valeurs entre les minimas et les maxima de température. Les écarts de température enregistrés sont plus importants en été. L'évolution de la salinité est également périodique, avec des valeurs plus variables que celles de la température. Les brèves intrusions vers des valeurs

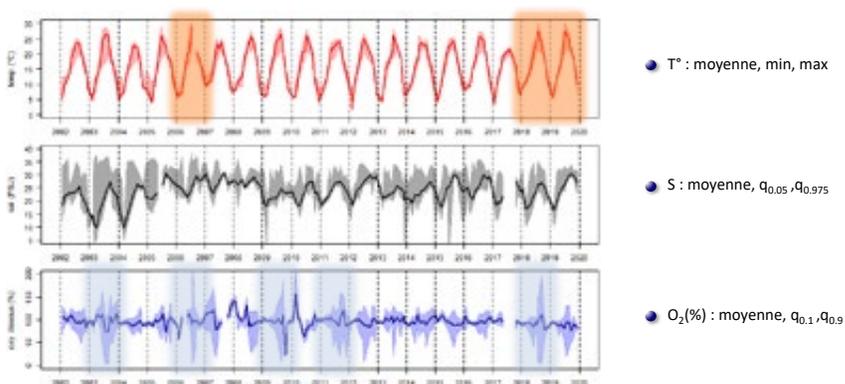


Figure 3. Série temporelle de la températures, la salinité et le pourcentage de saturation en oxygène de 2002 à 2020 intégrant toutes les stations, toutes les profondeurs du suivi mensuel de l'étang de Berre. Les courbes pleines correspondent à la médiane. Les bandes représentent respectivement, l'intervalle min-max pour la température, l'intervalle à 95 % pour la salinité, l'intervalle à 80 % pour les pourcentages d'oxygène. Sur la série temporelle de l'oxygène, on repère facilement les épisodes de malaïgue, caractérisés par des écarts inter-quantiles importants (exemple en 2006, 2011, 2018).

faibles correspondent à des données de surface enregistrées lors des épisodes de turbinage de la centrale.

On voit clairement l'effet des changements de la politique de débits à partir de 2005, avec une oscillation annuelle moins marquée sur les années qui suivent. Les valeurs hautes de salinité correspondent à une masse d'eau de fond, salée, ne présentant pas de saisonnalité mais plus fréquente entre le début du printemps et la fin de l'automne. L'évolution de l'oxygène ne montre pas de saisonnalité. La valeur médiane se situe dans des eaux oxygénée ou peu oxygénée. Ce qui est intéressant ici, ce sont les gammes de variabilité (intervalle inter-quantile contenant 80 % des valeurs mesurées). L'intervalle interquartile est un bon outil qui permet de repérer aisément les épisodes de malaïgue (2003, 2006, 2009, 2011 et 2018) caractérisés par des écarts importants en été / automne entre eaux de fond anoxiques et eaux de surface sursaturées en oxygène, ceci lié à une production primaire importante en raison de conditions eutrophes de la masse d'eau. Il faut noter que les profils mesurés dans la masse d'eau sont réalisés dans des conditions calmes pour des raisons techniques évidentes. Les sorties d'échantillonnage ne peuvent donc

être effectuées qu'en dehors de conditions météorologiques propices au mélange de la colonne d'eau (fort vent, par exemple).

Intéressons-nous maintenant à la structure verticale de la masse d'eau. Pour aborder ce problème, je fais le choix d'analyser l'ensemble des profils collectés en station H12, au centre de l'étang. Cette station constitue un bon compromis des différentes conditions hydrologiques rencontrées sur l'étang : elle est profonde, assez éloignée de la centrale hydroélectrique et sans contact direct avec l'entrée des eaux marines du canal de Caronte à Martigues. Un second choix méthodologique concerne la méthode statistique utilisée : je base mon analyse sur les résultats obtenus à partir d'une version de l'Analyse en Composante Principale (ACP) adaptée à l'étude de profils multiples (Ramsay & Silverman, 2005). Pour ce faire, je dispose d'un échantillon de 350 observations composées de trois variables sous forme de courbes : à une date donnée, de la surface à 9 m de fond, température, salinité et oxygène dissous sont échantillonnés aléatoirement le long d'un profil (Fig. 4).

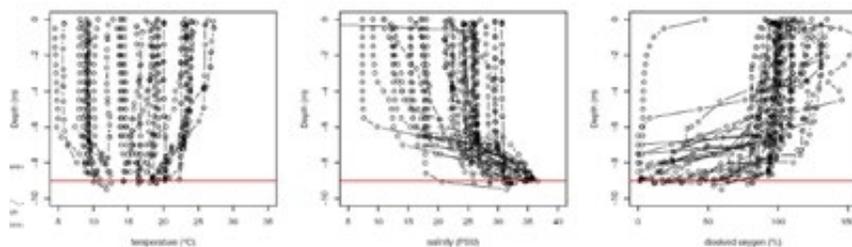


Figure 4. Les données de la station H12 se présentent sous la forme de courbes échantillonnées de 0m à 9 m de fond. Du fait de la variation des profondeurs échantillonnées d'une courbe à l'autre, il est impossible de comparer ces données sans reconstituer les profils via une technique de lissage (splines cubiques dans notre cas).

Une fois réalisée, cette ACP permet d'obtenir un ensemble de facteurs hiérarchisés, indépendants deux à deux : chaque profil peut alors être décomposé de manière linéaire selon ces facteurs, ce qui permet d'en étudier les variations de forme. La figure 5 donne une représentation des profils dans l'espace des deux premiers facteurs qui résumant 74 % de la variabilité de la colonne d'eau. Reste alors à savoir si les profils échantillonnés avant et après 2005 présentent des formes différentes et si ces variations peuvent être expliquées par les facteurs de l'analyse.

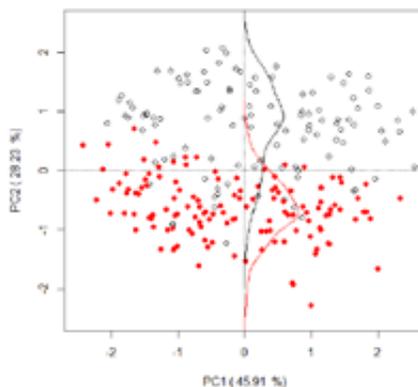


Figure 5. Premier plan de l'Analyse en composante principale simultanée des profils de température, salinité et oxygène (74 % de variance expliquée). Le deuxième axe de l'analyse (axe vertical, 28 % d'inertie expliquée) permet de discriminer les observations post 2005 (rouges) des autres (noires). Lorsqu'on projette les points sur le deuxième axe, il y a peu de recouvrement entre la distribution estimée (courbe rouge) de ces valeurs et la distribution des mesures antérieures à 2005 (courbe noire) : ceci montre un changement de la structure de la masse d'eau à partir de 2005.

Un examen de la figure 5 permet de répondre à cette question. Si l'on colore en rouge les données après 2005, on s'aperçoit que ces points rouges sont, en grande majorité, regroupés dans le quadrant inférieur de ce premier plan factoriel, sans que le temps ait été explicitement introduit dans l'analyse. Une estimation des distributions avant et après 2005 (courbes noire et rouge) des valeurs sur l'axe vertical, second axe de l'ACP, permet de confirmer cette observation. Ce second facteur de l'analyse (28 % de variabilité) met en exergue une différence entre la forme des profils avant et après 2005.

Le fait remarquable est que ce second facteur agit majoritairement sur la forme des profils de salinité et d'oxygène, sans modifier les courbes de température (Fig. 6). Il est inféodé aux changements de politique des débits. La modification des débits a entraîné un changement de la forme des profils de salinité en permettant une élévation globale de la salinité dans les couches 0 m-6 m, la salinité de fond étant peu modifiée. De la même manière, la forme des profils d'oxygène s'en trouve modifiée : la stratification à partir de 6 m est globalement moins marquée à partir de 2005.

L'intérêt majeur de cette analyse est de pouvoir attribuer une quantité de variabilité (28 %) au facteur lié à une modification de la politique des rejets. Et c'est sur ce seul facteur que l'on peut agir puisque la plus grande partie de la variabilité des données est attribuée à des variations saisonnières (46 %). A eux seuls, ces deux facteurs permettent de résumer 74 % de la variabilité

du système, soit la quasi-majorité des variations communes à l'ensemble des observations. Le fait que la modification de la politique des rejets ait modifié la structure des profils de salinité et d'oxygène en réduisant le gradient à partir de 6 m, induit nécessairement une plus grande facilité de mélange de la colonne d'eau, lors de conditions météorologiques favorables. Il faut dans ce cas mobiliser moins d'énergie pour engendrer une rupture de l'halocline<sup>1</sup> et de l'oxycline<sup>1</sup>, ce qui augmente naturellement les fréquences d'occurrence de conditions de vent nécessaires à ce mélange. C'est ce que je vais montrer.

<sup>1</sup> Zone d'interface entre deux couches d'eau où se situe une variation subite de salinité (halocline) ou d'oxygène dissous (oxycline).

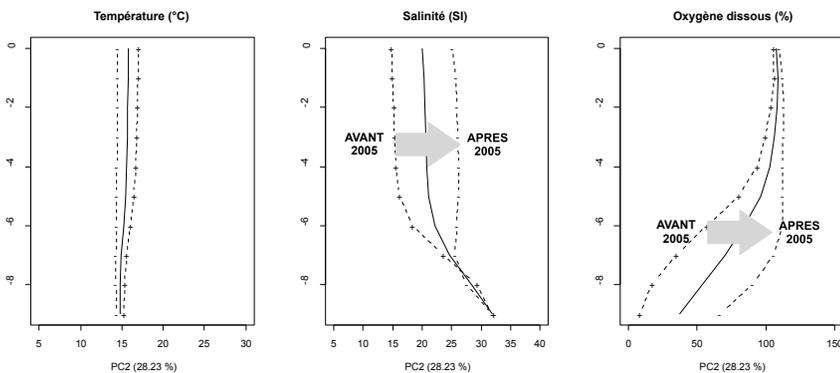


Figure 6. Le second facteur de l'ACP (28 % de variance expliquée) met en évidence l'effet du changement de la politique de rejets des eaux de la centrale par une modification de la forme des profils de salinité et d'oxygène dissous avec peu d'effet sur la température. Les courbes « - » et « + » illustrent les variations de forme observées avant et après 2005.

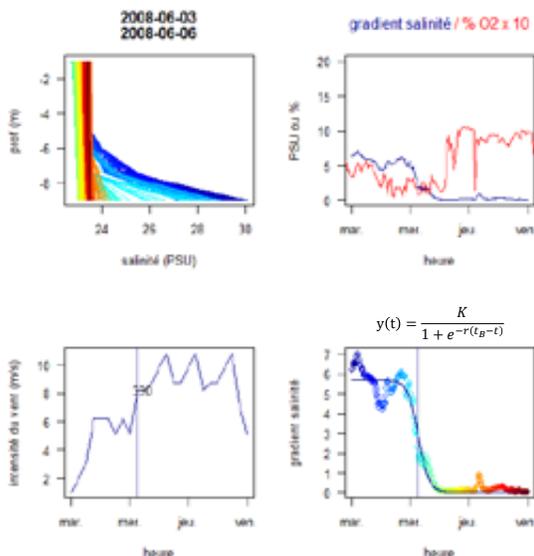


Figure 7. Détection des ruptures de stratification. Le panneau supérieur gauche représente les profils observés de salinité sur la séquence retenue. La couleur correspond à l'évolution temporelle (début : bleu, fin : rouge). Le panneau supérieur droit montre l'évolution de l'écart de salinité fond / surface (courbe bleue) et de l'évolution du % O<sub>2</sub> dissous (courbe rouge). Le panneau inférieur gauche montre l'évolution de l'intensité du vent (données trihoraire) et la valeur de direction au moment de la bascule (barre verticale). Le panneau inférieur droit montre l'ajustement d'un modèle logistique sur les données de gradient de salinité et une estimation du moment de bascule de la masse d'eau (point d'inflexion de la courbe logistique).

## Rupture de la stratification

Comment se mélange la colonne d'eau ? Pour répondre à cette question, je vais observer les conditions de vents qui permettent la rupture de la stratification et les conséquences que cela induit sur la physico-chimie des eaux de l'étang de Berre. EDF a mis en place depuis 2006 un suivi à haute fréquence, permettant de mesurer température salinité et oxygène à différents endroits de l'étang, sur quelques profondeurs. Les données issues de la station TSA3 (proche de la station H12) vont nous permettre d'étudier finement l'évolution de la structure d'une eau stratifiée au cours du temps ainsi que l'effet des facteurs forçants (débits et vent) sur cette structure. On dispose de données haute fréquence (15 min) de température, de salinité et de manière plus épisodique d'oxygène dissous de 2006 à 2018. Ces variables sont échantillonnées simultanément sur 5 niveaux de la colonne d'eau soit 1 m, 4 m, 6 m, 7.5 m et 9 m de profondeur. Je regarde ici l'évolution temporelle de la salinité.

J'ai isolé 288 épisodes de mélange qui correspondent à une rupture brutale du gradient de salinité. Ces épisodes ont été sélectionnés en visualisant simultanément la série temporelle haute-fréquence des différences de salinité fond-surface et la série météorologique synchrone. Nous définissons un épisode de bascule de la colonne comme étant le passage plus ou moins brutal, d'une situation de gradient élevé depuis au moins quelques heures, à une situation de gradient quasi nul pendant au moins quelques heures (Fig. 7). Ces bascules peuvent être associées à un mélange vertical de la colonne d'eau ou à un mouvement horizontal des masses d'eaux qui conduira également à une agitation de la masse d'eau mais pas au même endroit. Notons également que ces épisodes sont assez bien répartis dans le temps. Je vais identifier les conditions de forçage (débit et vent) qui correspondent à ces conditions. Je quantifie également le phénomène de bascule en ajustant un modèle logistique sur le gradient fond-surface de salinité.

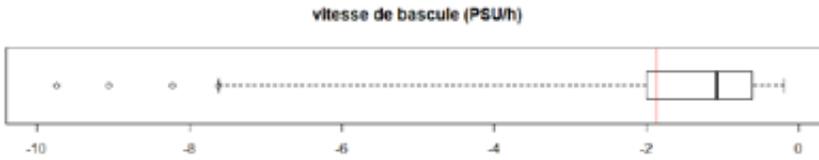


Figure 8. Boxplot des vitesses de bascule de la masse d'eau (PSU/h). Toutes les valeurs sont évidemment négatives : le milieu se mélange. La moyenne est d'environ 2 PSU/h (trait rouge) et la distribution est très dissymétrique. Les valeurs extrêmes maximales ont été enlevées (829 PSU/h).

Les résultats montrent qu'il n'y a pas de relation apparente entre la vitesse de bascule et la valeur de gradient initial. Cependant, les vitesses de bascule sont rapides (en moyenne 2 PSU/h) mais la distribution est très dissymétrique (Fig. 8), le vent pouvant faire passer la masse d'eau de stratifiée à homogène en ¼ d'heure ou sur plusieurs jours. Les valeurs de gradient observées sont situées dans un intervalle à 95 % de 5 PSU à 17 PSU (10 PSU en moyenne) : il faut donc en moyenne 5 h pour homogénéiser la colonne d'eau. La distribution des intensités de vent qui génèrent une rupture de stratification suit une loi gaussienne (test de Shapiro,  $p$  value=0.3083) de moyenne 10.3 m/s et d'écart-type 2.8 m/s. A titre indicatif, 90 % des valeurs sont supérieures à 6.7 m/s, 50 % supérieures à 10.3 m/s, 10 % supérieures à 13.9 m/s. Ces vents sont essentiellement de secteurs N-NW (3 valeurs seulement de secteurs E-SE).

Il est intéressant d'étudier la variation des gradients de salinité fond-surface au cours du temps au moment de la bascule. La figure 9 présente l'évolution des gradients mesurés sur la période d'étude. Un ajustement local permet de voir qu'ils évoluent de manière périodique chaque année, présentant des maxima au printemps et des minima à l'automne. Si l'on représente simultanément les valeurs de débits de la centrale (courbe bleue, échelle sur la droite), on voit qu'il existe une corrélation temporelle entre ces débits et les gradients de salinité.

Une étude plus fine de ces corrélations croisées (en ajustant les débits par interpolation linéaire, faute de mieux) montre qu'elle est maximale ( $r=0.7$ ) pour un décalage d'environ 2.5 mois (77 j) : 2.5 mois après une augmentation (ou une diminution) des débits, le gradient de salinité sera maximum (ou minimum) et fortement corrélé à l'intensité de ces débits.

J'étudie également l'évolution de la direction et de l'intensité des vents lors de ces épisodes de mélange. On remarque un décalage des directions vers l'ouest. L'intensité moyenne d'un vent responsable du mélange de la colonne d'eau est de 10,3 m/s. Il faut un vent d'intensité plus forte, donc une énergie plus forte, pour briser une colonne d'eau avec un plus fort gradient fond-surface. D'un point de vue temporel, il est intéressant de noter également une tendance à l'augmentation de l'intensité du vent nécessaire à la rupture de stratification à compter de 2014, date qui correspond à une augmentation des maximums des débits de la centrale également.

