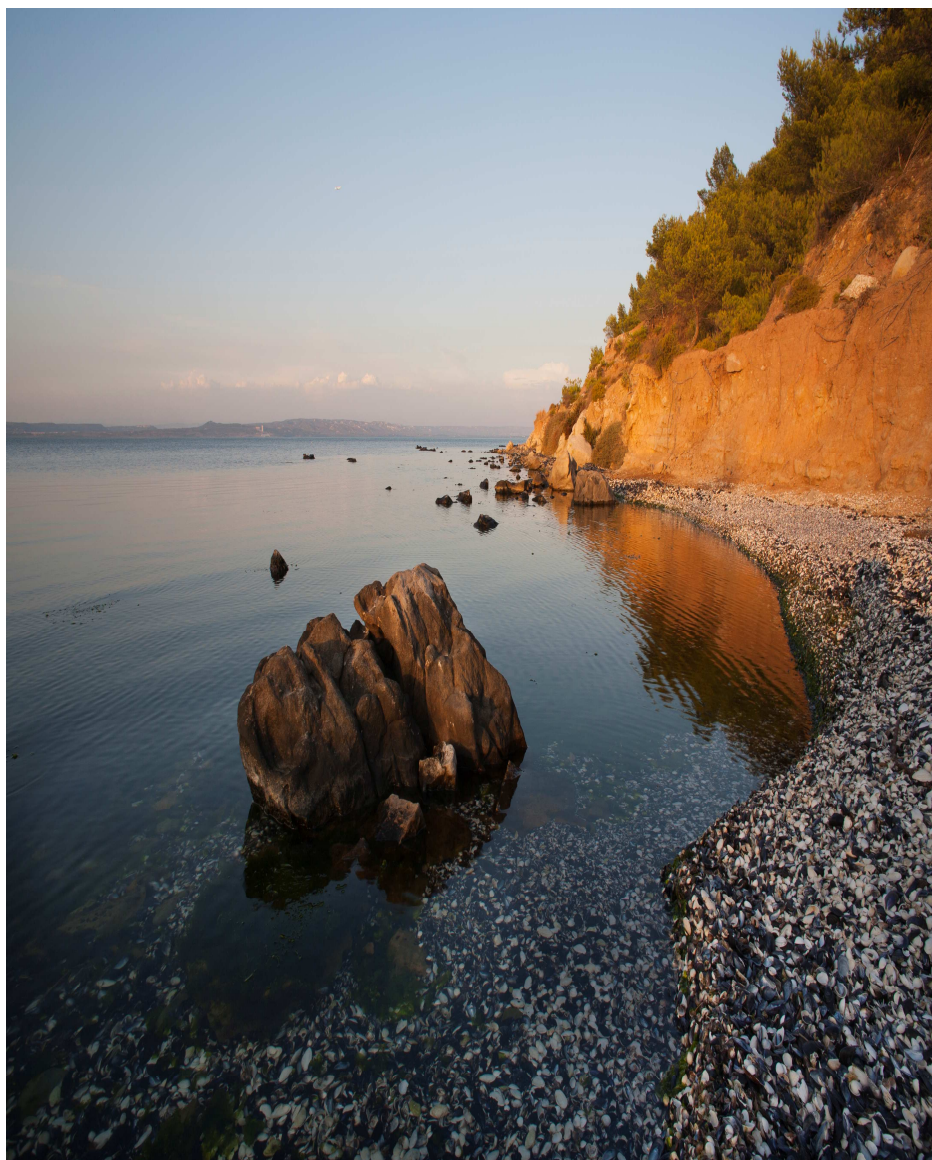


OBSERVATOIRE DU MILIEU

BILAN ANNUEL 2016



A-35	Observatoire du milieu		
Volet A	Retrouver un fonctionnement équilibré des écosystèmes	Mesure	5B₀₃-5G₀₁
Thème	Améliorer les connaissances	Maître d'ouvrage	
		GIPREB	

GENERALITES

Contexte/Problématique

La surveillance des communautés aquatiques de l'écosystème est une des missions fondatrices du Gipreb, au travers de l'Observatoire du milieu. L'étang de Berre fait ainsi l'objet, depuis 1994, d'un suivi écologique annuel reconnu pour la qualité et la diversité des données acquises, avec les objectifs suivants :

- Témoigner de l'état de vitalité de l'écosystème et mieux connaître sa dynamique ;
- Fournir un outil d'aide à la décision permettant d'orienter les décisions de gestion en fonction de la réponse des milieux ;
- Informer les acteurs locaux et le public sur l'évolution du système.

