

BILAN ANNUEL 2018

OBSERVATOIRE / DU MILIEU



ETANG DE BERRE
UNEXPECTED
| COASTAL
LAGOON |
L'INATTENDU

SOMMAIRE

RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNEE 2017.....	7
RESUME	8
CONTEXTE	10
1 METEOROLOGIE ET APPORTS	12
1.1 Conditions météorologiques de 2018.....	12
1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas.....	15
1.2.1 Apports d'eau	15
1.2.2 Apports de limons	15
1.3 Apports par les tributaires	16
1.4 Synthèse des apports	17
2 COMPARTIMENT « EAU ».....	19
2.1 Température et salinité	19
2.2 Oxygène dissous	21
2.3 Nutriments	25
2.3.1 Azote inorganique : NO ₃ , NO ₂ , NH ₄	25
2.3.2 Phosphore inorganique : PO ₄	27
2.3.3 Azote et Phosphore total.....	27
2.4 Matière en suspension et transparence	30
2.4.1 MES	30
2.4.2 Disque de Secchi.....	32
2.5 Chlorophylle-a / Phytoplancton	33
2.6 Qualité sanitaire.....	35
2.7 Synthèse.....	36
3 COMPARTIMENTS « SEDIMENTS ».....	37
3.1 Qualité des sédiments	37
3.2 Macrofaune benthique	37
3.2.1 Résultats du suivi 2018.....	37
3.3 Suivi des peuplements de moules	42
3.4 Synthèse.....	44
4 COMPARTIMENTS « MACROPHYTES »	45
4.1 Suivi des macrophytes.....	45
4.2 Focus sur les herbiers de zostères	50
4.2.1 Généralités sur les herbiers de zostères.....	50
4.2.2 Cartographie des herbiers	51
4.3 Synthèse.....	55
5 ZOOM SUR LA CRISE ANOXIQUE ET ECOLOGIQUE	57
5.1 Synthèse des constats.....	57
5.2 Analyse.....	59

6	INFORMATIONS COMPLEMENTAIRES	60
6.1	Acquisition de données complémentaires	60
6.1.1	Palourdes	60
6.1.2	Données satellites	60
6.1.3	Etude sur la pêche professionnelle et de loisir	61
6.1.4	JUVABERRE	62
6.2	Projets de recherche et thèses en cours	62
6.2.1	PREDHYPO2	62
6.2.2	Thèse de Guillaume Marchessaux sur <i>Mnemiopsis leidyi</i>	63
6.2.3	Thèse de Mathilde Mahé sur les palourdes japonaises de l'étang de Berre	64
6.3	Classement de l'état des masses d'eau au titre de la DCE	65
7	CONCLUSION	67
7.1	Conclusion sur l'état du milieu en 2018	67
7.2	Trajectoire écologique	68
7.3	Études à venir	69
8	ANNEXES	70
8.1	Figures complémentaires compartiment « eau »	70
	BIBLIOGRAPHIE	75

INDEX DES FIGURES

Figure 1 : Carte de l'étang de Berre	11
Figure 2 : Bathymétrie de l'étang de Berre (données compilées)	11
Figure 3 : Écart par rapport aux normes des températures de 2018. En rouge température supérieure aux normes (1981-2010) et en bleu inférieure à la station de Marseille-Marignane (Source Infoclimat).	12
Figure 4 : Précipitations sur la station de Marseille-Marignane en 2018. Cumul mensuel (source Infoclimat).....	12
Figure 5 : Ecart mensuel aux normales des vitesses moyennes de vent (m/s) en 2018. La normale est calculée sur les années 1981-2010 par MétéoFrance. Les données sont les données synoptiques de MétéoFrance à Marignane.	13
Figure 6 : Ecart mensuel aux normales des températures moyennes (en haut) et des précipitations moyennes (en bas) en 2018. La normale est calculée sur les années 1981-2010 par MétéoFrance. Les données sont les données synoptiques de MétéoFrance à Marignane.	14
Figure 7 : Cumul hebdomadaire des apports d'eau (millions de m ³) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2018 (données EDF).....	15
Figure 8 : Cumul hebdomadaire des apports de limons (tonnes) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2018 (données EDF).	16
Figure 9 : Apports en eau des principaux tributaires de l'étang de Berre en 2018 (source Banque Hydro).	16
Figure 10 : Débits journaliers (m ³ .s ⁻¹) de l'Arc (bleu) et apports annuels (1.6 m ³) de l'Arc (rouge) de 2005 à 2018 (source Banque Hydro).....	17
Figure 11: Position des stations du suivi physico-chimiques du GIPREB	19
Figure 12 : Evolution temporelle de la température et salinité en 2018 : moyenne sur toutes les stations et la profondeur.	20
Figure 13 : Profils verticaux de la température et salinité en 2018, pour toutes les stations, à toutes les dates.	20
Figure 14 : Evolution temporelle de la température et salinité de 2013 à 2018, en moyenne verticale, pour chaque station.	21
Figure 15 : Profils verticaux de l'oxygène (%) en 2018 pour toutes les stations et à toutes les dates.....	22
Figure 16 : Carte des 3 stations de PREDHYPO où les concentrations en oxygène sont suivies en continu.....	23
Figure 17 : Concentrations en oxygène dissous (µmol/l) aux 3 stations de suivi du programme PREDHYPO. Haut : de janvier à mi-décembre 2018. Bas : zoom durant l'été 2018, jusqu'au 26 septembre 2018. Données transmises par Sylvain Rigaud. PO : site à 3.5m ; PI : site à 5m ; PA : site à 9m.....	24
Figure 18 : Concentrations en NO ₃ , NO ₂ et NH ₄ (µM/l) en 2018 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués. L'histogramme bleu présente les apports en eau par la centrale EDF de Saint-Chamas.....	26
Figure 19 : Concentrations en PO ₄ (µM/l) en 2018 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués. L'histogramme bleu présente les apports en eau par la centrale EDF de Saint-Chamas.....	27
Figure 20 : : Concentrations en Azote total (µM/l) en 2018 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués. L'histogramme bleu présente les apports en eau par la centrale EDF de Saint-Chamas.....	28
Figure 21 : Concentrations en Phosphore total (µM/l) en 2018 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués. L'histogramme bleu présente les apports en eau par la centrale EDF de Saint-Chamas.....	28

Figure 22: Moyenne glissante (7 mois) de la concentration en Azote et Phosphore total ($\mu\text{M/l}$) en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2007 et 2018. Les écarts-types sont indiqués en pointillés. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm^3)	29
Figure 23 : Ntot versus Ptot (en $\mu\text{mol/L}$) pour chaque année entre 2005 et 2018 : valeurs maximales sur Juin-Juillet-Aout (méthodologie RSL). Moyenne surface-fond sur toutes les stations. Les cadres correspondent aux seuils DCE	30
Figure 24 : : Concentrations en MES (mg/l) en 2018 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués. L'histogramme bleu présente les apports en eau par la centrale EDF de Saint-Chamas.....	31
Figure 25 : Moyenne glissante (7 mois) de la concentration en MES (mg/l) total en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2004 et 2018. Les écarts type sont indiqués en pointillés. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm^3).....	31
Figure 26 : Moyenne glissante (7 mois) de la profondeur du disque de Secchi de 2013 à 2018.	32
Figure 27: Concentration en Chlorophylle-a ($\mu\text{g/l}$) en 2018, en surface et au fond pour toutes les stations. Attention les échelles en ordonnées sont différentes. Les valeurs seuils de la DCE sont indiquées. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm^3).....	33
Figure 28 : Moyenne glissante (7 mois) de la concentration en Chlorophylle a ($\mu\text{g/l}$) total en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2004 et 2018. Les écarts types sont indiqués en pointillés. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm^3).....	34
Figure 29: Résultat de la qualité bactériologique des eaux de nautisme en 2018 sur l'étang de Berre.	35
Figure 30: Localisation des sites de prélèvements de la Macrofaune benthique dans l'étang de Berre.	37
Figure 31 : Benne Orange-Peel pour le prélèvement	38
Figure 32:Richesse spécifique (nombre d'espèces) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.	39
Figure 33:Densité (nombre d'individus par m^2) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.	39
Figure 34 : Abondance moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et février 2019.	40
Figure 35: Richesse spécifique moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et février 2019.....	40
Figure 36: Abondance (IAM) de <i>Mytilus galloprovincialis</i> en 2018 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie).....	42
Figure 37: Abondance (IAM) d' <i>Arcuatula senhousia</i> en 2018 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie).	43
Figure 38:Evolution des valeurs d'abondance (IAM) de <i>Mytilus galloprovincialis</i> et <i>Arcuatula senhousia</i> entre 2006 et 2018 au niveau des 31 stations étudiées, dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie)	43
Figure 39 : Carte des 31 transects littoraux du suivi macrophytes.....	45
Figure 40: Evolution de 1990 à 2018 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour <i>Ulva</i> spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie).....	47

Figure 41: Evolution de 1990 à 2018 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2018, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour <i>Enteromorpha</i> spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)	47
Figure 42: Evolution de 1990 à 2018 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour <i>Cladophora</i> spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011.(Source Gis Posidonie)	48
Figure 43: Evolution de 1990 à 2018 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour <i>Gracilaria</i> spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie).....	48
Figure 44 : Evolution de 1990 à 2018 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM des <i>Callithamninae</i> . NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie).....	49
Figure 45: Herbiers de zostères naines près de l'embouchure de l'Arc.	50
Figure 46 : Image Pleiades du 8 juin 2018 (contient des informations © CNES (2018), Distribution Airbus DS, tous droits réservés).	52
Figure 47 : Cartographie des herbiers de zostères à la Pointe de Berre en 2017 et 2018 (photo : image Pleiades 2018, CNES)	53
Figure 48 : Cartographie des herbiers de zostères en 2017 et 2018 (photo : image Pleiades 2018, CNES). Gauche : côte est du Grand Etang (Bouquet). Droite : côte ouest du grand étang (Figuerolles)	54
Figure 49: Cartographie des herbiers de zostères de l'étang de Berre en 2017 (en rouge), comparativement à 1966 et à l'objectif de recolonisation défini par le conseil scientifique du GIPREB.....	55
Figure 50 : malaigues dans Vaine et Saint-Chamas. Images satellites SENTINEL-2 du 11 et 26 août 2018. Images générées par le GIPREB à partir des données Copernicus Sentinel-2 (ESA) traitées au niveau 2A (S2MSI2A).	57
Figure 51 : Carte estimée de la zone soumise à l'anoxie lors de l'été 2018.	58
Figure 52 : Photo de <i>Mnemiopsis leidyi</i> (Source : Guillaume Marchessaux)	64
Figure 53 : Diagramme de Schramm (1999), modifié par T.Laugier : état de l'étang de Berre avant 2000, avant 2005, en 2017 et en 2018. « Espèces climax » correspondent à des espèces de référence comme les zostères, et « macroalgues opportunistes » correspondent à des algues du type ulves.	69
Figure 54: Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en nitrates (NO ₃) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.....	70
Figure 55 : Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en ammonium (NH ₄) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.....	71
Figure 56: Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en nitrites (NO ₂) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.....	72
Figure 57: Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en phosphates (PO ₄) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.....	73

RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNEE 2017

Depuis 2005 et les nouvelles modalités de rejets de la centrale hydroélectrique, **les différents paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau confirment une tendance à la diminution de l'eutrophisation**. En ce qui concerne le phytoplancton (chlorophylle-*a*) et les nutriments, cette tendance s'accroît sur les années 2015 et 2016. Si on se réfère à la Directive cadre sur l'eau ou au Réseau de suivi lagunaire, les valeurs de ces paramètres correspondent à des masses d'eau en bon ou très bon état écologique. La concentration en matière en suspension est stabilisée depuis environ 2012, et 2017 est l'année où la clarté de l'eau est la plus importante.

A propos de la problématique de **l'oxygène**, même si les épisodes d'hypoxie voire d'anoxie sont plus courts et moins fréquents qu'auparavant, **ils limitent toujours l'installation de peuplements pérennes et diversifiés de macrofaune benthique dans les zones les plus profondes de l'étang** (supérieures 7 m) qui représentent 48 % de la surface totale. En bordure côtière, les peuplements sont moins contraints par l'oxygène et sont plus diversifiés notamment dans les zones les plus sous influence des eaux marines. Sur la bordure la plus littorale (<3 m) de fond, le développement des palourdes (*Ruditapes philippinarum*) se poursuit. Les moulières sont également en progression.

Concernant le compartiment **macrophyte**, **on observe une progression marquée des magnoliophytes, en particulier la zostère naine**. La cartographie réalisée en 2017 montre une surface couverte par les herbiers de zostère de 18 Ha, en forte augmentation depuis 2014 (4,4 Ha). Cependant, cette surface ramenée aux objectifs de bon état tel que défini par la DCE reste très faible (1 % de l'objectif). En parallèle, la structure du peuplement de macrophytes s'améliore : le compartiment végétal est en augmentation dans l'étang à la fois en abondance et en diversité taxonomique. En complément, les espèces présentes sont le signe clair d'une salinité plus élevée de l'étang.

Face à des apports d'eau douce par le canal usinier EDF qui sont maintenant stabilisés depuis plusieurs années (en apports totaux et variation saisonnière), il semble apparaître à présent que la variabilité interannuelle de l'écosystème de l'étang de Berre est directement modulée par la variabilité climatique. Ainsi, l'état de l'écosystème de l'étang de Berre à la fin de l'année 2017 suggère une tendance à l'amélioration, mais il reste encore dans un état eutrophe et instable.



© Steven Weinberg, zostères dans l'étang de Berre

RESUME

L'action du syndicat mixte GIPREB s'inscrit dans une démarche de réhabilitation environnementale du milieu aquatique de l'étang de Berre, dans une perspective à terme de retour à un écosystème équilibré de **lagune méditerranéenne profonde**. Le GIPREB a pour objet, entre autre, de suivre l'évolution de l'étang au travers de l'Observatoire du milieu. Le présent rapport décrit les résultats du suivi du milieu 2018 tout en les replaçant dans une trajectoire historique.

L'année 2018 est marquée par une pluviométrie en hausse par rapport aux années précédentes plutôt sèches. **La pluviométrie (130 millions de m³) a été particulièrement importante à l'automne** et les cumuls annuels (840,5 mm) sont ainsi les plus importants depuis 1972. En conséquence les **apports par les tributaires naturels** sont également en hausse (**207 millions de m³**).

Le cumul des **apports par la centrale hydroélectrique** s'élève à **1 232,7 millions de m³** supérieurs à la moyenne établie depuis 2005 (912 millions de m³). Les apports de limons sont également en hausse par rapport aux années précédentes **avec 67 380 tonnes de limons** sur l'année civile.

Le début de l'année 2018 se situe dans la continuité des années précédentes (2016-2017 notamment) avec un niveau d'eutrophisation proche du bon état (Azote total, Phosphore total, Chlorophylle *a*). Néanmoins, les rejets printaniers de la centrale EDF vont entraîner une **baisse inhabituelle de la salinité** et le maintien d'une forte différence de salinité entre les eaux de surface et les eaux de fonds. Ces faibles salinités vont modifier la structuration des peuplements de macrophytes observés au mois de juin 2018 en favorisant le développement des cladophores et en réduisant les abondances des rhodobiontes. On note toujours la forte présence d'algues opportunistes nitrophiles (ulves, cladophores...) témoignant d'un système eutrophisé. **Les herbiers de zostères**, suivis sur quelques sites, montrent une **poursuite de leur dynamique de progression**. Cependant, malgré cette progression, l'écart entre les surfaces actuelles et les objectifs de la DCE reste considérable.

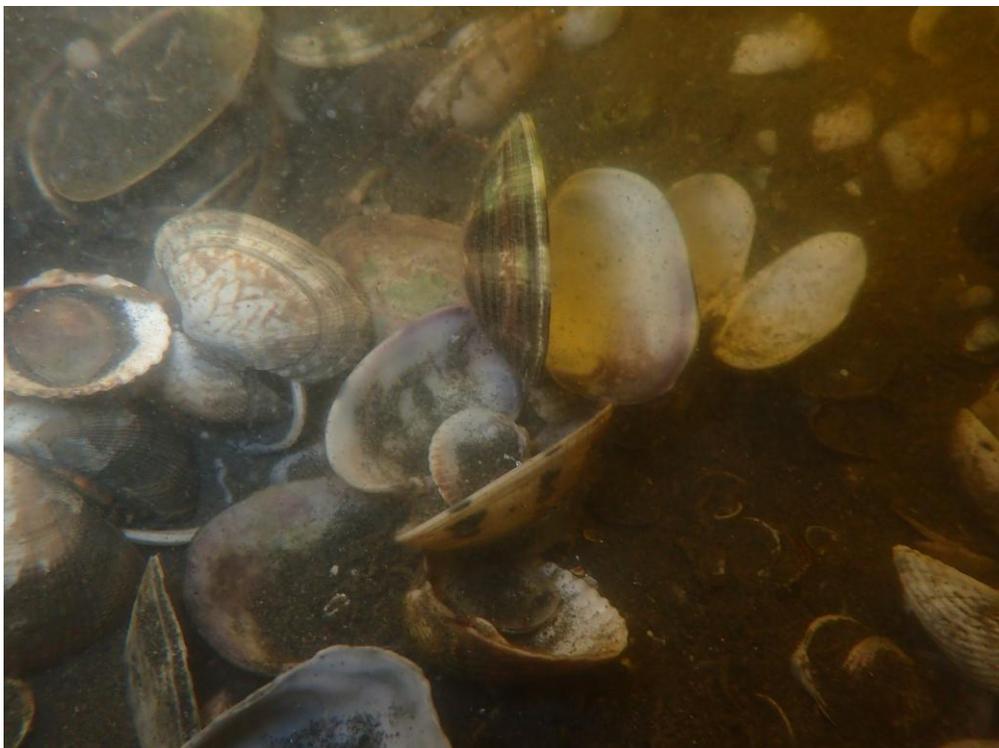
A partir de la fin du mois de juillet 2018 et au moins jusqu'à la fin de l'année 2018, on assiste à **une bascule importante et l'installation d'une crise écologique majeure**. Cette crise trouve son origine dans une conjonction, de type « effet cocktail », de plusieurs facteurs : apports importants (rivières et rejets EDF), absence de vent durant l'été, stratification importante, biomasse benthique importante. Ainsi, sous l'effet des apports printaniers conséquents, de la forte chaleur et du fort ensoleillement, d'importants blooms planctoniques vont se développer dans l'étang de Berre, réduisant fortement la transparence. L'absence notable de vent pendant la période estivale, combinée à la forte stratification des eaux, va provoquer des anoxies en profondeur. Ces anoxies sont renforcées par l'importante demande en oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique issue de la sédimentation du phytoplancton et par la respiration de la biomasse benthique (palourdes notamment). **Dans la partie profonde, on enregistre jusqu'à 25 jours continus d'anoxies. Ces anoxies vont remonter jusqu'à des profondeurs assez faibles (1.5 m), toucher près de 93 % de la surface de l'étang et décimer les peuplements de macrofaune benthique.** Seules 3 stations sur 10 présentent encore des organismes vivants en septembre 2018, et toutes les abondances chutent. Au cours de l'automne 2018, les niveaux d'eutrophisation sont les plus élevés depuis 2005 et la réduction des rejets de la centrale hydroélectrique. **Les concentrations de chlorophylle *a* sont les plus fortes observées depuis 1998.** Cette crise, avec ces forts niveaux d'eutrophisation et la persistance d'épisode d'hypoxie voire d'anoxie s'est poursuivie au moins jusqu'à la fin de

l'année 2018 sous l'effet des apports importants (forte pluviométrie, rivières, canal EDF) de l'automne. En février 2019, le compartiment de la macrofaune benthique ne montre pas de signe de recolonisation, témoignant de la gravité des conséquences de cette crise écologique.

Alors que depuis les dernières années on assistait à une amélioration de l'écosystème notamment vis-à-vis de l'eutrophisation, l'année 2018 apparaît comme un recul important vers un système plus eutrophe dans cette trajectoire écologique. Cependant, il est difficile de prévoir si cet épisode constituera un simple accident ou au contraire s'il s'agira d'un véritable point d'inflexion dans la dynamique de restauration de l'étang de Berre. Les mortalités massives de macrofaune benthique, ainsi que la sédimentation du phytoplancton en excès, sont à l'origine d'un important stock de matière organique sur les fonds de l'étang qui peut constituer une source de nutriments importante par la reminéralisation. Les capacités d'épuration de cette matière organique via l'exportation par le chenal de Caronte vont dépendre des conditions environnementales (pluviométrie, régime de vent, apports en eau douce...).

Les impacts (ou l'absence d'impact) de cette crise sur certains compartiments comme les peuplements de macrophytes, les herbiers de zostères ou les moulières ne seront visibles qu'en 2019. La recolonisation des peuplements benthiques, fortement impactés par cette crise, dépendra des sources de larves potentielles. Ce contexte de fortes mortalités a laissé de nombreuses niches écologiques libres, ce qui pourrait favoriser l'apparition de nouvelles espèces invasives.

Les prochains suivis de l'Observatoire du milieu seront particulièrement intéressants pour juger de la capacité de résilience de l'étang de Berre : reprendra-t-il sa dynamique de diminution de l'eutrophisation ? Est-ce qu'une nouvelle crise écologique se produira en 2019 ? A quelle vitesse les peuplements benthiques vont se reconstituer et quelles espèces en feront partie ? Les herbiers de zostères ont-ils été impactés ?



Palourdes mortes, septembre 2018

CONTEXTE

[L'Observatoire du milieu](#) porté par le GIPREB a vocation à coordonner la production de données relatives à l'étang de Berre. Il s'agit d'une part de « bancariser » les données produites par le GIPREB mais aussi de mettre en place les outils d'exploitation des données produites par l'ensemble des partenaires universitaires, scientifiques et techniques.

Au suivi habituel portant sur les paramètres vivants du milieu et réalisé par la Mission de reconquête depuis 1994 puis enrichi par le GIPREB, s'ajoutent les résultats d'acquisitions ponctuelles, de programmes de recherche, d'expérimentations et d'études portées par des tiers.

Ce suivi répond aux quatre grandes problématiques que sont le contrôle des apports par les bassins versants, le contrôle de l'eutrophisation, la contamination et le niveau de réponse des biocénoses et habitats.

Il porte sur six compartiments :

1. Le suivi des paramètres hydrologiques apporte la connaissance sur la **qualité de l'eau** en général, en particulier la salinité et les paramètres de l'eutrophisation.
2. Le suivi de la **qualité des sédiments** renseigne sur le niveau de contamination organique et métallique qui subsiste dans la couche superficielle des sédiments, ainsi que sur le stock de nutriments.
3. Le suivi des **macrophytes** et des moulières littorales permet d'appréhender chaque année l'évolution des peuplements d'algues, de phanérogames marines et de moules le long de transects répartis sur le pourtour de l'étang : détermination des espèces accompagnée d'une approche quantitative (recouvrement et abondance).
4. Le suivi **des herbiers de zostères** renseigne sur l'évolution des surfaces couvertes par les herbiers et leur vitalité.
5. Le suivi de la **macrofaune benthique** des substrats meubles renseigne sur le niveau de colonisation des fonds de l'étang et en particulier de la zone centrale profonde.
6. Le suivi patrimonial de la **qualité sanitaire** des eaux apporte une image globale de la qualité de l'étang vis-à-vis des contaminations microbiologiques.

Ce rapport présente les résultats de l'Observatoire en 2018. Ces données sont tout d'abord décrites afin de caractériser l'état des lieux en 2018, puis elles sont replacées dans un contexte plus large afin d'estimer une trajectoire écologique.

Des informations complémentaires ou de nouvelles mises à jour peuvent se trouver sur le site internet du Gipreb : etangdeberre.org



Figure 1 : Carte de l'étang de Berre

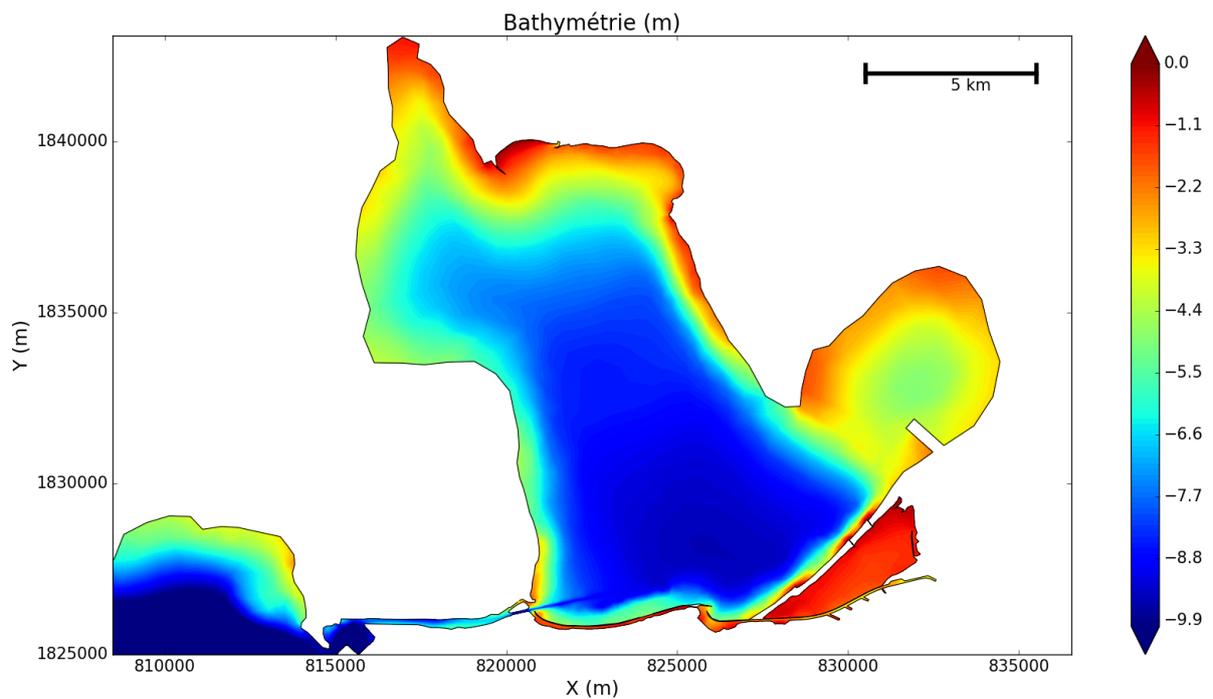


Figure 2 : Bathymétrie de l'étang de Berre (données compilées)

1 METEOROLOGIE ET APPORTS

1.1 Conditions météorologiques de 2018

L'année 2018 a été marquée par des **températures supérieures aux moyennes habituelles** (1980-2010 ; Figure 3), notamment pendant toute la période estivale.

La pluviométrie a été plus importante que les années précédentes (2016 et 2017 notamment particulièrement sèches) et a été particulièrement intense à l'automne (octobre-novembre). Les cumuls annuels sont de 840.5 mm de pluie sur la station de Marignane (Figure 4). Il faut remonter à 1972 pour trouver des cumuls aussi importants. **Cette pluviométrie correspond à un apport direct de 130 millions de m³ en hausse par rapport à la moyenne des 10 dernières années (83 millions de m³).**

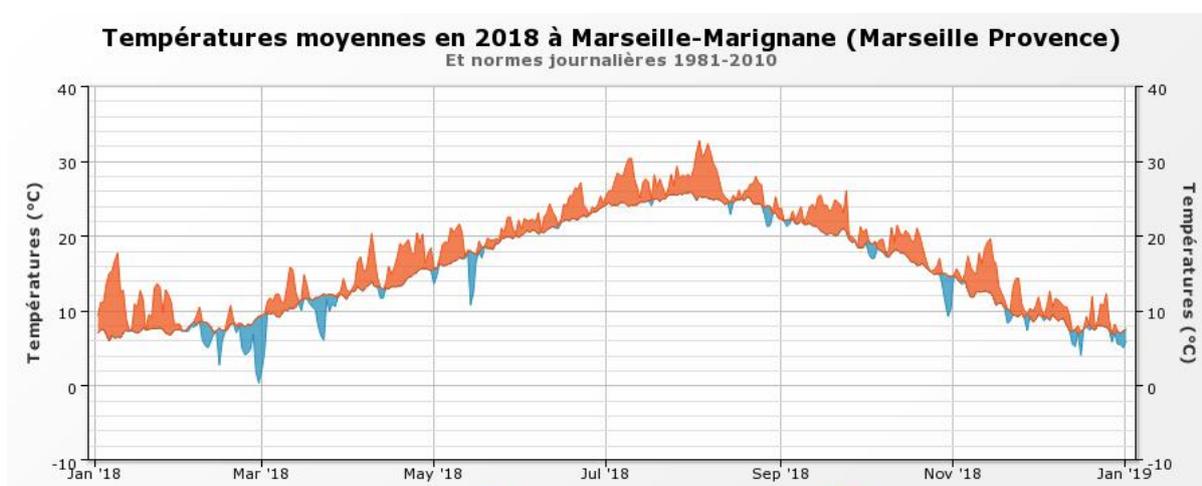


Figure 3 : Écart par rapport aux normes des températures de 2018. En rouge température supérieure aux normes (1981-2010) et en bleu inférieure à la station de Marseille-Marignane (Source Infoclimat).

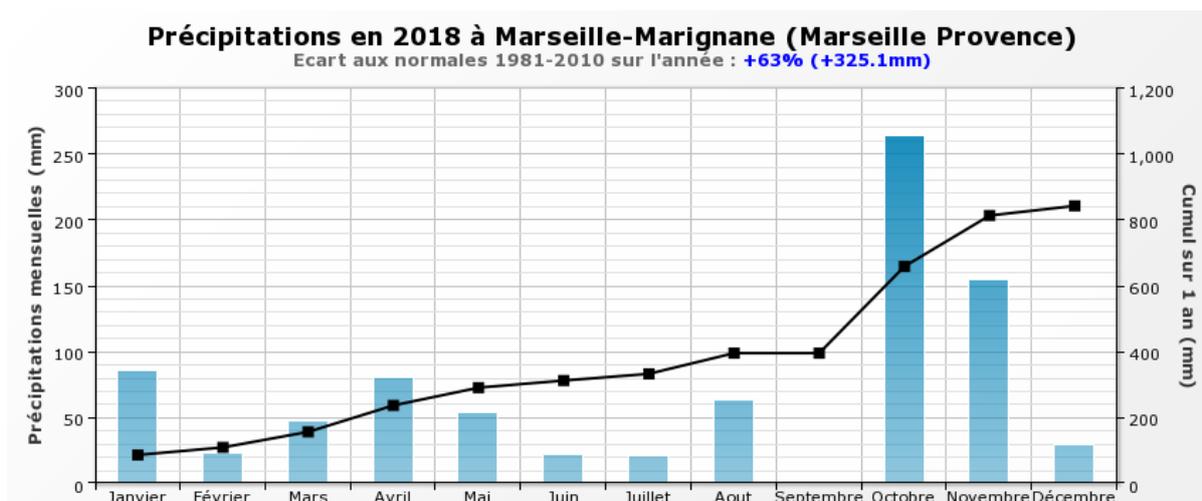


Figure 4 : Précipitations sur la station de Marseille-Marignane en 2018. Cumul mensuel (source Infoclimat)

Les Figure 5 et Figure 6 présentent les anomalies mensuelles¹ en 2018 de vitesse de vent, température et précipitations par rapport à une climatologie mensuelle calculée sur 1981-2010 (MétéoFrance).

Pour la vitesse du vent (Figure 5), on constate que cette anomalie est négative d'avril à décembre, montrant ainsi que l'ensemble de cette période se caractérise par des **vents faibles**.

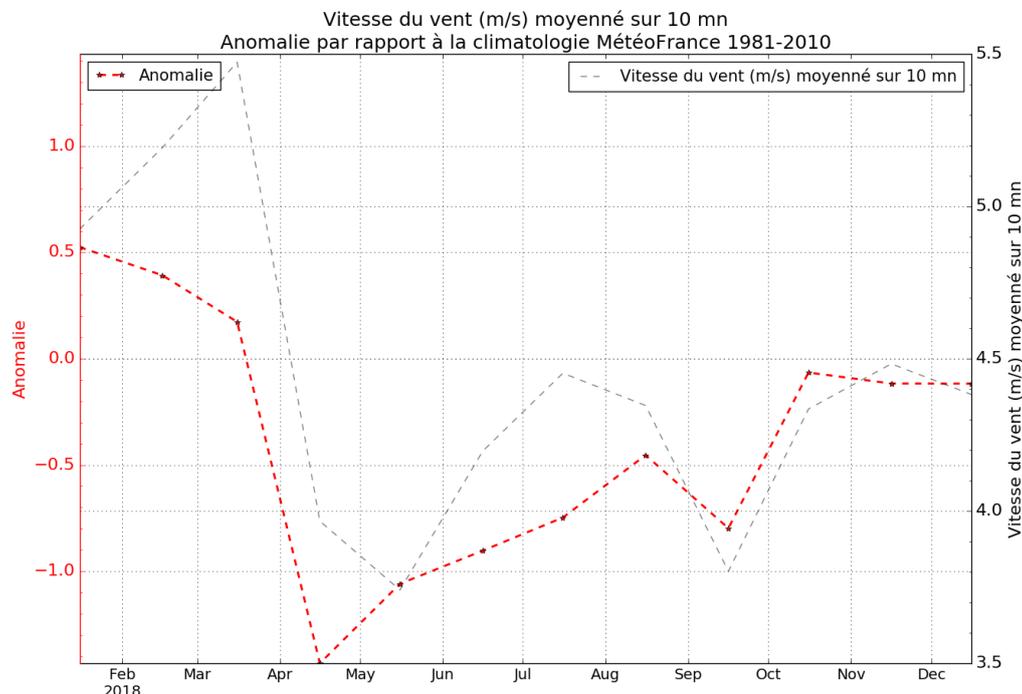


Figure 5 : Ecart mensuel aux normales des vitesses moyennes de vent (m/s) en 2018. La normale est calculée sur les années 1981-2010 par MétéoFrance. Les données sont les données synoptiques de MétéoFrance à Marignane.