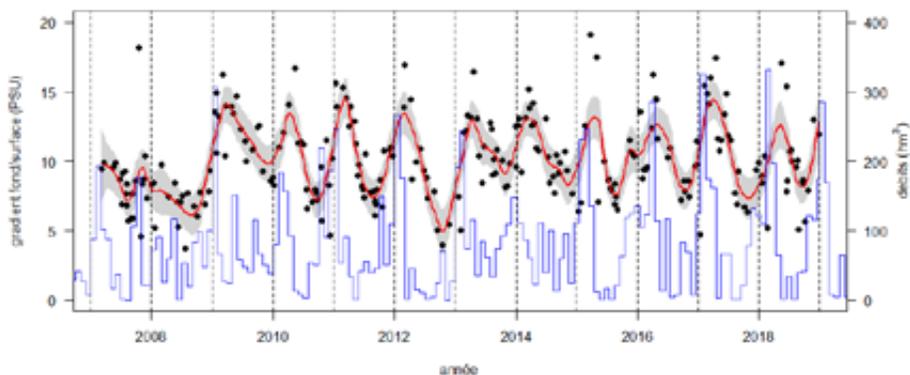


Figure 9. Evolution temporelle des gradients de salinité en période de stratification. Les pics maximums, hors intervalles de confiance sont localisés au printemps (sauf 2007). L'évolution temporelle de ces gradients est corrélée avec les débits de la centrale, avec un décalage de 2,5 mois.

## UNE AFFAIRE À SUIVRE...

Les modalités de rejets de la centrale de Saint-Chamas engagées depuis 2004 ont un effet positif sur les variations des indicateurs physiques, la salinité en particulier.

Les problèmes d'hypoxie / anoxie sont toujours persistants et ce, durant des périodes post-estivales assez longues.

Les macrophytes (et certains organismes (bivalves, benthos)) présentent une réponse positive aux effets du lissage et une capacité de résilience variable aux épisodes d'anoxie.

Pour le moment, il est impossible de valider de manière significative une évolution franche de ces communautés vers des assemblages à caractère marin, la dynamique du milieu étant difficilement prédictible.

A l'échelle régionale, on ne peut pas agir sur les épisodes de canicule, le déficit d'épisodes de vent fort, le changement climatique.

30 % de la variabilité du système hydrologique est imputable à un changement dans la politique des débits de la centrale.

Une des voies de réhabilitation de l'écosystème est de conforter une politique de réduction des rejets (tant du point de vue de leur quantité moyenne que de leur variabilité), ceci accompagné d'un suivi pérenne des variables biologiques et physiques de l'écosystème.

# L'ÉTANG DE BERRE, UN IMMENSE TERRAIN DE JEU POUR LES CHERCHEURS

**Sigolène Vinson**, romancière, conseillère municipale de Martigues déléguée à l'étang de Berre, interroge

**Sylvain Rigaud**, président du Conseil scientifique pour comprendre les raisons qui ont conduit tant de chercheurs à prendre pour sujet d'étude l'étang de Berre.

**L'étang de Berre a-t-il besoin des chercheurs et des scientifiques ou est-ce l'inverse ? Dit autrement, vos prospections exigent-elles la dégradation de la masse d'eau ?**

- En fait, c'est parce que l'étang va mal qu'il devient l'objet de nos recherches. S'il allait bien, je pense que presque personne ne s'en occuperait. Pour nous scientifiques, l'objectif c'est de comprendre comment fonctionne l'environnement dans lequel nous évoluons. Ensuite, ce sont les besoins sociétaux qui orientent les milieux que nous allons étudier et c'est encore plus intéressant et utile lorsqu'il y a un besoin d'amélioration.

**Mais qui décide que l'étang souffre ?**

- Ce sont les scientifiques qui évaluent si un écosystème va bien ou mal. Il existe des indicateurs qui sont normalisés et qui

sont utilisés par les gestionnaires pour évaluer la qualité d'un milieu. Par exemple, sur l'étang de Berre, les gestionnaires vont mesurer les concentrations d'oxygène, de nutriments, la salinité, les matières en suspension, la chlorophylle a, qui sont des variables scientifiques. Des résultats de ces mesures, on déduit si l'écosystème est bon, moyen ou mauvais, c'est-à-dire complètement dégradé.

**Les chercheurs travaillent-ils pour soumettre l'étang de Berre à nos désirs et à nos besoins d'êtres humains ? Au final, à quoi cela servirait-il que l'étang aille bien ou tout simplement mieux ?**

- Nous souhaitons que l'étang aille bien effectivement pour nous, les êtres humains ; pour qu'il nous apporte des ressources, par la pêche par exemple, pour qu'il soit un lieu agréable pour nous promener, nous y baigner. L'étang rend des



services écosystémiques, c'est à dire des services pour le bénéfice de l'humanité. C'est très anthropocentrique. A chaque époque, il a été soumis à des besoins différents. Au début du 20<sup>ème</sup> siècle, il était nécessaire pour l'industrie de la soude, puis la priorité a été la pétrochimie, puis il a servi de réceptacle pour l'eau douce de la chaîne hydraulique Durance-Verdon. Maintenant, les riverains aspirent à une autre qualité de vie. Les désirs sont différents. Mais de tout temps, il a été exploité pour ses ressources et c'est encore le cas aujourd'hui. S'il va bien, si ses écosystèmes fonctionnent, il produit du vivant que nous pouvons exploiter. Ainsi, la lagune est une nurserie pour de nombreux poissons qui y passent une partie de leur cycle de vie avant de repartir dans la

mer Méditerranée ou ailleurs. Elle fait donc aussi fonctionner les autres écosystèmes aux alentours.

**Et pour qu'il y ait des poissons, il faut qu'il y ait de l'oxygène ? Est-ce que l'étang et nous, hommes et femmes, sommes identiques ou de la même trempe parce que nous avons besoin de respirer pour vivre ?**

- En tant qu'êtres vivants, nous avons le même fonctionnement général. Nous puisons nos ressources de l'environnement dans lequel nous évoluons. Le point commun qui nous relie, c'est que nous avons besoin d'évoluer dans un milieu de qualité.

**Alors tu prélèves de l'eau et analyse ce qui s'y trouve, ce dont elle se compose ?**

- Oui, je prélève de l'eau, j'observe et je fais des mesures et analyses chimiques. Je regarde à différents endroits et je travaille sur des chroniques dans le temps pour voir ce qui se passe en fonction du vent, de la pluviométrie, des saisons, pour voir comment ces variables évoluent, pour comprendre comment cela fonctionne.

**Donc l'observation, ce n'est pas de savoir s'il y a du vivant mais de l'oxygène ?**

- Les biologistes regardent spécifiquement le vivant. Moi, je suis un géochimiste, je regarde plus spécifiquement les espèces chimiques. Je mesure les concentrations en oxygène et quand il n'y en a pas, j'essaie d'expliquer pourquoi. Je travaille sur l'oxygène parce qu'il est indispensable à la vie dans les milieux aquatiques, mais j'analyse beaucoup d'autres espèces chimiques telles que les espèces chimiques majeures, les nutriments, les métaux et autres polluants. C'est le tout qui me permet de comprendre le fonctionnement géochimique du système et donc de l'oxygène. Après, je compare mes données avec celles des scientifiques d'autres disciplines, comme les biologistes mais aussi les physiciens, pour raconter une histoire cohérente sur l'étang.

**Sait-on pourquoi il y a un manque d'oxygène ?**

- Oui. En fait, les concentrations en oxygène sont fonction d'un équilibre entre des apports et des exports. Les apports, c'est premièrement l'atmosphère (une masse d'eau mélangée à l'équilibre avec l'atmosphère est bien oxygénée) puis la photosynthèse, la production d'oxygène par des organismes photosynthétiques en présence de lumière. Les exports ce sont toutes les réactions de consommation comme la respiration aérobie par les poissons, la macrofaune, les macrophytes et les microorganismes et les réactions d'oxydation chimiques. La concentration en oxygène est la résultante d'un équilibre complexe entre tous ces processus qui se produisent en même temps. A partir des mesures d'oxygène au cours du temps, nous arrivons à voir des variations et nous pouvons identifier le rôle de chacun de ces processus, et donc quantifier quel processus prend le pas sur l'autre. Dans le cas de l'étang de Berre, c'est le faible mélange de la masse d'eau de fond, en lien avec la stratification et les importants processus de consommation benthique en oxygène qui favorisent les faibles concentrations en oxygène.

**Tu présides le Conseil scientifique, est-ce que tous les membres de ce Conseil, dans des spécialités différentes, cherchent dans le même sens, courent après la même chose ?**

- Ce qui nous réunit, c'est la volonté de comprendre un écosystème complexe pour essayer de le réhabiliter. L'étang de Berre est un sujet qui peut intéresser aussi bien des chercheurs en sciences humaines ou en sciences naturelles dès lors qu'on s'intéresse aux problématiques à l'interface environnement-société. En fait, il est impossible d'expliquer le fonctionnement d'un socio-écosystème s'il n'est pas étudié sous tous les angles possibles. Cela implique de considérer les problématiques économiques, sociales, écologiques, réglementaires, politiques,... L'étang de Berre est un super terrain de jeu pour cela.

**Les chercheurs étudient mais ensuite, avez-vous les moyens de faire que l'étang aille mieux ? Se pourrait-il qu'il n'ait pas besoin de vous, des êtres humains en général ?**

- Il a été dégradé par nos actions, par des choix d'aménagement. Il a donc besoin de nous pour que nous identifions précisément les causes de dégradation et les leviers d'actions possibles pour le réhabiliter. Mais les enjeux politiques, économiques, sociaux et financiers nous dépassent, nous scientifiques. Nous donnons des éclairages, des indications. Les gestionnaires agissent. Nous leur donnons des argumentaires scientifiques qui servent à opérer des choix.

**Quels sont les enjeux scientifiques de l'étang de Berre que l'on pourrait retrouver dans d'autres situations, comme par exemple le réchauffement climatique ?**

- Les zones côtières sont fortement soumises aux pressions anthropiques, du fait des apports de nutriments et des forçages externes hydro-climatiques. Actuellement, il existe dans le monde plus de 500 zones côtières qui sont dégradées par l'absence d'oxygène, des zones dites «mortes». C'est assez caricatural mais ce sont des zones où il n'y a plus d'écosystème fonctionnel parce qu'il n'y a pas d'oxygène. On sait que tous les dix ans, ce nombre a doublé à l'échelle globale au cours du siècle dernier parce qu'il y a de plus en plus de pressions. Et les pressions continuent à augmenter. Dans les pays «développés» des mesures ont été prises pour limiter l'impact des pressions anthropiques directes en limitant les apports en nutriments. Dans l'étang de Berre, cela a été en partie fait aussi. Mais à cela se rajoute le réchauffement climatique qui pourrait contrebalancer les bénéfices obtenus pour limiter la dégradation. Ce sont de vraies problématiques à l'échelle mondiale et l'étang de Berre est concerné, même si ce n'est pas entièrement une zone morte. Il y a des zones dans l'étang qui sont mortes, comme le centre de l'étang, mais d'autres qui ne le sont pas. Il sert de laboratoire naturel pour étudier et comprendre les processus en jeu qui concernent aussi de nombreuses autres zones côtières.



Mer d'Aral

**Si l'étang de Berre était totalement mort, sans oxygène, à quoi ressemblerait-il ? A la mer d'Aral ?**

- Il ressemblerait à ce qu'il est actuellement dans la zone profonde au centre de l'étang. Quand j'ai commencé à étudier sur l'étang de Berre, je me suis dit que j'allais travailler sur un terrain vraiment pollué. Mon premier choc, c'est quand j'ai regardé les données sur les sédiments. Je me suis rendu compte que ce n'était pas si pollué que cela... La rade de Marseille est bien pire ! Les valeurs de mercure à Toulon sont 15 fois supérieures. Moi qui croyais que j'allais travailler sur le site le plus pollué, finalement mes données étaient peu impressionnantes. Aujourd'hui, le site de Berre est classé comme légèrement ou modérément pollué au regard de la contamination chimique dans les sédiments. La pollution chimique y est toujours présente mais elle est enfouie plusieurs centimètres sous la surface des sédiments. La principale problématique aujourd'hui, c'est la désoxygénation et l'eutrophisation.

**Pour étudier l'oxygène sur terre, on convoque l'espace et les satellites. Est-ce pour regarder de plus loin, pour prendre du recul ?**

- Personnellement, je suis capable de mesurer la composition chimique de manière très précise dans un volume d'eau prélevé à quelques endroits seulement. Je peux raconter ce qui se passe dans ces quelques échantillons d'eau et je peux éventuellement extrapoler, mais je n'aurai qu'une vision très limitée dans l'espace. Ce qui est intéressant avec les mesures satellitaires, c'est que tu regardes de haut et qu'à chaque passage du satellite, tu as une photographie de la totalité de l'étang. Et si tu couples les mesures précises en quelques points sur l'étang et cette vue du haut, tu changes d'échelle pour raconter le fonctionnement général de l'étang.

**Et que dire de l'étang de Bolmon ?**

- L'étang de Berre a un niveau de dégradation avéré mais l'étang de Bolmon, ça n'a rien à voir. C'est un milieu extrêmement dégradé, où il est interdit de pêcher, de se baigner.... C'est un milieu sacrifié. Ce n'est pas un écosystème fonctionnel exploitable. C'est une zone morte au fond, profitable

seulement à quelques espèces opportunistes peu polluo-sensibles. En termes de contamination chimique des sédiments, c'est le site présentant le plus souvent les niveaux les plus élevés des lagunes méditerranéennes. Savoir quelle salinité doit avoir cet étang, c'est une question qui ne se pose même pas. Pour un milieu aussi dégradé, peu importe la salinité, l'important, c'est de faire quelque chose. Une des possibilités serait d'augmenter le taux de renouvellement des eaux en favorisant les échanges avec le canal du Rove, qui serait lui-même réalimenté en eau de mer via le tunnel du Rove. C'est un projet dont on parle depuis plusieurs décennies. Il me semble qu'il n'a jamais été aussi proche d'aboutir qu'aujourd'hui. Cela va améliorer très clairement les choses pour l'étang de Bolmon mais aussi pour le canal du Rove qui présente aussi un niveau de dégradation extrême. Dans le cadre d'un travail entamé cette année, nous essayons justement de caractériser plus précisément l'état actuel de l'étang, du canal et du tunnel du Rove afin de pouvoir suivre son évolution dans le cadre de ce projet de réhabilitation.

**Et comment fait-on revenir le mistral ? Il paraît qu'il y en a moins... Comment se peut-il que les vents aussi finissent par mourir ?**

- Le changement climatique ? Je ne sais pas pour la fréquence et l'intensité des vents, mais en tout cas David Nérini montre qu'en 50 ans, l'orientation des vents a été déviée de quelques degrés. Cela tendrait à indiquer que sur la zone, les forçages climatiques évoluent.

**En littérature, je suis à la recherche du mot exact, celui qui me manque à jamais. Oui, je me suis persuadée que le jour où je le trouverai, quelque chose de la face du monde en sera changé (je ne sais pas si c'est prétentieux ou simplement délirant). Toi, peux-tu changer la face du monde par l'exactitude de tes recherches ?**

- Honnêtement, je ne sais pas, mais je suis persuadé qu'il faut y croire, sinon on ne ferait pas ce que l'on fait. Parfois, il y a une cohérence qui apparaît à partir de plein de petits résultats et cela crée du sens, vraiment. Donc oui, un petit peu.

**Il y a-t-il des explications à tout ce qui est dérégulé ?**

- Certainement, mais il faut rester très humble, on ne les connaît clairement pas toutes. J'ai des tas de données ou des observations que je ne sais pas expliquer. Les grands processus qui contrôlent le fonctionnement de l'étang commencent à être identifiés mais il reste de très nombreuses inconnues qui demeurent. Je suis persuadé que je pourrai travailler toute ma carrière sur l'étang de Berre et qu'il y aura encore des choses à étudier et comprendre sur son fonctionnement. Il est très complexe et c'est aussi pour ça que tant de scientifiques s'y intéressent.



# LE RÔLE DE NURSERIE DE L'ÉTANG DE BERRE

Par Patrick Astruch,  
GIS-Posidonie

**Les lagunes jouent un rôle majeur de nurseries pour de nombreuses espèces de poissons. Ce rôle fonctionnel des nurseries est primordial pour le peuplement ichtyologique des lagunes mais aussi des zones côtières afférentes. Co-financé par l'appel à projet Biodiversité de l'Agence de l'Eau, l'étude JUVABERRE visait à étudier la fonctionnalité écosystémique de nurseries de l'étang de Berre et de proposer une stratégie opérationnelle de renforcement ou de protection de cette fonctionnalité (via de la restauration écologique par exemple).**

L'étang de Berre, de par ses dimensions, sa diversité d'habitat et sa situation au nord du golfe du Lion est un enjeu majeur du fait de sa capacité intrinsèque d'exportation de juvéniles vers le reste des petits fonds côtiers méditerranéens.