Le Gipreb est maître d'ouvrage d'études plus spécifiques ou de développements méthodologiques qui viennent compléter les données acquises dans le cadre du suivi écologique. L'Observatoire permet de centraliser les données, œuvre à la mutualisation des efforts de connaissance et d'acquisition des données, met à disposition la base de données constituée et travaille à la définition d'indicateurs écologiques (indicateurs d'état) et d'indicateurs de pression.

Depuis 2006, le suivi écologique mis en œuvre par le Gipreb contribue et alimente le contrôle de surveillance/contrôle opérationnel réalisé pour la Directive Cadre sur l'Eau. L'étang de Berre est composé, au titre de la DCE, de trois masses d'eau de transition, selon le découpage suivant : le « grand étang », l'étang de Vaine et l'étang de Bolmon.

Descriptif de l'action

Le suivi écologique de l'étang de Berre réalisé par le Gipreb dans le cadre de l'Observatoire du milieu 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. L'Observatoire a vocation à intégrer de nouveaux indicateurs, en particulier les indicateurs de pression (apports telluriques, fréquentation, prélèvement de ressources, etc.).

Dans la continuité des années précédentes, le suivi écologique (dont les premières campagnes remontent à 1994) permet d'appréhender l'évolution de la qualité du milieu au cours du temps. 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 sur deux sites témoins, l'Arc et la Pointe de Berre.
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, azoïque jusqu'en 2004.
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. Les 21 points de mesure sont les 10 stations du suivi hydrologique et 11 stations de la bordure littorale à proximité des zones de mise à l'eau des clubs nautiques.

De manière complémentaire au suivi écologique du milieu, le Gipreb est maître d'ouvrage d'études et de développements méthodologiques qui permettent d'améliorer la connaissance des processus physiques et biologiques en jeu.

Le Gipreb encadre et participe au financement de travaux de Doctorat qui permettent d'améliorer la connaissance sur le fonctionnement de l'écosystème.

1. ETAT ECOLOGIQUE DE LA MASSE D'EAU AU TITRE DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU. (DONNEES AGENCE DE L'EAU)

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.

La surveillance de la qualité des eaux littorales est, depuis le début des années 1990 un sujet mobilisateur pour le bassin Rhône Méditerranée Corse.

1.1 Méthodologie : comment caractériser le bon état d'une masse d'eau ?

L'objectif principal des campagnes de suivi de la DCE consiste à évaluer l'état chimique et l'état écologique de chaque masse d'eau :

- Etat chimique « agrégé » à partir de 45 substances prioritaires et dangereuses prioritaires, avec une représentation en deux classes d'état chimique, respect ou non respect des Normes de qualité environnementale, bleu pour le bon état, rouge pour le mauvais. Le bon état chimique est établi lorsque l'ensemble des NQE est respecté;
- Etat écologique « agrégé » à partir des différents éléments de qualité biologique, avec une représentation en cinq classes d'état écologique, bleu pour le très bon état ; vert, pour le bon ; jaune pour le moyen ; orange pour le médiocre et rouge pour le mauvais.

Un élément de qualité biologique inférieur à bon décline l'état biologique. En soutien aux éléments de qualité biologique, un suivi des paramètres physico-chimiques est prévu, mais la physico-chimie ne peut pas dégrader la masse d'eau au-delà de l'état moyen.

Un contaminant au-dessus des normes conduit à un mauvais état chimique (principe du « one out, all out ». Le bon état d'une masse d'eau est défini comme le moins bon des états écologique et chimique.

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.