Pour la température (Figure 6), l'anomalie positive déjà au mois de janvier est surtout forte à partir du mois de mai. Au mois de juillet, l'écart à la normale est de +2.2°C. Il faut cependant noter que l'anomalie calculée pour 2017 montre globalement les mêmes tendances, avec un écart à la moyenne de +1.8°C en juillet, mais de +3.4°C en juin.

L'anomalie positive de précipitations reste peu élevée en comparaison d'années comme 2009 ou 2014, hormis pour les mois d'octobre et de novembre. On constate également des pluies notables en août (fort orages autour du 10 août).

¹ Une anomalie est un écart à une moyenne climatologique. A partir d'une climatologie mensuelle calculée sur une période donnée (longue de préférence), l'anomalie est l'écart, mois par mois, entre la série temporelle et les valeurs de la climatologie.

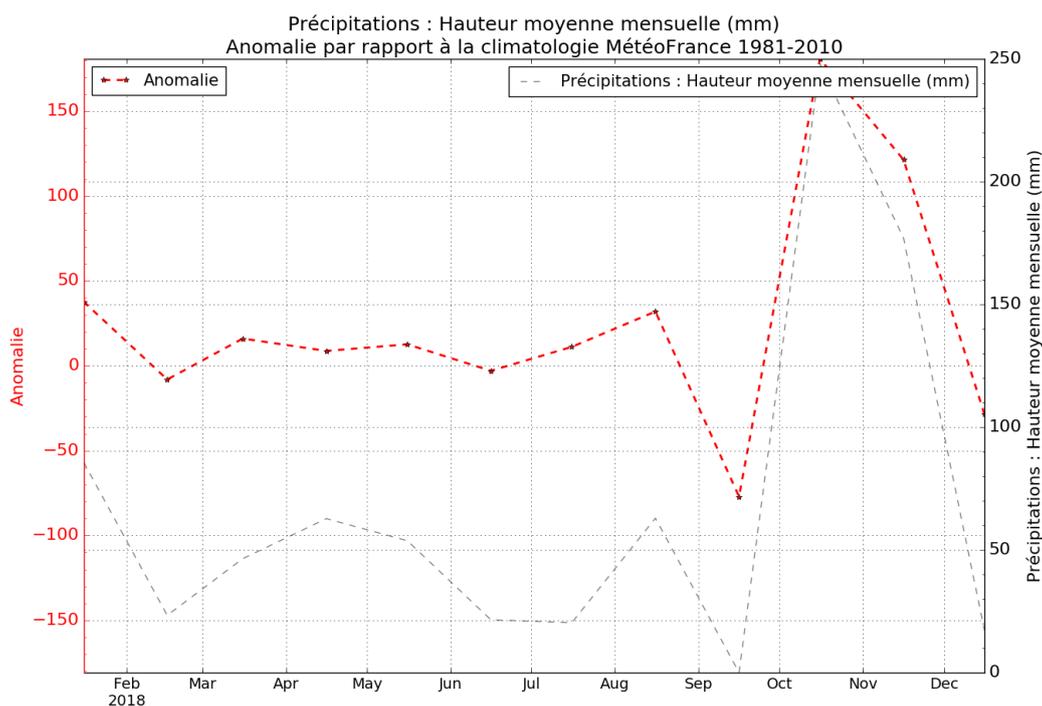
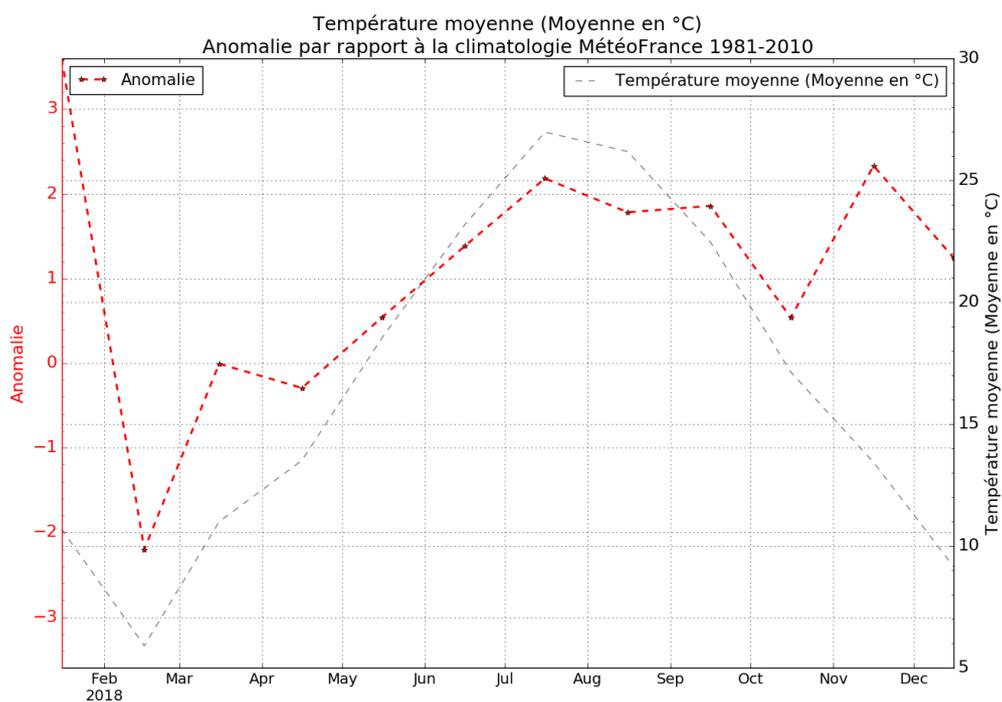


Figure 6 : Ecart mensuel aux normales des températures moyennes (en haut) et des précipitations moyennes (en bas) en 2018. La normale est calculée sur les années 1981-2010 par MétéoFrance. Les données sont les données synoptiques de MétéoFrance à Marignane.

1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas

1.2.1 Apports d'eau

Le calcul des quotas réglementaires imposés à EDF se fait sur la base des apports annuels à l'étang, comptabilisés du 1^{er} novembre de l'année n au 31 octobre de l'année n+1. Nous présentons ici les résultats de l'année 2018 (de janvier à décembre).

En 2018, le cumul des apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas s'établit à **1 232,70** millions de m³ d'eau (Figure 7), supérieur à la moyenne depuis les nouvelles modalités de rejets (912 millions de m³). Les apports les plus importants ont eu lieu en période hivernale (janvier à mars et novembre-décembre).

En août, des rejets exceptionnels ont eu lieu en raison de travaux sur la Durance. Ces rejets ont démarré le 9 août et se sont poursuivis jusqu'à début septembre. Ils se caractérisent par une concentration élevée en limons. Les turbinages ont ensuite immédiatement repris normalement.

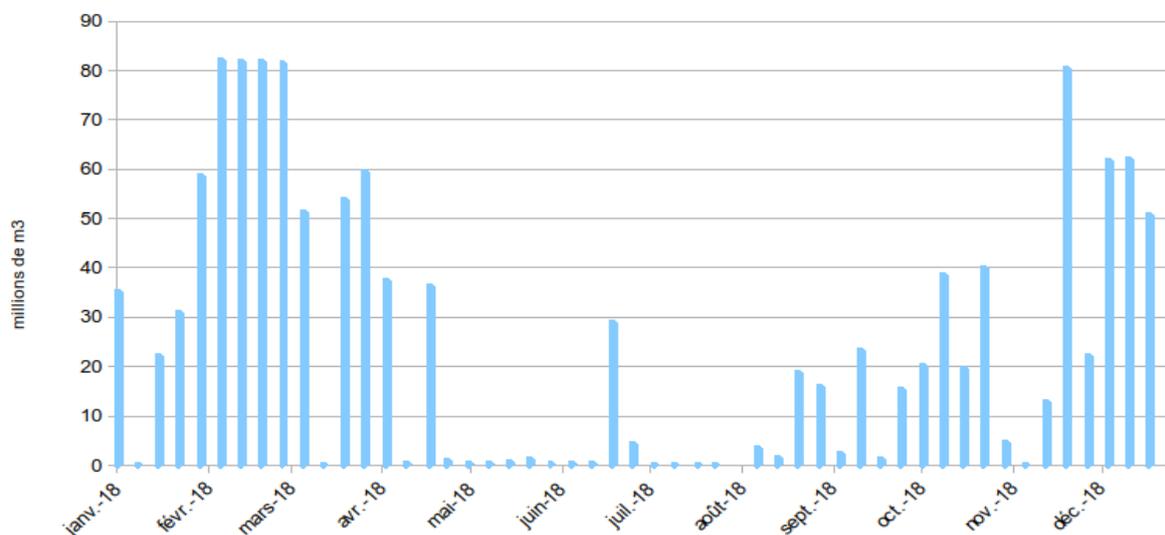


Figure 7 : Cumul hebdomadaire des apports d'eau (millions de m³) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2018 (données EDF).

1.2.2 Apports de limons

Les apports de limons par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas ont été particulièrement élevés en 2018 avec **67 380 tonnes** (Figure 8). C'est la plus forte valeur observée depuis 2008.

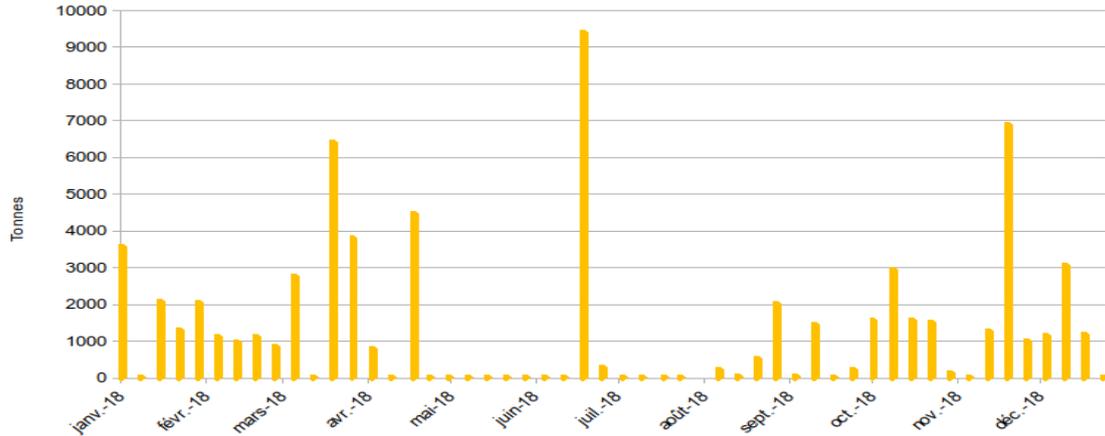


Figure 8 : Cumul hebdomadaire des apports de limons (tonnes) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2018 (données EDF).

1.3 Apports par les tributaires

Les tributaires naturels de l'étang de Berre sont l'Arc, la Touloubre et indirectement la Cadière qui transite via l'étang de Bolmon. En 2018, leurs apports ont été respectivement de 87,2, 97,7 et 22,1 millions de m³ d'eau soit un apport total de **207 millions de m³ d'eau** (Figure 9 et Figure 10, données Banque HYDRO). Ces apports naturels sont quasiment deux fois supérieurs à ceux de l'année précédente (119 millions de m³) et témoignent d'une année particulièrement humide.

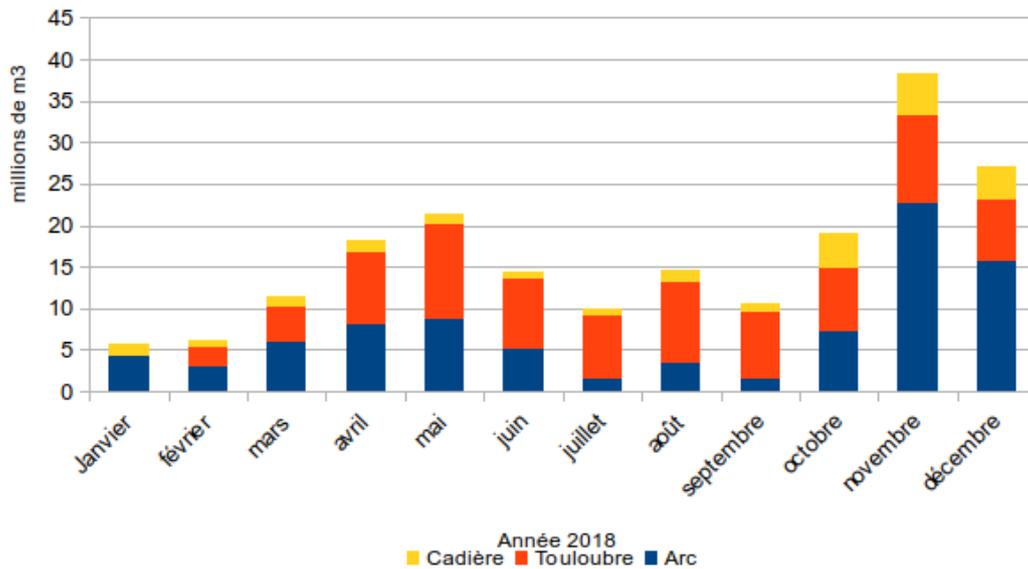


Figure 9 : Apports en eau des principaux tributaires de l'étang de Berre en 2018 (source Banque Hydro).

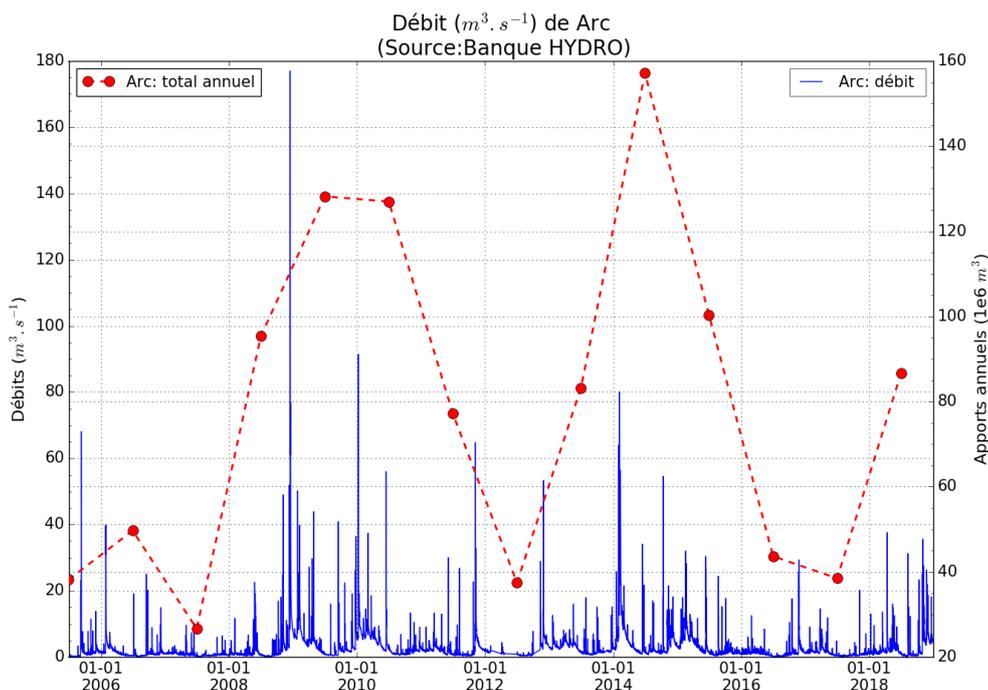


Figure 10 : Débits journaliers ($m^3.s^{-1}$) de l'Arc (bleu) et apports annuels ($1.6 m^3$) de l'Arc (rouge) de 2005 à 2018 (source Banque Hydro).

1.4 Synthèse des apports

Le Tableau 1 synthétise les différents apports en eau dans l'étang de Berre. Il est important de noter que les mesures de l'Agence de l'Eau dans les tributaires sont des mesures mensuelles ou bimensuelles (pour azote, phosphore et MES) et peuvent ainsi sous-estimer ces apports (problématique des coups d'eau et crues).

Tableau 1 : Synthèse des apports en eaux en 2018. Source : EDF, Banque HYDRO.

	Centrale EDF de Saint-Chamas	Arc	Touloubre	Cadière	Impluvium direct
Apports d'eau (m^3)	$1232.70 \cdot 10^6$	$87.2 \cdot 10^6$	$97.7 \cdot 10^6$	$22.1 \cdot 10^6$	$130 \cdot 10^6$

Les apports en nutriments ne sont pas disponibles pour l'année 2018. Un bilan des apports en 2008 (Mayot *et al.* 2011) avait montré qu'EDF contribuait à plus de 50 % des apports d'azote total et plus de 30 % des apports de phosphore. Cependant, les efforts des collectivités sur leur système d'assainissement réalisés sur le bassin versant des différents tributaires naturels a probablement eu des impacts sur ces rapports. C'est pour cette raison qu'une mise à jour complète du bilan des apports est prévue pour 2019 et s'inscrit dans la démarche de définition des flux admissibles de l'Agence de l'eau.



Centrale EDF

2 COMPARTIMENT « EAU »

Le suivi hydrologique de l'Observatoire du milieu du GIPREB s'appuie sur un réseau de 10 stations suivies mensuellement (Figure 11). Des mesures physico-chimiques à la sonde multi-paramètres sont réalisées le long de profils verticaux. Des prélèvements d'eau sont réalisés en surface et au fond pour analyser la composition biogéochimique (nutriments, MES et chlorophylle a notamment).

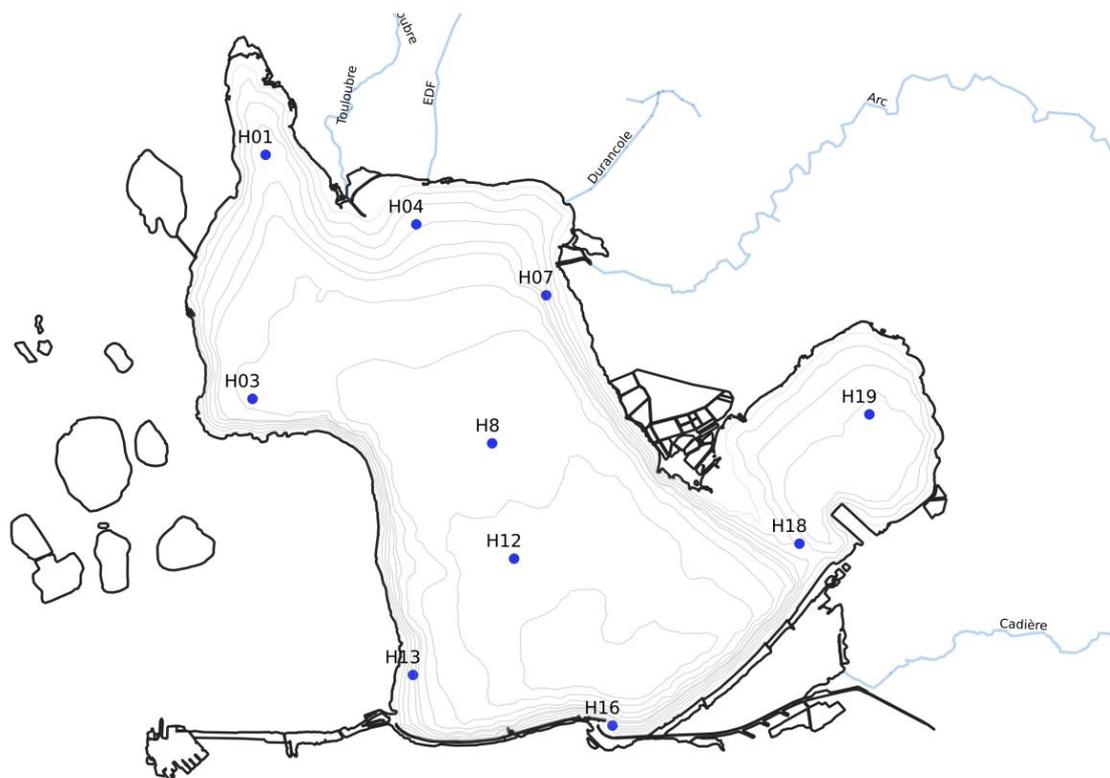


Figure 11: Position des stations du suivi physico-chimiques du GIPREB

2.1 Température et salinité

La **température moyenne mensuelle de l'eau** sur les 10 stations a varié **entre 9 et 28°C** lors des mesures effectuées en 2018 (Figure 12 et Figure 13).

La **salinité moyenne** pour ces mêmes mesures en 2018 est comprise **entre 17 et 27**.

Les amplitudes thermiques ont été plus importantes en 2018 que pour les deux années précédentes, notamment avec des températures estivales élevées jusqu'à plus de 3°C pour certaines stations en surface.

Les températures sont assez homogènes sur la verticale, contrairement à la **salinité** qui montre des **variations importantes entre le fond et la surface (jusqu'à plus de 10 unités de différence)**. On observe **une baisse importante de la salinité entre mars et juin 2018, avec des salinités moyennes inférieures à 18 en mars et avril 2018**. La situation la plus régulière correspond à une **stratification haline** entre des eaux saumâtres (environ 20 de salinité) et des eaux plus marines (environ 30 à 35). Cependant, lors d'apports d'eau massifs par EDF ou les tributaires, il se produit des dessalures importantes de la couche de surface. Ces dessalures stratifient alors la colonne d'eau en trois couches aux densités différentes.

L'été 2018 a été marqué par une stratification forte en salinité (autour de 24 en surface jusqu'à 35 au fond (à 9 m)). Cette stratification se formait vers 6 m.

La Figure 14 présente l'évolution de ces deux paramètres depuis 2013.

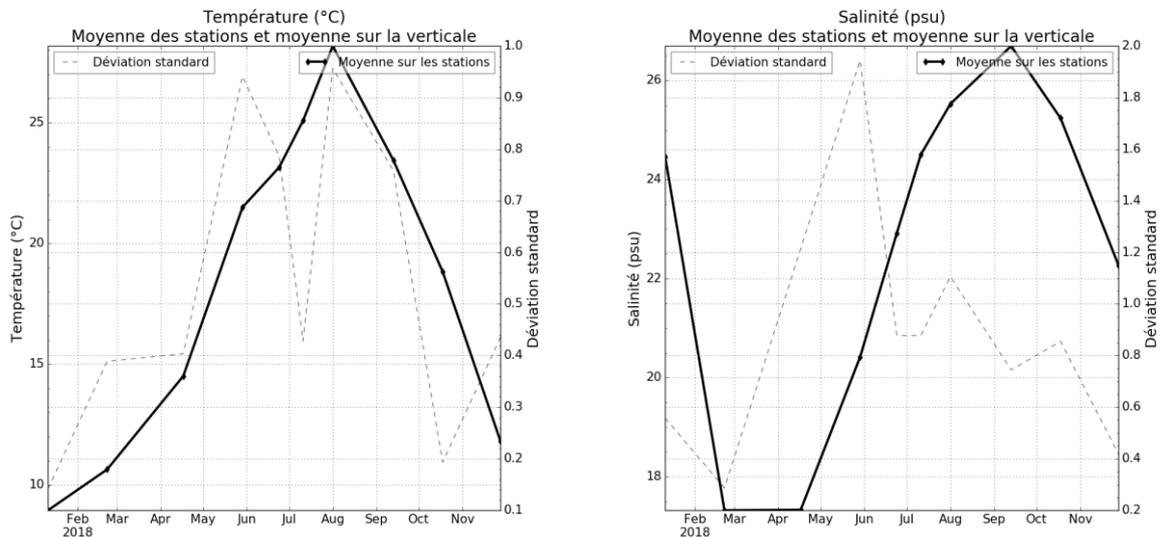


Figure 12 : Evolution temporelle de la température et salinité en 2018 : moyenne sur toutes les stations et la profondeur.

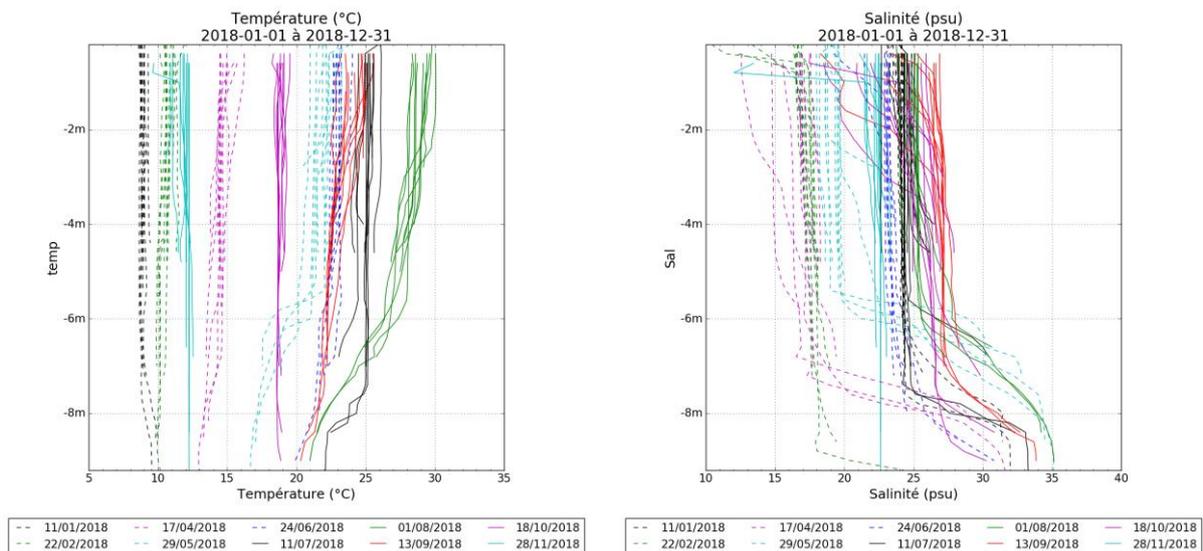


Figure 13 : Profils verticaux de la température et salinité en 2018, pour toutes les stations, à toutes les dates.

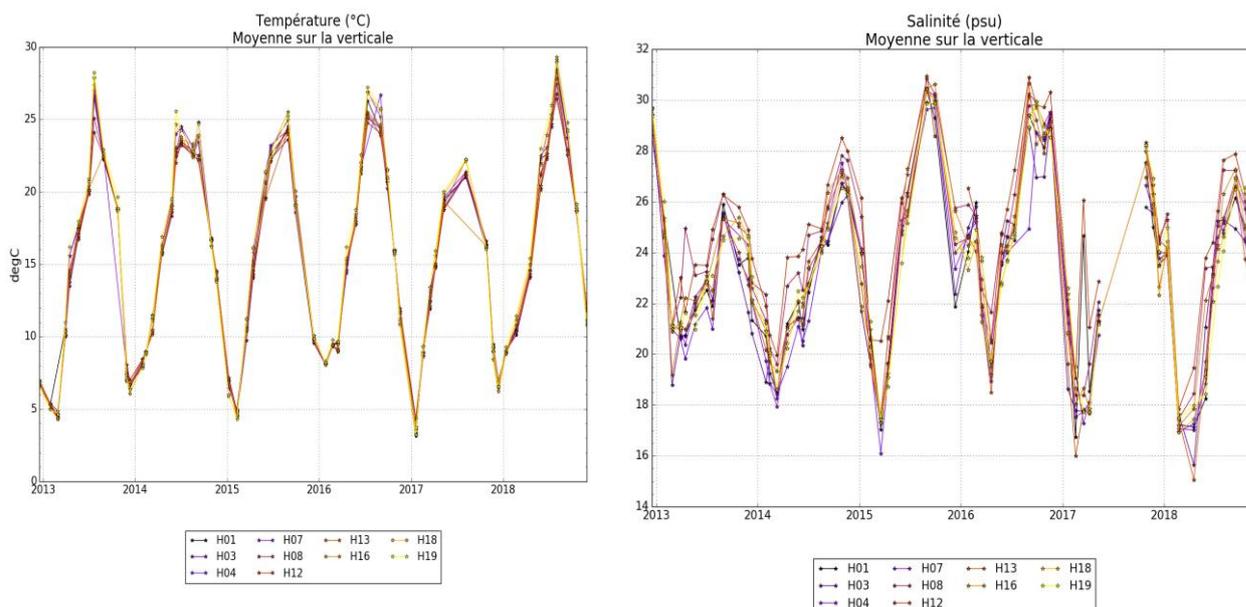


Figure 14 : Evolution temporelle de la température et salinité de 2013 à 2018, en moyenne verticale, pour chaque station.

2.2 Oxygène dissous

L'année 2018 a été marquée par des épisodes d'anoxies et d'hypoxies très importants pendant une longue période qui s'étend de fin juillet jusqu'au mois de décembre. Ces épisodes se retrouvent sur les profils d'oxygène dissous mesurés dans le cadre de l'Observatoire du milieu (Figure 15).

Dans le cadre du programme de recherche PREDHYPO (voir paragraphe 6.2.1), la concentration en oxygène dissous est également mesurée toutes les 30 minutes sur trois sites de profondeur différentes (Figure 16 : PO : 3 m, PI : 6 m et PA : 9 m ; données transmises par Sylvain Rigaud). Ces données montrent la forte variabilité (parfois infra-horaire) et des conditions d'oxygène au fond de l'étang de Berre (Figure 17). Elles mettent en lumière des durées très longues d'anoxies entre juillet et septembre :

- Jusqu'à 25 jours continus à PA (site à 9 m)
- Jusqu'à 10 jours continus à PI (site à 5 m)
- Jusqu'à 5 jours continus à PO (site à 3.5 m)

Ces données confirment l'ampleur de l'anoxie, en particulier sur les zones peu profondes. Elles montrent également que des phénomènes hypoxiques ou anoxiques se sont poursuivis jusqu'à mi-décembre sur chacun des trois sites.

Dans la partie profonde (9 m, station PA) on retrouve des épisodes d'anoxies jusqu'au mois de décembre. Sur les stations moins profondes, il s'agit plus régulièrement d'épisodes d'hypoxies.