Le peuplement de poissons dans l'étang de Berre est en outre un indicateur pertinent pour suivre les changements des conditions du milieu de l'étang. Etudier ce peuplement peut être complémentaire du suivi de l'Observatoire du milieu réalisé par le GIPREB. D'autant qu'il existe dans la littérature, de nombreuses études historiques\* sur la richesse des poissons au début du 20<sup>ème</sup> siècle mais également sur les différentes phases d'évolution de l'étang (activité des industries,...). Plus récemment, le

programme ICHTYOBERRE (2009-2010) réalisé par le GIS Posidonie et le Centre d'océanologie de Marseille avait permis d'actualiser l'inventaire des poissons de l'étang. Avec un engin de capture (trabaque) à maille fine de 3 mm, nous avons identifié les espèces sédentaires de petites tailles en abondance (gobies, athérines, etc.) ainsi que des juvéniles de loups et de daurades. De plus, depuis le milieu des années 2010, dans le cadre du suivi annuel des macrophytes réalisé pour le GIPREB, nous notons nos observations concernant les juvéniles. D'où notre intérêt pour l'étude du peuplement de juvéniles de poissons et du rôle de nurserie de l'étang de Berre... L'objectif du projet JUVABERRE est d'observer les habitats de nurseries de l'étang sur les petits

\* Gourret (1907), Petit et Schachter (1955), Huvé (1973), Garcia (1986), Lepage et al., 2008

fonds côtiers et le peuplement de poissons, en particulier au stade juvénile. Des échantillonnages sur différents habitats ont eu lieu à différentes saisons : hiver, printemps, été. Les premières plongées d'observation ont eu lieu en mars et juin 2018, juste avant la crise écologique de l'été.

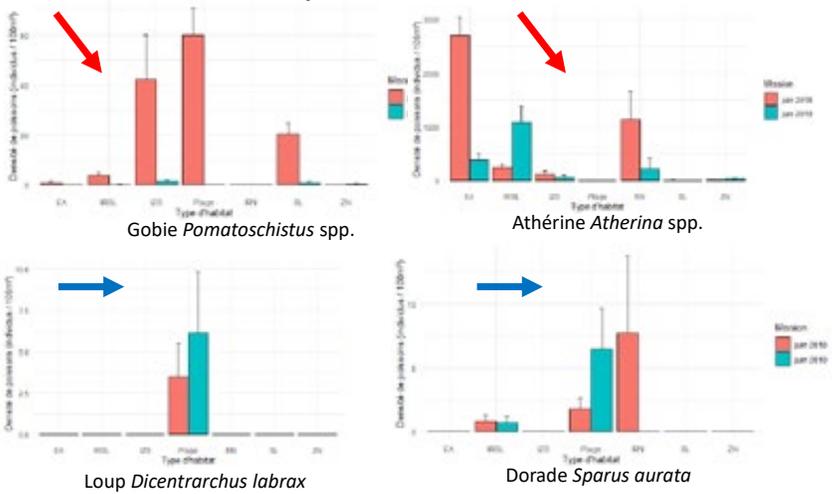
Le cycle de vie des poissons est assez complexe et passe par différentes phases de croissance, pouvant se réaliser dans des habitats différents appelés habitats essentiels. Après la reproduction et l'éclosion des œufs, les larves ont une phase pélagique, c'est à dire en pleine eau. Il s'agit d'une phase de dispersion permettant d'assurer un brassage génétique et la colonisation de nouveaux habitats. A l'issue de cette phase, les larves deviennent plus actives : les « post-larves » se déplacent vers un habitat favorable à leur installation. Une fois installés, on parle alors de juvéniles. Leur habitat est une nurserie qui va leur procurer abri et nourriture durant cette phase. Lorsque leur taille est suffisante, quelques mois selon les espèces, ils intègrent la population adulte, c'est le recrutement. A chacune de ces phases, les taux de mortalité sont importants principalement sous l'effet de la prédation. Ainsi, sur un million d'œufs, un seul arrivera à la taille adulte. La phase d'installation (de post-larves à juvéniles) est limitée par la présence d'habitats favorables, les compétitions inter et intra-spécifiques et la prédation. Entre l'installation et le recrutement, le taux de mortalité est généralement supérieur à 90 %. L'importance des habitats de nurseries est donc primordiale pour limiter la mortalité des post-larves. Ces habitats doivent être diversifiés et en nombre suffisant, et proposer suffisamment de nourriture pour limiter la compétition. Ils permettront ainsi au juvénile de grandir jusqu'à une taille refuge permettant d'échapper à la prédation. Donc, une nurserie de poissons, par définition, est un habi-

tat qui va favoriser la croissance et réduire la mortalité par rapport à d'autres habitats pour un pool d'espèces ou une espèce particulière.

### **Des méthodes de comptage éprouvées en mer ouverte**

Pour évaluer le peuplement de poissons juvéniles, nous avons réalisé des comptages visuels en plongée libre de 0 à 1 m ou en scaphandre autonome de 1 à 3 m. Nous ne sommes pas allés au-delà de 3 mètres de profondeur. Nous appliquons des méthodes de comptages éprouvées en mer ouverte : pour les poissons identifiés, nous notons l'espèce, la taille (à 0.5 cm près pour des tailles inférieures à 5 cm et à 1 cm près au-delà) et l'abondance. L'unité d'échantillonnage se fait par transect de 10 m de long par 1 m de large soit 10 m<sup>2</sup>. Une évaluation de l'habitat est faite : nature du substrat, espèces structurantes (recouvrement des macrophytes, des moules, hauteur de canopée, etc.). Nous avons réalisé quatre campagnes de mars 2018 à septembre 2019 sur quinze stations, ce qui représente 1600 comptages/transects. C'est assez hétérogène selon les catégories d'habitats que l'on peut avoir ; nous avons défini 7 catégories d'habitats qui rassemblent des substrats durs, artificiels, meubles et des interfaces (écotones) entre différents types d'habitats (substrat meuble-roche par exemple). Les conditions de visibilité nous ont permis, tout au long de l'année, d'effectuer des comptages dans de bonnes conditions (herbiers, fonds meubles coquillers, substrats naturels avec du sable ou substrats rocheux avec des moules ou des macrophytes (ces dernières sont saisonnières mais intéressantes pour les juvéniles). En revanche, au cours de l'échantillonnage de septembre 2018, la qualité de l'eau ne permettait absolument

## Conséquences de l'anoxie de 2018



pas d'effectuer des comptages. C'est ce qui nous a conduit à prolonger le suivi en 2019 afin de pouvoir échantillonner en juin 2019 et suivre notamment l'effet de la crise anoxique sur le peuplement juvénile.

### Une plus forte richesse taxonomique avant la crise anoxique de l'été 2018

56 000 individus ont été recensés dont 32 000 au stade juvénile, 30 taxons (taxons et pas espèces, car on ne peut pas identifier clairement certaines espèces au niveau spécifique) dont 21 taxons au stade juvénile. Le peuplement est très largement dominé par des athérines (23 670), des muges ou des gobies (du genre *Pomatoschistus*) ce qui est très classique pour un environnement lagunaire. On ne comptabilise qu'une centaine de daurades et de loups au stade juvénile, observés uniquement en juin.

Il est intéressant d'analyser l'utilisation des différents types d'habitats par les différentes espèces de juvéniles. Certaines vont être observées exclusivement sur des fonds meubles (plage, substrat meuble) comme l'anguille, le loup, d'autres, plutôt généralistes, vont occuper des habitats variés (des muges, gobies, daurades, etc.) et d'autres encore comme la saupe sont plutôt inféodées à des substrats durs.

Nos résultats montrent une plus forte richesse taxonomique en juin 2018 (avant les anoxies de l'été) quel que soit le type d'habitat. La densité de juvéniles est très hétérogène en fonction des campagnes et des types d'habitats. Cette forte hétérogénéité est biaisée par les espèces fortement abondantes (athérines, muges et post-larves indéterminées non identifiées). Si l'on compare juste les deux campagnes de juin 2018 et de juin 2019, on voit très nettement la différence de densité qui peut être imputable à la crise anoxique qui a affecté en particulier le peuplement sédentaire de l'étang. La mortalité causée sur les géniteurs a eu sans doute un impact sur la reproduction et l'abondance des juvéniles et post-larves l'année suivante.

Regardons deux espèces plutôt sédentaires qui font l'ensemble de leurs cycles de vie dans l'étang : les gobies et les athérines. On observe une quasi disparition des juvéniles de gobies (du genre *Pomatoschistus*) et une très forte baisse des athérines entre les deux années. Il est à noter que pour les loups et les daurades, certes présents en moins forte densité, on n'observe pas cette chute de la densité entre les deux années. Ce sont des espèces avec un schéma de vie différent qui migrent et qui vont se reproduire en mer et qui ont peut-être eu la capacité de se protéger de cette crise anoxique en quittant la lagune.



### **Que peut-on dire des comptages visuels comme méthode d'observation en milieu lagunaire ?**

Cette méthode de comptage est peu utilisée en milieu lagunaire car elle est souvent contrainte par la visibilité (ce qui n'est pas le cas dans l'étang de Berre). Elle présente des biais d'observation sur certains habitats comme sur les herbiers de zostères par exemple. En effet, on y observe à la fois une faible densité et une faible diversité alors que les herbiers sont connus pour

leurs rôles de nurseries, comme le climax que l'on peut observer dans un écosystème lagunaire. On a aussi du mal à observer certaines espèces comme les poissons plats (pleuronectiformes) sur substrats meubles et certaines déterminations de taxon sont impossibles pour les post larves et juvéniles in situ comme certains muges, gobies ou athérines. Cependant cette méthode permet de discriminer des habitats et des stations, de décrire finement la typologie et de fournir des données quantitatives comparables avec d'autres sites.

## QUESTIONS / RÉPONSES

### **L'étang de Berre joue-t-il un rôle de nurserie pour les poissons ?**

Oui. Sous réserve de maintenir des conditions environnementales favorables.

### **Quels sont les habitats les plus intéressants ?**

Les plages, les petits fonds hétérogènes (0-1 m), les substrats durs (naturels ou artificiels), les herbiers.

41 km de substrat artificiel, 29 km de substrat meuble et 16 km de roches naturelles.

### **Quelles espèces ?**

Deux types de peuplement :

- une communauté sédentaire : l'ensemble du cycle de vie se déroule dans l'étang (athérines, certains muges, gobiidés, crénilabre cendré). A noter que le crénilabre cendré n'a pas été observé au stade juvénile en 2019 ; il est à nouveau observé depuis 2020.

- une communauté de poissons migrateurs (loup, daurade, sars, anguille) ayant une partie de leur cycle de vie dans l'étang.

### **Quelles périodes ?**

C'est au printemps qu'a été observée la plus forte diversité et la plus forte abondance. Mais cela ne veut pas dire que les autres saisons n'ont pas un rôle dans le recrutement et l'installation de certaines espèces au stade juvénile. On observe aussi des installations pendant l'hiver (muges, etc.).

### **Quelle gestion pour maintenir ou renforcer ce rôle ?**

On ne parle pas ici de maintenir une espèce ou un peuplement mais de renforcer une fonction écologique majeure de l'étang dans une approche plus écosystémique.

### **Quel intérêt pour le suivi du milieu ?**

La diversité et l'abondance de juvéniles peuvent être de bons indicateurs de la qualité de l'étang.

### **La crise anoxique de 2018 a eu quelle incidence ?**

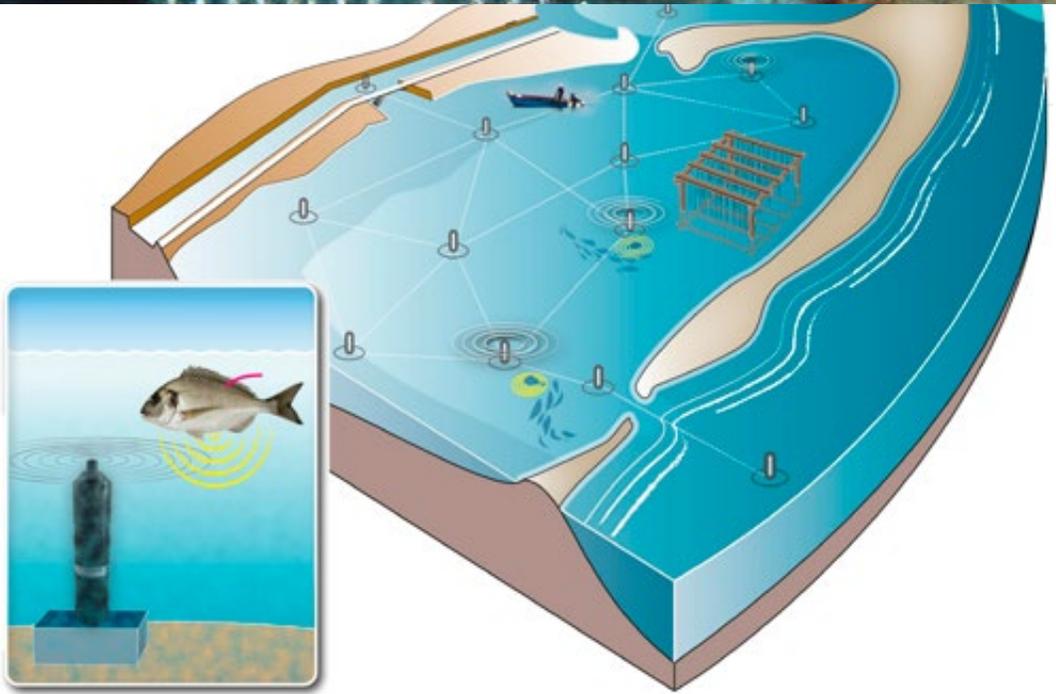
Nous avons pu constater une baisse d'abondance sur plusieurs espèces sédentaires, une régression des herbiers de zostères. Les espèces migratrices ont a priori été moins impactées.

### **Comment peut se mettre en place une restauration ?**

La transplantation d'herbiers, la restauration passive, la résilience des herbiers de zostères ? Il ne faut pas parler uniquement des herbiers de zostères, il faut considérer le reste du peuplement avec d'autres macrophytes structurantes qui peuvent fournir des habitats intéressants. La connectivité entre le Bolmon, le canal du Rove et l'étang de Berre par la réouverture du tunnel du Rove à la courtologie pour renforcer la mise à disposition d'eau de bonne qualité ?

La protection des géniteurs ? Elle passe par une gestion globale et concertée de la ressource, donc de la pêche. Les aires marines protégées œuvrent pour cette gestion (Parc marin de la Côte bleue, Parc national des calanques, Parc naturel régional de Camargue).

**Quel que soit le modèle de gestion, il y a un prérequis indispensable : maintien/amélioration de la qualité du milieu (régulation des rejets d'eau douce, prise en compte des enjeux relatifs au changement climatique).**



# LE MYSTÈRE DE LA MIGRATION DES POISSONS

Par Jérôme Bourjea,  
Unité Mixte de Recherche MARBEC, IFREMER<sup>1</sup> Sète

**Le mystère de ce que font les poissons sous l'eau, c'est ce qui me captive. Je cherche à comprendre la dynamique spatiale et temporelle des poissons côtiers sur la frange littorale méditerranéenne. Au ressenti des pêcheurs qui sillonnent la mer au quotidien, je cherche à ajouter des données chiffrées, géographiques et vérifiées.**

En Méditerranée française, les lagunes jouent un rôle très important. Ce sont des systèmes environnementaux compliqués avec des régimes de vents et de températures très variables dans l'espace et dans le temps. Cela rend difficile la compréhension de la façon dont réagissent les poissons. Par exemple, au niveau côtier, du fait de la faible profondeur, l'eau va se refroidir très vite après un coup de vent. Or la température est une variable qui va fortement influencer le comportement, à tous les stades de vie, de la faune et la flore marine. Cette variabilité est très importante dans le Golfe du Lion et a des impacts encore plus marqués sur les variations de température et d'oxygène dans les lagunes. Si on veut bien

interpréter le comportement des espèces marines, il est nécessaire de comprendre ces facteurs environnementaux qui les influencent. D'autant que cette bande frangeante littorale est particulièrement importante car les espèces côtières y sont très fortement exploitées par la pêche professionnelle artisanale et récréative.

Depuis 2017, nous menons le projet de recherche CONNECT-MED<sup>2</sup>. Ce projet cible quatre espèces côtières, la daurade royale, le loup, le muge et la saupe au sein des lagunes méditerranéennes. L'objectif est de mieux comprendre la connectivité de ces espèces entre les lagunes et la mer en fonction des différents types d'habitats, naturels ou exploités (conchyliculture) et des

<sup>1</sup> MARBEC : Marbec Marine biodiversity exploitation and conservation. IFREMER : Institut français pour la recherche et l'exploitation de la mer.

<sup>2</sup> Connectivité des populations de poissons sur le littoral méditerranéen.

conditions environnementales (température de l'eau, vent, oxygène...). Ces espèces sont particulièrement intéressantes à suivre car elles jouent un rôle structurant pour la pêche professionnelle côtière en Méditerranée française (30,7 % des captures et 34 % du chiffre d'affaires) et qu'elles ont des régimes trophiques différents : le loup est carnivore, le muge vasivore, la daurade omnivore et la saupe herbivore. Leurs déplacements, en relation avec les caractéristiques des habitats côtiers lagunaires méditerranéens, restent pourtant méconnus, limitant ainsi notre capacité à fournir un appui aux gestionnaires dans un contexte de plans de gestion des petits métiers de la pêche en Méditerranée. Je pensais qu'on connaissait tout de la daurade, mais en fait on ne la connaît pas tant que cela.