1.2 Etat écologique mis à jour avec les dernières données disponibles de l'Agence de l'Eau

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 deux 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

Sur la façade méditerranéenne, l'Ifremer a assuré en 2015 une partie logistique de la quatrième campagne du contrôle de surveillance DCE et la coordination de plusieurs éléments de qualité.

A partir des résultats de cette campagne 2015, et des campagnes précédentes pour les données manquantes, un tableau synthétique a été constitué (voir ci-dessous). 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 Vaïne est classé « médiocre »** au regard des macrophytes en 2009, malgré un classement « mauvais » pour les paramètres physico-chimiques (non pris en compte pour le classement final).
- **L'étang de Bolmon est classé « mauvais »** pour tous les compartiments en 2015 et 2009, hormis un classement « médiocre » pour la macrofaune benthique.

Les deux masses d'eau qui constituent l'étang de Berre (Grand étang et étang de Vaïne) et l'étang de Bolmon ne sont donc pas en bon état au sens de la DCE.

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.

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 des problèmes d'eutrophisation. L'étang de Vaïne, considéré comme « masse d'eau fortement modifiée », doit attendre un bon *potentiel écologique* en 2027, mais l'objectif de bon état chimique doit être atteint comme pour les deux masses d'eau précédentes.

Tableau 1 : Etat écologique au titre de la DCE (données Agence de l'Eau) pour les trois masses d'eaux.

	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
----------	------	------	------

Mauvais : rouge ; **médiocre** : orange ; **moyen** : jaune ; **bon** : vert ; **très bon** : bleu

2. SUIVI DU MILIEU REALISE PAR LE GIPREB

2.1 Hydrologie

Comme pour tout milieu lagunaire, l'écosystème de l'étang de Berre est largement conditionné par la nature et la quantité des apports en provenance de son bassin versant : eau douce, limons, nutriments, contaminants. Les apports d'eau douce proviennent à la fois des eaux de pluies qui arrivent jusqu'à l'étang via le bassin versant et ses tributaires mais aussi des apports de la Durance via le canal usinier EDF. Dans sa partie sud, l'étang est alimenté en eau marine par le golfe de Fos via le canal de Caronte.

Les 347 mm de **précipitations annuelles** cumulées en 2016 (mesurés à la station météorologique de Marignane), rapportés à la surface de l'étang, équivalent à des apports en eau douce de **53 millions de m³**. Ces apports sont plus faibles que ceux de l'année 2015 estimés à 83 millions de m³ et que la moyenne des dix dernières années (90 millions de m³).

Les apports en eau des tributaires naturels en 2016, totalisent **216 millions de m³**, dont 107 millions de m³ pour l'Arc, 81 millions de m³ pour la Touloubre et 25 millions de m³ pour la Cadière. Ces apports sont en légère augmentation par rapport à l'année précédente (186 millions de m³) sont proche de la moyenne des dix dernières années (196 millions de m³) mais restent faibles par rapport à certaines années antérieures comme en 2015 où ils atteignaient 300 millions de m³.

Les apports en eau douce par le canal usinier de la centrale hydro-électrique de Saint-Chamas ont été de **1 057 millions de m³** de janvier à décembre 2016. Ils sont équivalents aux apports de l'année précédente (1 109 millions de m³) .

Les apports solides (matières particulaires) par les tributaires naturels dépendent de l'hydraulicité et sont donc très variables d'une année à l'autre. Ils varient de 2 000 à 80 000 tonnes par an (**8 967 t** en 2016).

Comme pour les apports en eau, **les apports en limons par le canal usinier de Saint-Chamas** sont régulés. En 2016, les apports solides ont été de **58 436 tonnes** (57 752 tonnes en 2015).

Les apports en sels nutritifs, azote et phosphore suivent globalement les tendances des apports d'eau douce et de matière en suspension par les tributaires. Ainsi en se basant sur les dernières données fournies par l'Agence de l'eau, **les apports en azote total et en phosphore total par les tributaires naturels (Arc, Touloubre et Cadière)** ont été de **125 tonnes d'azote et de 42 tonnes de phosphore en 2016**.