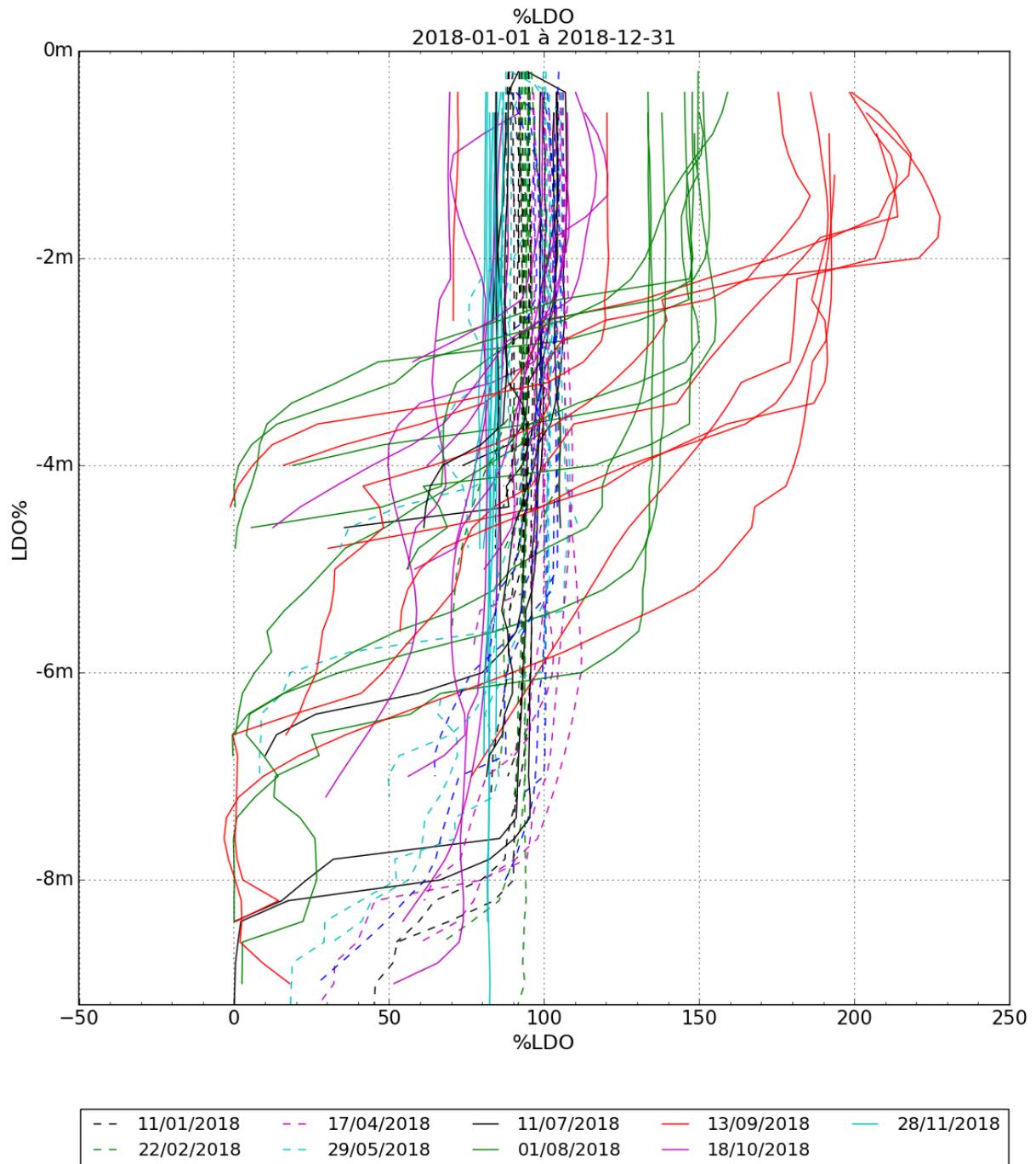


Figure 15 : Profils verticaux de l'oxygène (%) en 2018 pour toutes les stations et à toutes les dates

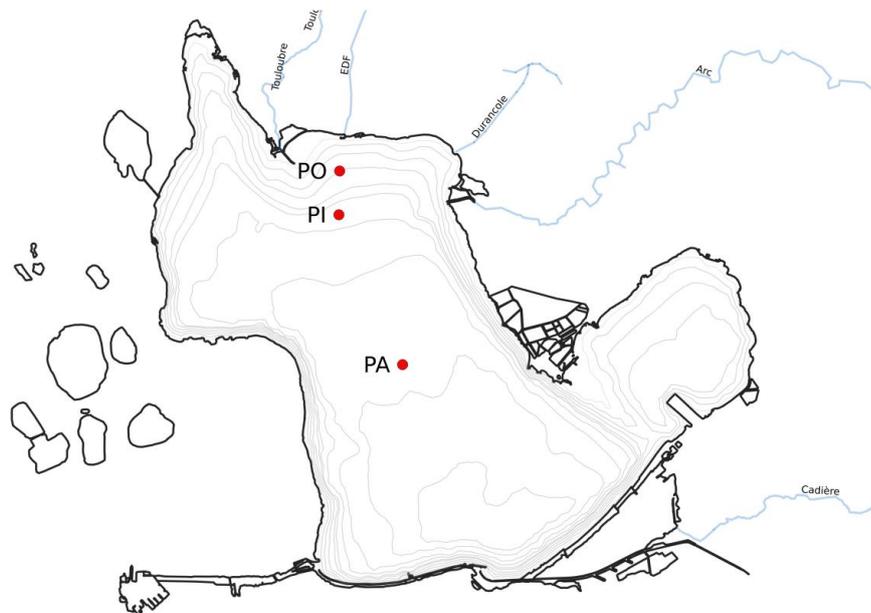


Figure 16 : Carte des 3 stations de PREDHYPO où les concentrations en oxygène sont suivies en continu.



Sondes de mesures PREDHYPO (température, salinité, oxygène)

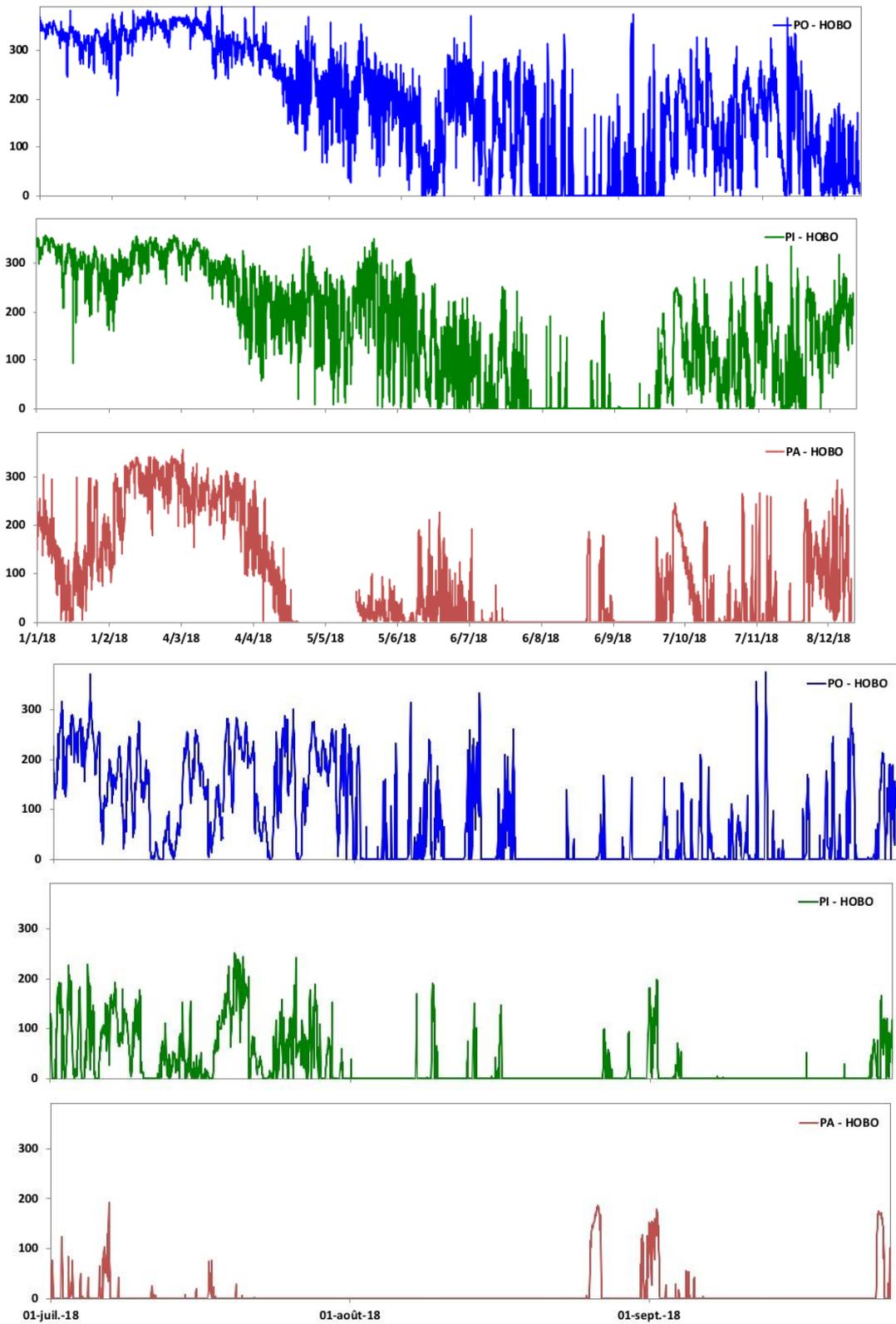


Figure 17 : Concentrations en oxygène dissous ($\mu\text{mol/l}$) aux 3 stations de suivi du programme PREDHYPO. Haut : de janvier à mi-décembre 2018. Bas : zoom durant l'été 2018, jusqu'au 26 septembre 2018. Données transmises par Sylvain Rigaud. PO : site à 3.5m ; PI : site à 5m ; PA : site à 9m.

2.3 Nutriments

2.3.1 Azote inorganique : NO₃, NO₂, NH₄

L'azote inorganique dissous prend la forme de composés directement assimilables par le phytoplancton et participe donc à l'eutrophisation des milieux. Les concentrations mesurées varient énormément au cours de l'année, elles sont la résultante des apports du bassin versant, des échanges avec la mer et des processus biologiques de consommation et de libération dans les différents compartiments du milieu.

On observe en 2018 des fluctuations saisonnières comparables à celles observées les années précédentes avec toutefois l'atteinte de valeurs exceptionnellement élevées à l'automne. Les concentrations sont élevées en nitrates et dans une moindre mesure en nitrites notamment en mars et avril 2018 (Figure 18). L'été, la concentration en azote inorganique diminue en lien direct avec des apports moindres et une forte consommation par les organismes photosynthétiques en particulier le phytoplancton. Les mois d'automne sont marqués par des concentrations en éléments inorganiques qui augmentent jusqu'à plus de 25 µM/l, notamment du fait de la forte pluviométrie et de la reprise des turbinages. **Pour ce qui est de l'ammonium, les concentrations** sont faibles (inférieures à 3 µM/l) pendant la première partie de l'année mais **augmentent fortement à partir d'octobre (jusqu'à 8 µM/l).**

A l'échelle pluri-annuelle, la tendance observée ces dernières années est brutalement interrompue par les valeurs observées lors de cette fin d'année 2018, notamment pour les valeurs d'ammonium et de nitrites. On retrouve ainsi des valeurs qui n'avaient plus été observées depuis 2013 (voir en Annexe Figure 54, 55 et 56). **Cette hausse des concentrations en composés azotés inorganiques à la fin de l'année 2018 est à la fois à mettre en lien avec les apports plus importants par les rivières, le canal EDF, la pluie et le ruissellement direct mais aussi par le recyclage de la matière organique issue de l'épisode de crise anoxique de l'été 2018.** Les pics d'ammonium observés en fin d'année sont le signe de la reminéralisation de la matière organique contenue dans les différents compartiments de l'écosystème (sédiments et colonne d'eau).

Il est à noter des différences spatiales entre les stations qui soulignent notamment l'influence de l'Arc et du Bolmon respectivement sur les stations H7 et H16 avec un pic des concentrations en nitrates en novembre (fortes pluies d'octobre-novembre).

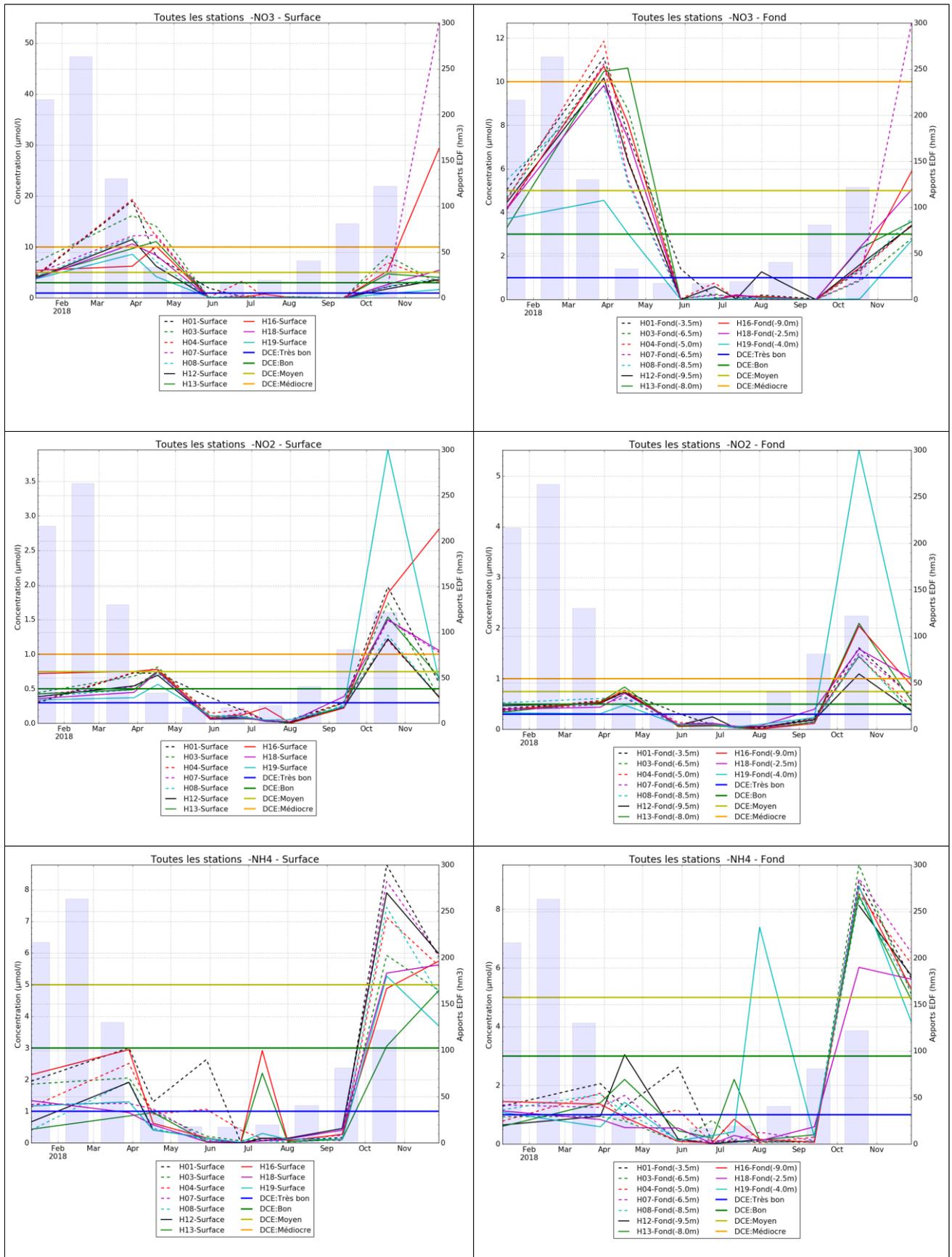


Figure 18 : Concentrations en NO3, NO2 et NH4 (µM/l) en 2018 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués. L'histogramme bleu présente les apports en eau par la centrale EDF de Saint-Chamas.

2.3.2 Phosphore inorganique : PO4

Les concentrations en phosphate sont relativement faibles dans l'étang de Berre sur toute la première partie de l'année 2018 (Figure 19). Par contre, à partir de septembre, il y a une augmentation nette des concentrations sur toutes les stations et sur toute la colonne d'eau. Cette augmentation est à mettre en lien avec les relargages de PO4 par les sédiments lors des épisodes d'anoxies et avec la reminéralisation de la matière organique dans la colonne d'eau. Là aussi, une station se distingue à faible profondeur : la station H18 montre un pic hors norme en septembre probablement en lien avec les mortalités de palourdes observées concomitamment. Les concentrations se classent alors en médiocres voire mauvaises selon les critères de la DCE. Les valeurs mesurées à la fin de l'année 2018 (septembre-novembre) sont les plus fortes observées depuis 2005 et la réduction des rejets d'EDF (voir en Annexe Figure 57).

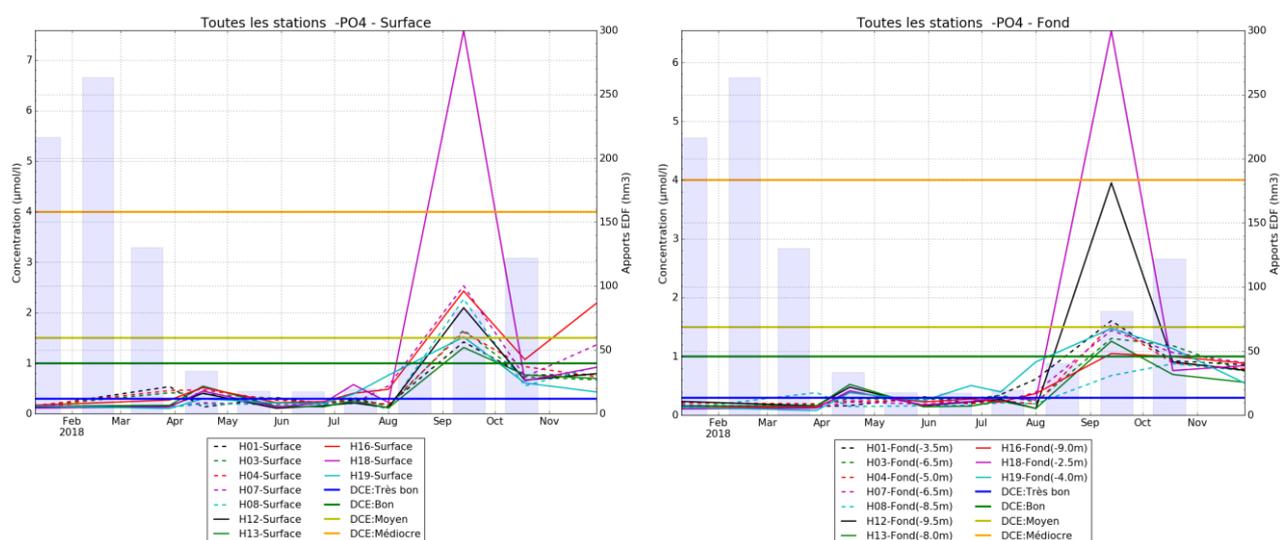


Figure 19 : Concentrations en PO4 ($\mu\text{M/l}$) en 2018 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués. L'histogramme bleu présente les apports en eau par la centrale EDF de Saint-Chamas.

2.3.3 Azote et Phosphore total

Les concentrations en azote et phosphore total suivent les tendances observées sur les différents éléments dissous pour l'année 2018 à savoir un début d'année avec des concentrations assez faibles puis une forte augmentation à partir de septembre 2018 (Figure 20 et 21). Comme pour les autres paramètres, cette hausse est à la fois à mettre en lien avec les apports plus importants par les rivières, le canal EDF, la pluie et le ruissellement direct mais aussi par le recyclage de la matière organique lors de l'épisode de crise anoxique de l'été-automne 2018.

Ainsi, en termes de dynamique pluri-annuelle, les concentrations en azote et phosphore total sont les plus fortes observées depuis 2005 (Figure 22).

D'après le réseau RSL, les ratios Nt/Pt sont importants pour caractériser le caractère eutrophe d'une masse d'eau. La Figure 23 présente pour chaque année l'Azote total versus le Phosphore total, ainsi que les seuils DCE (issus du réseau RSL). On constate ainsi que l'année 2018 détonne fortement dans le nuage de points depuis 2005 et présente un caractère médiocre selon les seuils du RSL. Ce ratio illustre bien la forte eutrophisation qu'a connu l'étang durant l'été 2018.

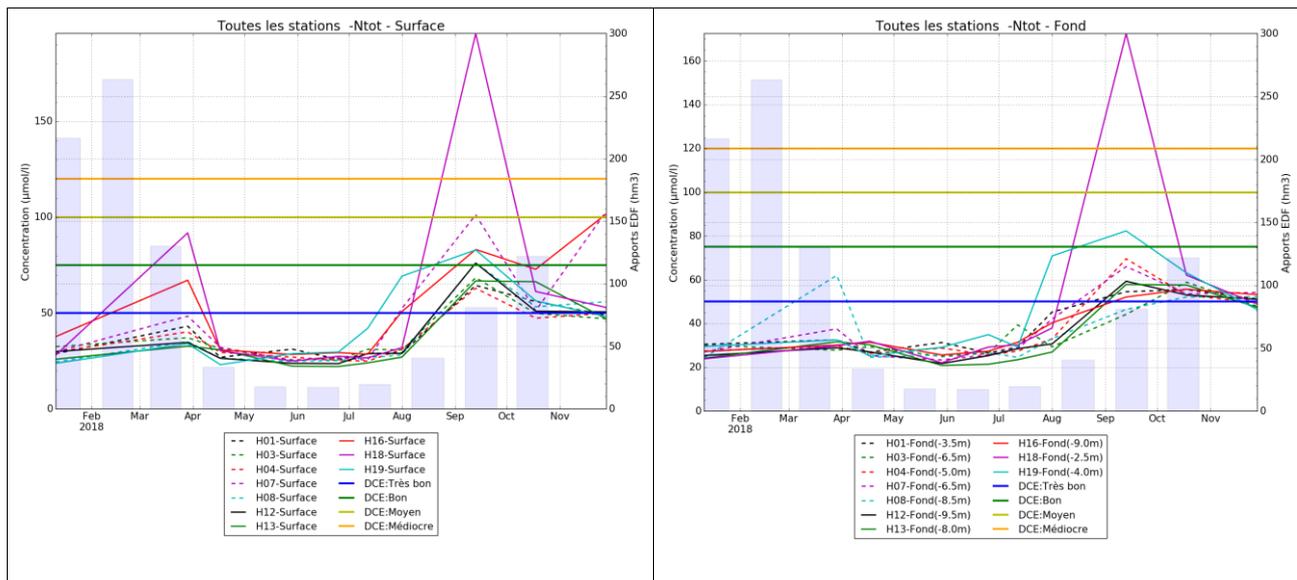


Figure 20 : Concentrations en Azote total ($\mu\text{M/l}$) en 2018 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués. L'histogramme bleu présente les apports en eau par la centrale EDF de Saint-Chamas.

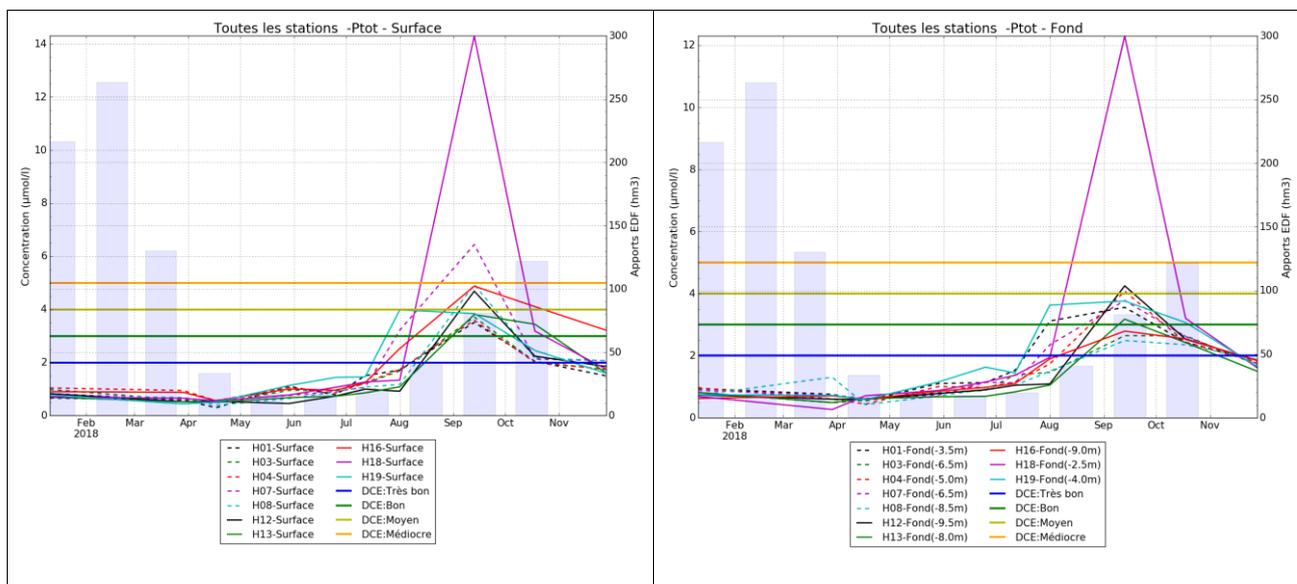


Figure 21 : Concentrations en Phosphore total ($\mu\text{M/l}$) en 2018 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués. L'histogramme bleu présente les apports en eau par la centrale EDF de Saint-Chamas.

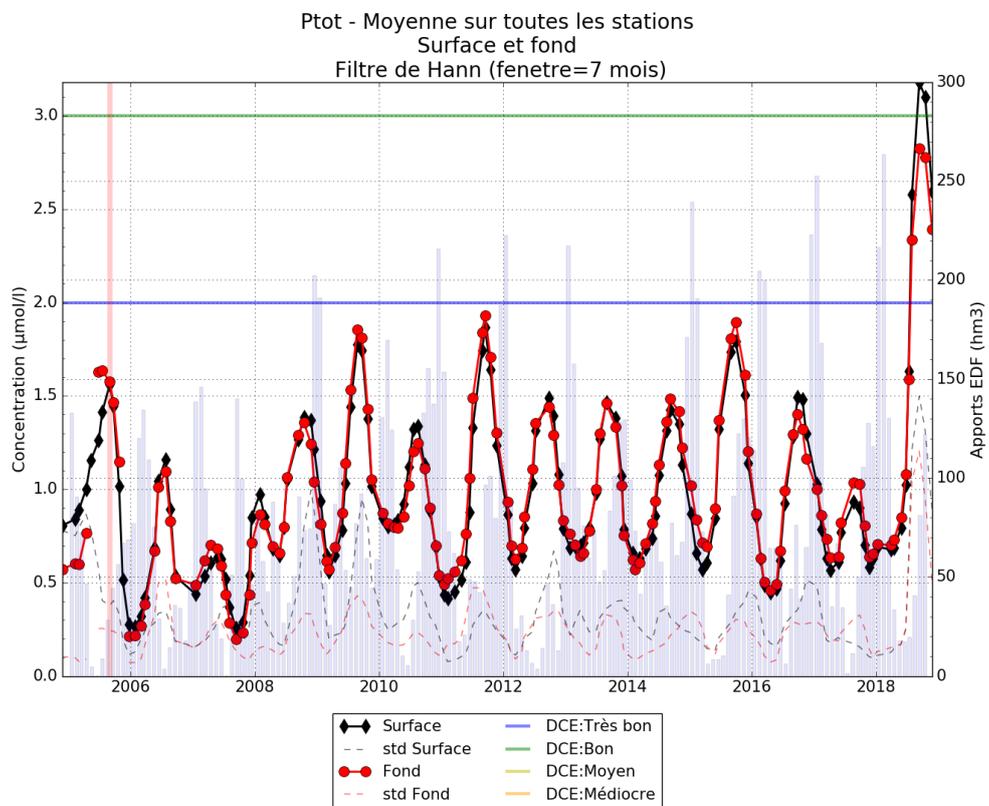
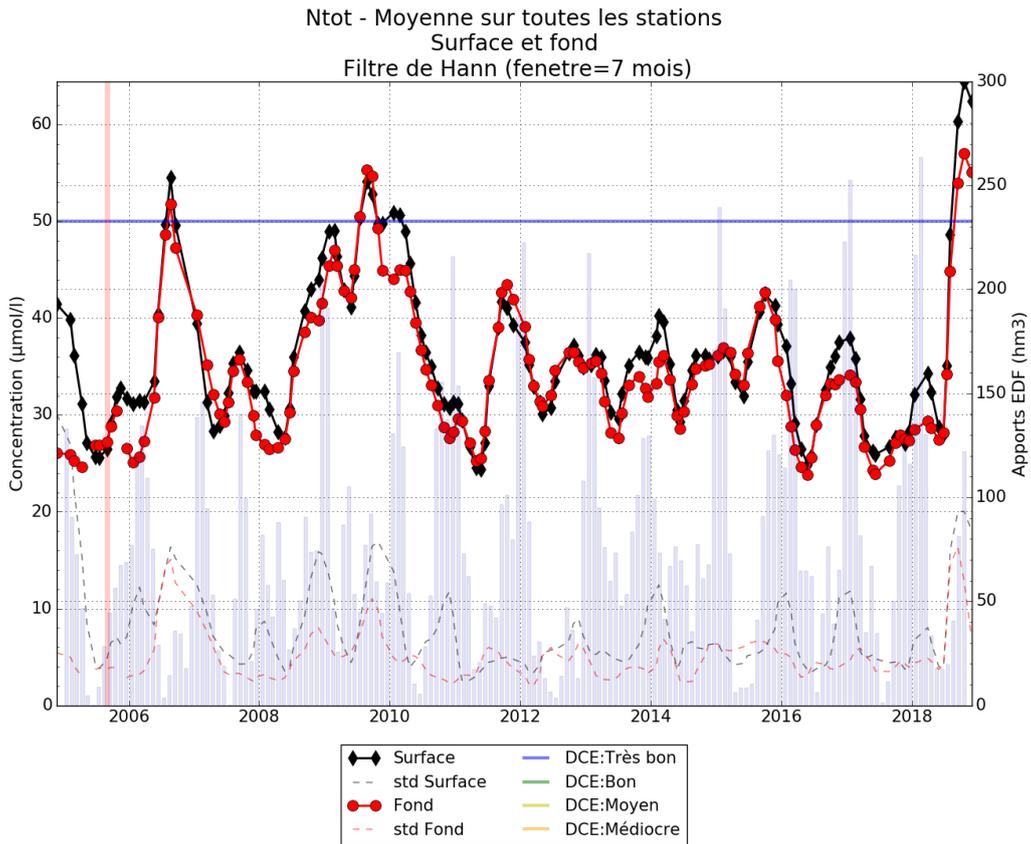


Figure 22: Moyenne glissante (7 mois) de la concentration en Azote et Phosphore total ($\mu\text{M/l}$) en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2007 et 2018. Les écarts-types sont indiqués en pointillés. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm^3)

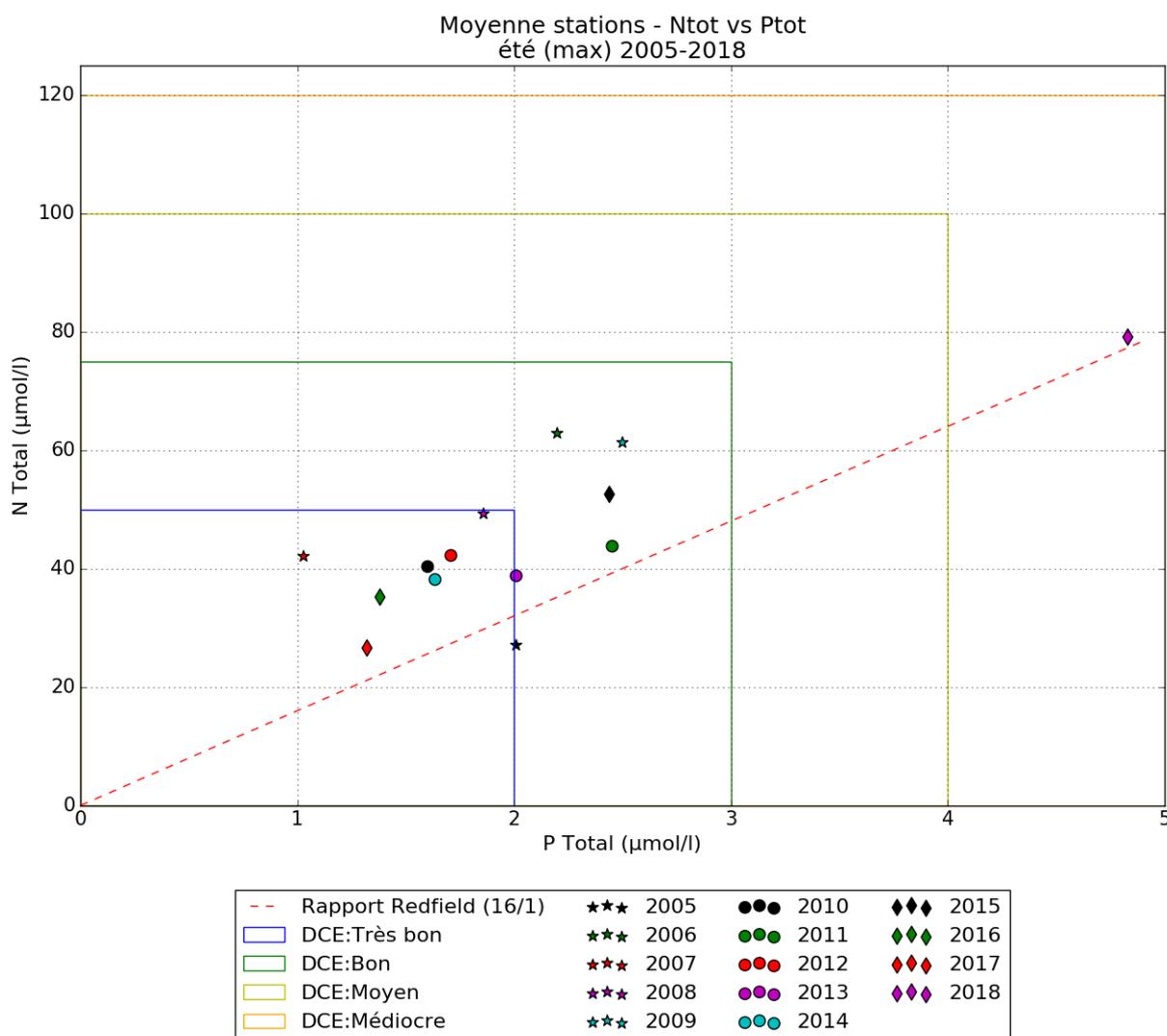


Figure 23 : Ntot versus Ptot (en $\mu\text{mol/L}$) pour chaque année entre 2005 et 2018 : valeurs maximales sur Juin-Juillet-Aout (méthodologie RSL). Moyenne surface-fond sur toutes les stations. Les cadres correspondent aux seuils DCE

2.4 Matière en suspension et transparence

2.4.1 MES

Les matières en suspension dans la colonne d'eau sont l'ensemble des particules présentes dans l'eau (phytoplancton, limons, etc.) et résultent des apports de la centrale EDF, des tributaires naturels, du ruissellement, des remises en suspension, et enfin de l'ensemble des particules comme le phytoplancton. De fortes concentrations en MES vont impacter la transparence de l'eau et donc la disponibilité de la lumière pour les espèces photosynthétiques, notamment les zostères.