Depuis le début du programme, 610 poissons ont été marqués à l'aide d'émetteurs acoustiques dans le Golfe du Lion, dont 30 daurades et 12 loups capturés dans l'étang de Berre. Ces marques émettent un son unique qui permet d'identifier individuellement chaque poisson sur une durée en 2 et 4 ans, et ce, dès qu'il passe devant l'une des stations d'écoute, appelées hydrophones sous-marins installés par dizaines dans des lieux stratégiques de la côte, de la frontière espagnole à l'étang de Berre : connexions lagune - mer, habitats sous-marins variés, ou encore sites potentiels de reproduction (plus de 230 stations d'écoute sous l'eau). Au niveau de Berre, les capteurs ont été mis côté mer et côté lagune dans le canal de Caronte, avec deux capteurs dans les deux passes de Martigues. Il est intéressant de constater que les poissons entrent principalement dans la lagune

par le grand chenal, et oui par la grande porte ! Les calens (filets) ont été utilisés pour marquer les poissons en plein milieu du canal et non pas dans l'étang de Berre. Petit bémol, cela peut introduire un biais car on n'est pas certain du fait que ce sont des poissons typiques « d'étang » ou de « mer ». Les marquages ayant été fait en interne (implantation de la marque acoustique) ou en externe (identifiant externe), les pêcheurs ou les plaisanciers peuvent participer à l'expérience (science participative) en indiquant où un poisson marqué a été capturé. Une campagne d'information a été faite pour permettre un maximum de taux de retours de poissons marqués. Cela renseigne par exemple sur la croissance. La capacité de croissance d'une daurade est complètement hallucinante : en une année, une daurade de 3 ans, et qui fait environ 450 gr, prend 300 gr ! Notre objectif est d'étudier la biologie des poissons : comment les daurades et les loups se déplacent ? Par exemple, les mêmes poissons se déplacent-ils de l'étang de Berre à l'étang de Thau ? Ou bien au contraire, sont-ils plutôt fidèles à une lagune en particulier ? Où ces mêmes poissons vont-ils pour se reproduire ? Quand le font-ils ? ... Ainsi nous pourrions reconstituer une trajectoire, une dynamique spatio-temporelle des individus marqués. Ces données permettront à la fois de mieux connaître la structure et la dynamique des stocks, d'évaluer l'impact qu'aura le changement climatique, le tout pour une gestion durable des ressources dans l'espace et dans le temps.

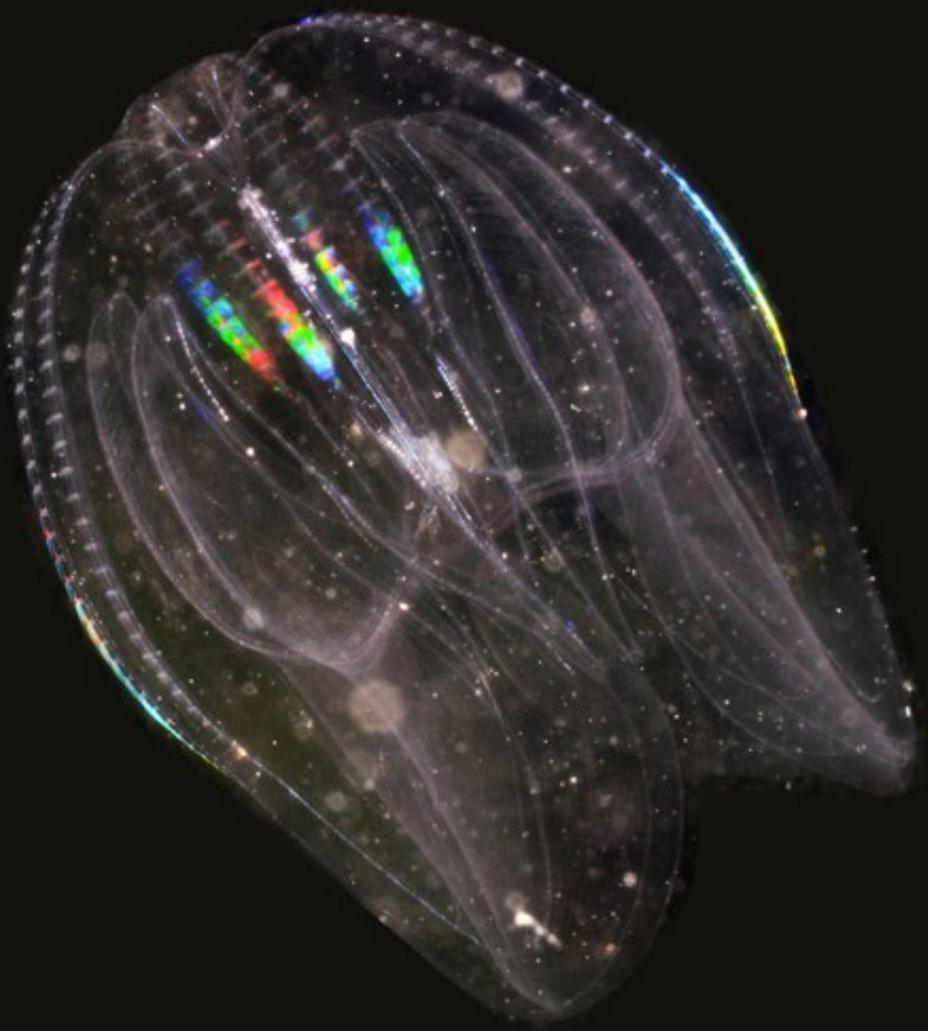
### **Des poissons qui nous disent où ils sont pour qu'on sache ce qu'ils font...**

Et les premiers résultats<sup>3</sup> concernant les daurades sont surprenants. On savait déjà que lorsque la température de l'étang de Berre devient trop froide, vers mi-octobre, les daurades quittent la lagune pour rejoindre la mer (c'est la dévalaison). Nos données montrent que la majorité de ces poissons restent alors dans la rade de Marseille, où ils se reproduisent. Ils s'y mélangent alors avec des daurades venues de l'étang de Thau, ou de Leucate par exemple. Mais en mars, nous avons découvert quelque chose de très intéressant : alors que l'eau se réchauffe, les daurades venues de l'étang de Berre retournent dans l'étang de Berre, celles venues de l'étang de Thau retournent à l'étang de Thau, etc. Les daurades sont donc globalement fidèles à leur lagune, alors qu'elles se mélangent sur leur site de reproduction ! Ce qui est particulier pour les daurades de l'étang de Berre, c'est qu'elles ne s'éloignent pas de la lagune et y reviennent dès que

la température de l'eau le permet. Pour les autres sites plus éloignés, cela peut prendre plus de temps. Quant aux loups marqués dans l'étang de Berre, ils vont partir du côté des calanques de la Côte bleue ou de Marseille pour se reproduire pendant l'hiver et entre mars et octobre, ils sont dans l'étang de Berre et ils ne bougent plus. Ils mangent et ils grossissent ! Nos recherches sont accueillies généralement de manière positive par les professionnels de la filière. En travaillant ensemble, on arrive à mieux comprendre comment fonctionnent ces espèces patrimoniales. Et mieux comprendre, c'est la clé pour mieux gérer.

**Ce que font les poissons dans l'eau reste encore souvent mystérieux, mais les scientifiques ont découvert que les daurades restaient fidèles à leur lagune.**

<sup>3</sup> Les poissons continuent d'émettre ce qui incrémente la base de données de jour en jour et fait évoluer les résultats. 15 millions de détections individuelles à ce jour. Des fichiers de 600 millions de données Les résultats présentés sont donc ceux de mi-parcours. Il y aura une restitution du jeu de données beaucoup plus détaillée fin 2022.



# MNEMIOPSIS LEIDYI, LES ENVAHISSEUSES

Par Guillaume MARCHESSEUX,  
Université de Palerme,  
Département des sciences de la Terre et de la Mer

Je vais vous parler d'une espèce invasive sur laquelle j'ai travaillé au cours de ma thèse, sous la direction de Delphine Thibault et de Cécilia Claeys, effectuée à l'Institut méditerranéen d'océanologie et au Laboratoire population environnement développement de l'Université d'Aix-Marseille : *Mnemiopsis leidyi*.

## Une des 100 espèces les plus invasives au monde

*Mnemiopsis leidyi* originaire de la côte américaine, a été observée pour la première fois en 1982 en mer Noire, vraisemblablement introduite via les eaux de ballast des pétroliers. Depuis 1982, on observe une forte expansion de cette espèce en Méditerranée et dans le nord de l'Europe. C'est une espèce assez jolie, un gélatineux, un cténo-phore. Et bien sûr, dans les zones où elle a été introduite, il n'y a pas de prédateur pour l'instant !

Mesurant entre 3 et 12 cm de longueur, *Mnemiopsis leidyi* présente une morphologie simple avec huit rangées de palettes natatoires constituées de cils, deux lobes reliés entre eux par la bouche, un pharynx, un estomac et des organes génitaux. Elle a une capacité à s'adapter facilement à différents environnements. Eurytherme et euryhaline, elle supporte une large gamme

de température et de salinité et a besoin d'une concentration en carbone minimale de 3 microgramme/l. Elle est aussi complètement opportuniste et se nourrit de ce qu'elle trouve. Elle a la capacité de se régénérer (par exemple, lorsqu'un organe est coupé) et de s'autodigérer, ce qui lui permet de survivre dans des grands trajets en bateau entre l'Amérique et la mer Noire. Elle peut en effet rester un mois, un mois et demi, sans se nourrir. Elle va s'autodigérer et diminuer en taille. C'est une espèce qui est hermaphrodite et qui peut pondre jusqu'à 10 000 œufs par individu par jour. Le cycle de vie est complet en moins de 14 jours en conditions environnementales optimales (température supérieure à 19 °C). En France, *Mnemiopsis leidyi* est présent dans les lagunes et les estuaires méditerranéens et le long de la Manche. *Mnemiopsis* a été enregistrée pour la première fois dans l'étang de Berre au début des années 2000.

## Une approche interdisciplinaire

Nous avons fait le choix dans notre étude de mettre en regard des données océanographiques *in situ*, des analyses et des mesures en laboratoire avec des enquêtes sociologiques, de la science participative et de la modélisation. Nous cherchions à mettre en place une approche interdisciplinaire pour mettre en lien des mesures quantitatives (sur l'abondance par exemple) et des processus biologiques et écologiques, avec le vécu des différents usagers de la lagune (pêcheurs, baigneurs, plaisanciers ...) pour mesurer les processus anthropiques. Nous voulions confronter ces deux approches et voir s'il y avait une opposition entre ce qui est vécu et ce qui est mesuré ou si les données étaient similaires. Qu'apporte la sociologie à l'océanographie et inversement ?

L'idée était d'utiliser différentes méthodes :

- faire un suivi bimensuel pendant deux ans et demi sur sept stations de prélèvement dans la lagune et des analyses et des mesures en laboratoire,

- en parallèle de ces prélèvements *in situ*, réaliser des enquêtes sociologiques et avoir recours à la science participative notamment avec les pêcheurs qui ont beaucoup aidé pour le suivi des espèces.

- utiliser de la modélisation.

Une étude à long terme a été entreprise en 2010 pour mesurer la dynamique de la population de *Mnemiopsis* et pour identifier les principaux facteurs de sa persistance dans cette lagune hautement anthropogène. Les premiers suivis de *Mnemiopsis leidyi* ont été décrits par Delphine Thibaut du M.I.O et ont été réalisés d'une manière très régulière tous les 15 jours au centre de l'étang. Pendant ma thèse, nous avons ajouté à cette station « pélagique » de Berre, des stations beaucoup plus côtières pour justement comprendre la dynamique et la distribution des espèces.

En 2011 et 2012, dans des conditions hivernales extrêmes, les populations de ce cténophore n'ont pas été observées pendant des mois. Sa réapparition, plus tard dans l'année, pouvait être liée soit à une nouvelle introduction en provenance de la mer Méditerranée, soit à l'existence de zones de rétention où les individus auraient cherché des refuges. Après avoir mesuré les conditions biochimiques (c'est-à-dire la chlorophylle *a*), la biomasse de plancton et la structure des populations de *Mnemiopsis* (œufs, larves/phase de transition des cyddipides et adultes) dans différentes zones de la lagune, ainsi que la modélisation lagrangienne de la distribution des « particules » (i. e. Ichthyop), nous avons mis en évidence les schémas saisonniers de la structure des populations, le niveau de carbone disponible toujours supérieur au minimum nécessaire à la survie de *Mnemiopsis* (24 µgC L<sup>-1</sup>) et le rôle que pourrait jouer le sous-bassin de Vaine dans la zone de refuge potentielle. Les populations du sous-bassin de Vaine servent probablement de populations sources pour le reste de la lagune par transport advectif au printemps.

Dans la littérature les zones refuges sont des zones-clés pour le développement des espèces dans la zone d'origine.

Les critères d'une zone refuge définis par (Costello *et al.* 2012) sont les suivants :

- la courantologie doit être limitée (pas de forts courants) et doit jouer un rôle de concentrateur de cténaires

- la population de *Mnemiopsis leidyi* doit subsister (ponte, croissance) indépendamment des cycles saisonniers

- la zone source potentielle doit présenter de faibles variations de salinité

- la zone source potentielle doit avoir une production annuelle en zooplancton élevée permettant aux cténaires de se maintenir toute l'année

Nous sommes partis de la biologie de l'espèce *Mnemiopsis* qui est une espèce planctonique incapable de nager à contre-courant par définition. Sa distribution se fait donc en fonction des courants avec un transport passif. Nous savons que dans le cas de mistral ou de vent d'est, il y a effectivement une forte courantologie qui permettrait de transporter ces individus. A partir des mesures *in situ* effectuées en sept points de la lagune et les observations des usagers (pêcheurs, plaisancier, baigneurs, retours de science participative), nous avons développé et utilisé un modèle lagrangien pour comprendre la distribution des cténaires en lien avec les courants et faire le lien entre les observations des usagers et l'observation *in situ* via ces modèles. Différentes conditions de vents ont été testées (mistral fort, mistral modéré, sud-est modéré, ouest-nord-ouest faible) avec le modèle 3D télémac que nous avons adapté au modèle de transport de particules Ichthyop. On a fait partir un millier de particules par station de prélèvement et on a suivi pendant trois jours leur déplacement en fonction des conditions de vent. On a un courant de surface qui suit le sens du vent et un courant de fond qui est contraire au courant de surface. Donc à partir de ces déplacements de particules, on a pu calculer les connectivités des différentes zones de la lagune et déterminer les zones de concentration des particules. Deux gyres semi-permanents ont été observés pour tous les scénarios de vent, dans l'étang de Vaine (avec peu de sorties de particules de Vaine vers Berre) et la baie d'Istres. La zone refuge de *Mnemiopsis*, c'est-à-dire la zone favorable pour l'espèce toute l'année (quantité de nourriture suffisante, événements de reproduction observés, croissance optimale), a été identifiée dans le bassin de Vaine. Et cela coïncide avec les retours et les données obtenues dans les



questionnaires des personnes à qui nous avons demandé de tracer les zones où elles étaient le plus gênées (notamment les pêcheurs).

Ainsi c'est intéressant de voir que les témoignages recueillis en sociologie et les résultats issus des prélèvements et de la modélisation se recoupent. Il nous a dès lors été possible de faire des préconisations aux pêcheurs en leur montrant qu'en fonction des conditions de vent, il valait mieux pêcher au nord en cas de mistral et au sud en cas de vent d'est pour éviter le colmatage des filets (principal impact des *Mnemiopsis*).



# L'EUROPE AU SECOURS DES LAGUNES ?

**Par Rutger De Wit,**  
CNRS - Centre pour la biodiversité marine, l'exploitation  
et la conservation (MARBEC) à Montpellier

**La gestion des lagunes côtières est soumise à des législations dérivées de différentes Directives cadre européennes. Bien que la Directive cadre sur l'eau (DCE) se veut non-sectoriel et intégrative, force est de constater que son approche est différente de celle des Directives habitats, faune, flore et oiseaux. Les différences concernent notamment leurs délimitations géographiques et leurs objectifs : " le bon état écologique " (DCE) versus le " bon état de conservation " (DHFF, DO). Or nous avons constaté avec les gestionnaires des lagunes méditerranéennes que cela pouvait poser problème.**

Dans l'Union européenne, la conservation des lagunes côtières est un enjeu important car elles constituent un habitat prioritaire selon la Directive habitats, faune, flore et plusieurs lagunes sont intégrées dans le réseau Natura 2000. Ces environnements sont également concernés par la Directive cadre sur l'eau.

Nous avons cherché à analyser la transposition en droit français de la DHFF en 1995, Loi 95.101, de la DCE en 2004, Loi n°2004-338 et leur application sur les lagunes côtières au niveau national et plus particulièrement sur les sites ateliers lagunaires de l'OHM-Litmed (étang de Biguglia et lagunes du Golfe d'Aigues-Mortes). A travers des

entretiens avec les gestionnaires de ces lagunes, nous avons étudié le niveau de leurs connaissances des deux directives, leurs perceptions des difficultés de co-implémentation dans la gestion au quotidien, ainsi que leur complémentarité pour aborder les différents aspects de la gestion environnementale.