Les apports en azote et phosphore par le canal EDF sont estimés respectivement à **1085 tonnes d'azote et 30 tonnes** de phosphore pour l'équivalent de 1058 millions de m³ d'apports en eau douce (exercice 2008/2009). **Les apports par le canal usinier de Saint-Chamas** représentent environ **50 % des apports totaux en nitrate et 15 % des apports en phosphore total**. Une mise à jour du bilan complet des apports sera réalisé au cours de l'année 2017-2018

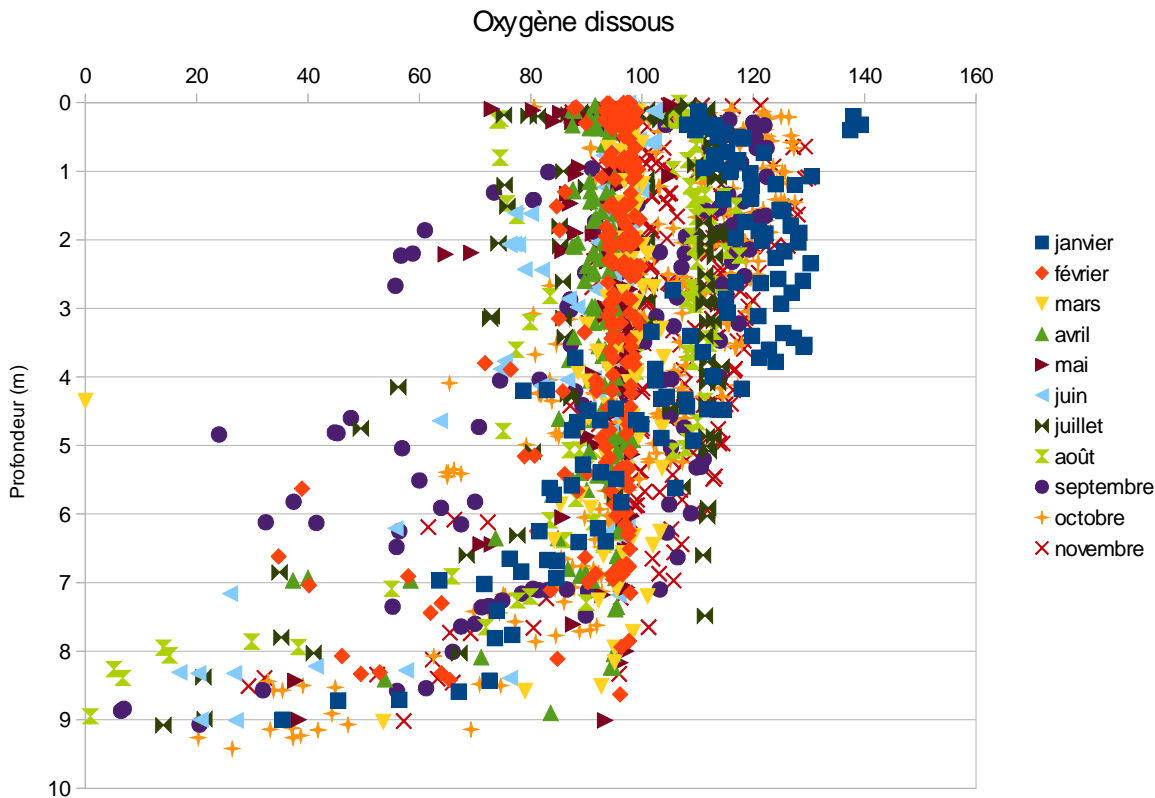


Figure 1. Répartition verticale des teneurs en oxygène dissous (% de saturation) pour les 10 stations du suivi hydrologique au cours de l'année 2016.