En 2018, dans la première partie de l'année, les valeurs de MES sont assez faibles et dans la continuité des années précédentes. On observe **un pic de MES en septembre 2018** en lien avec des **rejets de la centrale EDF** au cours de cette période mais aussi sous l'effet d'un **fort développement de phytoplancton** (relevé par les concentrations en chlorophylle a) (Figure 24). Pour ce paramètre aussi, le mois de septembre 2018 marque le retour de valeurs élevées en surface et au fond. Ce qui dénote avec les situations précédentes où seul le fond présentait des valeurs de cet ordre (Figure 25).

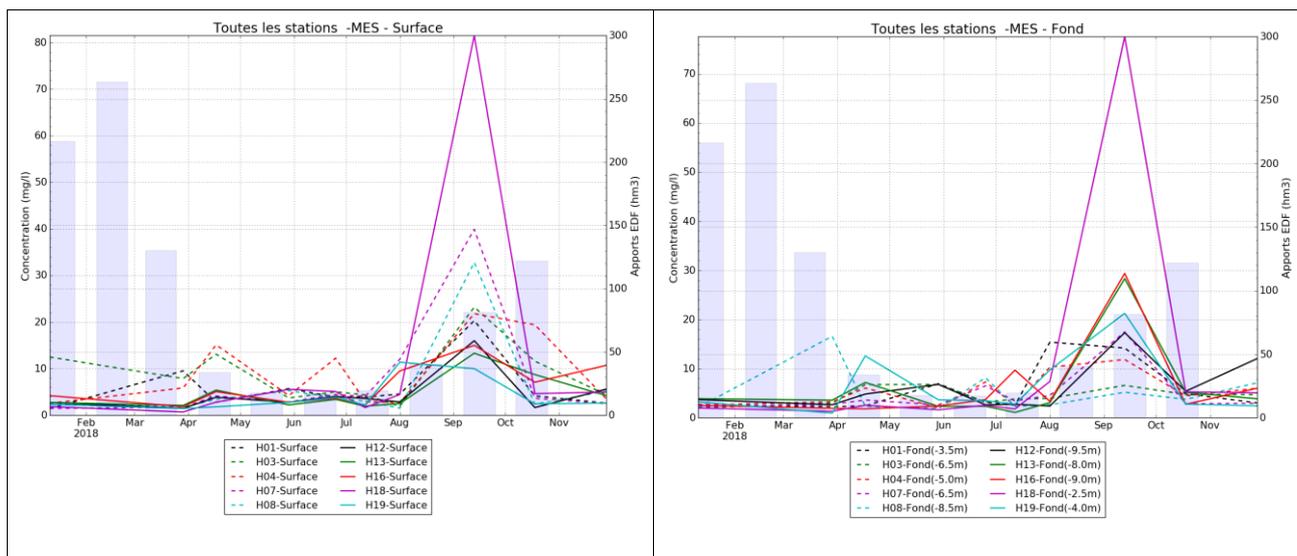


Figure 24 : Concentrations en MES (mg/l) en 2018 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués. L'histogramme bleu présente les apports en eau par la centrale EDF de Saint-Chamas.

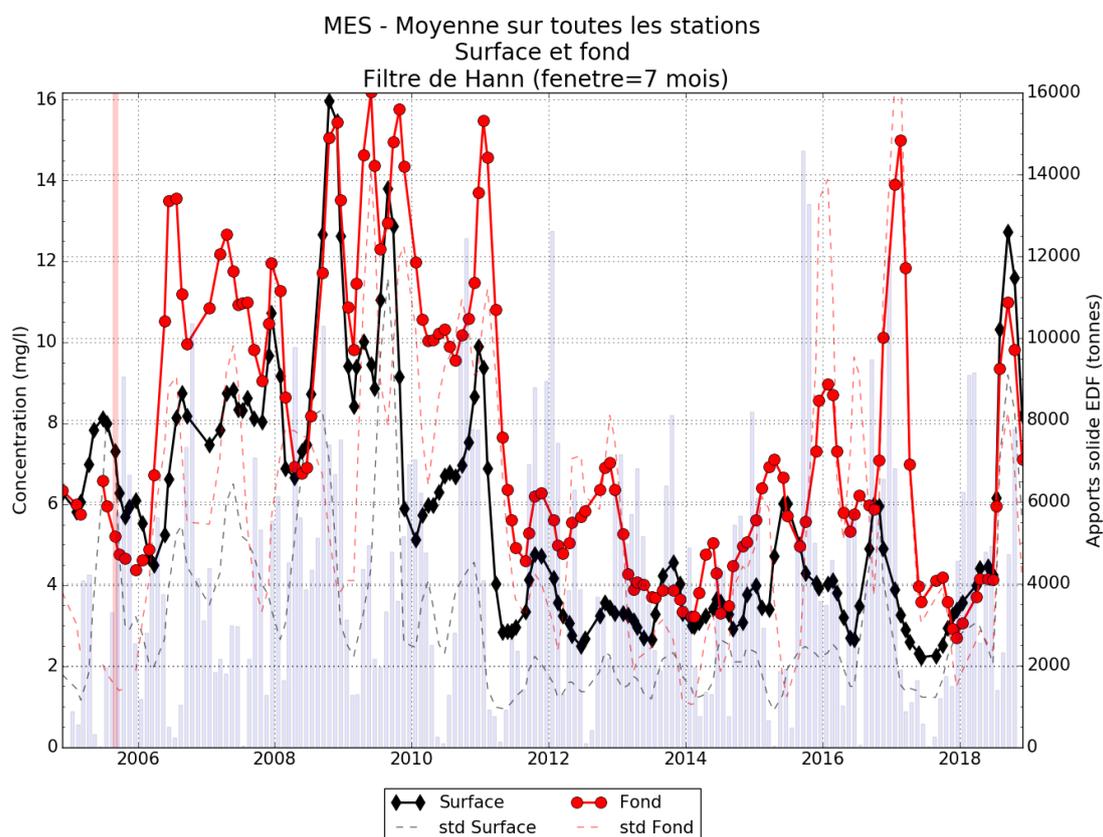


Figure 25 : Moyenne glissante (7 mois) de la concentration en MES (mg/l) total en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2004 et 2018. Les écarts type sont indiqués en pointillés. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm^3).

2.4.2 Disque de Secchi

Le disque de Secchi est un outil de mesure de la transparence de l'eau. La méthode consiste à mesurer la profondeur de disparition d'un disque blanc.

Si en 2017, la transparence mesurée par le disque de Secchi était particulièrement élevée (moyenne à 3,6 m), en 2018 on assiste à une diminution importante de cette transparence à la fois sous l'effet des pics de matières en suspension mesurées et des pics de chlorophylle *a* (Figure 26). Cette **diminution de la transparence** s'observe sans grande distinction spatiale et est particulièrement importante dans la deuxième partie de l'année 2018.

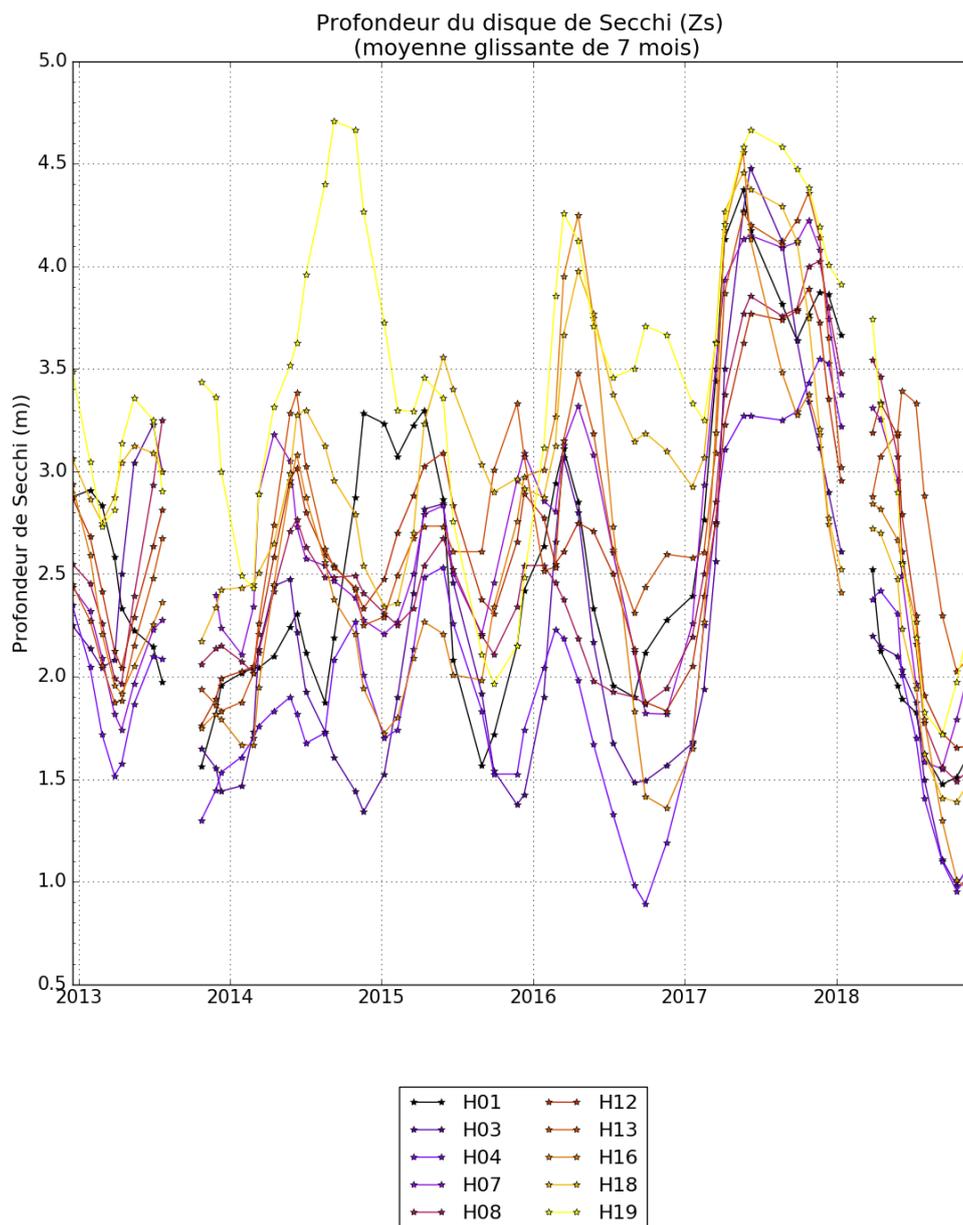


Figure 26 : Moyenne glissante (7 mois) de la profondeur du disque de Secchi de 2013 à 2018.

2.5 Chlorophylle-*a* / Phytoplancton

En 2018, la **concentration en chlorophylle a**, utilisée comme proxy de la quantité de phytoplancton, montre des valeurs faibles pendant la première partie de l'année puis une **forte augmentation après l'été**. Ces valeurs se maintiennent jusqu'au mois d'octobre (Figure 27). Les valeurs observées au cours de cette période atteignent pour la majorité des stations le **seuil mauvais selon les critères de la DCE** aussi bien en surface qu'au fond.

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les concentrations en chlorophylle a observées à partir de l'été 2018 sont très élevées et atteignent en septembre un pic avec des **valeurs qui n'avaient plus été mesurées depuis 1998**, notamment en surface où la concentration moyenne dépasse les 40 µg/l (Figure 28).

Les valeurs élevées de la Chlorophylle a indiquent une forte présence de phytoplancton dont la première conséquence sera la **diminution importante de la transparence de l'eau** et la seconde la **sédimentation de grande quantité de matière organique dégradable**. La dégradation de cette matière organique va générer une **demande en oxygène** participant à sa raréfaction et à l'installation de **conditions anoxiques**.

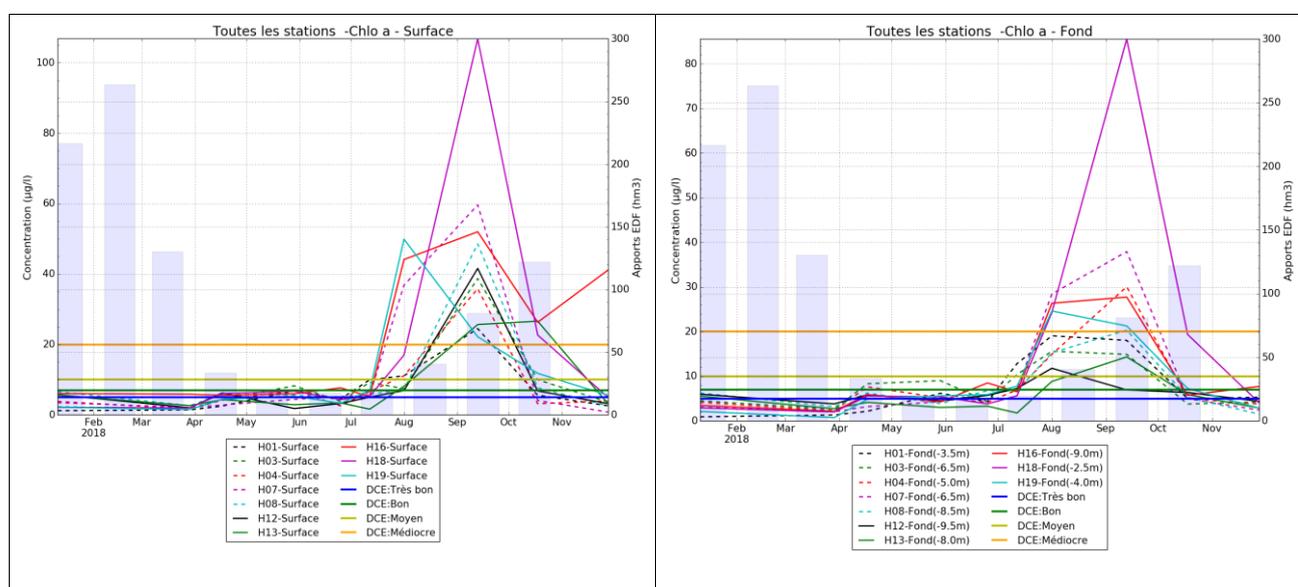


Figure 27: Concentration en Chlorophylle-a (µg/l) en 2018, en surface et au fond pour toutes les stations. Attention les échelles en ordonnées sont différentes. Les valeurs seuils de la DCE sont indiquées. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm³).

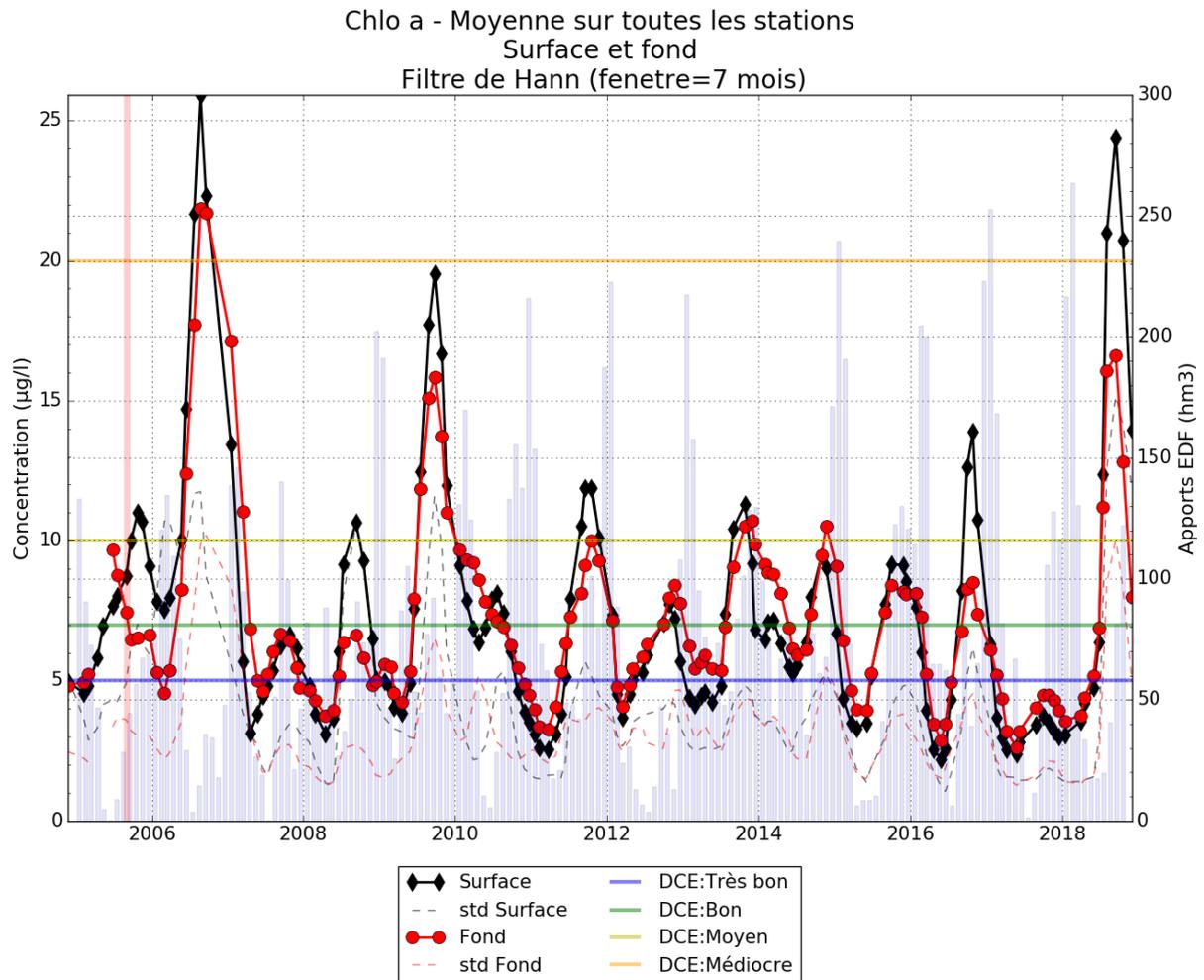


Figure 28 : Moyenne glissante (7 mois) de la concentration en Chlorophylle a ($\mu\text{g/l}$) total en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2004 et 2018. Les écarts types sont indiqués en pointillés. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm^3).

2.6 Qualité sanitaire

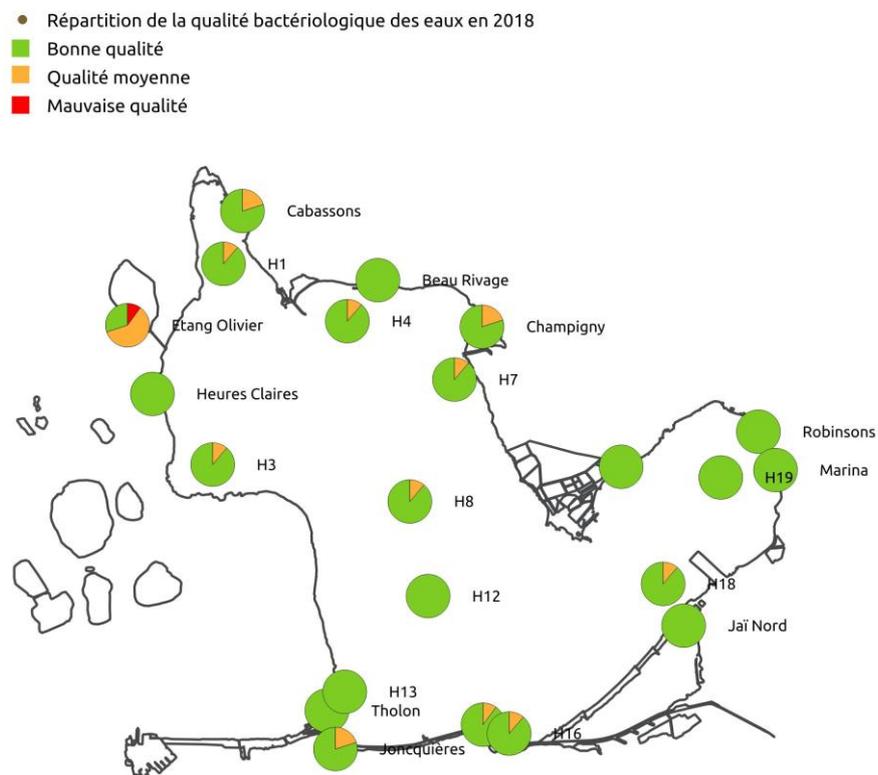


Figure 29: Résultat de la qualité bactériologique des eaux de nautisme en 2018 sur l'étang de Berre.

Le suivi de la qualité sanitaire² des eaux s'appuie sur des prélèvements mensuels sur 10 stations sur le plan d'eau (les mêmes que celles du suivi hydrologique) et sur 12 stations situées au niveau des mises à l'eau des clubs nautiques de l'étang de Berre.

On observe une légère baisse de la qualité en 2018 par rapport à l'année précédente, avec plus de résultats « moyen ». Cette observation est en lien direct avec la plus grande pluviométrie observée durant l'année 2018. Cependant **la qualité sanitaire** reste largement **satisfaisante avec près de 90 % de résultats « bon »** et seulement **un seul résultat mauvais en 2018 soit moins de 0.5 %** (Figure 29).

2 Les résultats du [suivi sanitaire](http://etangdeberre.org) sont mis à jour en continu sur le site du Gipreb : etangdeberre.org

2.7 Synthèse

Par rapport aux critères de la DCE pour le compartiment « eau », les mesures effectuées dans le cadre de l'Observatoire du milieu en 2018 témoigneraient d'une **qualité mauvaise du point de vue physico-chimique avec d'importantes concentrations en azote et phosphore ainsi qu'en chlorophylle a**. Ainsi, l'année 2018 apparaît comme une **année particulière sur la trajectoire de l'étang de Berre** pour ce compartiment. En effet, alors que la dynamique récente montrait une réduction de l'eutrophisation de l'étang de Berre, en 2018, on observe pour tous les paramètres les **valeurs les plus fortes d'eutrophisation depuis 2005 et les nouvelles modalités de rejets de la centrale EDF**. Cette importante eutrophisation a eu des conséquences majeures sur l'écosystème en favorisant les **blooms phytoplanctoniques** à la fin de l'été, **en diminuant fortement la transparence de l'eau**. La dégradation des grandes quantités de matières organiques sédimentables associée à la stratification haline va provoquer une consommation de l'oxygène dissous en profondeur conduisant, en 2018, à des **situations d'anoxie sur des surfaces inédites**.



Septembre 2018 : les eaux de l'étang de Berre deviennent rouges

3 COMPARTIMENTS « SEDIMENTS »

3.1 Qualité des sédiments

Les campagnes d'analyse de la contamination des sédiments superficiels (jusqu'à 5 cm environ) sont réalisées tous les 5 ans. Les derniers prélèvements ont été réalisés en 2016 et les résultats sont ainsi présentés dans le rapport de l'Observatoire 2016.

La campagne ROCCHSED conduite en 2017 par Ifremer sur la contamination des sédiments des lagunes françaises (Ifremer, 2018) montre **une contamination assez faible de l'étang de Berre (sur les deux points analysés) par rapport aux autres lagunes**. L'étang de Berre se distingue par une forte teneur en chrome (marqueur des limons duranciens) et en manganèse, témoin de l'activité industrielle.

3.2 Macrofaune benthique

3.2.1 Résultats du suivi 2018

Le suivi de la macrofaune benthique de substrat meuble s'appuie sur un réseau de 13 stations suivies soit mensuellement pour trois stations (B3-5 m, B4-9 m et B6-9 m), soit bi-annuellement pour les stations plus littorales (Figure 30). Sur chacune des stations, 4 réplicats de prélèvements sont effectués à l'aide d'une benne de type orange-peel (Figure 31). Les prélèvements sont ensuite tamisés à 1 mm et le refus de tamis est analysé pour identifier les espèces présentes.

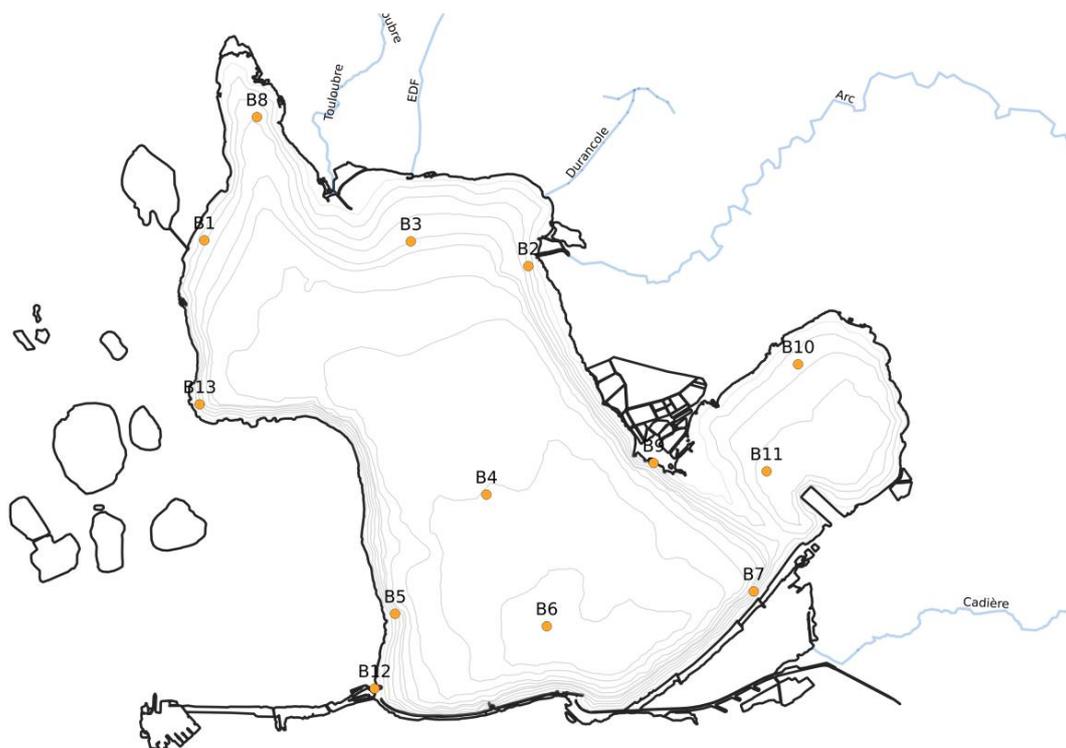


Figure 30: Localisation des sites de prélèvements de la Macrofaune benthique dans l'étang de Berre.

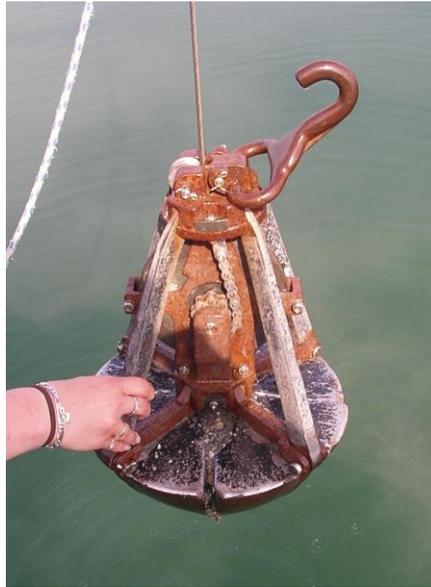


Figure 31 : Benne Orange-Peel pour le prélèvement

Sur les trois stations suivies mensuellement, on dénombre au total 22 espèces différentes de macrofaune benthique (Tableau 7, en annexes). Les espèces les plus représentées sont les *Arcuatula senhousia*, une espèce de moules introduite, les vers de vases (*Nereis succinea*) ainsi que les autres espèces de moules (*Brachydontes marioni* et *Mytilus galloprovincialis*). Dans l'ensemble, les richesses spécifiques des stations mensuelles restent faibles (14 espèces en avril 2018 à B3 au maximum).

Pour la station la plus centrale et profonde (B4, 9 m de fond), la richesse spécifique est très faible (entre 0 et 6) et les espèces présentes sont indicatrices de milieu eutrophisé comme *Capitella capitata*, *Corbula gibba* ou des oligochètes. Ces espèces présentent des cycles de vie courts et peuvent facilement réapparaître après un épisode de mortalité. Cette station centrale est en effet la plus impactée par les épisodes d'hypoxie/anoxie.

Pour la station profonde du sud de l'étang (B6, 9m), la diversité est plus grande et des espèces plus marines sont observées comme *Tharyx marioni* ou le crustacé *Melita palmata*. Bien que profonde, cette station est sous l'influence des entrées d'eaux marines entraînant de meilleures conditions d'oxygénation.

Le point au nord (B3) est moins profond (5 m), engendrant une diversité et une abondance plus importantes. On y observe des espèces supportant facilement les épisodes de dessalure comme le crustacé *Echinogammarus stocki*.

La Figure 32 présente l'évolution depuis 2006 de la richesse spécifique à ces trois stations. Le début de l'année 2018, jusqu'au mois de juillet se situe dans la poursuite des années précédentes aussi bien en richesse spécifique qu'en densité. En revanche, **après la crise anoxique de l'été 2018, les peuplements s'effondrent (Figure 33)**. Les abondances sont divisées par 10 dans la station la moins profonde (B3). Pour les autres stations, les peuplements ont quasiment disparu. On ne retrouve que ponctuellement quelques espèces aux stations B6 et B3 et en très faible quantité. **La fin d'année 2018 ne montre pas de signe de recolonisation, ce qui est peu surprenant du fait de la persistance d'épisodes d'anoxies**. Il faudra sûrement du temps pour retrouver des peuplements structurés. Depuis 2005, il y eu d'autres épisodes de mortalités massives liées à des anoxies et la recolonisation a pu parfois être rapide si des conditions favorables d'oxygénation s'installent et se maintiennent. Cependant, cette crise de 2018 est inédite par la surface concernée et l'impact sur le potentiel de reproduction et de recolonisation qu'elle a généré. Seuls les suivis ultérieurs permettront d'indiquer une fin de crise et un début de recolonisation.

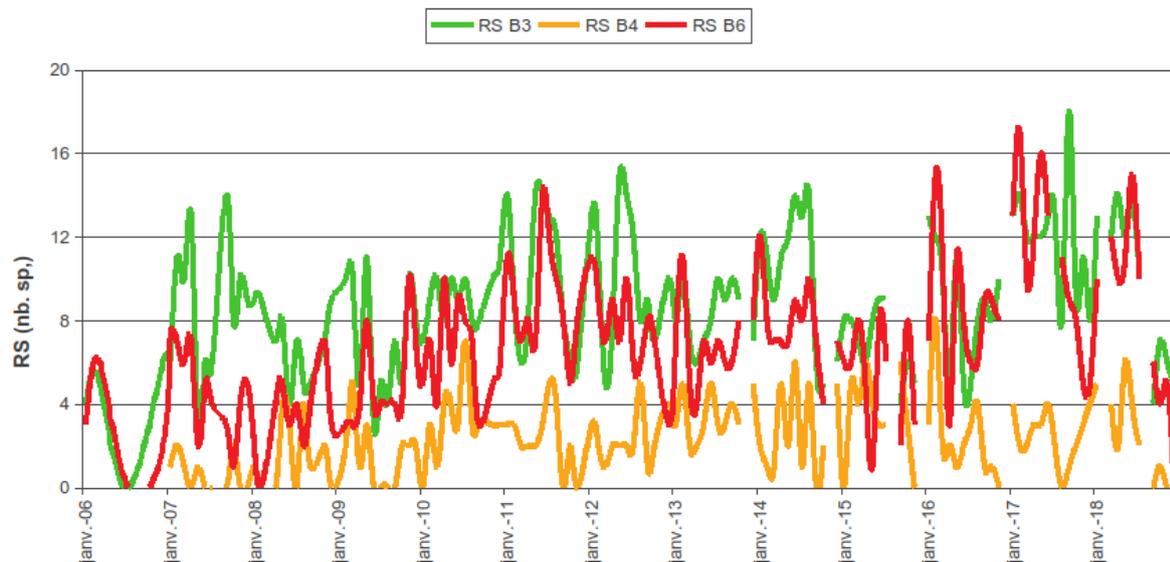


Figure 32: Richesse spécifique (nombre d'espèces) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.