## **Un défi pour les gestionnaires**

La co-implémentation de ces deux directives représente un défi pour les gestionnaires de ces milieux. Au niveau européen, la conception des deux directives diffère car elles sont ancrées dans des approches

scientifiques et philosophiques différentes, biologie de la conservation pour la Directive habitats, faune, flore ou la Directive oiseaux, éco-hydrologie et écologie de la restauration pour la DCE. Ces différences induisent des positionnements sur les espèces :

- dans la DHFF-DO, le focus est mis sur les espèces et les unités phytosociologiques avec en cible le « bon état de conservation » des habitats et des espèces en s'appuyant sur le Réseau Natura 2000.

- dans le cadre de la DCE, le focus est mis sur les masses d'eau et leur qualité écologique et chimique avec une notion forte de continuum aquatique pour atteindre le « bon état écologique et chimique ». Les moyens mis en œuvre passent par la politique de l'eau à travers les SDAGE<sup>1</sup>, SAGE<sup>2</sup> avec des objectifs de reconquête en lien avec de la restauration écologique.

On trouve aussi des incohérences. Tout d'abord dans l'appellation. Ces lagunes ont la dénomination « d'habitats prioritaires » n°1150 dans le cadre de la DHFF et en même temps pour la DCE, elles appartiennent soit aux « eaux de transition » (toutes les lagunes méditerranéennes sont dans cette catégorie), soit aux « eaux côtières ».

Ces directives sont assez génériques. Chaque pays a une certaine liberté pour les mettre en œuvre et les appliquer. C'est le principe de subsidiarité. Cela ne va pas être fait de la même manière dans tous les pays selon qu'on est en Espagne, en Italie, en France ou en Grèce. En France, par exemple, les lagunes en mer à marées de la façade Atlantique et celles de Méditerranée ont été séparées. Les premières sont classées 1150 1 et les secondes 1150 2. Il peut donc y avoir des problèmes de cohérence... Mais il existe toutefois des lieux de réflexion pour savoir comment les appliquer sur le terrain ! Il y a même un manuel d'utilisation

dédié « Interpretation Manual of European Union habitats ».

Il est difficile parfois de trouver la bonne congruence géographique. Prenons par exemple l'étang d'Ingril. Il fait partie de la zone Natura 2000 Etangs palavasiens mais pas du bassin versant étang Lez-Mosson-Etangs palavasiens. Or dans la DCE, on raisonne en bassin versant, on observe une aire plus importante en prenant en compte deux rivières pour le SAGE.

### **Des régimes de propriété multiples dans les lagunes côtières**

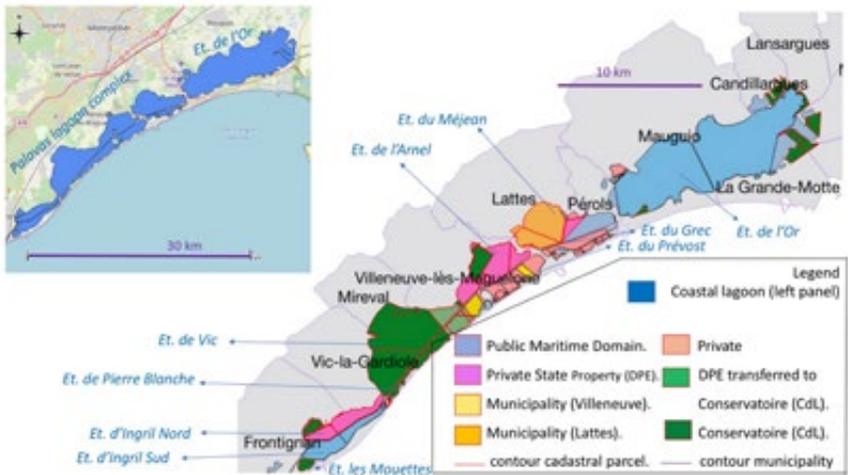
Nous avons fait un travail en collaboration avec la juriste Florence Galletti sur les régimes de propriété dans les lagunes côtières françaises de Méditerranée et discuté de leurs implications pour la gestion de ces écosystèmes côtiers, en s'attardant sur les aspects de conservation de la nature, d'extraction des ressources naturelles et d'autres utilisations anthropiques.

La situation devant laquelle se trouve les gestionnaires, à savoir une juxtaposition de différents régimes juridiques de propriété lagunaire, est le produit de l'Histoire de France et aussi du particularisme du droit de la domanialité publique. Ce qui suit, est source d'étonnement pour d'autres pays, mais en droit français, concernant les propriétés publiques, le Code du domaine de l'État et le Code général de la propriété des personnes publiques (CGPPP) font une différence claire entre le domaine public et les propriétés privées des différentes entités publiques. Le propriétaire étant public dans les deux cas.

Le domaine public pur représente un bien imprescriptible et inaliénable, c'est-à-dire

<sup>1</sup> SDAGE : schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux

<sup>2</sup> SAGE : schéma d'aménagement et de gestion des eaux



Répartition géographique, régimes de propriété et communes administratives abritant des lagunes côtières de la région Occitanie, près de Montpellier, le complexe lagunaire de Palavas et l'Étang de l'Or. Dans le panneau supérieur gauche, le Canal du Rhône à Sète qui relève du Domaine Public Fluvial (DPF). D'après De Wit et al., *Ocean and coastal management* 207 (2021) 105579. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman>.

que les droits de propriété ne peuvent pas être modifiés dans le futur et qu'ils ne peuvent être ni cédés ni transférés à quelqu'un d'autre que le détenteur public. La lagune reste alors aux mains d'un propriétaire public chargé de la maintenir. En revanche, les propriétés privées des entités publiques peuvent être vendues par ces entités ou transférées à des tiers. Ce qui peut, au fil des acquéreurs, amputer la lagune d'une partie de son territoire initial, ou faire tomber la lagune dans un patrimoine purement privé. Le Domaine public maritime, créé depuis 1681, comporte du domaine public englobant des lagunes côtières, du fait de la notion juridique « d'étang salé ayant un lien direct, naturel et permanent avec la mer etc. » censé s'appliquer aux lagunes côtières. Peu de lagunes échappent à cette qualification dans une perspective juridique. En réalité, cette définition juridique des « étangs

salés » a posé des difficultés. Prendre en compte l'ensemble des conditions environnementales d'une lagune côtière (la salinité, les peuplements de poissons, la proportion d'eau douce et saumâtre, l'ouverture naturelle ou artificielle à la mer) a suscité des conflits avec la définition scientifique des lagunes côtières. Elles ont été tranchées au cas par cas par la jurisprudence judiciaire puis administrative. Ce sont aussi des procédures plus précises pour la délimitation du DPM fixées en 1973 par un arrêt du Conseil d'État (jurisprudence Kreitmann) qui ont fixé les situations. L'adéquation entre le droit et l'écologie en poserait encore si ces critères étaient rediscutés : quid des lagunes mésohalines (à salinité entre 5 et 18 et lagunes côtières oligohalines (à salinité inférieure à 5) en face d'un Golfe du Lion à 35 par exemple. Cependant, les propriétaires privés (au sens des droits de propriété du droit civil actuel)

se sont opposés juridiquement à l'État, pendant des siècles, au sujet de l'appropriation par l'État des lagunes, puis en attaquant la pertinence de cette définition de « l'étang salé » en justice et en revendiquant des droits de propriété ancestraux. De nombreux documents ont été produits par des familles languedociennes et camarguaises, attestant de la propriété avant 1566 (Édit de Moulins) de lagunes côtières et autres plans d'eau, comme les canaux, etc. ainsi que de droits de pêche liés à la propriété foncière des lagunes (Féral, 2020). Le ministre de la Marine, dans une décision du 30 juillet 1964, a dressé par exemple une liste reconnaissant un grand nombre de propriétaires privés de lagunes côtières et de canaux, pêcheries, îlots, rivières, ruisseaux, etc. en Méditerranée ...

En conséquence, avant 1980, plus de la moitié des lagunes côtières étaient constituées de propriétés privées, représentant environ un quart de la surface des lagunes. 12 des 40 lagunes côtières sont constituées de DPM, principalement les plus grandes lagunes (par exemple, Salses-Leucate, de nombreuses lagunes proches de Narbonne, l'étang de Thau, l'étang de Berre), représentant 65 % de la surface totale des lagunes. Depuis sa création en 1975, le Conservatoire du littoral et des rivages lacustres, établissement public administratif chargé de la protection d'espaces naturels sur le littoral, a racheté des portions de lagunes privées dans 20 lagunes sur 40, soit 22 % de la surface totale des lagunes. Celles-ci ont été désignées depuis comme inaliénables et imprescriptibles au titre du « Domaine public du Conservatoire », sauvegardées à des fins de conservation de la nature. Aujourd'hui, la propriété privée persiste sur 13 lagunes représentant 3,3 % de la surface totale de celles-ci. Les lagunes côtières du Roussillon (étangs du Canet et Salses-Leucate), de l'Hérault, de la Camargue et de

la Corse font actuellement l'objet d'une propriété variable et parfois morcelée (outre le Conservatoire, le DPM, l'Office national de l'eau, l'Office national de l'énergie, la propriété privée, les communes, les départements).

La fragmentation de la propriété, entre lagunes, ou même d'une même lagune, est évidemment une difficulté pour la gestion intégrée des étangs côtiers.

### **Les spécificités de l'étang de Berre**

L'étang de Berre est entièrement sous la propriété de l'Etat par le DPM. Ce n'est pas si spécifique que cela car c'est aussi le cas pour l'étang de l'Or et celui de Thau. Mais il y a tout de même une spécificité de l'étang de Berre, c'est le fait qu'il n'appartient pas du tout aux communes. Administrativement, il n'est pas considéré comme une lagune mais comme une mer intérieure. C'est pourquoi, alors que tous les autres sites sont Natura 2000, l'étang de Berre ne l'est pas. Les zones Natura 2000 de l'étang de Berre ne correspondent qu'à des zones périphériques (Salines de Berre à Berre l'Etang, Petite Camargue à Saint-Chamas, Parc de la Poudrerie à Miramas-Saint-Chamas et l'étang du Bolmon et le Cordon du Jaï à Marnagnan et Châteauneuf-les-Martigues).

Les Salines de Berre sont aussi spécifiques car elles font partie des cinq salines encore en exploitation. Si on regarde plus en détail, l'historique des salins est très particulier. Après la seconde guerre mondiale, une trentaine de salins étaient en exploitation. Ce nombre a petit à petit diminué mais les salins ont augmenté en taille car les petites salines ont été fermées en premier, les moyennes ont fermé au début des années 2000, ainsi ne reste-t-il que les grandes. La plupart des salins abandonnés sont maintenant des aires protégées après acquisition,

pour la plupart, par le Conservatoire du littoral. Peut-on les gérer comme des lagunes côtières, s'interrogent les gestionnaires ? Prenons l'exemple des Salins de Giraud. Après s'être beaucoup agrandis à partir de 1950, ils ont été abandonnés en 2009. Acquis en 2012 par le Conservatoire du littoral, les objectifs sont devenus la préservation de l'environnement. Cela concerne presque 10 000 hectares. Il reste 17 000 hectares encore actuellement en exploitation dont les Salins de Berre. La DCE ne s'intéresse pas du tout à ce type de masses d'eau. Cela est problématique pour ces systèmes qui ont une faune et une flore propre. Il a été proposé une terminologie « lagune méditerranéenne temporaire » pour qu'ils soient pris en compte. Cette terminologie a été introduite en France mais a été peu adoptée dans les autres pays. En Espagne, ils ont créé une autre catégorie pour ces espaces : « salins abandonnés ».

Avec actuellement 87 % des lagunes côtières méditerranéennes tombant sous la qualification de « domaine public », le droit de la domanialité publique français se doit d'évoluer en même temps que le droit de l'environnement pour relever les défis contemporains de la conservation et de la gestion des espaces de lagunes côtières et de leur connectivité avec les autres écosystèmes terrestres, littoraux et marins. La lagune côtière constitue un habitat dit prioritaire N° 1150 selon la directive européenne Habitats de 1992, impliquant obligation pour les États membres de l'UE de protéger juridiquement et techniquement les lagunes et d'assurer leur état de conservation. L'arsenal législatif (dispositions de la loi littoral de 1986, de la loi de 2016 sur la protection de la biodiversité...) et conventionnel (Convention sur la diversité biologique, Convention de Ramsar, puisque les lagunes côtières représentent un bien commun précieux pour l'humanité en raison de leur biodiversité,

de leur patrimoine naturel et culturel, et de leurs ressources naturelles...) améliore aussi la situation des lagunes côtières. Si les scientifiques sont davantage centrés sur la DCE, les gestionnaires s'appuient aujourd'hui certes sur la DCE et Natura 2000 mais aussi sur la Convention de Ramsar, la Directive concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade et la compétence GEMAPI.



# UNE HISTOIRE ÉCOLOGIQUE ET SOCIALE DE LA LAGUNE DE THAU (1970-2018)

Par **Valérie Derolez**,  
Ifremer-MARBEC

Mes travaux de thèse, que je vais vous présenter, portent sur la trajectoire de restauration (1970 – 2018) d'une lagune cousine de celle de Berre puisqu'il s'agit de celle de Thau.

## Thau, un écosystème à vocation conchylicole soumis à de multiples pressions

Au début du XX<sup>e</sup> siècle, les biocénoses de la lagune de Thau étaient dominées par des herbiers à phanérogames associés aux gastéropodes, tandis que les fonds nus étaient colonisés par des bivalves (Calvet, 1910).

Lagune de 70 km<sup>2</sup>, l'étang de Thau représente la moitié de la superficie de l'étang de Berre. Il est aujourd'hui une lagune euhaline, la plus grande et la plus profonde des lagunes d'Occitanie, avec une profondeur moyenne de 4,5 m pouvant atteindre 10 mètres dans certains secteurs. Son bassin versant s'étire sur 269 km<sup>2</sup>.

L'étang de Thau est le siège d'activités traditionnelles de pêche et de conchyliculture. Les structures conchylicoles couvrent 20 % de la surface dans trois secteurs d'élevage. Les coquillages élevés aujourd'hui sont les moules *Mytilus galloprovincialis* et majoritairement l'huître creuse japonaise *Crassostrea gigas*, dont la production représenterait environ 10 % de la production totale d'huîtres françaises (Gangnery et al., 2003) et 90 % des huîtres de Méditerranée française (Gervasoni and Giffon, 2016). C'est aussi le siège de nombreuses activités culturelles et récréatives et d'une grosse fréquentation estivale.

Suite à la forte croissance de la population humaine à partir des années 1960 dans la zone côtière méditerranéenne française et à l'augmentation des apports anthro-

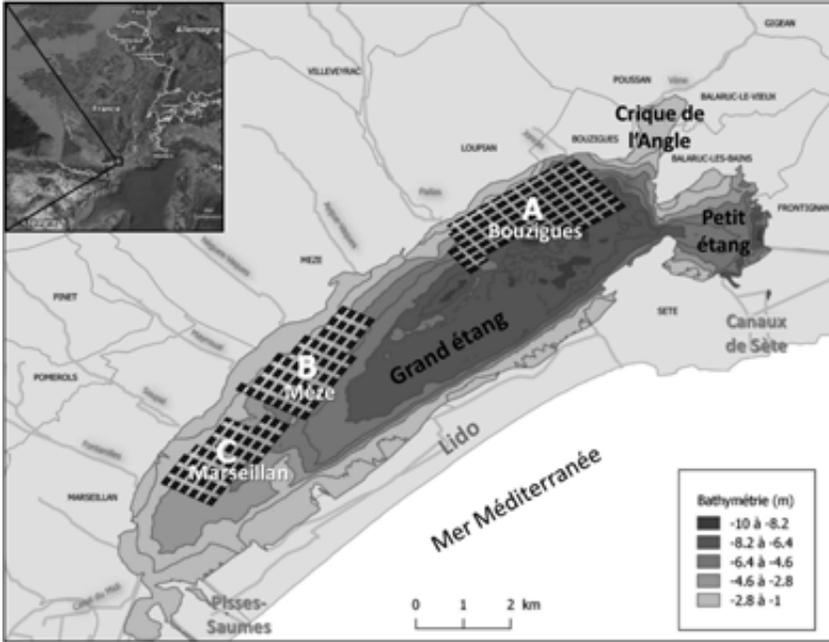


Figure 1 : situation géographique et bathymétrie de la lagune de Thau. Les concessions conchylicoles sont réparties selon 3 secteurs : Bouzigues, Mèze et Marseillan (anciennement dénommés respectivement A, B et C). Les communications avec la mer se font par les Canaux de Sète et le grau de Pisses Saumes. Trois zones géographiques peuvent être distinguées : le « Grand étang », la « Crique de l'Angle » et le « Petit Étang » (modifié de Marzin *et al.*, 2018).

piques qui en résulte, la lagune de Thau souffre d'eutrophisation et de dégradation de la qualité de l'eau, des années 1970 aux années 1990 (La Jeunesse and Elliott, 2004 ; Picot *et al.*, 1990 ; Souchu *et al.* 1998). L'eutrophisation rassemble l'ensemble des réponses biogéochimiques d'un écosystème aquatique à un sur-enrichissement en nutriments azotés et phosphorés (Cloern, 2001 ; Nixon, 1995). Les réponses les mieux identifiées sont d'une part une augmentation accrue de la production primaire et d'autre part un déficit en oxygène dans l'eau, entraîné par le recyclage de la matière organique, correspondant au phé-

nomène de crise dystrophique ou anoxique (Souchu, 2016). Ces crises environnementales, dénommées « malaïgues », soit « mauvaises eaux » en occitan, induisent des mortalités massives des organismes aquatiques et des pertes économiques importantes.

### La baisse des rejets de nutriments conduit à la restauration et l'oligotrophisation

Pour limiter les crises écologiques et sanitaires, des travaux d'assainissement ont été menés dans les années 1970. Bien que

la population ait été multipliée presque par deux sur les 50 dernières années (de 60 000 habitants en 1960 à plus de 100 000 habitants en 2018 dans le bassin versant de la lagune), ces travaux d'assainissement ont permis de diviser par 10 les apports en phosphore. Cette baisse des rejets a conduit la lagune sur une trajectoire de restauration et d'oligotrophisation (processus inverse de l'eutrophisation). Ce processus a été décrit récemment dans les travaux de Collos *et al.*, 2003 ; Leruste *et al.*, 2016 ; Le Fur *et al.*, 2019 sur les lagunes méditerranéennes, mais à l'échelle d'un seul compartiment biologique ou sur une échelle temporelle limitée. L'enjeu de ma thèse est d'observer la dynamique de restauration sur le long terme à l'échelle de l'écosystème puis d'aller au-delà de la composante écologique, en s'intéressant à la composante sociale. D'où la nécessité d'une recherche interdisciplinaire alliant sciences de la nature et sciences humaines et sociales.

### 50 ans de surveillance du littoral

En exploitant les données historiques de surveillance sur le littoral, j'ai pu illustrer la dynamique de restauration et des « changements de régime » (ou « basculements ») dans la trajectoire de la lagune.

Dans les années 1970, la lagune de Thau était eutrophisée avec des microalgues dominantes, des excès de nutriments et de phytoplancton et par conséquent, des anoxies fréquentes. En 1969, l'insalubrité des eaux de la lagune est reconnue par les services de l'État et l'intervention des professionnels de la conchyliculture auprès de la Préfecture permet la mobilisation de crédits importants en faveur de l'assainissement. Après les premières stations d'épuration (STEU) installées à partir des années 1960 sur les petites communes autour de la lagune, il faut attendre 1972 pour

l'installation de la STEU de Sète, principale agglomération du bassin versant de la lagune. L'arrêté préfectoral de 1975 engendre ensuite la mise en place d'un programme départemental d'assainissement et de valorisation du bassin de Thau. Les effets sur l'écosystème sont rapides, avec une chute des teneurs en azote et phosphore dans la colonne d'eau mais la lagune reste toujours eutrophisée avec des anoxies environ tous les trois ans entraînant jusqu'à 80 % des pertes des coquillages dans les années 70. Dans les années 90, avec une nouvelle vague de travaux d'assainissement, les conditions du milieu changent significativement et on commence à observer les étapes de la restauration avec tout d'abord des améliorations de la qualité de l'eau accompagnées de changements importants des communautés phytoplanctoniques. Cependant, les herbiers sont toujours en déclin puisque les eaux de l'étang sont encore trop riches et alimentent des relargages de nutriments au profit des algues rouges.

Il a fallu attendre 2006 pour obtenir une eau de bonne qualité au titre de la Directive cadre sur l'eau. Puis la reconstitution des herbiers de zostères à partir de 2008 va marquer un changement de régime dans la trajectoire.

Dans les dernières décennies, la lagune s'est oligotrophisée puisque on a connu 12 années successives sans anoxie, interrompues par l'anoxie de l'été 2018, qui a eu un impact important comme sur l'étang de Berre.

### Un écosystème plus résistant aux vagues de chaleur estivales

Cette trajectoire de restauration a permis de rendre l'écosystème plus résistant aux vagues de chaleur estivales. Grâce à la restauration et l'oligotrophisation, l'étendue et la durée des anoxies ont diminué. En com-

parant les facteurs de déclenchement des malaïgues au cours des 50 dernières années (1970-2018), on a observé que le principal facteur était l'eutrophisation, puisqu'avant 1990 le risque d'anoxie est 6 fois plus important qu'après 1990. Deuxième facteur clé de déclenchement : la température. On a ainsi montré qu'une augmentation d'1°C suffit à multiplier le risque d'anoxie par 3, ce qui permet de se projeter dans l'avenir vis-à-vis des scénarios climatiques. Regardons à présent la façon dont les usages et la gestion ont interagi avec l'état du milieu pour faire évoluer le socio-écosystème.

### Les crises sanitaires et écologiques délimitent trois périodes contrastées

#### Période 1 (1970 à 1989)

Le début de cette période est marqué par le remembrement conchylicole, qui a donné davantage d'espace à la conchyliculture, empiétant sur des espaces traditionnellement dédiés à la pêche. En réponse aux demandes des éleveurs désireux d'améliorer leurs rendements en baisse (Affaires maritimes, 1976 ; Ringuelet, 1974), le remembrement de 1970, augmenta l'espace concédé à la conchyliculture, permettant de passer de 352 ha en 1970 à 1300 ha en 1978. Au titre de dédommagement pour la perte de fonds coquilliers, les pêcheurs obtinrent la création de la « Coopérative des 5 ports », concessionnaire de 680 tables (soit un quart du total), ouvrant la voie de la pluriactivité pêche-conchyliculture. Cet événement, ainsi que la disparition concomitante de l'huître portugaise, peuvent être considérés comme des jalons constituant un tournant dans l'histoire conchylicole de la lagune. L'huître portugaise *Crassostrea angulata*, élevée jusqu'en 1972, est décimée par une épizootie à iridovirus et est alors remplacée par l'huître japonaise *Crassostrea gigas*.

Au cours de cette période, peu d'usages culturels sont présents sur la lagune, à part la pêche récréative, le thermalisme à Balaruc-les-Bains et le développement des activités de baignade et de plaisance. La gestion des activités est essentiellement sectorielle, avec une intervention importante de l'État en tant que régulateur.

L'état de la lagune est dégradé par des apports excessifs de nutriments engendrant un état eutrophisé et des malaïgues récurrentes, et par des contaminations microbiologiques régulières conduisant à des mesures d'interdiction des ventes de coquillages.

#### Période 2 (1990 à 2004)

La « crise de la salmonelle » en 1989 est un facteur déclencheur de la mise en place d'une gestion partenariale par les acteurs du territoire et correspond au début de la série de Contrats pour la gestion de la lagune de Thau. L'épisode de l'hiver 1989, dit « crise de la Salmonelle », a particulièrement touché la production conchylicole, avec une contamination survenue en période de fêtes de fin d'année et conduisant à une interdiction de vente pendant 28 jours. Cette crise a déclenché une mobilisation de l'ensemble des acteurs du territoire, qui a débouché sur la signature en 1990 du premier « Contrat pour l'étang de Thau », engageant financièrement les collectivités territoriales et l'État autour de l'amélioration de la qualité des eaux. Cet événement a également conduit à une véritable prise de conscience par les conchyliculteurs de Thau de la fragilité de leur milieu de production, de l'importance des règlements sanitaires et de la nécessité de se regrouper (Affaires maritimes, 1990). Plusieurs initiatives collectives ont ainsi émergé durant les années qui ont suivi, telles que la création de l'appellation commerciale « huîtres de Bouzigues » et de la société de purification « Les Bassins du grand sud ».

Les travaux d'amélioration du système d'assainissement permis par ces contrats ont conduit à améliorer l'état de la lagune vis-à-vis de l'eutrophisation et à diminuer l'intensité des épisodes anoxiques. Le Schéma de mise en valeur de la mer (1995) a réaffirmé la priorité accordée sur la lagune aux activités traditionnelles que sont la conchyliculture et la pêche. Cependant, cette période connaît le développement des activités touristiques sur la lagune et l'émergence de nouveaux usages récréatifs et de loisir. La fin de la période 2, en 2004, est marquée par le déclassement sanitaire de la lagune en catégorie B, engendrant une contrainte de purification des coquillages avant leur mise en vente.

### Période 3 (2005 à 2018)

La création en 2005 du Syndicat mixte du bassin de Thau signe la mise en place d'une politique de gestion intégrée, menée en concertation avec les acteurs professionnels, les collectivités et les services de l'État. Le SMBT poursuit un double objectif de conciliation des usages et de préservation de l'état de la lagune. La période qui s'ouvre alors est caractérisée par la diversification des usages sur la lagune et un développement important des activités touristiques et nautiques (e.g. kitesurf, balades en bateau). Cette période est également marquée par une fragilisation de l'activité conchylicole à partir de 2008 (mortalités des naissains à OsHV, virus herpétique de l'huître creuse *Crassostrea gigas*) et un déclin de l'activité de pêche. Malgré l'oligotrophisation en cours de la lagune, des maladies surviennent lors des étés de canicule (2003, 2006, 2018), avec en 2018 la « crise des eaux vertes », signe de la pression grandissante du réchauffement climatique sur la lagune de Thau.

### Quelles conséquences sur la disponibilité des services écosystémiques ?

Les lagunes méditerranéennes, malgré leur vulnérabilité, produisent, grâce à leur forte productivité et leur hétérogénéité d'habitats, un large spectre de bénéfices aux sociétés (Newton et al., 2018 ; Pérez Ruzafa et al., 2019b), bénéfiques que l'on qualifie de services écosystémiques (SE). Pour rendre compte de la diversité des SE fournis par les écosystèmes, l'approche par « bouquets de services » est particulièrement utile (Raudsepp Hearne et al., 2010). L'analyse de l'évolution des flux de services écosystémiques dans le temps constitue donc la deuxième étape de ma démarche d'évaluation intégrée de la trajectoire du socio-écosystème Thau. Je me suis intéressée tout d'abord à l'évolution des flux de services écosystémiques fournis par la lagune de Thau au cours des trois périodes contrastées mises en évidence précédemment. 25 SE biotiques ont été sélectionnés comprenant 10 services de régulation, 6 services d'approvisionnement et 9 services culturels. Les flux de SE ont évolué significativement au cours des trois périodes étudiées. En période 1 (1970 à 1989), étant donné le taux de raccordement modérément élevé de la population sur le bassin versant, la consommation des services de régulation des nutriments, des toxiques et des pathogènes est importante, correspondant au recyclage des flux rejetés par la population dans l'écosystème lagunaire. Dans ce contexte d'état dégradé vis-à-vis de la qualité de l'eau de la lagune, la production de pêche est cependant à son maximum et la conchyliculture à un niveau intermédiaire. Peu d'activités récréatives et culturelles sont développées sur le territoire. Le passage à la période 2 (1990 à 2004) marque, après la fin du remembrement conchylicole, l'emprise de la conchylicul-

ture sur les activités traditionnelles et la diminution de l'activité de pêche. Les travaux d'assainissement importants s'accompagnent d'une diminution de la consommation des services de régulation de la qualité de l'eau. Les usages de la lagune se diversifient avec le développement de davantage de services culturels, liés au tourisme et aux activités récréatives.

La période 3 (2005 à 2018) est caractérisée quant à elle par la baisse de l'activité conchylicole et par la poursuite de l'amélioration des systèmes d'assainissement à l'origine de moins de consommation des services de régulation de la qualité de l'eau. Cette période est également caractérisée par le développement important des services liés aux activités récréatives et de patrimonialisation, avec notamment l'inscription au registre des sites protégés Natura 2000.

Le maximum pour les SE d'approvisionnement a été observé en période 2, alors que l'état de la lagune était encore dégradé vis-à-vis de l'eutrophisation. Le processus d'oligotrophisation de la lagune, particulièrement marqué entre des périodes 2 à 3, s'observe en parallèle à une diminution des flux de SE d'approvisionnement. L'augmentation des flux de SE culturels observée sur Thau des périodes 1 à 3 concerne à la fois les activités récréatives et de loisir et les services liés à la patrimonialisation. L'augmentation des activités récréatives peut être liée à l'amélioration de l'état de la lagune, grâce par exemple au développement d'espèces rares et protégées d'oiseaux (e.g. *Anas penelope*, *Egretta garzetta*, *Ardea cinerea*) ou de plantes marines (e.g. *Zostera spp.*), sources d'attrait pour les promeneurs ou les plongeurs (De Wit et al., 2015 ; Kermagoret et al., 2019). Mais cette augmentation peut être due à une tendance plus large concernant l'évolution des sociétés littorales qui se tournent toujours davantage vers les activités de loisir (Corlay, 1995).

## Des indicateurs pour l'analyse de l'état et de la dynamique des Systèmes socio-écologiques côtiers

Dans ce travail interdisciplinaire, nos résultats ont mis en évidence des périodes contrastées dans la trajectoire de restauration de la lagune et confirmé l'existence d'une période de changement d'état ou de basculement entre 2003 et 2006. Du point de vue de l'état et du fonctionnement de l'écosystème, nous avons montré, grâce aux analyses statistiques de séries de données à long terme sur les compartiments autotrophes (phytoplancton et macrophytes), que des schémas de restauration pouvaient être dégagés en fonction de l'état initial des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation et de l'ampleur des travaux mis en oeuvre. Nous avons également mis en évidence des ruptures en termes de composition des communautés phytoplanctoniques, ainsi que des phénomènes d'inertie et de résilience partielle au cours du processus d'oligotrophisation. L'analyse de la dynamique de restauration à l'échelle de l'écosystème a mis en évidence l'inertie du compartiment benthique face au processus d'oligotrophisation, les herbiers ayant mis environ 10 années de plus à se restaurer que le phytoplancton et les nutriments de la colonne d'eau. Ce décalage et le retour partiel aux conditions antérieures à la période d'eutrophisation suggèrent un phénomène d'hystérésis et correspondent à une résilience partielle décrite dans les écosystèmes aquatiques (Borja et al., 2010 ; Duarte et al., 2009 ; Elliott et al., 2007a). Ainsi, à Thau, les flux continus de nutriments provenant des sédiments enrichis par le passé eutrophisé de la lagune peuvent retarder le processus de restauration, tel que cela a été décrit dans les lacs (Gulati and Van Donk, 2002 ; Jeppesen et al., 2007 ; Kosten et al., 2011 ; Søndergaard et al., 2003) et plus récemment dans les écosystèmes côtiers ou es-

tuariens (Lillebø et al., 2007 ; Ni Longphuir et al., 2016 ; Ratmaya et al., 2018 ; Riemann et al., 2016). Nos analyses ont également montré que les principaux déclencheurs des anoxies estivales sont la température et l'état vis-à-vis de l'eutrophisation et que l'oligotrophisation a rendu l'écosystème plus résistant au stress climatique causé par les températures estivales élevées. Cependant, avec les scénarios de changement climatique proposés pour les prochaines décennies (Jouzel et al., 2014), il est possible que les effets du réchauffement climatique induisent des modifications de la structure de l'écosystème à même de réduire sa résistance et sa résilience, notamment face aux canicules (Cramer et al., 2018 ; Du et al., 2018 ; Friedrich et al., 2014). On pourrait alors voir apparaître des régimes de transition ou des états alternatifs stables dont on ne peut à ce stade, présager la nature ni les impacts sur les usages, en particulier la conchyliculture, ni sur les types de réactions qu'elles déclencheront localement en termes de gestion.

Nous avons par ailleurs montré qu'il est possible d'associer aux référentiels d'évaluation de l'état écologique des éléments d'appréciation de l'état du socio-écosystème (SES) tenant compte des dynamiques sociales, en particulier grâce à l'application de l'outil des frises chronologiques proposé par Bergeret et al. (2015), pertinent pour mettre en évidence des jalons-clés et des ruptures dans la trajectoire des SES, grâce à l'étude des principaux « ingrédients » suivants : état, usages et gestion (dispositifs institutionnels et techniques) ; aux bouquets de services écosystémiques montrant des adéquations ou des écarts entre potentiel et consommation de services écosystémiques, utiles pour évaluer la durabilité des SE ; à l'analyse des formes de demandes sociales porteuses de stabilité (non impactantes, satisfaites), de changement (impactantes et non

satisfaites) ou des deux (e.g. demande de conservation en réaction à des états écologiques mauvais).

Face aux enjeux du changement climatique, la dimension prospective, permettant aux décideurs de comparer différents scénarios possibles, est donc indispensable pour compléter l'approche rétrospective et permettre d'aborder les questions de résilience et de durabilité du socio-écosystème de la lagune de Thau. Outre l'augmentation prévisible du niveau de la mer, la raréfaction des pluies, la hausse possible de l'intensité et de l'occurrence des tempêtes pourrait conduire à la réouverture du lido sur la mer, avec des impacts négatifs d'une salinité plus élevée sur la physiologie des huîtres (Gagnaire et al., 2006). En plus de la hausse de la température, qui risque d'augmenter la fréquence des malaïgues, les biocénoses de la lagune pourraient également être bouleversées par le développement d'espèces extrémophiles (telles que *Picochlorum* spp. (Foflonker et al., 2018 ; Krasovec et al., 2018) qui a provoqué les eaux vertes en 2018-2019 (Lagarde et al., 2021) ou l'introduction d'espèces exogènes provenant de l'Atlantique ou surtout de la Mer Rouge et de l'Océan Indien. En plus du forçage croissant du changement climatique, deux facteurs sont à considérer dans les projections des évolutions possibles de la lagune (D. Lacroix, communication personnelle) : i) l'évolution de la technologie et des méthodes d'analyse, qui vont apporter de grands changements dans l'observation de la lagune (e.g. multiplication de capteurs autonomes, recours au big data, mobilisation des sciences participatives) ; ii) les attentes sociales, politiques, économiques et culturelles de la société vis-à-vis de la vocation de la lagune.