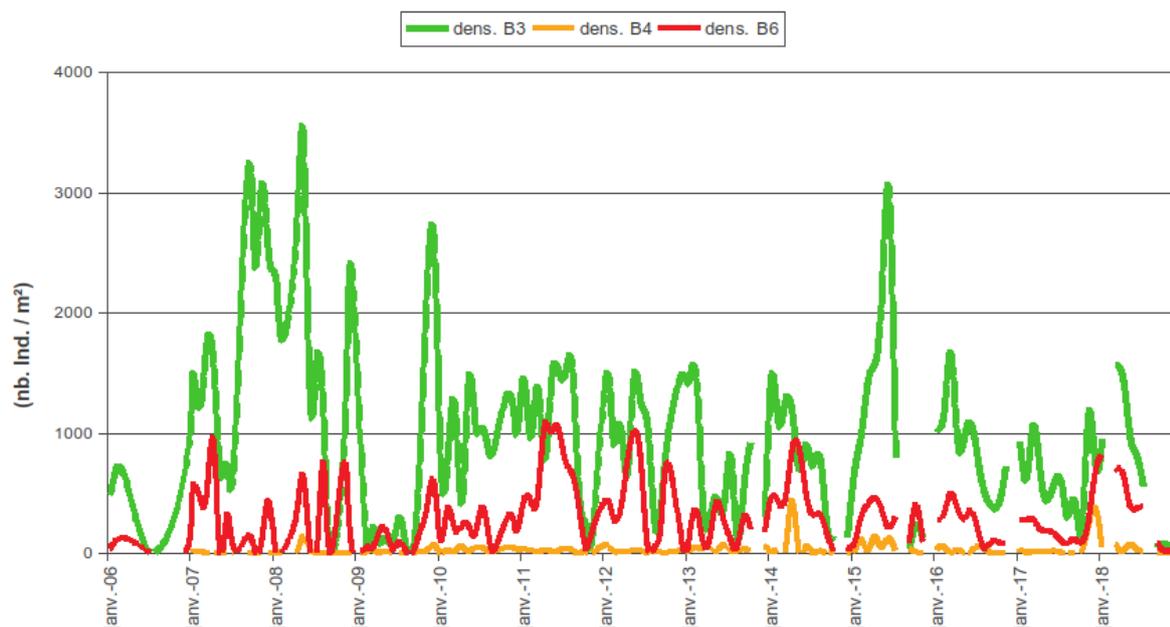


Figure 33: Densité (nombre d'individus par m²) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.

Depuis 2006 les stations côtières n'avaient pas subi de telles dégradations des conditions d'oxygénation. Ainsi, suite à la crise anoxique de 2018, **les mortalités d'invertébrés benthiques sont remontées jusqu'à des zones peu profondes** (1,5 m de profondeur par constatations visuelles). Lors du suivi réalisé en septembre 2018, des espèces vivantes n'ont été retrouvées qu'à trois stations (B5, B9 et B12, en annexe Tableau 7). La richesse spécifique est de 7 contre 27 l'année précédente. Ainsi, quelques juvéniles de moules persistent au niveau de l'embouchure de Caronte et à proximité des entrées d'eaux marines. Quelques vers (*Nereis succinea*) ont été également retrouvés au niveau de la pointe de Berre. Le reste des prélèvements s'est avéré azoïque (sans présence d'espèces vivantes). Les valeurs de richesse spécifique (Figure 35) et d'abondance moyenne de septembre 2018

(Figure 34) sont les plus faibles observées depuis 2005 et les réductions de rejets. Alors que l'on assistait à une relative augmentation de ces paramètres ces dernières années, cette crise marque un coup d'arrêt important à cette tendance. Il faudra sûrement du temps pour retrouver des peuplements aussi diversifiés mais contrairement aux stations profondes, il est plus probable que les conditions oxiques favorables s'installent plus rapidement à de plus faibles profondeurs pour permettre cette recolonisation.

L'analyse de la macrofaune benthique, selon les critères DCE montre que les peuplements sont classés « mauvais » à « moyen » pour l'année 2018 **sur les stations suivies mensuellement à suivies mensuellement à l'image des années précédentes (M-AMBI,**

Tableau 3). Au niveau des stations littorales, le suivi de la macrofaune benthique de septembre 2018 montre l'étendue et l'importance des mortalités : toutes les stations sont classées en « mauvais » selon ce critère DCE. Une telle dégradation n'avait jamais été observée, même en 2006 lors de la précédente crise anoxique. Plus inquiétant encore, les épisodes d'anoxies observées pendant la période hivernale ont limité la recolonisation des peuplements et lors de la campagne hivernale réalisée en février 2019, il n'apparaît pas de signe clair de recolonisation (très peu d'espèces présentes et une densité très faible).

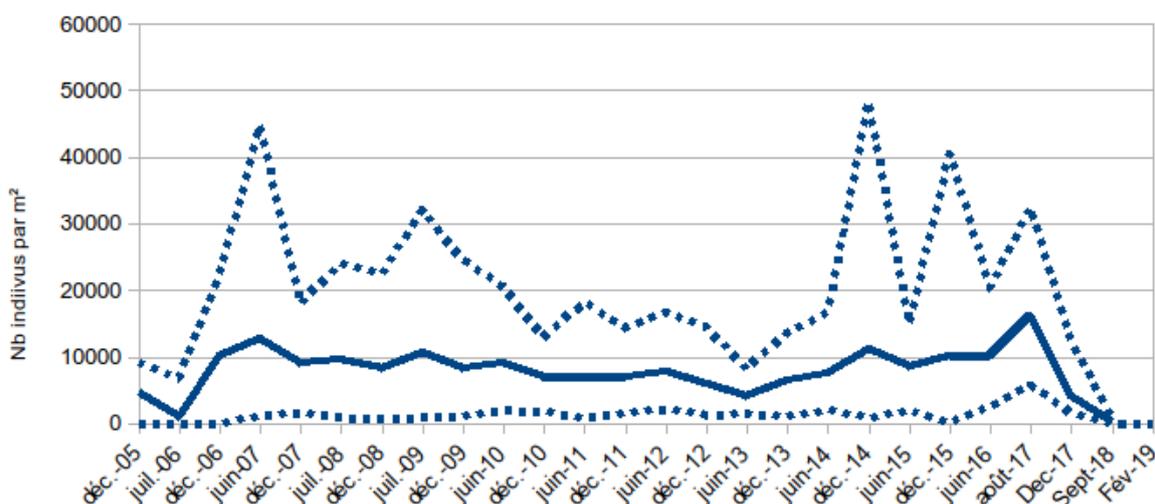


Figure 34 : Abondance moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et février 2019.

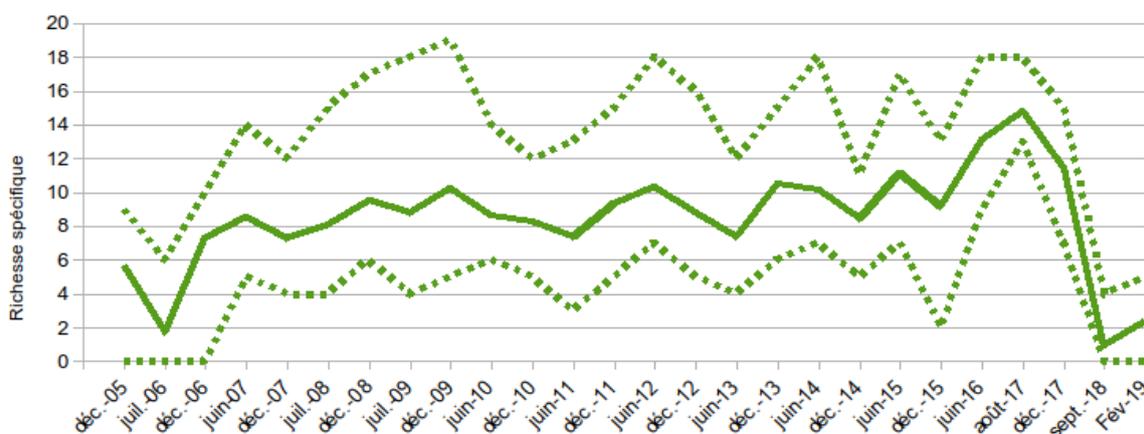


Figure 35: Richesse spécifique moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et février 2019.

Tableau 2 : Indicateurs M-AMBI pour les stations côtières de l'étang de Berre entre juillet 2006 et février 2019

Stations	Jui 06	Déc 06	juin 07	Déc 07	juil-08	déc -08	juil-09	déc 09	juin 10	déc 10	juin 11	déc 11	juin 12	déc 12	juin 13	déc 13	juin 14	juin 15	déc 15	juin 16	juin 17	Déc 17	Sep 18	Fev 19
B1	0,12	0,28	0,28	0,25	0,31	0,3	0,39	0,4	0,34	0,35	0,35	0,38	0,38	0,35	0,13	0,35	0,38	0,38	0,31	0,37	0,48	0,36	0	0,19
B2	0	0,27	0,18	0,25	0,22	0,31	0,23	0,31	0,3	0,3	0,29	0,36	0,39	0,39	0,38	0,39	0,37	0,40	0,31	0,47	0,51	0,54	0	0,18
B5	0,12	0,31	0,34	0,3	0,33	0,39	0,42	0,45	0,42	0,37	0,38	0,46	0,39	0,42	0,41	0,43	0,39	0,41	0,38	0,5	0,51	0,41	0,08	0,21
B7	0	0,21	0,2	0,17	0,23	0,25	0,21	0,26	0,25	0,32	0,23	0,32	0,37	0,39	0,31	0,38	0,32	0,42	0,29	0,52	0,44	0,46	0	0
B8	0	0,15	0,12	0,14	0,18	0,18	0,18	0,2	0,29	0,21	0,19	0,19	0,32	0,33	0,32	0,24	0,28	0,00	0,00	0,16	0,3	0,13	0	0,05
B9	0	0,22	0,31	0,32	0,31	0,29	0,41	0,3	0,38	0,39	0,33	0,41	0,41	0,36	0,36	0,40	0,37	0,41	0,37	0,48	0,54	0,45	0,03	0,08
B10	0,12	0,25	0,28	0,24	0,15	0,23	0,37	0,27	0,32	0,34	0,11	0,37	0,25	0,32	0,21	0,38	0,26	0,39	0,29	0,42	0,46	0,37	0	0,15
B11	0	0,19	0,18	0,26	0,17	0,23	0,25	0,27	0,29	0,28	0,18	0,24	0,32	0,31	0,26	0,28	0,29	0,30	0,23	0,36	0,41	0,32	0	0
B12	0,24	0	0,36	0,35	0,39	0,4	0,46	0,47	0,41	0,4	0,43	0,39	0,44	0,48	0,36	0,39	0,47	0,43	0,34	0,51	0,5	0,42	0,18	0,17
B13	0,27	0,22	0,29	0,22	0,19	0,28	0,32	0,33	0,16	0,1	0,04	0,31	0,18	0,16	0,17	0,29	0,33	0,43	0,33	0,5	0,47	0,29	0	0,11

M-AMBI < 0,2	Mauvais
0,2 < M-AMBI < 0,4	médiocre
0,4 < M-AMBI < 0,63	Moyen
0,63 < M-AMBI < 0,8	Bon
M-AMBI > 0,8	Très Bon

Tableau 3 : Indicateurs M-AMBI pour les stations mensuelles de l'étang de Berre entre 2012 et 2018

Année	2012			2013			2014			2015			2016			2017			2018		
	B3	B4	B6																		
1	0,43	0,13	0,33	0,34	0,08	0,19	0,36	0,02	0,31	0,27	0	0,23	0,35	0,02	0,28	0,38	0,07	0,42	0,36	0,14	0,32
2	0,33	0	0,29	0,41	0,2	0,36	0,32	0,00	0,25	0,24	0,18	0,12	0,31	0,27	0,39	0,4	0	0,45			
3	0,25	0	0,26	0,28	0,03	0,24	0,32	0,00	0,22	0,29	0,07	0,23	0,32	0,00	0,33	0,37	0	0,38	0,38	0,09	0,39
4	0,37	0,03	0,3	0,23	0,04	0,16	0,35	0,17	0,22	0,13	0,13	0,04	0,13	0,08	0,15	0,27	0,05	0,37	0,4	0	0,38
5	0,4	0	0,34	0,25	0,07	0,27	0,33	0,00	0,28	0,16	0,12	0	0,34	0,00	0,41	0,38	0,03	0,46	0,38	0,15	0,37
6	0,4	0	0,37	0,31	0,16	0,24	0,39	0,24	0,32	0,22	0,08	0,26	0,12	0,07	0,23	0,32	0,12	0,38	0,39	0,07	0,43
7	0,39	0	0,16	0,38	0,09	0,32	0,41	0,00	0,31	0,28	0,04	0,24	0,12	0,07	0,24	0,41	0	0,37	0,35	0	0,33
8	0,34	0,15	0,19	0,4	0,06	0,2	0,41	0,19	0,33	0,19	0,24	0,00	0,35	0,2	0,23	0,31	0	0,39			
9	0,36	0	0,28	0,4	0,13	0,26	0,29	0,00	0,29	0,25	0,07	0,32	0,29	0,00	0,35	0,41	0	0,34	0,16	0	0,27
10	0,26	0	0,22	0,34	0,08	0,30	0,27	0,00	0,20	0,23	0	0,05	0,31	0,00	0,27	0,24	0	0,34	0,27	0	0,07
11													0,33	0,00	0,3	0,31	0,05	0,06	0,25	0	0,13
12	0,36	0,14	0,09	0,35	0,14	0,28	0,28	0,00	0,28							0,27	0,12	0,19	0,21	0	0

3.3 Suivi des peuplements de moules

La répartition des moules *Mytilus galloprovincialis* et *Arcuatula senhousia* a été analysée à l'échelle de l'étang de Berre le long des transects littoraux utilisés pour le suivi des macrophytes. En 2018, Il est important de signaler que ces relevés ont été faits au mois de juin, c'est-à-dire avant la crise anoxique. Les deux espèces ont été observées sur les 31 transects. Les Figure 36 et Figure 37 décrivent les Indices d'abondance moyenne (IAM).

De manière générale, *Mytilus galloprovincialis* est dominante sur 26 des 31 transects. Les abondances maximales de *Mytilus galloprovincialis* sont observées principalement au sud de Martigues, à proximité de l'embouchure de l'Arc et dans l'étang de Vaïne alors que l'espèce introduite *Arcuatula senhousia* est plus abondante sur les côtes au nord de Martigues et dans l'anse de Saint-Chamas.

Sur le plan interannuel, on observe sur la Figure 38 une stabilité des peuplements de l'espèce introduite *Arcuatula senhousia*. L'abondance de *Mytilus galloprovincialis* montre, elle, une légère tendance à l'augmentation depuis le début du suivi. Il nous semble important de rappeler une nouvelle fois que ces relevés ayant été réalisés avant la crise anoxique de 2018, ils ne témoignent pas des peuplements présents sur la seconde partie de l'année. Les peuplements de moules ont dû être fortement impactés et le suivi 2019 sera intéressant pour mesurer ce niveau d'impact.

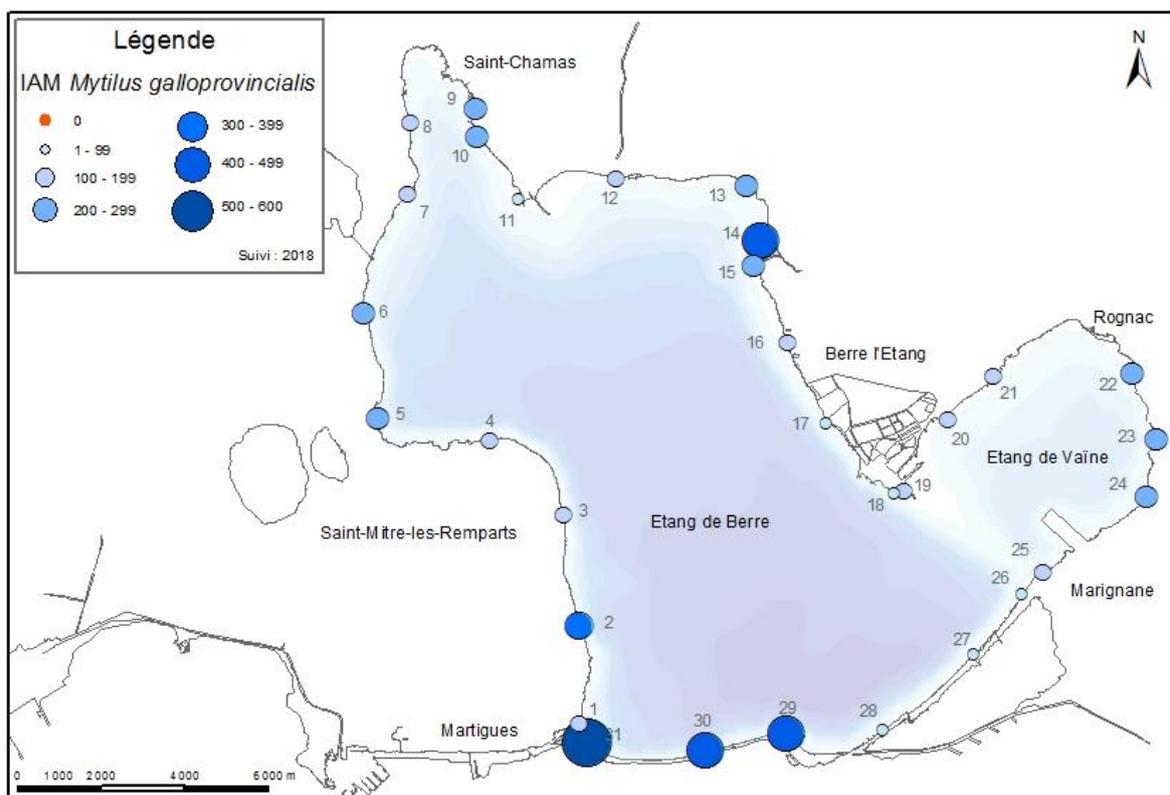


Figure 36: Abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* en 2018 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie).

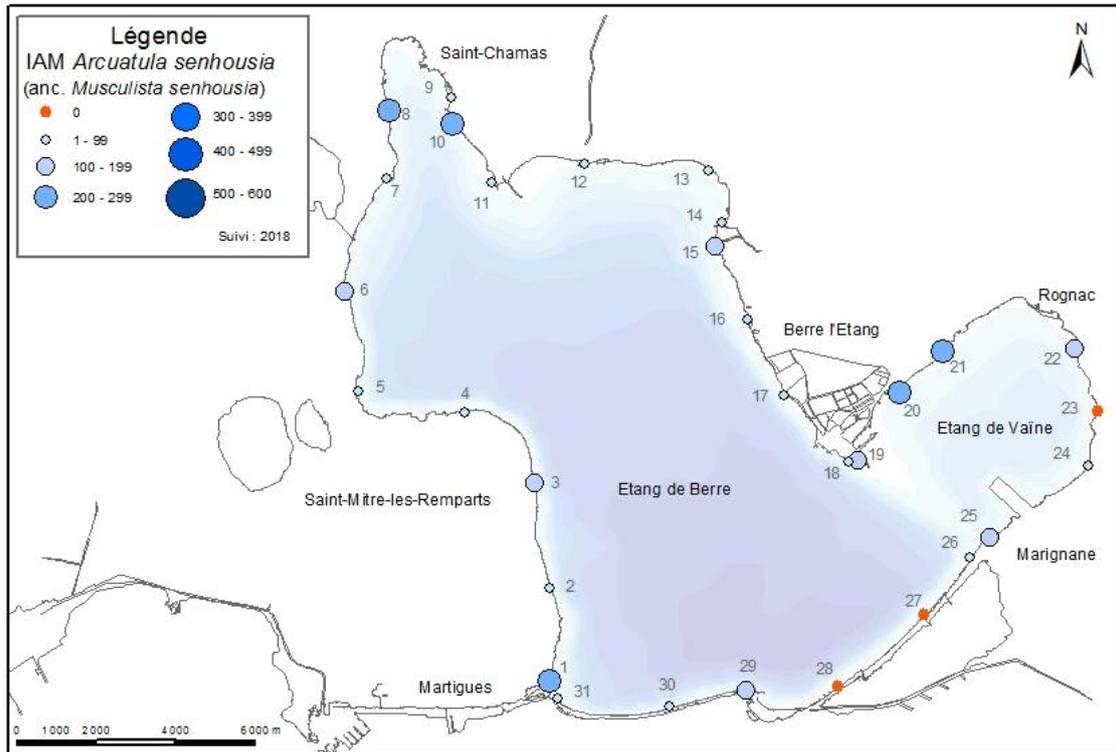


Figure 37: Abondance (IAM) d'*Arcuatula senhousia* en 2018 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie).

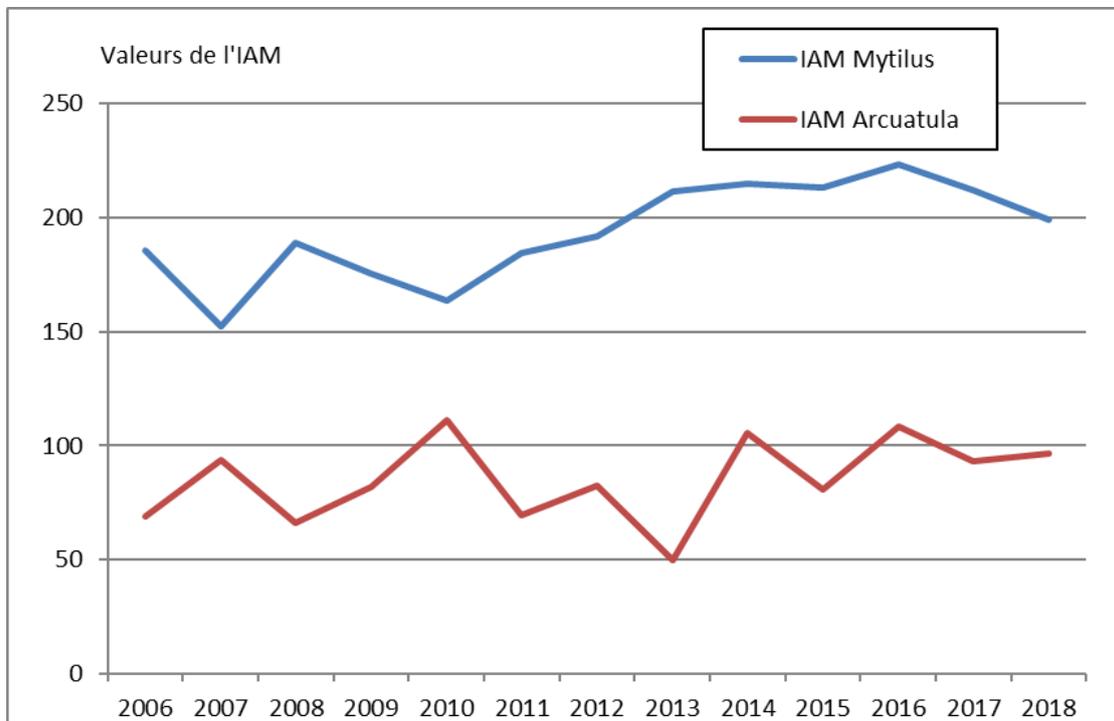


Figure 38: Evolution des valeurs d'abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* et *Arcuatula senhousia* entre 2006 et 2018 au niveau des 31 stations étudiées, dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie)

3.4 Synthèse

Les espèces de la macrofaune benthique de substrat meuble présentes dans l'étang de Berre appartiennent majoritairement à la **biocénose Lagunaire Eurytherme Euryhaline (LEE)**, avec des espèces caractéristiques des milieux riches en matière organique. Cet assemblage est essentiellement présent sur la bordure côtière et s'appauvrit vers le large, avec l'augmentation de la profondeur. Le peuplement global de la macrofaune benthique de l'étang de Berre reste caractérisé par une **richesse spécifique faible**. **Si on applique l'indice M-AMBI utilisé dans le cadre de la DCE, les peuplements profonds sont classés de mauvais à moyen** (

Tableau 3). En 2018, toutes les stations côtières seraient classées en « Mauvais » selon cet indice.

En effet, la crise anoxique à partir de l'été 2018 a eu des conséquences majeures sur les peuplements de macrofaune benthique aussi bien profonds que côtiers. Ainsi, en septembre, en plein cœur de l'épisode anoxique, seules trois stations côtières (profondeur de 4 m environ) sur 10 présentaient des espèces vivantes. Les richesses spécifiques et abondances sont les plus faibles observées depuis 2005. Si par le passé, ce compartiment a pu montrer une forte capacité de résilience après des épisodes de mortalité (comme après 2006), cette capacité de résilience était liée à la présence de zones non impactées. Or, en 2018, 93 % de la surface de l'étang a été touchée par cet épisode d'anoxie ce qui va fortement limiter le potentiel de reproduction et donc de recolonisation des espèces benthiques. D'autant plus que la persistance de conditions anoxiques jusqu'en décembre a contraint la capacité de recolonisation.

Le Tableau 4 décrit différentes surfaces bathymétriques dans l'étang de Berre et montre ainsi que la zone profonde (plus de 7 m de profondeur) représente 48 % de la surface de l'étang (voir aussi la carte Figure 2). La bordure côtière (profondeur inférieure à 2 m) quant à elle ne représente que 6.8 %. C'est principalement depuis cette bordure côtière que la recolonisation pourra se faire (avec aussi des apports extérieurs de larves par le canal de Caronte). Cependant, les relevés effectués en plongée après la crise montrent que sur beaucoup de secteurs cette zone côtière a également été impactée avec des baisses de densités d'individus notamment des palourdes sous l'effet du stress induit par les fortes températures et la baisse d'oxygène. Le suivi 2019 des moules sera intéressant pour vérifier l'état des moulières après cet épisode et leur capacité de résilience. Lors du suivi des stations littorales de macrofaune benthique en septembre 2018, des juvéniles de moules (naissain) avaient été observées au niveau de l'embouchure du canal de Caronte témoignant de la capacité de reproduction et de recolonisation de cette espèce.

En 2017, des explorations en plongée sous-marine avait révélé la présence d'une zone refuge, à proximité de Martigues, sous l'influence directe et quasi permanente des eaux marines et abritant des espèces de grand intérêt (dont des grandes nacres). Les plongées réalisées à l'automne 2018 n'ont pas permis de conclure sur l'impact de la crise sur cette zone refuge en raison de conditions de visibilité trop réduite pour observer quoi que ce soit. De nouvelles prospections auront lieu début 2019.

Tableau 4 : Surface des différentes surfaces bathymétriques (voir aussi la carte Figure 2)

Zones	profondeur	surface (ha)	%
bordure côtière	Entre 0 et 2 m	1040	6.76
Zone littorale intermédiaire	Entre 2 et 5 m	3680	23.74
Zone intermédiaire profonde	Entre 5 et 7 m	3240	20.9
Zone profonde	plus de 7 m	7540	48.6

4 COMPARTIMENTS « MACROPHYTES »

4.1 Suivi des macrophytes

Le suivi des macrophytes s'appuie sur 31 transects littoraux de 100 m de long (Figure 39). Il est réalisé en plongée sous-marine annuellement au mois de juin (période de plus forte végétation). Un indice d'abondance moyen (IAM) est calculé pour chacune des espèces de macrophytes présentes (Astruch *et al.*, 2018). Le suivi 2018 a été réalisé avant l'épisode de crise anoxique et de diminution de la transparence des eaux, les éventuelles conséquences sur ce compartiment ne seront visibles que lors du suivi 2019.

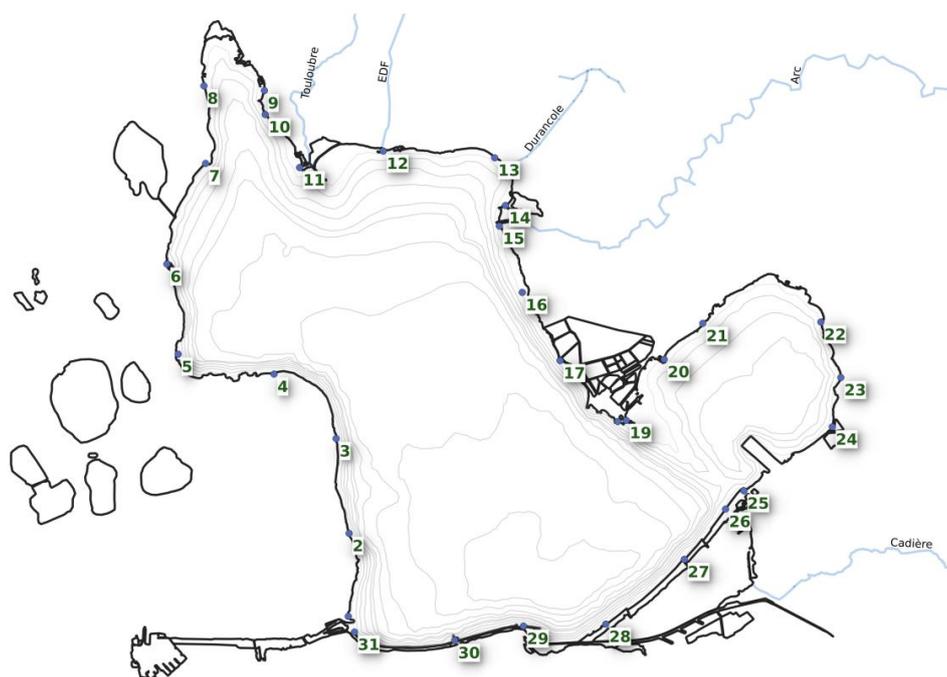


Figure 39 : Carte des 31 transects littoraux du suivi macrophytes.

Comme pour les années précédentes, on retrouve tous les groupes de macrophytes (hors magnoliophytes, représentées par *Zostera noltei* et *Ruppia cirrhosa* en 2018) sur quasiment tout le pourtour de l'étang. Ainsi, 25 des 31 stations abritent au minimum 4 catégories de macrophytes. Par contre, les plus fortes précipitations et l'activité plus élevée de la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas au cours de l'hiver et du printemps ont conduit à un adoucissement marqué de l'étang par rapport aux années précédentes. Cette baisse de salinité semble avoir eu un impact sur les communautés algales avec une abondance plus importante de *Cladophora* sp. et une nette diminution des rhodobiontes (*Gracilaria* et *Callithamiae*).

Le nombre de stations où est signalée *Zostera noltei* continue d'augmenter depuis 2008, passant de 1 en 2008, à 15 en 2018 (13 en 2017). **Les valeurs d'IAM augmentent** également depuis 2007, pour atteindre en 2018 la valeur la plus élevée depuis le début du suivi. La fréquence d'observation est la plus élevée jamais mesurée depuis 1996. Dans le cadre de ce suivi, de nouvelles signalisations sont relevées notamment dans l'ouest de l'anse de Saint-Chamas ou sur le transect situé à proximité du port de Beau-Rivage. De même, alors que *Ruppia cirrhosa* n'était plus observée depuis 2005, quelques plantules ont été observées lors des suivis 2016, 2017 et 2018. En 2018, ***Ruppia cirrhosa* est observée**

sur de nouveaux transects (plage des Marettes et Ranquet) mais n'a plus été observée sur d'autres (pointe de Berre). Ce résultat montre le caractère opportuniste de l'espèce qui peut ponctuellement se développer sur une grande partie de l'étang sans toutefois couvrir de surfaces importantes.

Les **chlorobiontes** (algues vertes) sont toujours fortement présentes dans l'étang de Berre. Ce groupe est principalement représenté par les ulves (*Ulva spp*, principalement *Ulva rigida*). Les ulves restent omniprésentes sur le pourtour de l'étang de Berre (observées sur 30 des 31 transects en 2018) et leur abondance est toujours élevée (IAM >100) ce qui en fait l'espèce la plus abondante. Cette abondance des ulves, algues nitrophiles, témoigne d'un étang encore fortement enrichi en azote. Parmi les chlorobiontes, les entéromorphes, principalement représentés par *Ulva clathrata*, voient leur abondance diminuer depuis 2015, mais on observe en 2018 une remontée de leur abondance moyenne. L'abondance des entéromorphes restent très variable d'une année à l'autre et selon les stations. Depuis 2016 les Cladophores (*Cladophora spp*) augmentent et s'observent sur chaque transect. Un IAM élevé pour *Cladophora spp*. peut être induit par la marinisation ou l'adoucissement des eaux en fonction des espèces présentes (comm. pers. Marc Verlaque), mais elle peut également être liée à un effet saisonnier. Toutefois, en l'absence de détermination au niveau spécifique, il n'est pas possible de confirmer cette seconde hypothèse. Depuis 2015, l'hypothèse d'une marinisation de l'étang expliquant l'augmentation de l'abondance de *Cladophora sp.* était la plus cohérente. En 2018, la salinité est plus faible que les années précédentes en raison de rejets d'eau douce plus importants (plus fortes précipitations et activité plus importante de la centrale hydroélectrique). Dans ce contexte, la hausse de l'abondance de *Cladophora sp.* serait donc liée au développement d'espèces à affinité plus douce (comm. pers. Marc Verlaque). Ces évolutions temporelles sont décrites par les Figure 40, Figure 41 et Figure 42

Si le groupe des **rhodobiontes** (algues rouges) était le plus représenté sur le pourtour de l'étang de Berre en 2017, il diminue en 2018, probablement en lien avec une baisse de la salinité due à des apports d'eau douce plus importants (pluviométrie, apport par les rivières et par la centrale hydroélectrique). Ce groupe est principalement représenté par les gracilaires (*Gracilaria spp.*) et par les Callithamniae (espèce marine) qui dominent le peuplement de rhodobiontes. Les rhodobiontes sont particulièrement développées au nord de l'étang et sur la façade est ainsi que dans l'étang de Vaïne. Elles sont plus rares au sud, au niveau du Jaï et du littoral de Martigues. Depuis 2016, l'espèce invasive *Gracilaria vermiculophylla* est observée,. A compter de 2018, *G. vermiculophylla* fait l'objet d'un suivi distinct, elle est présente sur la partie nord de l'étang de Berre et dans l'étang de Vaïne. En 2018, elle est relativement fréquente et présente sur 18 des 31 transects alors que *G. gracilis* est présente sur 21 transects. Les évolutions temporelles sont décrites sur les Figure 43 et Figure 44.