# COMMENT ÉVALUER LES PRATIQUES RÉCRÉATIVES ?

Par **Samuel ROBERT**,  
CNRS - Aix-Marseille Université, Université d'Avignon,  
Université Côte d'Azur

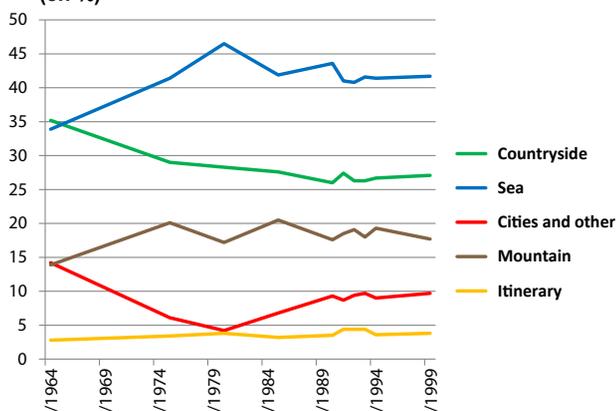
Les activités récréatives peuvent être considérées comme un marqueur fort des interactions société-environnement. Elles induisent des relations plutôt de nature hédonique (satisfaction d'un plaisir, repos, dépaysement). On se réfère alors à des travaux en sciences sociales avec l'histoire et la sociologie des loisirs et également des travaux en psychologie de l'environnement. En géographie, les questions scientifiques portent sur ce que recherche l'être humain dans les milieux qu'il fréquente, dans son environnement. Quelles sont les conséquences de ces activités sur l'environnement ? Quels sont les rapports sociaux fondés sur la relation à l'environnement, comme les conflits d'intérêt par exemple ? Comment gérer ces fréquentations au travers des politiques publiques ?

## Pourquoi observer les fréquentations récréatives sur le littoral ?

C'est une évidence : le littoral est un lieu majeur d'activités récréatives. Le littoral est la destination privilégiée pour les vacances, « la côte est un terrain de jeu ». Les activités y sont diverses et il est important de les comprendre pour savoir comment les observer. Il ne s'agit pas seulement de compter les usagers pour savoir le niveau de pression, il faut aussi comprendre les motivations pour l'activité pour savoir comment organiser l'observation.

La problématique essentielle est la concentration des usagers dans l'espace et dans le temps. Au niveau de l'écologie, c'est la question des pressions qui est la plus importante : il faut savoir quand et où ces pressions ont lieu. Le corollaire de tout cela, c'est quels en sont les impacts. (dia 6) Avec une vue systémique, on s'aperçoit que les activités récréatives existent parce que le littoral est attractif. Cette attractivité est due principalement à la qualité des milieux. Les usagers sont à la recherche d'un lien avec la nature, qui est valorisée. Ces activités récréatives qui se déroulent

### Lieux de vacances privilégiés des français (en %)



Source : Rouquette et al., 2002

sur le littoral du fait de la bonne qualité des milieux vont à la fois exercer des pressions et être source du développement local. Il peut alors y avoir des rétroactions négatives dues à des conflits d'usages et à une trop forte pression, qui peuvent faire baisser la qualité et donc l'attractivité des milieux. Il est donc utile de réfléchir à la manière de gérer ces activités et de les réglementer.

L'observation scientifique des activités récréatives dans le milieu naturel implique d'observer ces activités pour mieux les comprendre. Cela implique d'allier une démarche qualitative par une enquête et une démarche quantitative par l'observation numérique des usagers. Il est également pertinent d'avoir une compréhension territorialisée des pratiques récréatives. En effet, ces pratiques se jouent dans des lieux, dans des milieux qui sont un système du point de vue du fonctionnement de notre société sur les territoires.

### Etat des connaissances et pratiques d'observation

Au départ, il faut le reconnaître, ce sont les gestionnaires des sites qui ont impulsé les études de fréquentation. Les gestionnaires des espaces naturels (parcs naturels, réserves naturelles, Aires marines protégées, Conservatoire du littoral, etc.) ont eu besoin de données de fréquentation et de satisfaction des usagers. Cela leur permettait d'établir un plan de gestion ou d'assurer la pérennité d'un espace protégé (des activités récréatives pouvant venir remettre en cause les logiques de conservation). Aussi, il faut noter que la fréquentation des espaces littoraux non inclus dans un périmètre de gestion n'est souvent pas étudiée ou suivie.

Dans les années 1990-2000 se sont mis en place des « observatoires » plus ou moins opérationnels et pérennes, parfois avec l'appui de scientifiques, mais tout cela était assez disparate en termes de contenus et de modalités de production de connaissances. En 2010 s'est constitué le Gis Hommer qui est un Groupement d'intérêt scientifique qui réunit des Unités de Recherche



et des acteurs gestionnaires de l'environnement côtier pour constituer une boîte à outils et partager des bonnes pratiques, des manières de faire, pour mieux connaître les activités récréatives et mieux les gérer en milieu littoral. Les modalités d'études sont constituées d'une pluralité d'outils et de démarches : comptage direct (coûteux en personnel et en temps), observation indirecte (par exemple la quantité de farine achetée par le boulanger d'Ouessant est un proxy pour savoir le nombre de personnes sur l'île). On utilise ainsi des proxys, des photos, des traces numériques avec des applications intéressantes (connexion wifi par exemple).

### **Mise en œuvre de l'observation des fréquentations récréatives dans l'OHM Littoral méditerranéen : le cas des plages urbaines**

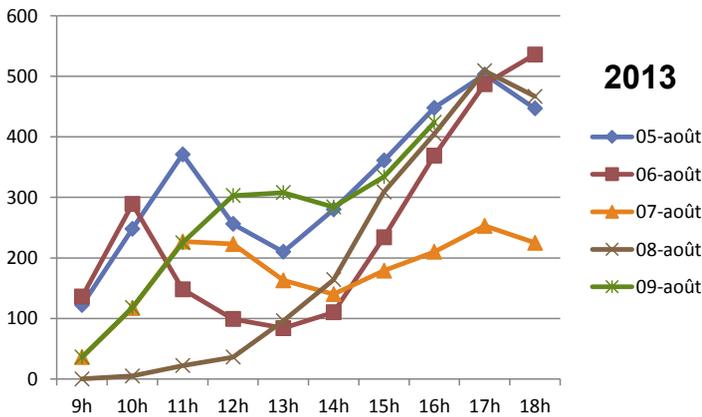
L'OHM-LM est un des 13 Observatoires Hommes-Milieus du CNRS, orienté « recherche », dispositif pluridisciplinaire avec une articulation science-société pour éclairer les défis de l'anthropisation littorale. Il s'intéresse à quatre territoires côtiers du lit-

toral méditerranéen français : le golfe d'Aigues Mortes, la côte marseillaise, et deux espaces en Corse, les côtes de Balagne et la lagune de Biguglia, au sud de Bastia. Le but est d'adapter la recherche aux spécificités locales des territoires.

Au sein de l'OHM-LM, les actions se structurent autour de trois dimensions. On observe la nature de l'activité (activités nautiques, randonnée, baignade, farniente, fête...), la temporalité (jour, semaine, saison, année) et les milieux (sentiers, falaises, plages, zones humides, plan d'eau, fonds marins) avec des approches variées (qualitative, quantitative, systémique, avec les acteurs)

### **Les pratiques des plages urbaines de Marseille**

Depuis 2013, un suivi assez régulier est réalisé, en particulier, sur la plage du Prophète, en lien avec les acteurs locaux (Direction de la mer, ville de Marseille). Jusqu'alors, il y avait des données produites par une unité spéciale de la police nationale qui faisait des comptages sur les plages de la ville, et qui évaluait environ deux millions /



an les usagers des plages en saison. (Il est intéressant de noter que depuis le Covid-19, c'est trois millions). Il y avait aussi des initiatives de bureaux d'étude qui cherchaient à développer des outils comme par exemple des boîtiers avec des capteurs. Beaucoup d'initiatives mais rien de très solide. Ainsi, pas de chiffres fiables et validés, pas de données sur les pratiques et les représentations, d'où la nécessité de définir un protocole spécifique.

Comme nous ne disposions pas d'un référentiel sérieux, nous avons décidé d'en créer un nous-même, très artisanal mais robuste. Pour cela, le choix s'est porté sur la plage du Prophète, très facile à contrôler car il n'existe que deux entrées. Après quelques observations exploratoires, tout au long du mois de juillet, des pointages des entrées et sorties, par tranche horaire de 8 h à 20 h, ont été effectués. Parallèlement, on a fait des photos, une par heure,

et sur ces photos, on dénombre le nombre de personnes en laboratoire par photo-interprétation. (dia 24) A partir des données issues des comptages et des analyses photographiques, on produit des courbes de fréquentation journalière. Ainsi, la plage du Prophète, d'une superficie approximative de 7500 m<sup>2</sup>, enregistre entre 2500 et 4100 personnes par jour, ce qui est, somme toute, une fréquentation moyenne. Il n'y a que très peu de jours de très forte fréquentation (moins de 5 m<sup>2</sup> par personne).

Quand on regarde les courbes de 2016-2017 sur trois plages urbaines de Marseille (dia 27), on remarque qu'elles n'ont pas du tout le même type de fréquentation. A la Pointe Rouge, on constate un pic le matin vers 10 h-11 h et un pic vers 16 h-17 h. C'est un schéma classique. Mais le même jour, les plages du Prophète et de la Lave n'ont pas du tout fonctionné de la même manière. Pour de mêmes conditions météo, les comportements sont différents suivant les lieux et présentent de fortes variabilités. D'une plage à l'autre et d'un jour à l'autre, le pic de fréquentation n'est pas toujours à la même heure. Données téléchargeables sur <http://hal>.

On réalise également des enquêtes sur les pratiques, en faisant remplir des questionnaires avec cinq rubriques, auxquelles peut s'ajouter une rubrique spécifique comme par exemple sur la qualité des eaux de baignade. Pour les pratiques, il y a aussi de l'hétérogénéité entre les plages. La Lave (quartiers nord) accueille beaucoup plus de personnes locales que les plages du sud. La plage du Prophète est davantage ouverte aux touristes.

Bien d'autres questions sont analysées. Quand les gens ne vont pas à la plage, où vont-ils ? Combien de temps restent-ils sur la plage ? On peut connaître ainsi leurs pratiques de l'espace régional, leurs moyens de transport pour venir à la plage, leurs

appréciations de la qualité de l'environnement (sable, eau, toilettes), leur emploi de la crème solaire...

Au final, les fréquentations récréatives sont assez complexes et diverses. Même si on peut identifier quelques modèles, il y a quand même beaucoup de variabilités. Il est donc impossible de proposer une évaluation reposant sur une seule solution, et il est recommandé de coupler les méthodes et les procédés d'observation. Il faut développer une approche évolutive pour saisir les nouvelles modalités de fréquentation du littoral et observer les évolutions qui peuvent être très rapides, comme par exemple celles liées à la Covid-19.

Les perspectives pour la recherche sont de viser l'élaboration d'un schéma conceptuel de la fréquentation d'un littoral donné, intégrant le terrestre et le marin, ses différentes temporalités et des espaces protégés et d'autres qui ne le sont pas. Il s'agit aussi d'articuler les initiatives actuelles et tirer parti de l'interdisciplinarité (écologie, économie géographique, sociologie, nouvelles technologies de l'information et de la communication). Enfin, il est nécessaire de contribuer à l'élaboration d'observatoires de la fréquentation avec les acteurs locaux et les gestionnaires.



# LA PÊCHE À LA PALOURDE SOUS CONTRÔLE

Par Mathilde MAHE,  
doctorante GIPREB

**Une collaboration entre les scientifiques, l'Etat et les pêcheurs pour une pêche durable, est-elle possible ? J'ai eu beaucoup de plaisir à travailler sur ce sujet au cours de ma thèse qui porte sur les palourdes de l'étang de Berre.**

Au début de l'industrialisation, les pêcheurs de l'étang de Berre exploitaient aussi bien le stock de poissons que celui de mollusques comme les palourdes. La contamination chimique due à l'industrialisation et l'extension urbaine a conduit en 1957 à l'interdiction de la pêche professionnelle dans l'étang de Berre [1]. À cette période, les espèces de palourdes présentes étaient la palourde jaune, *Polititapes aureus* (Gmelin, 1791) et des petits individus de palourdes européennes, *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) (Mars, 1949 ; Febvre, 1968). Suite à la construction de la centrale hydroélectrique en 1966 et la forte diminution de la salinité, de nombreuses espèces ont disparu comme les palourdes (Le Corre & Garcia, 1989).

Depuis 2006 et avec les nouvelles normes de rejets de la centrale hydroélectrique d'EDF, une amélioration des richesses

spécifiques est observée dans l'étang de Berre, notamment sur la bordure côtière. Jusqu'en 2012, les palourdes européennes sont présentes dans l'étang de Berre mais seulement dans le canal de Caronte et dans la partie sud-est de l'étang de Berre, soumis aux entrées d'eaux marines via le chenal de Caronte. En 2013, *Ruditapes spp.* est retrouvée entre 0 et 1 m de profondeur dans la bordure côtière de l'étang. Cette espèce s'est développée de façon impressionnante dans l'étang. A tel point que cette même année, la pêche à pied de loisir a commencé à se développer autour de l'étang de Berre. En 2015, une évaluation des stocks préliminaires a montré que la totalité des palourdes observées était des palourdes japonaises, *Ruditapes philippinarum* (Adams et Reeve, 1850) (Audry, 2015). La pêche à pied de loisir est alors réglementée : les pêcheurs ont été limités à 2 kg de palourdes par jour et par personne, sur des individus mesurant

<sup>1</sup>Loi n°57-897 du 7 août 1957



plus de 30 mm [2, 3]. Les pêcheurs professionnels ont alors souhaité étendre leur activité et pouvoir eux aussi pêcher ces bivalves fouisseurs.

### Le principe de cogestion

Au niveau international, la pêche est gérée par les autorités compétentes (souvent l'administration) en association avec les pêcheurs et les scientifiques : c'est un « co-management » défini comme un partenariat dynamique, prenant en compte les capacités et les intérêts de chaque groupe où les discussions servent à améliorer les processus de gestion de la ressource (Nielsen & Vedsmann, 1999 ; Gutiérrez et al., 2011). Ce type de mesure de gestion a été mis en place à la suite d'un constat : « *Les zones de pêches, étant dans la plupart des cas, accessibles sans restriction à un grand nombre d'exploitants, dont l'objet principal est de maximiser leur revenu individuel net, l'absence de coopération induit une tendance à la surpêche* » (Uchida & Wilen, 2004). Sans concertation et avec une répartition inégale de la ressource, les pêcheurs préfèrent « *une stratégie à court terme de maximisation de l'avantage temporaire plutôt qu'une stratégie à long terme de maximisation de la composante de la rente qui lui revient* » (Uchida & Wilen, 2004). Différents exemples de cogestion au niveau international ont montré que

« l'efficacité, l'équitabilité et la durabilité de la gestion de la ressource nécessitent une institution résiliente (capable de s'adapter aux changements) associée à une institution de co-management » (Hanna, 1995 in Nielsen & Vedsmann, 1999).

Avant l'ouverture de la pêche professionnelle sur l'étang de Berre, un comité de pilotage de la pêche a été créé regroupant le Comité régional des pêches maritimes et des élevages marins de Provence-Alpes-Côte d'Azur, la Prud'homie des patrons pêcheurs de Martigues, la Direction inter-régionale de la mer Méditerranée, la Direction départementale des territoires et de la mer des Bouches-du-Rhône et le GIPREB. Ces institutions ont travaillé ensemble afin de préparer l'ouverture de la pêche professionnelle à la palourde dans l'étang de Berre. Le premier Comité de pilotage de pêche, où il a été question des réglementations de la pêche, a eu lieu en mai 2017. À ma connaissance, c'est la première fois que la cogestion est mise en place avant l'ouverture à l'exploitation et, même, avant le collapse du stock. Généralement, la cogestion se met en place lorsque les stocks sont faibles. Ce fut le cas, par exemple, dans le bassin d'Arcachon (premier site de pêche à la palourde français).

<sup>2</sup> Arrêté n°353 du 11 juin 2015

<sup>3</sup> Arrêté du 29 janvier 2013 modifiant l'arrêté du 26 octobre 2012

Le GIPREB a mené plusieurs études préliminaires pour évaluer le stock (Audry, 2015) et mettre en place des indicateurs de son état (M. Mahé, 2017). Les études du GIPREB ont montré que les palourdes japonaises étaient présentes dans l'étang avec des densités moyennes de 78 ind.m<sup>2</sup> (individu.m<sup>2</sup>) (Audry, 2015). 2200 tonnes/an, c'est l'estimation du stock exploitable par les pêcheurs, c'est-à-dire des palourdes ayant une taille supérieure à 30 mm, pour se conformer à la réglementation en cours sur l'étang de Berre. Un classement sanitaire a été effectué par l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la Mer à partir d'analyses bactériologiques (*Escherichia coli*) et chimiques (sur les métaux lourds : mercure, plomb et cadmium ; ainsi que sur les contaminants organiques : PCBs, dioxines et les HAPs). Ces analyses réalisées sur l'année 2017 (Mirallès & Brach-Papa, 2017) classent l'étang de Berre en zone B <sup>[4]</sup>, ce qui signifie que les palourdes sont commercialisables après passage dans un bassin de purification. La pêche de loisir reste autorisée, mais la cuisson des palourdes est fortement recommandée (Dérian, 2015).

C'est à la suite de ces différentes études que l'arrêté d'ouverture a été rédigé par les services de l'État (DIRM-Med et DDTM-13) et discuté en COPIL à partir de mai 2017. Chaque article de l'arrêté a été débattu puis validé par l'ensemble des protagonistes. La pêche à pied professionnelle à la palourde a été autorisée le 1<sup>er</sup> février 2018. Les pêcheurs professionnels étaient limités à 40 kg par jour et par personne sur des palourdes mesurant plus de 30 mm <sup>[3]</sup>. De février à mai 2018, le nombre de pêcheurs ayant la licence était de 60 <sup>[5]</sup>. À partir de mai 2018, ils étaient 95 pêcheurs professionnels <sup>[6]</sup>. Ce que veulent les pêcheurs, c'est optimiser la rentabilité, pêcher plus pour gagner plus. Les scientifiques veulent le maintien

de la biodiversité et de l'équilibre écologique. L'étang de Berre est un milieu en réhabilitation, qui est encore fragile. Dès lors, par exemple, il est hors de question d'utiliser la drague comme moyen de pêche afin de ne pas abimer les herbiers de zostères qui réapparaissent petit à petit. Les pêcheurs sont sensibles et impliqués dans la restauration de l'étang de Berre ; la Prud'homme des patrons pêcheurs de Martigues est un des membres du GIPREB. Ainsi, le choix d'interdire l'usage d'engin lourd pour la pêche comme le tellinier ou la drague afin de préserver les herbiers de zostères a fait l'objet d'un consensus local. La définition des quotas s'est basée sur les données préliminaires de stock disponible (Audry, 2015 ; M. Mahé, 2017) et les connaissances bibliographiques sur la biologie de la palourde (M. Mahé, 2017). Dans ces discussions, le rôle du GIPREB a été de conseiller des limites des prises annuelles acceptable pour permettre une pêche durable. Les scientifiques ne sont pas intervenus sur les modalités de gestion (nombre de jours de pêche, nombre de licence, quotas, etc.). Ces arbitrages restant le rôle des services de l'État et des représentants de la pêche. L'État sert de lien entre les pêcheurs et les scientifiques et fait respecter les règles décidées.

En plus des mesures de gestion pour la conservation, afin de réduire l'effort de pêche ou limiter les captures (la taille minimum de capture, les quotas, etc.) (Caill-Milly et al., 2020), les réglementations permettent aussi de gérer l'accès à la ressource, et en fonction, notamment, du contexte sanitaire. En France, les zones d'exploitation de coquillages ouvertes aux professionnels font l'objet de surveillance de toxine. Le suivi « Réseau d'observation et de surveillance du phytoplancton et de l'hydrologie dans les eaux littorales » permet d'observer les espèces de phytoplancton productrices de toxines susceptibles de s'accumuler dans

<sup>4</sup> Arrêté préfectoral n°13-2018-01-24-013 du 24 janvier 2018

<sup>5</sup> Arrêté n° R93-2018-01-31-001 du 31 janvier 2018 et Délibération n°40/2017 du 14 décembre 2017

<sup>6</sup> Arrêté n°R93-2018-05-07-001 du 7 mai 2018 et Délibération n°07/2018 du 26 avril 2018

les produits marins de consommation humaine (Belin & Neaud-Masson, 2017). Ce suivi est hebdomadaire dans l'étang de Berre pendant les périodes d'ouverture (Neaud-Masson & Gautier, 2021). Si ces espèces sont détectées lors de ce suivi REPHY Surveillance, un deuxième suivi est enclenché, le suivi « Réseau de surveillance des phycotoxines dans les organismes marins » mesure, dans les coquillages, les toxines dangereuses pour les consommateurs (Neaud-Masson & Lemoine, 2020). En cas de dépassement des seuils d'alerte, les zones de pêche sont fermées par arrêté préfectoral, comme ce fut le cas en octobre 2020 pour la zone du Jaï et en octobre et novembre 2020 pour la zone de Massane (Neaud-Masson & Gautier, 2021).

### **Collapse d'un stock et exploitation : intérêt économique vs scientifique ?**

La pêche professionnelle a été ouverte le 1<sup>er</sup> février 2018. Pendant l'été 2018, une crise écologique a eu lieu dans l'étang de Berre, ce qui a entraîné de fortes mortalités du benthos. De plus, la turbidité de l'eau a été importante dès le début du mois d'août (avec des couleurs de l'eau allant du vert, au noir en passant par le marron et le rouge). À l'initiative des professionnels, la pêche a été fermée à partir du 31 août <sup>[7]</sup>. Leur constat était sans appel : la crise avait anéanti le stock et ce n'était plus possible de pratiquer dans de bonnes conditions. En effet, à la suite de la crise écologique, les peuplements de palourdes ont été fortement réduits : perte de 73 % de la biomasse exploitable (Mayot et al., 2020 ; M. Mahé,

Delanghe et al., 2020).

Le rôle du GIPREB a alors été de continuer à mener les études sur la palourde japonaise afin d'apporter des réponses claires en COPIL pour savoir quand la réouverture serait possible. Des études sur l'état du peuplement des palourdes à grande échelle sur l'étang de Berre puis sur certaines zones d'intérêt ont permis d'observer une recolonisation progressive sur la zone côtière, notamment en ce qui concerne les juvéniles. Les expériences sur la reproduction ont confirmé ces observations, avec une période de reproduction entre mars/avril et octobre, permettant d'avoir une quantité importante de juvéniles pendant l'hiver. La croissance des palourdes dans l'étang a également été évaluée et a permis d'estimer qu'il fallait 471 jours pour qu'un individu atteigne 30 mm – la taille minimum de capture en Méditerranée <sup>[8]</sup>.

Fin 2019, la demande des pêcheurs était de réouvrir la pêche, même si ce n'était pas dans les mêmes conditions qu'en 2018 vu l'état du stock. Du point de vue purement scientifique, il semblait très difficile, avec les résultats obtenus, d'ouvrir à nouveau la pêche. Il semblait que cela était trop tôt par rapport à la crise de 2018 et le début de recolonisation. Néanmoins, la contrainte économique était évidente pour les pêcheurs n'ayant aucune autre source de revenus, comme les monoactivités (ceux qui étaient à 100 % sur la pêche à pied de la palourde japonaise). En 2020, la pêche a donc été réouverte mais avec des réglementations plus radicales : un nombre de licences réduit, un quota plus faible et une autorisation de pêche de seulement 75 jours dans l'année en deux périodes <sup>[9]</sup>.

<sup>7</sup> Arrêté n° R93-2018-08-31-0004 du 31 août 2018

<sup>8</sup> Arrêté du 29 janvier 2013 modifiant l'arrêté du 26 octobre 2012

<sup>9</sup> Arrêté n° R93-2020-04-06-001 du 6 avril 2020

## Outil pour adapter les réglementations

Pour les professionnels, les objectifs de la gestion de la pêche sont établis afin de permettre « d'assurer la durabilité des ressources marines et des entreprises qui les exploitent, en assurant des apports suffisants pour les consommateurs » (CNPMM, 2016). Il est rapidement apparu qu'un modèle de gestion de la pêche permettrait de développer les meilleures stratégies possibles pour l'exploitation de cette ressource tout en aidant à avoir une pêche durable et rentable. Les modèles sont un outil de gestion permettant de tester des décisions de gestion à la fois sur le court terme mais également à long terme (Guet et al., 2016). Ils permettent, notamment, d'avoir une projection de l'état du stock sur plusieurs années (Dang, 2009). À ma connaissance, aucun modèle de gestion de la pêche à la palourde japonaise n'existe en Méditerranée française et dans un milieu aussi changeant qu'une lagune comme l'étang de Berre. Un modèle de gestion permettrait d'optimiser au mieux les mesures de gestion de la pêche afin de permettre le retour d'un stock durable tout en permettant l'exploitation par les pêcheurs professionnels.

Les paramètres biologiques de la palourde japonaise ont été extraits de mes études sur cette espèce dans l'étang de Berre ou de la littérature (Flye Sainte Marie, 2007 ; Dang, 2009 ; Flye Sainte Marie et al., 2019). Les conditions environnementales ont été modélisées à partir de données *in situ*, enregistrées dans l'étang. Ce modèle a été construit pour être adapté autant que possible à la population naturelle de palourdes japonaises de l'étang. Pour cela, un modèle individuel a été couplé avec un modèle de population. Le modèle individuel est basé sur la théorie « Dynamics Energy Budget (DEB) » de Kooijman (2010) et permet de

décrire le flux d'énergie à travers un animal en prenant en compte l'effet de l'environnement - température et nourriture (Cardoso et al., 2006). Ce modèle a l'avantage de s'adapter à chaque espèce en changeant un petit nombre de paramètres (Bacher & Gangnery, 2006). Il simule la croissance et la reproduction d'un individu moyen sous l'influence de la concentration en nourriture et de la température. Dans la littérature, ce type de modèle est utilisé pour voir l'impact sur une espèce de l'environnement - température, oxygène, nourriture (Campos et al., 2009 ; Pecquerie et al., 2009 ; Alunno-Bruscia et al., 2011 ; Handâ et al., 2011 ; I. Bernard et al., 2011 ; Kim et al., 2019 ; Tonk & Rozemeijer, 2019), des prédateurs (Beverton et al., 2017), des maladies (Flye Sainte Marie, 2007), et du changement climatique (Freitas, 2011 ; Mangano et al., 2019). Il sert également à évaluer la capacité maximum (« carrying capacity ») d'une espèce pour l'exploitation des ressources via la conchyliculture (Pete et al., 2020). Ici, les données issues du DEB sont ensuite utilisées pour alimenter le modèle de population, structuré en fonction de la taille des palourdes. Les modalités de pêche seront appliquées sur la classe de taille ayant la maille.

Ce modèle de gestion de la pêche a été utilisé pour comparer les résultats de simulation de différents scénarios sur l'état des peuplements de palourdes dans l'étang de Berre sur plusieurs années. Ces scénarios de gestion ont été définis lors de COPIL et sont comparés pour optimiser les mesures de gestion. L'objectif est d'avoir une gestion durable, assurant la viabilité économique pour les pêcheurs et permettre l'exploitation durable de la population de palourdes japonaises de l'étang de Berre.

## ILS S'ENGAGENT POUR L'ÉTANG DE BERRE

« Parce que les richesses de notre environnement maritime sont inestimables et irremplaçables, il est crucial de préserver et de gérer les milieux marins en bonne intelligence avec les acteurs économiques.

L'étang de Berre concentre à lui seul tous les enjeux d'une indispensable conciliation entre les industriels d'un côté et l'absolu nécessité de la préservation de l'environnement marin et lagunaire de l'autre.

Membre actif du GIPREB, la Région Sud a toujours été au côté des chercheurs et de leurs travaux en vue de la réhabilitation de l'étang de Berre comme de la préservation de notre patrimoine environnemental marins sur nos 1 000 km de côtes. Car de la Méditerranée dépend notre survie et notre avenir.

Parce que l'urgence climatique est déjà une réalité, toutes nos actions s'articulent autour du Plan Climat régional qui consacre tous les fonds nécessaires et toute notre énergie pour restaurer et préserver cette biodiversité marine unique. C'est notre priorité pour que l'avenir de nos enfants se construise dans une région où il fait bon vivre ! ».



**Renaud Muselier**

Président de la Région

Provence-Alpes-Côte d'Azur

Président délégué de Régions de France

## Léguer aux générations futures un territoire préservé

Avec ses 155 kilomètres carrés, l'étang de Berre n'est pas seulement un site industriel dégradé par la pollution des usines pétrochimiques ou hydro-électrique. Criques désertes, petits ports et villages classés s'y nichent toujours.

La mobilisation politique et citoyenne pour réhabiliter et sauvegarder l'étang est chose ancienne. Depuis les années 70, elle n'a cessé de s'amplifier pour aboutir en 2000 à la création du Groupement d'intérêt public pour la réhabilitation de l'étang de Berre (Gipreb) qui a mis autour de la table tous les acteurs de la concertation (Etat, collectivités territoriales dont le Département, industriels, riverains, associations...) dans le but d'élaborer un contrat pour l'étang.

À la demande du Gipreb, le colloque scientifique LAGUN'R s'est à nouveau penché sur l'étang de Berre pour mieux en comprendre son fonctionnement.

La préservation de la biodiversité est sans doute le plus grand enjeu auquel le monde et notre territoire devront répondre dans les mois et années à venir.

C'est pourquoi, dès 2018, le Département a lancé un ambitieux Agenda environnemental. Porté conjointement avec la Métropole, ce plan très concret permet d'agir sur l'ensemble des sujets : la qualité de l'air, la mobilité, la biodiversité, ainsi que la protection de la mer et du littoral mais aussi bien sûr de la lagune.

Notre conviction est qu'au-delà des stratégies internationales et nationales, c'est aussi et surtout au niveau local que nous pourrons impulser un mouvement collectif pour protéger la biodiversité.

Notre devoir est de léguer aux générations futures un territoire préservé. Merci aux scientifiques qui ont participé à ce colloque de nous y aider grâce à leurs précieuses recherches.



### **Martine Vassal**

Présidente du Conseil départemental  
des Bouches-du-Rhône  
Présidente de la Métropole  
Aix-Marseille-Provence



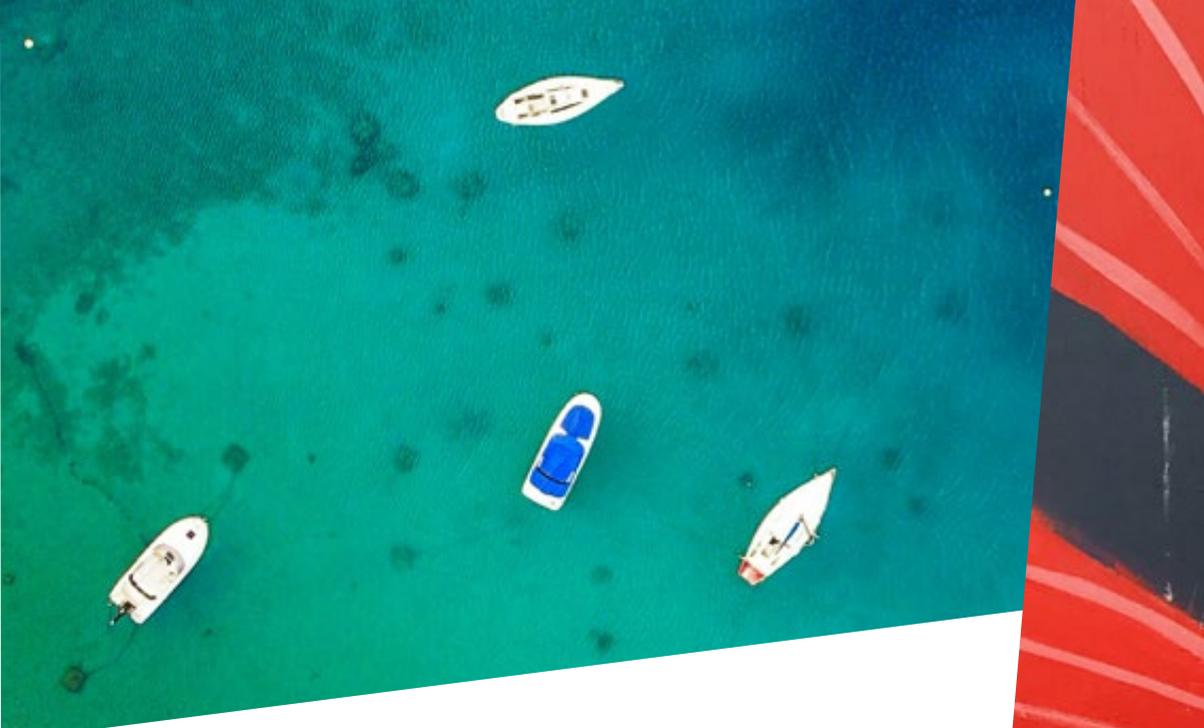
ETANG DE BERRE  
**UNEXPECTED**  
COASTAL  
LAGOON  
L'INATTENDU

Cours Mirabeau  
13130 Berre-l'Étang  
Tel. 04 42 74 15 51  
e-mail : [gipreb@gipreb.fr](mailto:gipreb@gipreb.fr)  
[www.etangdeberre.org](http://www.etangdeberre.org)

N° ISBN : 978-2-9580975-1-6

Imprimé en France par : Trulli Imprimerie  
Création graphique : zen-studio.com  
Photographies : Patrice Aguilar, Vincent Faure, Josephine Maes,  
Adobe Stock, Marc Torres, Thibaut Vergoz, Christian Waske,  
Steven Weinberg, DR.





ETANG DE BERRE  
**UN**EXPECTED  
**COASTAL**  
**LAGOON**  
L'INATTENDU