©Steven Weinberg

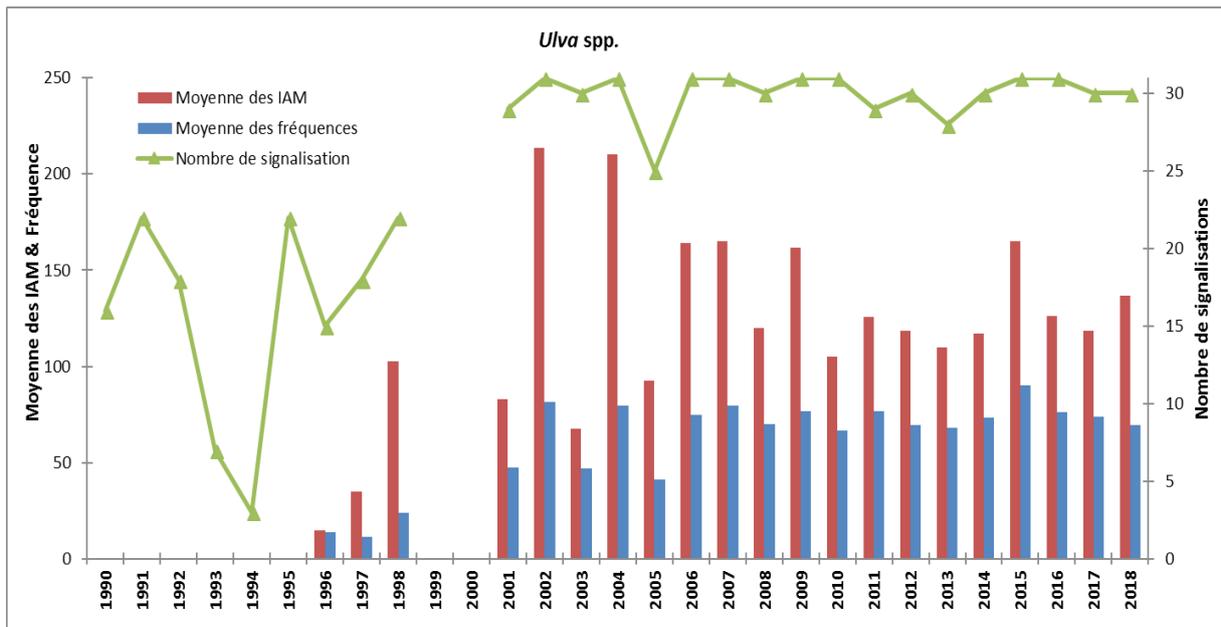


Figure 40: Evolution de 1990 à 2018 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Ulva* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

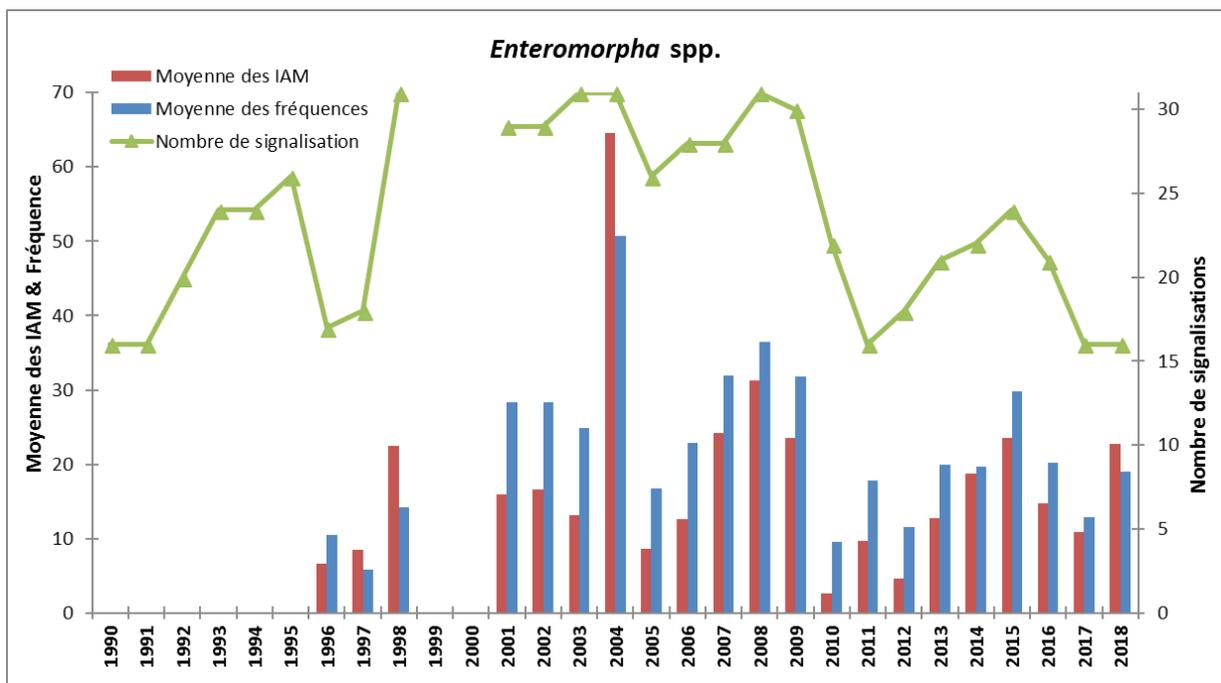


Figure 41: Evolution de 1990 à 2018 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2018, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Enteromorpha* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

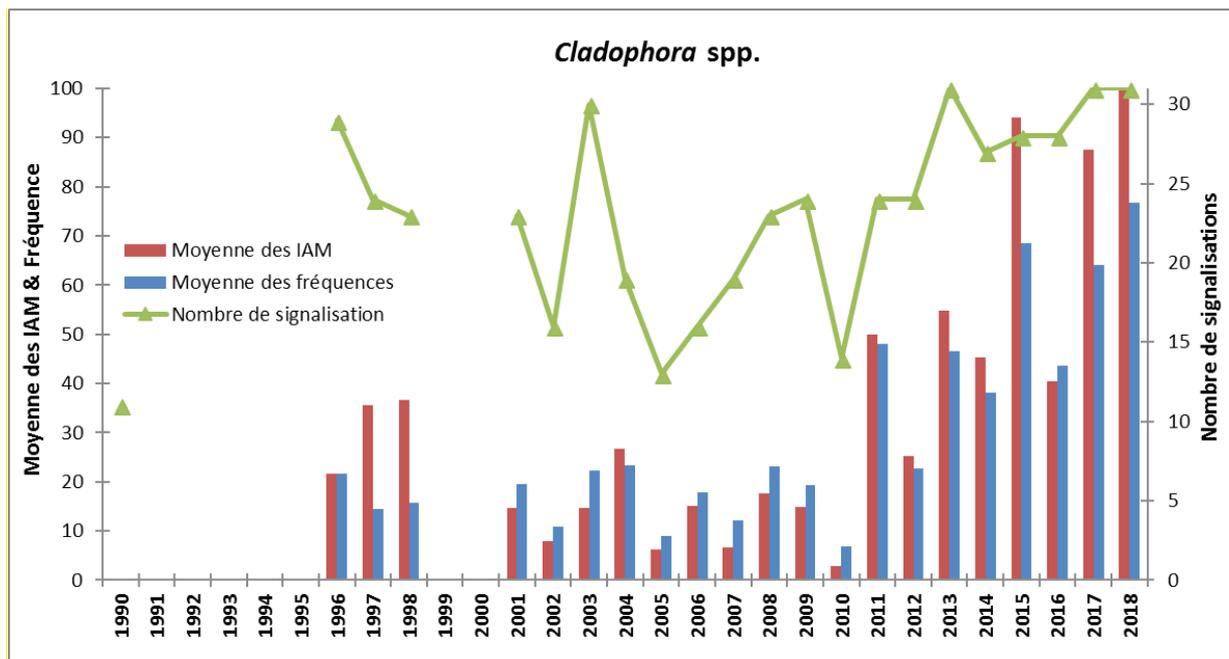


Figure 42: Evolution de 1990 à 2018 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Cladophora spp.*
 NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

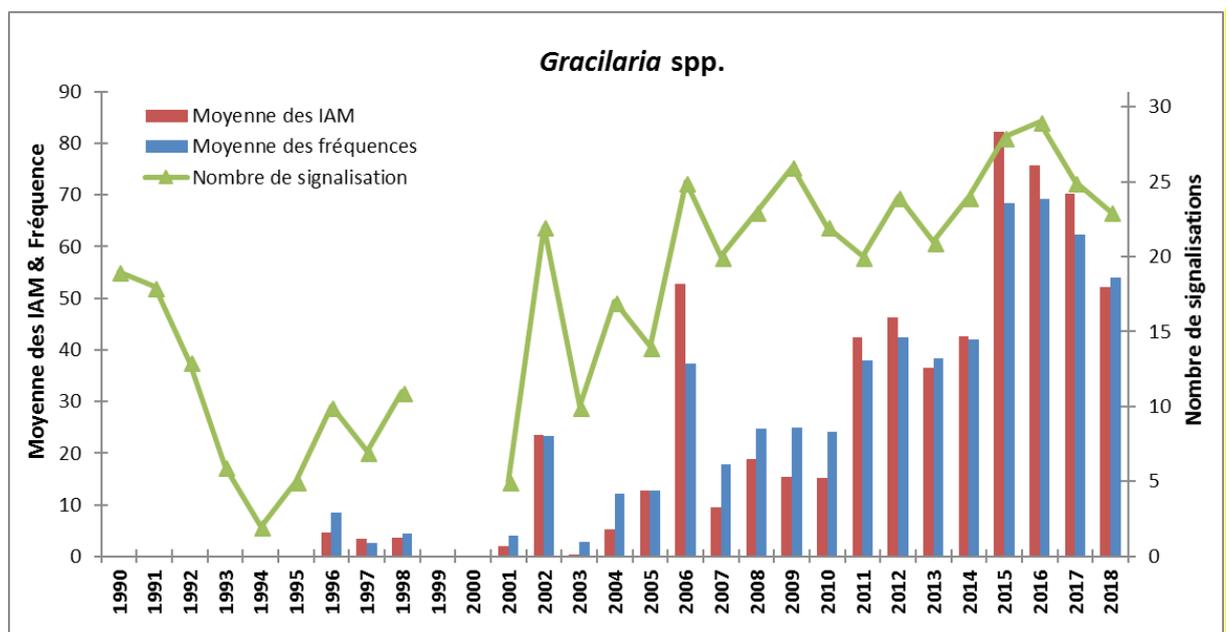


Figure 43: Evolution de 1990 à 2018 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Gracilaria spp.*
 NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

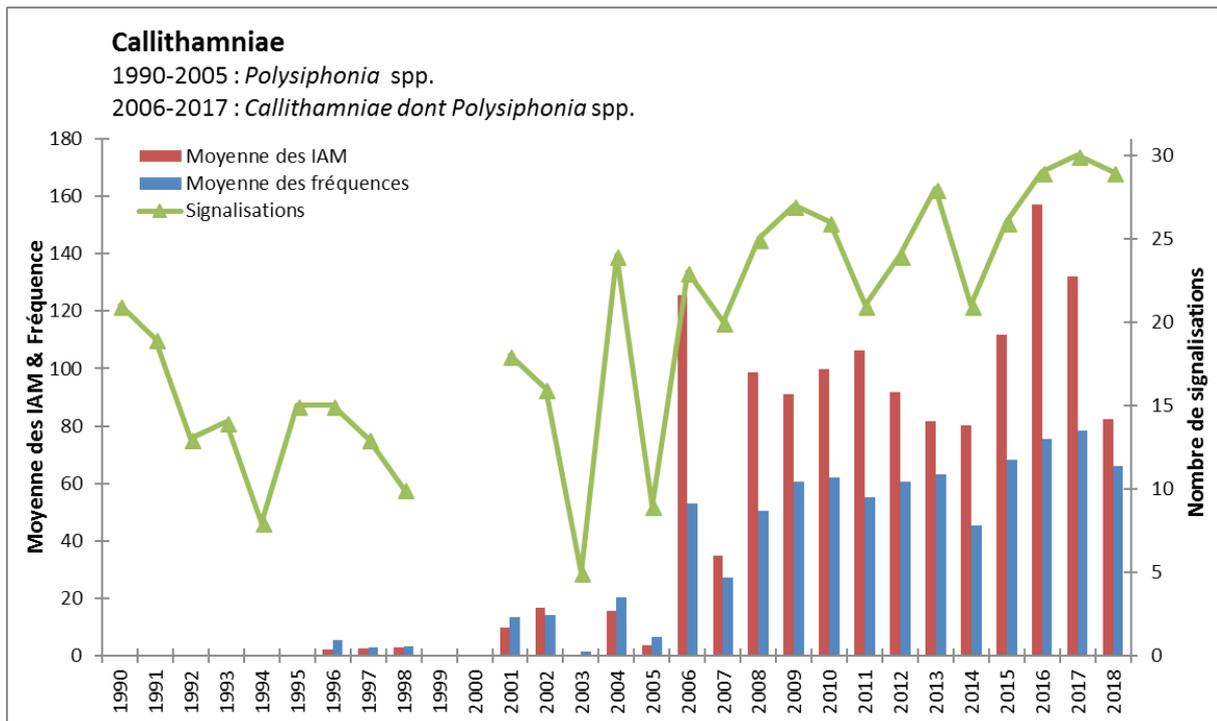


Figure 44 : Evolution de 1990 à 2018 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM des *Callithamniae*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

4.2 Focus sur les herbiers de zostères

4.2.1 Généralités sur les herbiers de zostères

Les zostères sont des plantes marines (phanérogames marines) qui jouent un rôle majeur dans les écosystèmes lagunaires. On dit que les zostères sont des « ingénieurs d'écosystème », c'est-à-dire que la présence d'un herbier de zostère crée un écosystème à forte valeur ajoutée. En effet, les bénéfices écologiques des herbiers de zostères sont multiples : leurs racines limitent la remise en suspension des sédiments et stockent la matière organique ; leur forte production photosynthétique permet la production d'oxygène dans l'eau ; leurs feuilles abritent une large biodiversité d'épiphytes (organismes vivants sur les feuilles) ; et surtout ces herbiers sont des lieux de reproduction, de nurseries et d'abri pour de nombreuses espèces aquatiques, de poissons notamment. Les herbiers constituent ainsi des « hot-spots » de biodiversité.

A l'échelle d'une lagune leur présence est donc primordiale pour un fonctionnement équilibré. Leur présence en quantité dans un milieu témoigne d'une bonne qualité écologique (faible niveau d'eutrophisation).

Dans l'étang de Berre, on trouve deux espèces de zostères : la zostère naine (*Zostera noltei*, Figure 45) et la zostère marine (*Zostera marina*). La zostère naine possède des feuilles fines (1.5 mm de largeur), jusqu'à 80 cm de haut et peut supporter des dessalures plus importantes. La zostère marine supporte moins les eaux douces, possèdent des feuilles plus larges et plus hautes. Les deux espèces se reproduisent de manière sexuée (production de fleurs et graines) mais la principale voie de développement est la reproduction asexuée par bouturage.



Figure 45: Herbiers de zostères naines près de l'embouchure de l'Arc.

4.2.2 Cartographie des herbiers

En 2017, une cartographie complète des herbiers de l'étang de Berre a été réalisée basée sur des orthophotographies aériennes et satellites mais aussi grâce à l'exploitation de technologies hyperspectrales dans le cadre de l'appel à projet Biodiversité HYPERBERRE. La fréquence de cet effort est tri-annuelle et la prochaine cartographie intégrale aura donc lieu en 2020.

Cette cartographie a permis de mettre en évidence une progression des herbiers de zostères dans l'étang de Berre. Ils colonisaient alors 17,9 ha contre 4.4 ha en 2014. Cette progression s'est faite majoritairement à partir des herbiers existants (Pointe de Berre, Arc, bassin de délimonage et étang de Vaïne) par coalescence des tâches existantes, colonisation latérale mais aussi développement en profondeur. Les herbiers atteignent des profondeurs de 2 m et certaines petites taches peuvent être observées jusqu'à 3,50 m. Un nouvel herbier s'est formé, à partir de coalescence de petites taches, sur la bordure littorale est (Bouquet) ; de nombreuses nouvelles taches ont également fait leur apparition sur cette même bordure littorale et dans une moindre mesure sur la côte ouest (Ranquet, Figuerolles). Il sera intéressant de suivre le devenir de ces taches pour voir si elles pourront constituer des herbiers dans le futur. Les taches de zostères ne jouent pas un rôle écologique majeur à la différence des herbiers et sont plus sensibles à l'hydrodynamisme.

Les herbiers sont constitués de zostère naine. Ponctuellement des taches (quelques m²) de *Zostera marina* ont également été observées au cours des différentes prospections de terrain. Cette espèce qui était considérée comme disparue de l'étang de Berre semblerait avoir bénéficié de l'expérience de transplantation réalisée par le GIPREB en 2010. Ce qui n'a pas été le cas pour la zostère naine.

En 2018, une photographie satellite a été commandée (CNES/IGN) pour réaliser un suivi surfacique des herbiers avec une précision moindre. Pour la période mai/juin 2018, les conditions météorologiques n'ont pas été favorables lors des dates de programmation. Un cliché a cependant pu être acquis le 8 juin 2018 (Figure 46). Ce cliché n'a pas permis une cartographie complète des herbiers en raison d'une couverture nuageuse masquant partiellement l'étang. De plus, la transparence de l'eau à cette date n'était pas optimale en raison du démarrage d'une crise anoxique et écologique majeure pour l'étang. En juin, les premiers blooms phytoplanctoniques sont apparus sur certains secteurs, notamment l'étang de Vaïne (sud-est), limitant la transparence de l'eau et empêchant ainsi une distinction fiable des herbiers de zostères. Cependant, malgré ses conditions, l'image a pu être exploitée sur plusieurs secteurs de l'étang et comparée au suivi de 2017. La cartographie a pu être réalisée sur toute la partie est de l'étang de Berre et la côte ouest au niveau du secteur de Figuerolles. Des exemples sont présentés sur les Figure 47 et Figure 48. Sur ces secteurs, des surfaces ont pu être calculées et comparées avec les valeurs mesurées en 2017 (Tableau 5). Pour tous ces secteurs (sauf pointe de Berre), on constate une **augmentation de la surface des herbiers**. Cependant, les valeurs estimées en 2018 sont à prendre avec précaution puisque la cartographie est basée sur une image satellite dont la résolution (50 cm-2 m) est plus importante que les orthophotographies aériennes de 2017 (20 cm). En particulier, il est plus difficile de cartographier les inter-mattes (trous au sein des herbiers) avec des résolutions moins fines.

Néanmoins, l'analyse comparative des images 2018 et 2017 permet de mettre en évidence **l'apparition de nombreuses nouvelles taches de zostères, en particulier sur la côte est et ouest**. Ces nouvelles taches expliquent les augmentations de surface mesurées et semblent confirmer que la **dynamique de recolonisation** s'est poursuivie en 2018, malgré une faible augmentation des grands herbiers existants.

Tableau 5 : Comparaison des surfaces d'herbiers de zostères entre 2017 et 2018, sur différents secteurs de l'étang de Berre.

Secteur	Surface 2017	Surface 2018
Pointe de Berre	27 299 m ²	25 590 m ²
Figuerolles (côte est)	1 146 m ²	2 407 m ²
Côte est (Bouquet, sud de l'Arc)	25 196 m ²	34 893 m ²
Marettes (étang de Vaine, à l'est)	19 849 m ²	20 976 m ²



Figure 46 : Image Pleiades du 8 juin 2018 (contient des informations © CNES (2018), Distribution Airbus DS, tous droits réservés).

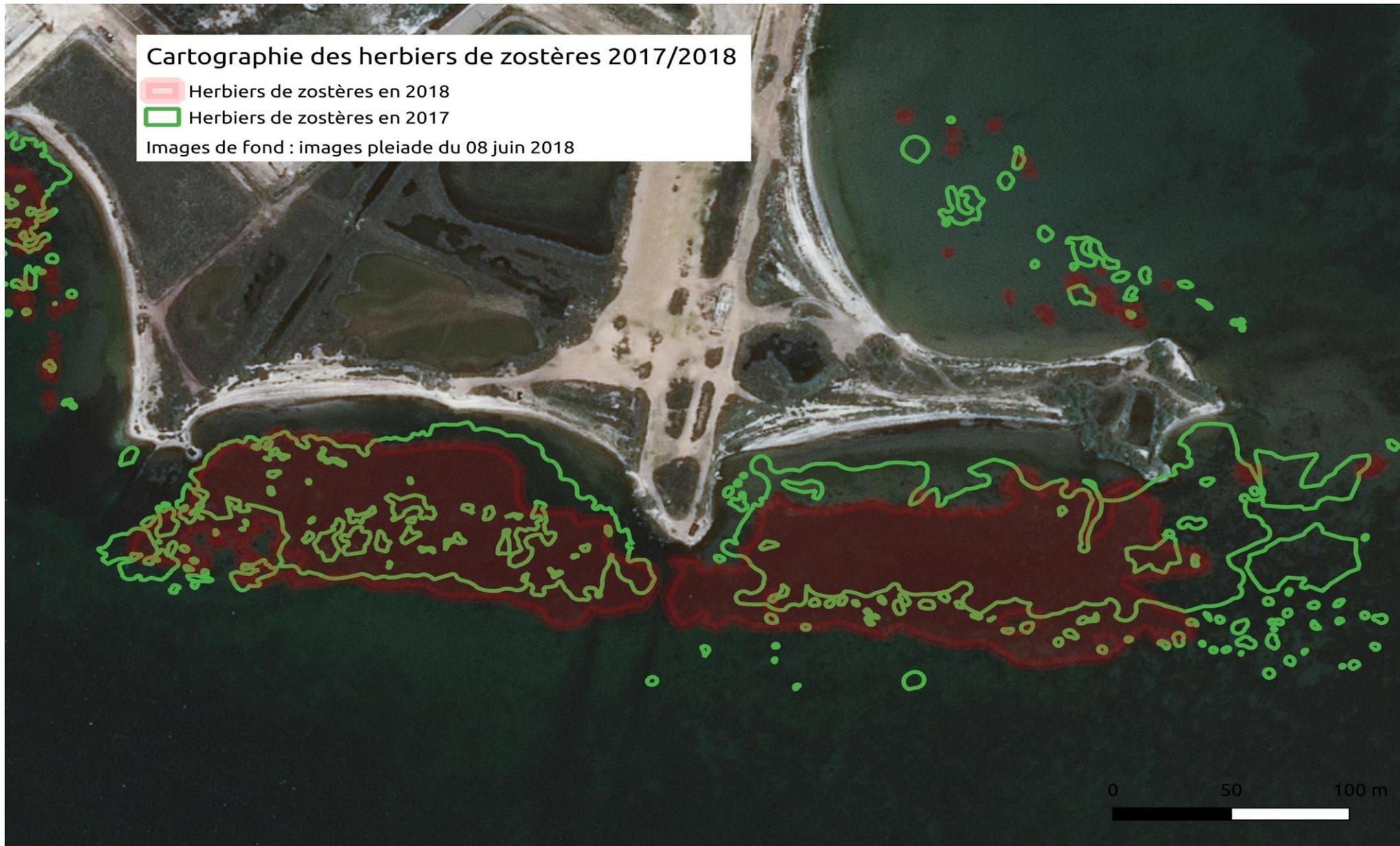


Figure 47 : Cartographie des herbiers de zostères à la Pointe de Berre en 2017 et 2018 (photo : image Pleiades 2018, CNES)

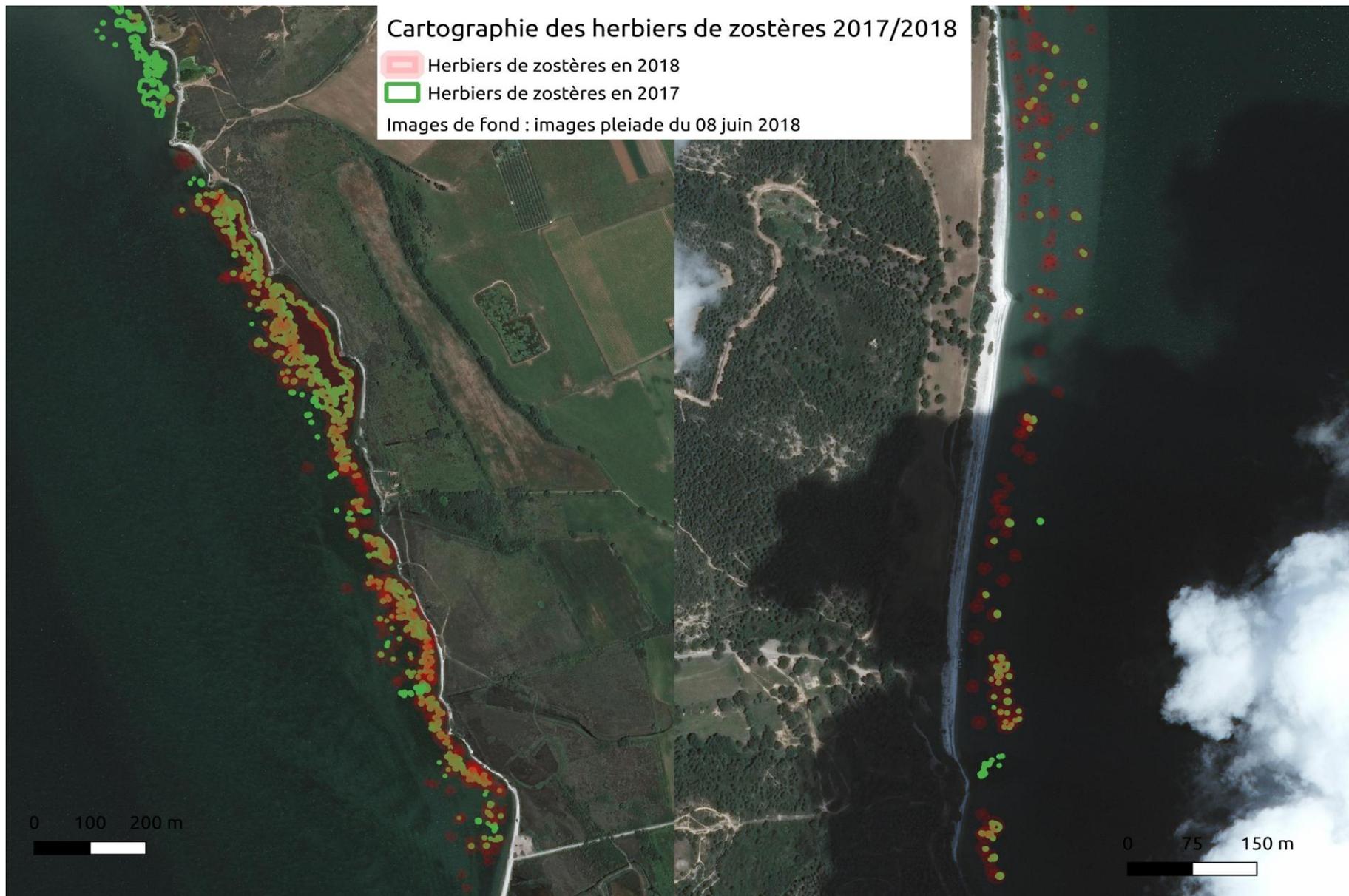


Figure 48 : Cartographie des herbiers de zostères en 2017 et 2018 (photo : image Pleiades 2018, CNES). Gauche : côte est du Grand Etang (Bouquet). Droite : côte ouest du grand étang (Figuerolles)

Depuis 2014, les herbiers de zostères sont passés de 4,4 ha à 17,9 Ha en 2017. les surfaces couvertes restent donc toujours faibles par rapport aux objectifs du GIPREB (Figure 49) à savoir un herbier continu de 0 à 3 m de fond à l'exception de la partie sud (Jaï) soit un recouvrement de 1 980 ha. La surface en 2017³ (17,9 ha) ne représente que 0,9 % de cet objectif. L'écart entre les surfaces actuelles et les objectifs de la DCE (50 % des surfaces potentiellement colonisables par des espèces de référence, environ 1500 ha) reste également considérable pour l'atteinte du bon état écologique.

Plus d'informations sont disponibles sur notre site internet : [page « zostères »](#).

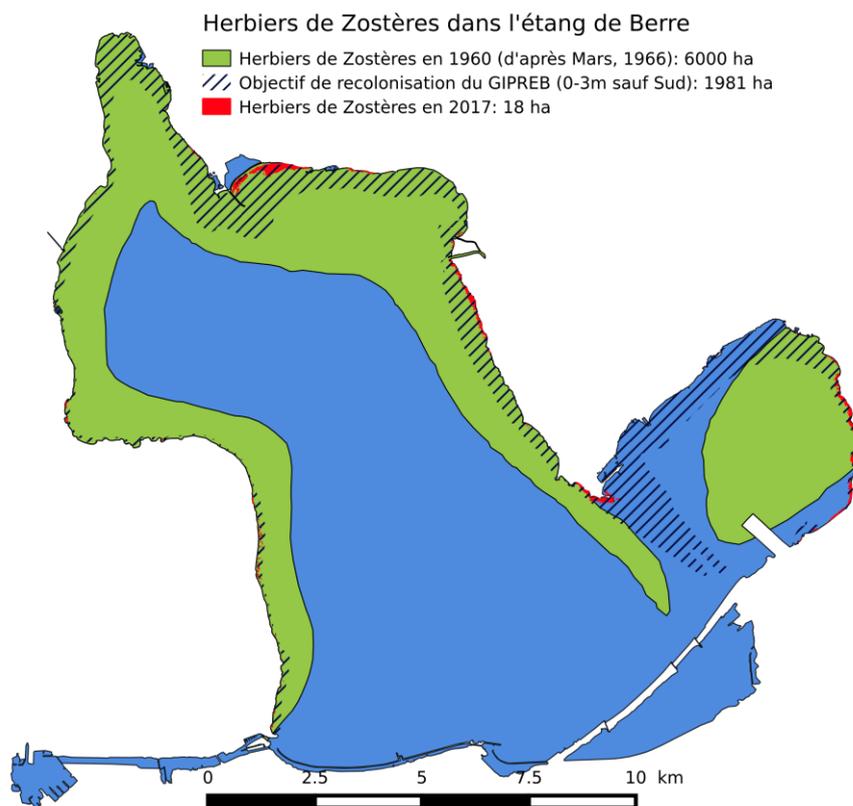


Figure 49: Cartographie des herbiers de zostères de l'étang de Berre en 2017 (en rouge), comparativement à 1966 et à l'objectif de recolonisation défini par le conseil scientifique du GIPREB.

4.3 Synthèse

La diversité taxonomique et les abondances des différents groupes de macrophytes progressent depuis le début du suivi, entre autre, grâce à la stabilisation de la salinité et des conditions environnementales. Il est notamment important de signaler le développement des magnoliophytes marines comme les zostères sur le pourtour de l'étang de Berre. En 2018, les conditions hydrologiques avec des apports d'eau douce plus importants (par les tributaires naturels, le canal EDF et la pluviométrie) ont entraîné une diminution de la salinité au printemps qui a eu des conséquences sur la structuration des communautés algales observée en juin 2018 : augmentation des *Cladophora* sp. et diminution des rhodobiontes. Cela montre la sensibilité et la fragilité de ce compartiment aux variations de l'écosystème. De plus, l'apparition de blooms phytoplanctoniques puis la dégradation de la qualité des eaux ont entraîné une importante diminution de la transparence de l'eau qui aura

3 La [cartographie en ligne](#) des herbiers est disponible sur le site internet du gipreb : etangdeberre.org

probablement des conséquences sur ce compartiment. Des observations en août sur les herbiers de l'étang de Vaine ont montré une perte prématurée des feuilles pour les herbiers situés à une profondeur supérieure à 1.5 m. Néanmoins, les herbiers de zostères peuvent aussi réagir de manière « positive » à cette crise en produisant plus de graines ce qui pourrait favoriser l'apparition de nouvelles tâches dans le futur. La réponse des herbiers de zostères dépendra aussi fortement des conditions environnementales du printemps/été 2019, et notamment de la capacité de l'étang à retrouver une transparence favorable à leur croissance.

En complément, la toujours **forte présence des algues opportunistes nitrophiles**, telles que les ulves, les cladophores ou les entéromorphes témoignent d'un **écosystème toujours eutrophisé**. Ces macrophytes viennent parfois recouvrir les herbiers de zostères et limiter la disponibilité de la lumière, ce qui peut ralentir leur croissance et donc leur progression. Pour ces espèces nitrophiles, l'évolution 2019 sera aussi dépendante de la remise en suspension et du relargage de nutriments par dégradation de la matière organique présente à la surface des sédiments après la crise anoxique et écologique de 2018.



© Steven Weinberg

5 ZOOM SUR LA CRISE ANOXIQUE ET ECOLOGIQUE

[Un rapport détaillé](#) sur la crise écologique de 2018 est disponible sur le site du Gipreb (rubrique Téléchargement). Ce chapitre est une synthèse de ce rapport.

5.1 Synthèse des constats

Contrairement aux deux dernières années, l'année 2018 est marquée par des apports pluviaux importants, tout en restant dans des valeurs climatologiques habituelles sur le début de l'année. Les apports EDF ont été conséquents tout en restant dans des normes habituelles, caractérisés cependant par une forte quantité de limons entre janvier et juillet 2018, et des apports d'eaux et de limons inhabituels à partir du 9 août liés à des rejets exceptionnels pour cause de travaux en Durance (voir une note détaillée

Il faut aussi noter que la salinité de l'étang est restée anormalement basse jusqu'à mi-juin (inférieure à 20 sur tout l'étang en surface). Cette plus faible salinité printanière a impacté la structuration du peuplement des macrophytes observés en juin (diminution d'abondance d'espèces marines type Rhodobiontes *Gracilaria* et *Callithamniae*, augmentation des abondances de *Cladophora*). L'explication de cette plus faible salinité est la conjonction d'apports d'eau douce importants et de vents anormalement faibles à partir du mois d'avril, renforçant ainsi la stratification verticale.

Les fortes températures, associées aux apports en nutriments importants du printemps et à l'absence de vent, ont favorisé des blooms phytoplanctoniques fin juillet et début août 2018. Des fortes valeurs en Chl-a, et nutriments, ont été mesurées à partir de début août jusqu'en novembre (dernières valeurs disponibles).

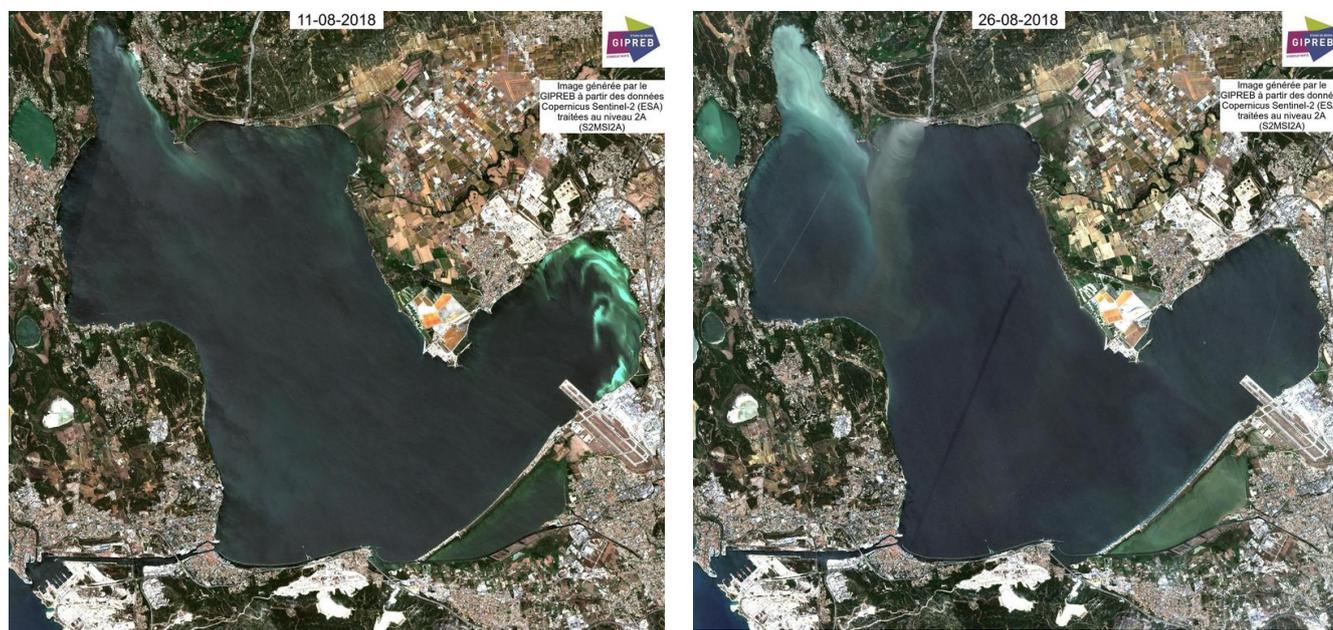


Figure 50 : malaigues dans Vaine et Saint-Chamas. Images satellites SENTINEL-2 du 11 et 26 août 2018. Images générées par le GIPREB à partir des données Copernicus Sentinel-2 (ESA) traitées au niveau 2A (S2MSI2A).

Une anoxie s'est généralisée sur les fonds de l'étang à partir de début août. Bien qu'habituelle sur les fonds supérieurs à 6 m de profondeur, cette anoxie est remontée sur des fonds beaucoup moins profonds en 2018, jusqu'à 1.5 m de profondeur sur certaines

zones comme au Jai durant le mois d'août. La surface impactée par ces anoxies est très importante avec près de 93 % de la surface totale de l'étang d'après les mesures et les observations réalisées en plongée (Figure 51). Des épisodes d'hypoxie/anoxie se sont poursuivis les mois suivants et la crise eutrophique s'est maintenue jusqu'en fin 2018.

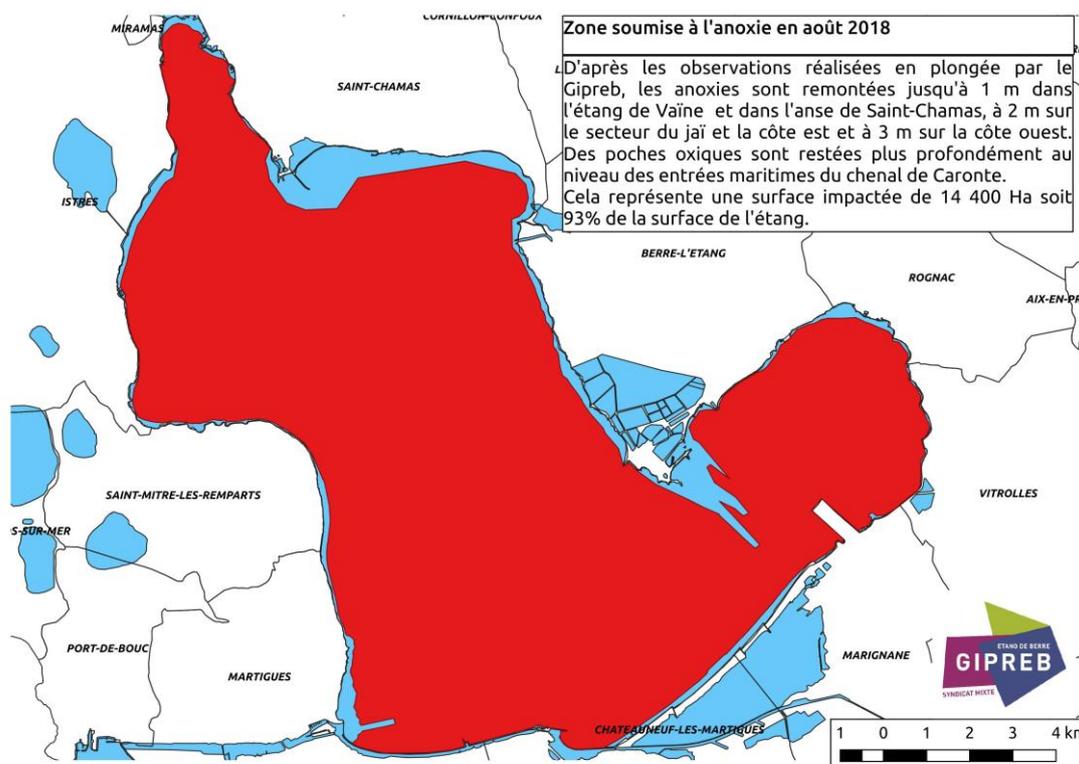


Figure 51 : Carte estimée de la zone soumise à l'anoxie lors de l'été 2018.

Dans les secteurs de l'anse de Saint-Chamas et de l'étang de Vaine, des phénomènes de *malaigues* ont concerné l'ensemble de la colonne d'eau avec l'apparition d'eaux blanches caractéristiques du développement de bactéries photosynthétiques anaérobiques du type *chlorobiaceae* (capable entre autres d'utiliser les sulfures). Ces malaigues ont pu être observées plusieurs fois au mois d'août et également en septembre dans Vaine (Figure 50).

L'impact de cette crise anoxique se caractérise par :

- de nombreux poissons morts retrouvés sur les plages dès le début du mois d'août et encore en septembre. En revanche, les pêcheurs précisent qu'ils n'ont pas remarqué d'impact pour le moment sur les espèces qui sont pêchées dans l'étang (muge, dorade, loup, anguilles, crevettes...).
- une mortalité exceptionnelle de la macrofaune benthique au mois d'août, dont les palourdes, sur l'ensemble des fonds de l'étang jusqu'à environ 2-3 m de profondeur (ayant conduit à l'interdiction de la pêche des palourdes par mesure conservatoire sur le stock accessible).
- des eaux de l'étang de couleur verte, marron, et parfois noire depuis le mois d'août et jusqu'en décembre. La turbidité est ainsi très élevée (disque de Secchi à moins de 1 m sur presque l'ensemble de l'étang, à 0.5 m en moyenne).
- les conséquences sur les herbiers seront plus longues à évaluer, mais la faible transparence de l'eau depuis le mois d'août laisse supposer un fort impact négatif. Des observations en août sur les herbiers de l'étang de Vaine ont montré une perte des feuilles pour ceux situés à une profondeur supérieure à 1.5 m.

5.2 Analyse

L'analyse des principaux forçages de l'étang et des variables environnementales les plus importantes ne permet pas de qualifier l'année 2018 de « hors norme », si on les considère chacun indépendamment.

En revanche, **c'est la conjonction, type « effet cocktail », de ces plusieurs éléments qui est inhabituelle :**

- rejets EDF et pluviaux plutôt élevés en 2018, dont certains durant l'été, favorisant les apports d'eau douce à l'étang (et donc la stratification haline) ainsi que l'apport de nutriments (favorisant des blooms planctoniques).
- conditions estivales particulières : très chaud, sans vent et orageux.
- Une stratification verticale (en salinité et température) importante.
- Une biomasse benthique importante, en particulier sur les bordures côtières (dont les palourdes). En effet, la présence de macroorganismes benthiques à la surface des sédiments génère une consommation supplémentaire en oxygène qui est associé à 1) un apport de matière organique supplémentaire dans les sédiments de surface (ex: biodéposition), 2) la respiration de ces organismes et 3) à des meilleurs échanges entre l'eau surnageante et les sédiments de surface par des processus de bioturbation (remaniement sédimentaire et bioirrigation).
- Le compartiment des phanérogames, en particulier les zostères, encore trop peu développé dans l'étang de Berre (malgré des améliorations notables) pour jouer un rôle positif sur l'apport en oxygène dans la colonne d'eau.

L'ensemble de ces facteurs explique la forte anoxie constatée. La forte quantité de matière organique présente dans la colonne d'eau a généré une forte consommation de l'oxygène sur l'ensemble des fonds de l'étang, tandis que l'absence durable de vent durant la période estivale et les fortes stratifications verticales n'ont pas permis un brassage suffisant des eaux, limitant ainsi les apports d'oxygène atmosphérique.

Au niveau chronologique, le démarrage de la crise anoxique et écologique commence à partir de fin juillet, lorsque la chaleur est forte et le vent faible. Les rejets par EDF à partir du 9 août, ou les orages de mi-août, ne sont ainsi pas à l'origine du démarrage de cette crise. En revanche, ces apports d'eau douce ont favorisé le maintien d'une importante stratification verticale et constituent également des apports complémentaires en nutriments. De plus, les turbinages d'EDF ont repris normalement à partir de fin août. **L'ensemble de ces apports ont ainsi participé au maintien de cette crise au moins jusqu'à fin décembre 2018.**

Les conditions climatiques de l'été 2018 ont également provoqué une crise anoxique dans l'étang de Thau. Cependant les pressions du bassin versant et le fonctionnement des étangs ne sont pas comparables. Le suivi comparatif de la recolonisation des fonds par la macrofaune benthique revêtira un intérêt particulier du fait de la simultanéité des événements sur les deux lagunes.

6 INFORMATIONS COMPLEMENTAIRES

6.1 Acquisition de données complémentaires

6.1.1 Palourdes

La pêche professionnelle des palourdes a été ouverte le 1^{er} février 2018 avec 95 licences accordées aux professionnels avec un quota journalier de 40 kg par jour et par pêcheur (hors weekends et jours fériés). La crise anoxique et écologique de l'année 2018 a eu des conséquences importantes sur le stock de palourdes de l'étang de Berre. Le Gipreb a réalisé des investigations pour mesurer l'impact de cette crise sur les peuplements.

Pour cela, **une campagne de mesures** scientifiques a été réalisée **durant le mois de septembre 2018** avec près de 300 mesures de densités (dans des quadrat de 50 cm X 50 cm) sur différents secteurs de l'étang. Ces constats ont pu être partagés avec les professionnels lors de plongées réalisées en commun.

Au-delà de 2 m de profondeur, les peuplements de palourdes sont quasiment nuls mis à part la présence de quelques individus sur le secteur de Figuerolles vers 2,5 m de profondeur. Sur le reste de l'étang, les mortalités ont été très importantes, souvent totales dans les secteurs profonds. **Sur la bordure côtière** (entre la surface et 2 m de profondeur), **les peuplements de palourdes ont également fortement diminué** sous l'effet de la pêche mais surtout en lien avec le stress causé par cette crise anoxique et l'enrichissement en matière organique de la colonne d'eau. **Les pertes sont estimées à 75 % des stocks de la bordure côtière et plus de 97 % pour la partie profonde.** Les palourdes restantes sur la bordure côtière peuvent servir de base à une recolonisation des peuplements sous réserve de les préserver. C'est pour cette raison que **les services de l'État ont interdit la pêche des palourdes (pour les professionnels et les loisirs) depuis le 30 août 2018.**

En 2019, une importante étude de stock sera réalisée et permettra de connaître plus précisément l'état de la ressource et sa dynamique de recolonisation. La thèse en cours sur les palourdes de l'étang de Berre (voir ci-après) apportera des informations importantes sur la biologie de la palourde dans l'étang et analysera sa recolonisation et sa future gestion.

6.1.2 Données satellites

Les outils de télédétection, par satellite ou par avion, sont de plus en plus utilisés pour l'observation environnementale. Appliquées à l'étang de Berre, les images et données viennent compléter les observations *in situ* et apporter des illustrations des phénomènes caractéristiques (par exemple les malaigues, les panaches d'eaux turbides, etc...).

A partir de données satellites, il est possible de calculer des cartes de concentrations en chlorophylle *a* et en Matière en suspension (MES). Ces calculs nécessitent de disposer d'algorithmes performants. Les algorithmes développés pour l'océan ou la zone marine côtière ne donnent pas de bons résultats pour les eaux de la lagune de Berre. Actuellement, le GIPREB collabore ainsi avec des chercheurs du LOV (CNRS Villefranche sur Mer) dans le cadre du projet européen DCS4COP : l'objectif consistera à développer un algorithme spécifique à l'étang de Berre (et peut être pour d'autres lagunes) à partir de mesures précises *in situ* de la turbidité de l'eau, de la teneur en chlorophylle *a* dans les eaux de surface, et de certains paramètres optiques. Deux campagnes de terrain ont déjà eu lieu en 2018, et d'autres sont prévues en 2019. Les premiers résultats devraient être disponibles courant 2019. L'étang de Berre est ainsi un site pilote pour l'exploitation de ces données en milieu lagunaire ! Plus d'informations sont disponibles sur le site internet du GIPREB : [page télédétection](#).

6.1.3 Etude sur la pêche professionnelle et de loisir

L'activité de pêche est emblématique des lagunes méditerranéennes. Alors que l'on dénombrait près de 300 pêcheurs au début du XXe siècle sur l'étang de Berre, les pollutions successives et la dégradation de l'écosystème ont conduit à une forte réduction de l'activité qui ne concernait plus qu'une centaine de pêcheurs à la fin des années 1980. En 2005, seuls 31 patrons étaient encore déclarés. En 2009, le Gipreb a réalisé une première étude sur l'ichtyofaune de l'étang de Berre et le suivi des pêcheries. En 2017, le Comité syndical du Gipreb a souhaité mettre à jour les connaissances sur la pêche professionnelle et explorer le domaine de la pêche récréative.

L'étude de la pêche professionnelle s'est basée sur le croisement des données issues des enquêtes aux débarquements dans l'ensemble des ports de l'étang de Berre entre 2008 et 2018 (données du système d'information halieutique d'IFREMER, complétées par des enquêtes hebdomadaires) et celles des données anonymisées des déclarations de pêches individuelles (données 2016 et 2017 de la Direction départementale des territoires de la mer des Bouches du Rhône).

La pêche professionnelle dans l'étang de Berre se caractérise par une pratique artisanale, « aux petits métiers », typique de la Méditerranée. **La flottille de pêche** se compose désormais de **65 patrons pêcheurs en activité** confirmant ainsi **un renouveau de la pêche** dans la lagune avec une augmentation modérée mais constante, depuis 2010, des nouvelles installations de patrons pêcheurs.

En 2017, les **muges** (toutes espèces confondues), les **anguilles** (*Anguilla anguilla*) et les **daurades** (*Sparus aurata*) représentent les **principales captures** de la pêche professionnelle dans l'étang de Berre avec **respectivement 557 tonnes, 213 tonnes et 95 tonnes**. L'année 2017, avec 7 360 marées (sorties en mer) est la 3e année la plus importante depuis 10 ans, après 2014 (7 740 marées) et 2012 (9 276 marées).

L'analyse des Captures par unité d'effort montre une évolution autour de l'année 2014, année de mise en place des licences de pêche à l'anguille. Ainsi, les CPUE moyennes des capéchades qui étaient de 2.8 kg/poche, augmentent fortement après 2014 en atteignant 10.1 kg/poche. Les CPUE des filets calés montrent également une tendance à la hausse sur ces périodes avec 0.9 kg/100m avant 2014 et 3 kg/100m après 2014, avec un maximum en hiver (4.5 kg/100m). Les CPUE des filets encerclants augmentent de 15 kg/100m à près de 35 kg/100m sur cette même période. L'évolution du contexte réglementaire semble être le principal moteur de cette évolution des pratiques et des prises, par adaptation des professionnels aux nouvelles règles et spécialisation des pêcheurs au sein de la flottille de l'étang de Berre sur leur métier de prédilection (anguilles, filets calés...).

L'étude de **la pêche de loisir** a porté sur l'ensemble de l'étang de Berre et des techniques mises en œuvre. L'effort de pêche sur le canal de Caronte, reliant l'étang de Berre à la mer, a rapidement été identifié comme majeur avec plus de 99 % des prises. C'est donc sur ce secteur que l'effort de recensement et d'enquêtes auprès des pêcheurs de loisir a été porté en priorité. Les deux périodes correspondant aux migrations annuelles des daurades royales (mars-avril et septembre-octobre) ont été échantillonnées et conduisent aux conclusions suivantes :

- **l'estimation annuelle des pêcheurs de loisir, sur le canal de Caronte, est de 76 921 ± 9 287**

- les enquêtes auprès des pêcheurs de loisir font état d'une capture moyenne sur l'année de 0.85 kg/pêcheur/jour.

Ces résultats conduiraient à une estimation des **captures annuelles de daurades** comprises **entre 49 tonnes et 84 tonnes en moyenne**. Cependant, ces données semblent sous-estimées car seule une partie de la population a souhaité répondre au questionnaire, et de nombreuses observations et témoignages conduisent à réévaluer à la hausse les captures moyennes. **Une réévaluation plus réaliste des captures comprises entre 5 et**

10 kg par pêcheur (5 à 10 poissons), conduirait à une estimation des **captures annuelles de 338 tonnes à 770 tonnes de daurades.**

Ces dernières valeurs seraient alors **5 à 10 fois supérieures à celle de la pêche professionnelle, pour cette espèce.**

6.1.4 JUVABERRE

Les lagunes jouent un rôle majeur de nurserie pour de nombreuses espèces de poisson. Ce rôle fonctionnel de nurserie est primordial pour la biodiversité ichtyologique de l'étang de Berre mais aussi des zones côtières afférentes (Rade de Marseille, Côte bleue voire Golfe du Lion). La production halieutique qui en découle représente également des enjeux socio-économiques majeurs à travers la pêche. Cependant, l'état de cette fonction est relativement peu connu notamment dans l'étang de Berre. Cette lagune est pourtant une des plus grandes lagunes méditerranéennes et a subi de nombreuses perturbations au cours du temps. Dans un contexte de réhabilitation de l'étang de Berre, l'étude et l'analyse de cette fonction de nurserie, avec une caractérisation des habitats et la potentialité de restauration est un enjeu majeur.

Les objectifs de cette étude sont d'**étudier la fonctionnalité écosystémique de nurserie de l'étang de Berre (et de l'étang de Bolmon)** et de proposer si besoin **une stratégie opérationnelle de renforcement ou de protection de cette fonctionnalité** (via de la restauration écologique par exemple).

Cette étude prendra en compte les variabilités spatiales et temporelles (saisonnalité). Elle s'intéressera aux habitats types de l'étang de Berre, mais **un aspect innovant** sera mis en place : l'utilisation de stations de concentration de juvéniles sur la base **d'habitats artificiels**. Les résultats obtenus seront comparés aux autres lagunes méditerranéennes et mis en perspective par rapport à l'état historique des habitats côtiers et à la perspective de restauration de l'étang de Berre.

En 2018, les dispositifs d'observation (récifs artificiels) et les premiers comptages ont été effectués au premier semestre. Cependant, en raison de la mauvaise transparence des eaux de la fin de l'été et suite à la crise écologique qui aurait perturbé l'analyse des résultats des suivis de la fin d'année, il a été décidé de prolonger l'étude en 2019.

Plus d'informations et d'illustrations sur le site internet : [page JUVABERRE](#).

6.2 Projets de recherche et thèses en cours

6.2.1 PREDHYPO2

Le projet de recherche [PREDHYPO2](#) est un projet multidisciplinaire dont le titre est le suivant : « *étude in situ de la variabilité temporelle des conditions de désoxygénation de la colonne d'eau et des sédiments de l'étang de Berre et de ses conséquences sur le fonctionnement biogéochimique et écologique de la lagune: application à la PREDiction des HYPoxies cÔtières (PREDHYP-O2)* ». Il est porté par Sylvain Rigaud du laboratoire CHROME (Université de Nîmes), en collaboration avec le MIO et le CEREGE (Université Aix-Marseille), EPOC (Université de Bordeaux), le NIVA (Norvège) et le GIPREB.

Les objectifs de PREDHYP-O2 sont :

- d'identifier et mieux comprendre les principaux forçages contrôlant les phénomènes de désoxygénation des eaux de l'étang de Berre
- de caractériser l'impact des variations (à court et long terme) des conditions d'oxygénation/désoxygénation sur les processus chimiques et biologiques de la colonne d'eau et du sédiment.

Les résultats permettront de définir le rôle de chacun des processus physiques, biologiques et chimiques et de leurs interactions, dans le transfert de l'oxygène et des éléments chimiques (C, N, P, métaux) à l'interface eau - sédiment afin d'en déterminer les

conséquences sur le fonctionnement biogéochimique et écologique d'un écosystème soumis à des épisodes d'hypoxie. L'objectif final est d'utiliser ces données pour calibrer et valider un modèle biogéochimique visant à prédire le phénomène d'hypoxie dans l'étang de Berre. Ce modèle, dont la structure sera exportable à d'autres systèmes côtiers, permettra de répondre à des questions en lien direct avec la gestion du milieu :

- quels sont les principaux forçages responsables de l'apparition et du maintien des épisodes hypoxiques dans l'étang de Berre ?
- quelles sont les décisions en termes de gestion qui pourraient permettre de limiter/éliminer les conditions hypoxiques dans l'étang de Berre ?

PREDHYPO2 s'est terminé en 2018 avec la fin des analyses géochimiques. La rédaction de publications scientifiques sont en cours. Dans l'attente de nouveaux financements permettant la poursuite de ce programme de recherche, les mesures en continu d'oxygène dissous, de température et de salinité à trois stations sont maintenues. Des résultats des mesures en oxygène dissous ont été présentés dans ce rapport (cf §2.2)

6.2.2 Thèse de Guillaume Marchessaux sur *Mnemiopsis leidyi*

Guillaume Marchessaux réalise sa thèse de doctorat au MIO sur *Mnemiopsis leidyi* (Figure 52). Ci-dessous, il présente le résumé de sa thèse qui sera soutenue le 12 avril 2019.

L'étang de Berre est un écosystème lagunaire historiquement perturbé par de forts rejets industriels et par des apports importants en eau douce naturels et anthropiques (centrale hydroélectrique EDF). Alors que les politiques de réhabilitation de l'étang de Berre, initiées depuis 1994, commencent à enregistrer leurs premiers succès, l'introduction et la prolifération de *Mnemiopsis leidyi* en 2005 pourraient limiter leur efficacité. L'originalité de cette étude est d'associer océanographie et sociologie afin d'estimer l'impact de *M. leidyi* sur le fonctionnement de ce socio-écosystème.

Nous avons pu montrer que la population de *M. leidyi* est capable de se maintenir sur une large gamme de températures (3°C-28°C) et de salinités (10-30), pour une quantité de carbone disponible > 3 µgC L⁻¹.

Nous avons démontré en laboratoire que la ponte est observée chez les adultes dès 8°C, et à partir de 10°C chez les larves transitoires. La température apparaît ainsi être un facteur déterminant dans la dynamique de la population de ce cténaire. Les larves voient leur développement en adulte bloqué pour des températures inférieures à 14°C. En été, la population est dominée par des adultes dont les taux de reproduction sont élevés (2 221 ± 2 496 œufs ind⁻¹ j⁻¹) soutenant de larges blooms (jusqu'à 96 ind m⁻³).

L'ingestion de *Mnemiopsis* sur la communauté zooplanctonique (principalement copépodes et larves méroplanctoniques) est très variable de 4 ± 2 proies ind⁻¹ j⁻¹ à 1 370 ± 97 proies ind⁻¹ j⁻¹, mais montre une capacité à contrôler jusqu'à 80 % du stock de zooplancton réduisant le control top-down sur les communautés phytoplanctoniques. De plus, *Mnemiopsis* contribue faiblement via son excrétion N-NH₄ (jusqu'à 3,8 %) au pool d'Ammonium et à la production régénérée, favorisant aussi la croissance du phytoplancton. De ce fait, la population agit favorablement sur le maintien de l'eutrophisation de l'étang de Berre par effet « top-down » et « bottom-up ».

L'absence de ce cténaire au cours d'événements froids et sa réapparition plusieurs mois après laissent penser soit à l'existence d'une source externe à l'étang ou à la présence de zone refuge. L'utilisation de la modélisation lagrangienne des transports de particules couplée aux mesures des variables environnementales a non seulement permis de comprendre la distribution de *Mnemiopsis* dans l'étang mais aussi d'identifier une zone refuge (l'étang de Vaine) favorable au maintien de *M. leidyi*.

Les fortes proliférations de *M. leidyi* dans l'étang de Berre affectent principalement la pêche professionnelle. Le fort colmatage des filets, la mutilation des prises, la dégradation accélérée du matériel et l'augmentation de la pénibilité induisent une perte économique

annuelle estimée à 50 % par les pêcheurs. La baignade est peu impactée sauf en cas de fortes proliférations durant lesquelles il peut y avoir désertion des plages de la lagune, de même, le nautisme n'indique une gêne qu'en cas de fortes proliférations lorsque les cténares colmatent les circuits de refroidissement des moteurs. Dans le cadre interdisciplinaire, la compréhension des interactions biologiques et anthropiques a permis de montrer que *Mnemiopsis* présentait une entrave à la mise en œuvre des efforts de réhabilitation. De plus, la récente installation de l'hydroméduse invasive urticante *Gonionemus vertens* pourrait également être une menace en raison de l'élargissement de son aire de répartition liée à la transplantation des herbiers à zostère. Par conséquent, dans un contexte d'invasions biologiques, les perspectives de réhabilitation de l'étang de Berre restent toutefois soumises au caractère imprévisible de la nature.



Figure 52 : Photo de *Mnemiopsis leidyi* (Source : Guillaume Marchessaux)

6.2.3 Thèse de Mathilde Mahé sur les palourdes japonaises de l'étang de Berre

Mathilde Mahé a débuté en avril 2018 une thèse co-encadrée par l'Institut Méditerranéen d'Océanologie (MIO – Marseille avec JC Poggiale) et le Gipreb sur l'amélioration des connaissances sur le cycle de la vie des palourdes japonaises (*Ruditapes philippinarum*) dans l'étang de Berre et le développement d'un outil de gestion pour une pêche durable.

Les objectifs de cette thèse sont multiples :

- Le cycle de vie de la palourde japonaise est variable géographiquement et inter-annuellement. Peu d'information existe sur la biologie de *R. philippinarum* dans les lagunes méditerranéennes en général. Cette étude permettra d'améliorer les connaissances sur la palourde japonaise dans l'étang de Berre et les lagunes méditerranéennes et de les comparer aux autres populations (en Atlantique notamment). Ainsi, les périodes de

reproduction sont inconnues dans l'étang de Berre. Elles seront déterminées à partir de suivis mensuels d'Indices de Conditions sur plusieurs sites, et des paramètres déclencheurs (le plus important étant la température). Pour connaître la vitesse de croissance et la mortalité de la palourde japonaise dans l'étang de Berre, des cages seront installées *in situ* et la croissance des palourdes sera mesurée saisonnièrement à partir d'études de sclérochronologie (marquage des coquilles des palourdes avec un composé fluorescent permettant de suivre précisément la croissance entre deux marquages) ; Dans certaines zones de production, des maladies (maladie de l'anneau brun et du muscle brun) ont eu des impacts importants sur la ressource (notamment dans le bassin d'Arcachon). Des observations et éventuellement des analyses sanitaires seront conduites pour appréhender ce risque dans l'étang de Berre.

- Un autre objectif de cette thèse est d'instaurer une pêche durable via des outils de gestion innovants. L'étude sur les indicateurs de stock débutée début 2017 sera poursuivie et améliorée. De plus, un modèle numérique sera construit. Ce modèle prendra en compte les facteurs environnementaux, les pressions de la pêche professionnelle mais également de la pêche loisir, ainsi que la biologie de la palourde japonaise (croissance, reproduction, mortalité). Le modèle s'appuiera sur les données récoltées sur le cycle de vie de *R. philippinarum* et sur les données environnementales de l'Observatoire du milieu mené depuis 1994 par le Gipreb.

Plus d'informations sont disponibles sur le site internet : [page « palourdes »](#).

6.3 Classement de l'état des masses d'eau au titre de la DCE

L'Union européenne s'est engagée dans la voie d'une reconquête de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques en adoptant la Directive cadre sur l'eau, transposée en droit français en 2004. Cette directive impose à tous les Etats membres de maintenir ou de recouvrer un bon état des milieux aquatiques d'ici 2020. Ce bon état englobe l'état écologique et l'état chimique d'une masse d'eau.

Afin d'établir l'état général des masses d'eau, la directive s'appuie sur l'évaluation d'un certain nombre d'éléments de qualité :

- état chimique : les évaluations se font à partir des concentrations mesurées dans l'eau et dans la matière vivante ;
- état écologique : les éléments de qualité suivis sont le phytoplancton, les paramètres physico-chimiques d'appui (essentiellement les nutriments), les macrophytes (espèces de référence et algues opportunistes), la macrofaune benthique associée au substrat meuble.

L'état écologique au titre de la DCE a été mis à jour dans ce document à partir des dernières campagnes DCE dont le maître d'ouvrage est l'Agence de l'Eau. Les données et résultats de ces campagnes sont disponibles dans trois documents :

- Campagne de surveillance DCE 2015, IFREMER, publié en avril 2017 ;
- Mise en œuvre du contrôle de surveillance au titre de la Directive cadre sur l'eau pour l'indicateur benthos/ année 2015, STARESO, publié en octobre 2016
- Campagne de surveillance DCE, Bilan des résultats 2015, Tour du Vallat, agence de l'Eau, Ifremer, Université de Montpellier-UMR MARBEC

IFREMER a conduit en 2017 et 2018 de nouvelles campagnes de mesure DCE portant sur les macrophytes et les mesures de contaminants chimiques. Les données et rapports issus de ces campagnes ne sont pas encore disponibles.

Le bon état au sens de la DCE nécessite un classement en très bon ou bon pour l'état écologique et bon pour l'état chimique.

A partir des résultats de cette campagne 2015, et des campagnes précédentes pour les données manquantes, un tableau synthétique a été constitué (Tableau 6). Les deux masses d'eau qui constituent l'étang de Berre (Grand étang et étang de Vaine) et l'étang de Bolmon ne sont donc pas en bon état au sens de la DCE.

L'état écologique pour chaque masse d'eau est le suivant :

- **Le Grand étang est classé « mauvais »** pour la chimie au regard des résultats acquis dans la matière vivante en 2015 et pour l'état biologique à cause des macrophytes en 2009.
- **L'étang de Vaine est classé « médiocre »** au regard des macrophytes en 2009, malgré un classement « mauvais » pour les paramètres physico-chimiques (ces derniers ne peuvent pas dégrader la masse d'eau au-delà de l'état moyen).
- **L'étang de Bolmon est classé « mauvais »** pour tous les compartiments en 2015 et 2009, hormis un classement « médiocre » pour la macrofaune benthique.

Tableau 6 : Classement de l'état des masses d'eau au titre de la DCE (données Agence de l'Eau). Rouge : mauvais ; orange : médiocre ; jaune : moyen ; vert : bon ; bleu : très bon.

	Grand étang	Vaine	Bolmon
Etat écologique	2015	2015	2015
Phytoplancton	2015	2015	2015
Macrophytes	2009	2009	2009
Macrofaune benthique	2015	2009	2009
Physico-chimique	2015	2015	2015
Etat chimique	2015		
Chimie eau	2015		
Chimie matière vivante	2015 (4 t op)		
Etat DCE	2015	2015	2015

Une précision concernant l'état chimique du Grand Etang. En 2009, celui-ci était classé mauvais en raison de la présence d'endosulfan dans la matière vivante. En 2012, le classement était bon. En 2015, l'état chimique de l'eau affiche un très bon état ; en revanche, en ce qui concerne la chimie matière vivante, une substance, le 4-ter-octylphénol, composé de synthèse, classée comme perturbateur endocrinien potentiel, dépasse le seuil. Pour information, ce même 4 ter-octylphénol est en dépassement pour toutes les eaux de transition suivies pour le district « Rhône et côtiers méditerranéens » à l'exception du delta du Rhône.

En complément, le rapport de l'IFREMER de 2015 souligne la complexité d'interprétation de ces valeurs et précise : « Il est à noter que ces résultats dépendent du facteur de bioconcentration (BCF) utilisé pour la conversion de la concentration dans la moule en concentration équivalente dans l'eau. Par conséquent, les résultats pour la chimie matière vivante peuvent difficilement être comparés avec ceux des années précédentes, comme les BCF ont été mis à jour pour certaines substances. De plus, en 2015, les limites de quantification ont été modifiées pour certaines substances en lien avec un changement du laboratoire d'analyses pour les contaminants organiques ».

Le Grand étang et l'étang de Bolmon doivent atteindre le bon état écologique en 2027 (dérogation par rapport à l'objectif initial de 2015 du fait du niveau d'eutrophisation). L'étang de Vaine, considéré comme « masse d'eau fortement modifiée », doit atteindre un bon potentiel écologique en 2027, mais l'objectif de bon état chimique doit être atteint comme pour les deux masses d'eau précédentes.

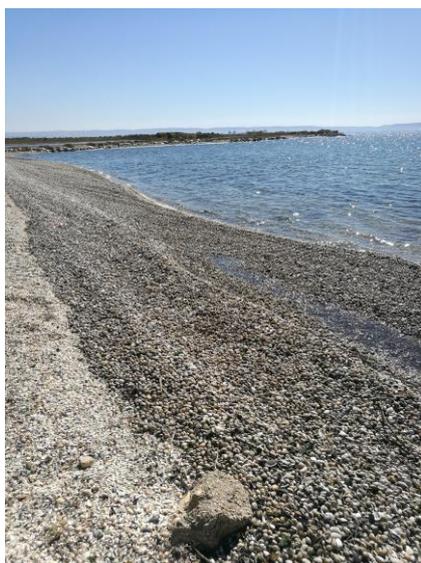
7 CONCLUSION

7.1 Conclusion sur l'état du milieu en 2018

La première partie de l'année 2018 se place dans la continuité des années précédentes avec des niveaux d'eutrophisation (Azote total, Phosphore total, Chlorophylle *a*) assez faibles. Cependant, on observe des apports en eau douce (pluviométrie, tributaires naturels et canal EDF) un peu plus importants qui entraînent une baisse de la salinité printanière peu usuelle. Cette baisse de la salinité va avoir des conséquences sur la structuration des peuplements de macrophytes en favorisant le développement des cladophores et en réduisant les abondances des rhodobiontes. Le suivi des herbiers de zostères effectué sur quelques sites montre une poursuite de la dynamique de progression en juin 2018.

A partir de la fin du mois de juillet 2018 et au moins jusqu'à la fin de l'année 2018, on assiste à une bascule importante. Sous l'effet des apports printaniers conséquents, de la forte chaleur et du fort ensoleillement, d'importants blooms planctoniques vont se développer dans l'étang de Berre, réduisant fortement la transparence. L'absence notable de vent pendant la période estivale, combinée à la forte stratification des eaux, va engendrer des anoxies en profondeur. Ces anoxies sont renforcées par l'importante demande en oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique issue de la sédimentation du phytoplancton et par la respiration de la biomasse benthique (palourdes notamment). Ces anoxies vont remonter jusqu'à des profondeurs assez faibles (1.5 m), toucher près de 93 % de la surface de l'étang et décimer les peuplements de macrofaune benthique. Ainsi, en septembre 2018, des organismes benthiques vivants ne sont échantillonnés qu'à seulement 3 stations sur 10. Tous les peuplements benthiques sont touchés et les abondances moyennes chutent.

Sur la fin de l'année 2018, on enregistre ainsi les niveaux d'eutrophisation les plus importants depuis 2005 et la réduction des rejets de la centrale hydroélectrique. Par exemple, les concentrations moyennes de chlorophylle *a* en septembre 2018 sont les plus élevées, mesurées depuis 1998 (>100 µg pour la station H18 au fond), et les valeurs moyennes des trois mois d'été dépassent le seuil médiocre de la DCE (20 µg). Alors que depuis les dernières années on assistait à une amélioration de ces paramètres, l'année 2018 s'inscrit comme une année véritablement à part. Les conséquences (ou l'absence de conséquences) de cet épisode sur certains compartiments comme les zostères ne seront visibles qu'en 2019 lors des prochaines campagnes de l'Observatoire.



Palourdes mortes sur la plage du Bouquet Berre l'Etang

7.2 Trajectoire écologique

Le diagramme de Schramm (Schramm, 1999) est une représentation schématique des changements relatifs des producteurs primaires (phytoplancton, macrophytes) et des paramètres physico-chimiques dans un gradient d'eutrophisation. C'est un diagramme adapté aux lagunes polyhalines (Le Fur, 2018).

La Figure 53 présente ce diagramme en y plaçant la situation de l'étang de Berre avant 2000, entre 2000 et 2005, et la situation en 2017 et 2018. Dans cette trajectoire écologique, la situation en 2018 est ainsi caractérisée par :

- une augmentation de la concentration en nutriments et en phytoplancton proche des valeurs observées en 2005.
- la présence des herbiers de zostères sur la bordure côtière (diagnostic de juin 2018 avant la crise),
- une diminution de la clarté de l'eau,
- des épisodes d'anoxies intenses et durables, provoquant des mortalités massives de la macrofaune benthique.
- la présence persistante des algues opportunistes nitrophiles telles que les ulves, les cladophores ou les entéromorphes.

Comme le note Le Fur (2018), la notion de trajectoire écologique est complexe : Les changements observés au cours d'un processus d'eutrophisation (ou d'oligotrophisation) ne sont pas linéaires et peuvent être soumis à l'hystérésis.

Dans cette trajectoire écologique de restauration, l'année 2018 apparaît donc comme un recul important vers un système plus eutrophe. Cependant, il est difficile de conclure si cela constituera un simple accident ou s'il s'agira d'un véritable point d'inflexion dans la dynamique de restauration de l'étang de Berre.

Il est en effet impossible de prévoir les évolutions à venir qui vont fortement dépendre des conditions environnementales en début d'année 2019 (pluviométrie, régime de vent, apports en eau douce par les tributaires naturels et EDF...). Ces conditions vont influencer sur la capacité de la lagune à « s'épurer » en matière organique par l'exportation via le chenal de Caronte. Cette capacité d'export de la matière organique présente en quantité dans les fonds de l'étang sera importante pour le niveau d'eutrophisation de l'année 2019.

Les zostères, en tant que phanérogames marines, ont des réserves dans leurs rhizomes pour supporter des perturbations comme la diminution temporaire de la transparence des eaux. Dans certains cas, cela peut même dynamiser la production de graines. Le suivi de l'année 2019 sera intéressant pour mesurer les impacts sur ce compartiment. Il est par contre évident qu'une nouvelle crise au cours du printemps/été 2019 pourrait avoir des conséquences plus dramatiques.

Les peuplements benthiques ont été fortement impactés par la crise anoxique avec des mortalités quasi totales sur une grande partie de l'étang. Ces peuplements vont avoir besoin de temps pour se reconstituer et il n'est pas dit qu'il retrouve la même structure spécifique. Après les mortalités, beaucoup de niches écologiques se retrouvent libres et permettent l'apparition voire l'invasion d'une ou de plusieurs espèces exotiques comme *M. senhousia* ou *R philippinarum* en leur temps. Des espèces présentes historiquement peuvent aussi se développer et devenir dominantes. Dans tous les cas, le retour à un peuplement benthique structuré prendra du temps et dépendra aussi fortement des sources potentielles de larves pour assurer cette colonisation.

Les prochains suivis de l'Observatoire du milieu seront particulièrement intéressants pour suivre la capacité de résilience des différents compartiments de l'écosystème de l'étang de Berre.

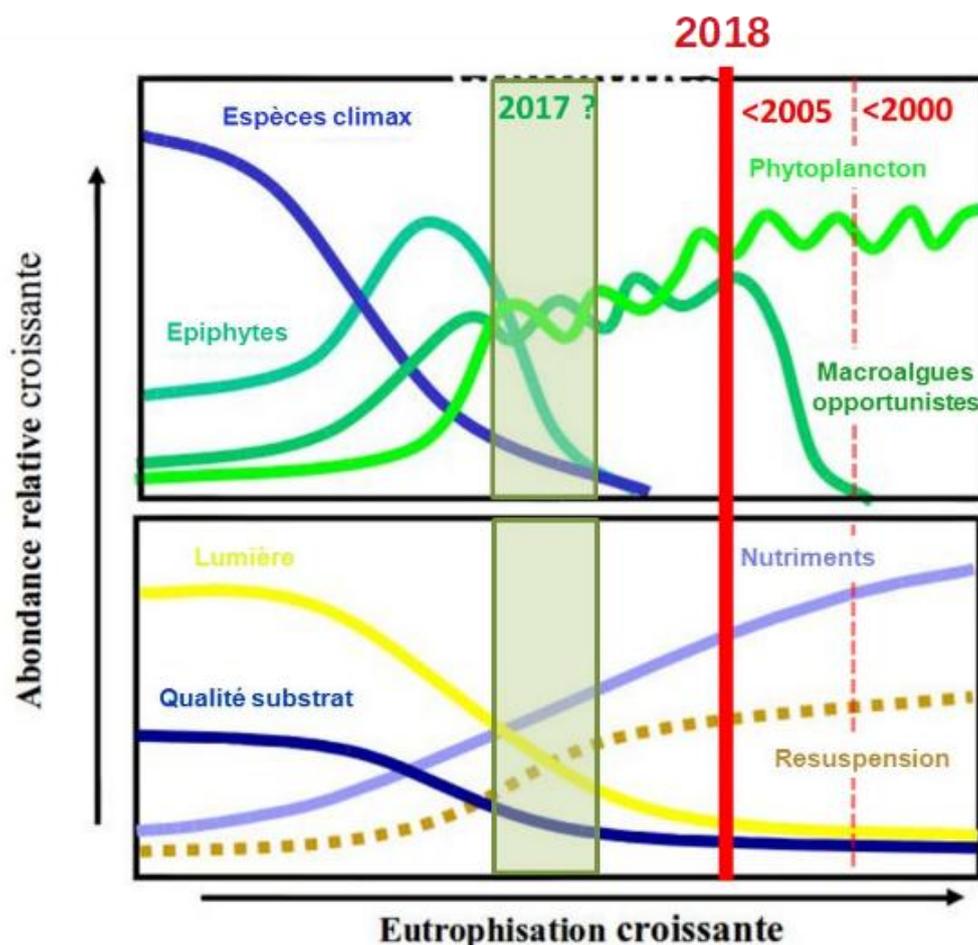


Figure 53 : Diagramme de Schramm (1999), modifié par T.Laugier : état de l'étang de Berre avant 2000, avant 2005, en 2017 et en 2018. « Espèces climax » correspondent à des espèces de référence comme les zostères, et « macroalgues opportunistes » correspondent à des algues du type ulves.

7.3 Études à venir

La poursuite des missions de l'Observatoire du milieu en 2019 permettra de mesurer les impacts à moyen-terme de la crise écologique et anoxique de 2018 et la capacité de résilience des différents compartiments de l'écosystème de l'étang de Berre. En outre, des études complémentaires vont être menées pour compléter ce suivi sur certains compartiments. En effet, suite à la crise anoxique de 2018, il est apparu important de mieux appréhender les variations des concentrations en oxygène dissous avec une fréquence temporelle plus importante tout en prenant en compte la dimension verticale et spatiale de ces anoxies. C'est pour cette raison qu'il est prévu en 2019 l'achat et l'installation de sondes de mesures en continue de l'oxygène dissous.

Enfin, étant donné le rôle prépondérant des apports en nutriments sur les évolutions de l'écosystème de l'étang de Berre, une mise à jour du bilan des apports (datant de 2005-2006) sera lancée. Ce bilan devra notamment permettre de mettre à jour le bilan des flux des apports des tributaires naturels (Arc, Touloubre, Cadière et Durançole) y compris en période de crues, des apports de la centrale hydro-électrique et devra aussi distinguer les différentes formes de ces éléments eutrophisants (formes particulaire, dissoute etc.) pour préciser leur rôle dans l'eutrophisation de l'étang. A la demande de l'Agence de l'eau, ce bilan sera également accompagné d'une étude sur la notion de « flux admissibles » (flux de nutriments permettant de maintenir un bon état écologique) à l'aide d'un outil de modélisation.

8 ANNEXES

8.1 Figures complémentaires compartiment « eau »

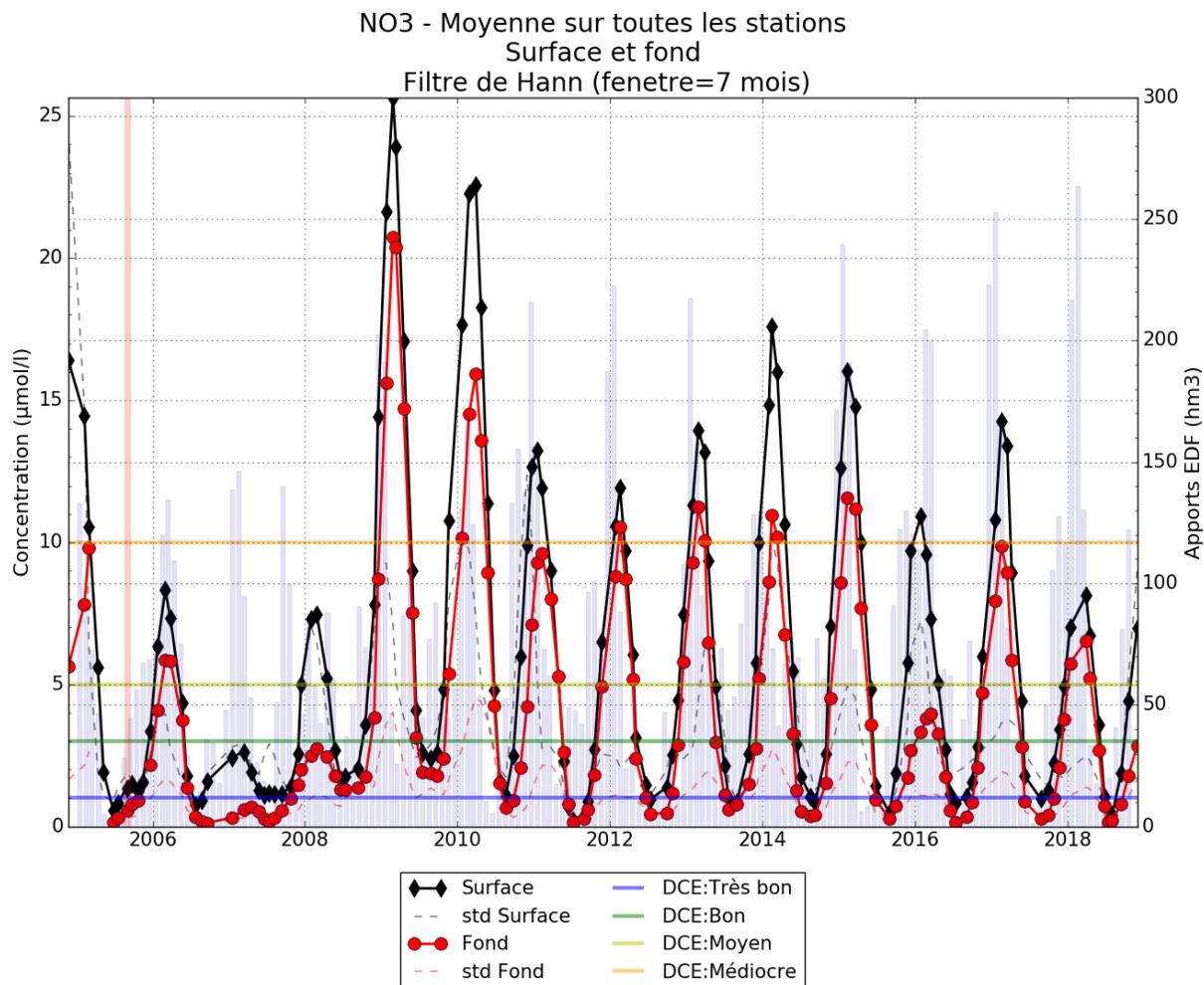


Figure 54: Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en nitrates (NO_3) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.

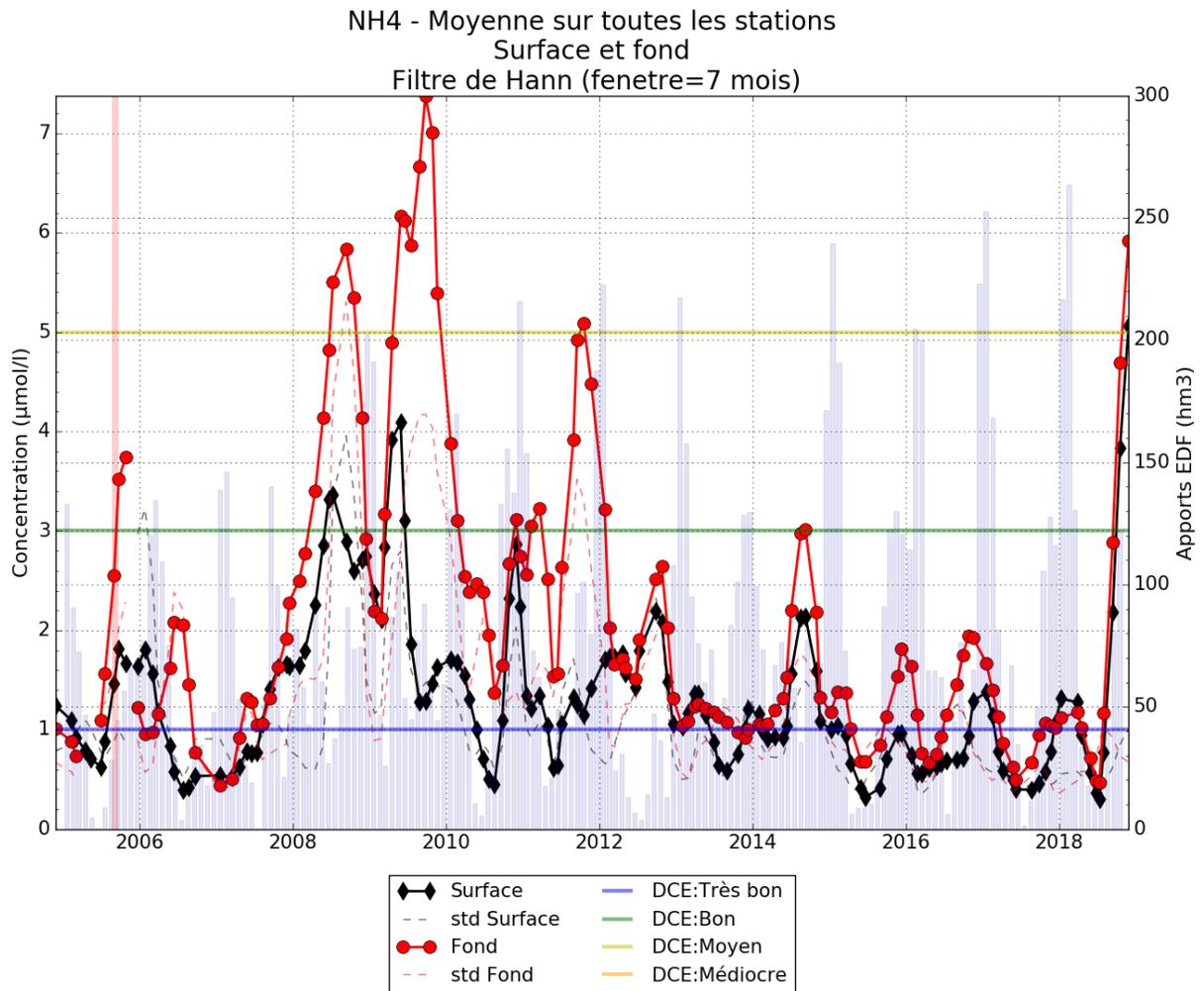


Figure 55 : Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en ammonium (NH_4) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.

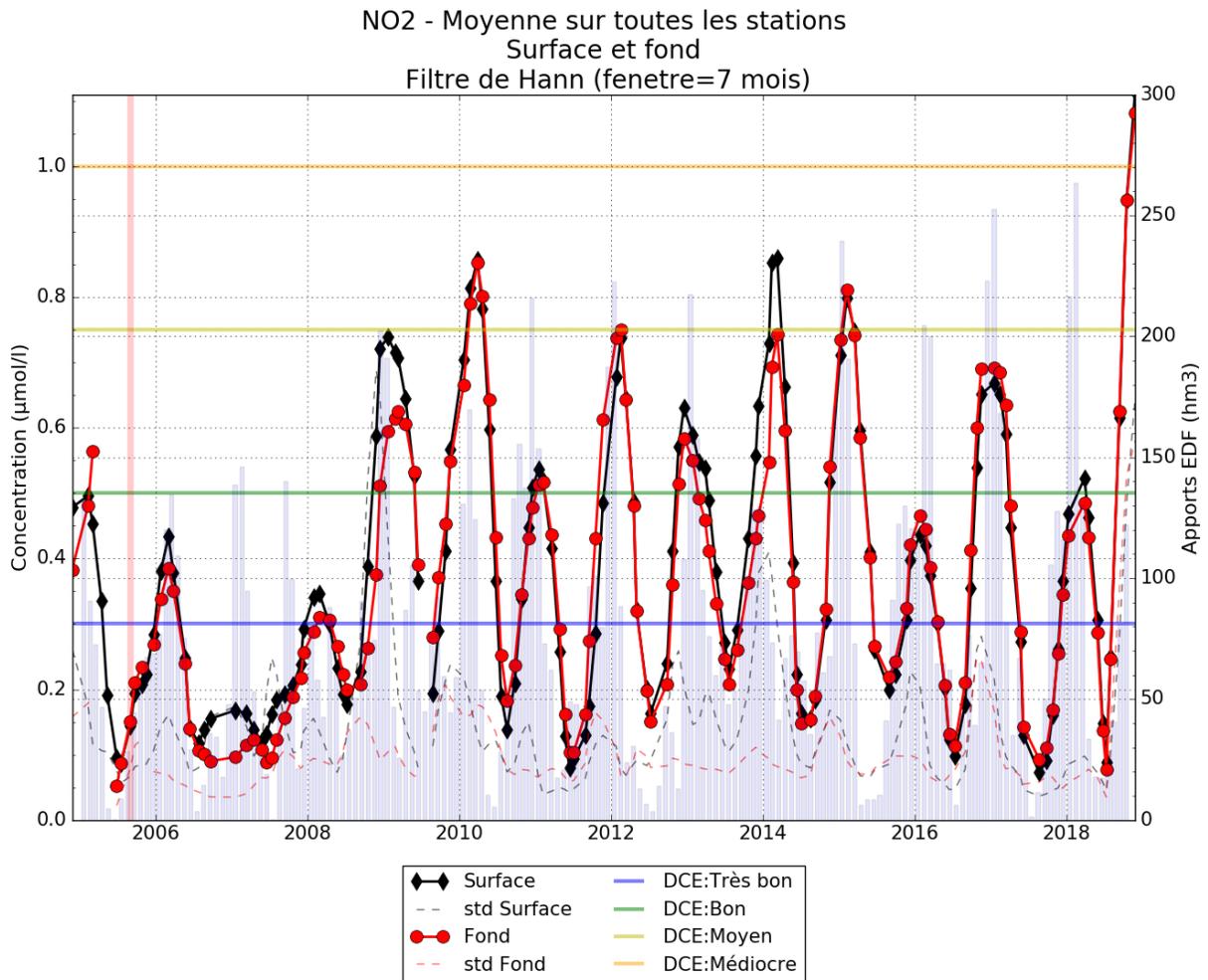


Figure 56: Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en nitrites (NO₂) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.

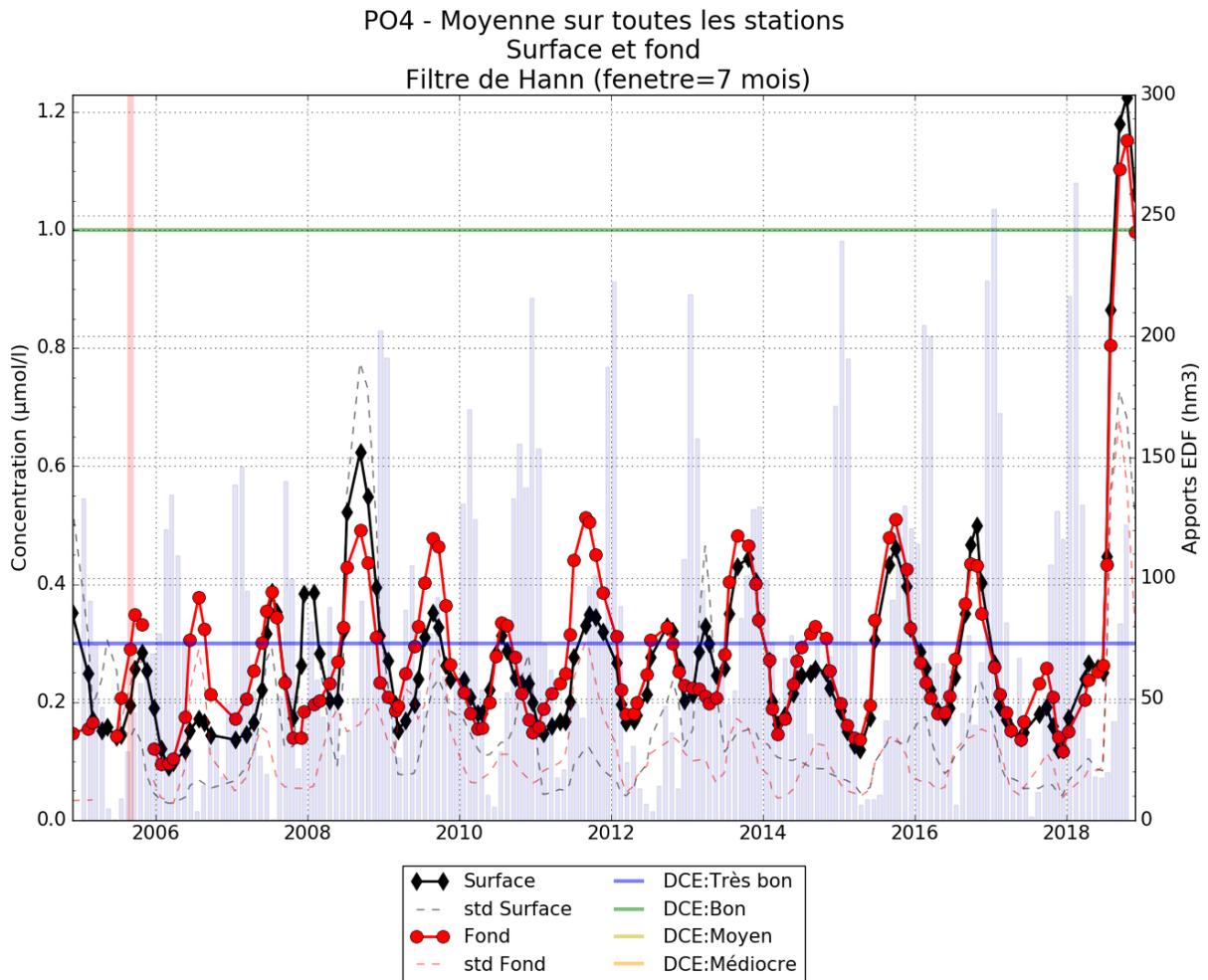


Figure 57: Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en phosphates (PO4) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.

Tableau 7 : Espèces présentes sur les différentes stations du suivi de la macrofaune benthique (les stations centrales B3, B4 et B6 sont suivies toute l'année, les stations littorales B1,2,5,7,8,9,10,11,12 et 13 ont été suivies en septembre 2018).

Espèces/stations Benthos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>Cerastoderma glaucum</i>			X			X							
<i>Arcuatulata senhousia</i>			X		X	X						X	
<i>Brachydontes marioni</i>			X			X							
<i>Mytilus galloprovincialis</i>			X		X	X						X	
<i>Corbula gibba</i>			X	X		X							
<i>Abra ovata</i>			X										
<i>Ruditapes philipinarum</i>			X										
<i>Cyclope neritea</i>			X			X							
<i>Nassarius Cf pygmaeus</i>			X		X								
<i>Nereis succinea</i>			X	X		X			X				
<i>Capitella capitata</i>				X		X						X	
<i>Tharyx marioni</i>						X							
<i>Polydora ciliata</i>				X		X							
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>			X			X							
<i>Phoronis psammophila</i>				X		X							
Oligochaeta				X		X							
<i>Balanus sp</i>			X										
<i>Echinogammarus stocki</i>			X										
<i>Erichtonius brasiliensis</i>				X		X							
<i>Corophium insidiosum</i>					X								
<i>Rhitropanopeus sp</i>			X	X		X							
<i>Melita palmata</i>			X			X						X	

BIBLIOGRAPHIE

- Gouze E, Martin L., Gosse P., Raimbault P., Bernardara P. (2014) Qualité de l'eau de la Durance à St Chamas - Les apports en nutriments et en matières en suspension de la centrale hydro- électrique à l'étang de Berre. La Houille Blanche, n° 3, 2014, p. 64-76.
- Gouze E., Raimbault P., Garcia N., Bernard G., Picon P. (2008). Nutrient and suspended matter discharge by tributaries into the Berre Lagoon (France): The contribution of flood events to the matter budget. C. R. Geoscience 340.
- Mayot N., Gouze E., Malet N. (2011). Bilan des apports à l'étang de Berre et état des lieux de l'eutrophisation. Actes du colloques lagun'R, Gipreb publ. Pp 128-141.
- Ifremer (2018). Contamination chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes françaises. Bilan de la campagne ROCCHSED 2017. RST-RBE-BE-2018-01. 56p.
- Astruch P., Lyonnet A., Luchini N., 2018. Système de surveillance des principales espèces de macrophytes dans les étangs de Berre et de Vaïne et évaluation de l'abondance de la moule de Méditerranée *Mytilus galloprovincialis*: Suivi 2018. Contrat GIS Posidonie/GIPREB. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., 48 pp
- Schramm, W., 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. Journal of applied Phycology 11: 69–78
- Le Fur I. (2018) Rôle des macrophytes dans la restauration des milieux lagunaires : successions écologiques. Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier. 224 pp.



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
www.etangdeberre.org