La salinité dans l'étang de Berre est marquée par une répartition spatiale et temporelle caractéristique d'un milieu stratifié avec une couche d'eau de surface moins salée que la couche de fond. On observe une stratification haline de la masse d'eau entre les eaux salées rentrant par le chenal de Caronte au sud et les eaux saumâtres issues du mélange entre les eaux marines et les eaux douces des tributaires naturels et du rejet EDF. Cette stratification haline, associée à la dégradation de la matière organique issue de la forte production primaire phytoplanctonique, a des conséquences sur les concentrations en oxygène dissous dans les secteurs les plus profonds (au-dessous de six mètres) de l'étang. Ainsi, on observe des hypoxies voire des anoxies quasi-permanentes au fond de l'étang, qui vont progressivement se propager vers les bordures sous l'effet des courants. Seul des épisodes de vents (Mistral notamment) suffisamment forts et durables peuvent rompre ponctuellement la stratification haline et permettre un mélange des eaux. Lors des pics estivaux de production phytoplanctonique, couplés à un régime de vent faible, les anoxies peuvent remonter vers trois à quatre mètres de profondeur. L'oxygénation des eaux est en relation directe avec la profondeur et la stratification haline. Dans l'étang de Vaïne les épisodes d'anoxie sont rares du fait de sa faible profondeur (quatre à cinq mètres) et d'un fonctionnement hydrologique indépendant du fait de son isolement par le haut fond de la pointe de Berre et de la piste de l'aéroport.

Durant l'année 2016, la répartition spatiale et temporelle de la salinité a été assez hétérogène selon la saison, la profondeur et les apports en eau douce. On note ainsi des dessalures importantes de la couche de surface (entre la surface et 1m de profondeur) aux mois de janvier et février 2016, avec des valeurs de salinité comprises entre 10 et 15 selon la localisation. Au-delà de 7 à 8 m de profondeur la stratification haline isole la couche de fond plus salée (salinité de 36 au maximum en profondeur) réduisant ainsi les échanges diffus d'oxygène. Cette stratification haline associée à l'eutrophisation du milieu (enrichissement en nutriments) favorise l'apparition de phénomène

d'hypoxie ou d'anoxie (diminution de l'oxygène dissous) en profondeur. Ces phénomènes sont plus fréquents en été avec la plus faible occurrence des coups de vents susceptibles de mélanger la colonne d'eau. En 2016, ces hypoxies et anoxies s'observent à partir de 5 m de profondeur durant les mois estivaux (juin à septembre).

1.2 Phytoplancton

L'étang de Berre constitue un milieu globalement eutrophe, avec de potentielles efflorescences algales (phytoplanctons et macroalgues) et des phénomènes réguliers d'appauvrissement en oxygène de ses eaux. Même si ces phénomènes tendent à être moins fréquents, et/ou de durée plus courte, leurs persistance limitent toujours le développement d'un peuplement benthique structuré (voir chapitre Macrofaune benthique).

Le suivi réalisé depuis plusieurs années dans l'étang de Berre, confirme **l'importance des flux d'eau douce (par la centrale EDF et les tributaires naturels) dans l'enrichissement en azote,** notamment par des apports en nitrate qui ont lieu principalement en période hivernale alors que la production primaire est faible. L'azote minéral composé des nitrate, nitrite et ammonium, en concentrations importantes, constitue le stock de nutriments susceptible d'être assimilé par le phytoplancton.

Depuis 2005 et les nouvelles modalités de rejets de la centrale EDF, on note une bonne concordance entre la tendance générale donnée par le suivi des concentrations en éléments nutritifs et les niveaux de l'indicateur DCE. On observe ainsi sur les premières années de la période de suivi des concentrations importantes en Chlorophylle-a (biomasse phytoplanctonique) qui correspondent à des dégradations de l'indicateur oxygène dissous en surface (sursaturations importantes). A noter que les concentrations en Chlorophylle totale mesurées par fluorescence (Chla active + phaeopigments) sont également très importantes dans la masse d'eau plus profonde (sédimentation et lyse des cellules). A l'exception de l'année 2006, on retrouve des variations annuelles de la teneur en Chlorophylle-a identiques sur la période suivie avec des pics de production estivaux supérieurs à 10 µg/l correspondant à des niveaux médiocres dans les grilles de qualité de la DCE.

Pour les nutriments, on observe une très grande homogénéité des concentrations entre le fond et la surface, exception faite de l'ammonium NH_4^+ , en partie issu de la dégradation. On n'observe pas d'évolution notable des concentrations au cours de la période, en dehors des variations saisonnières. Pour les formes nutritives azotées nitrates et nitrites, on retrouve une saisonnalité marquée avec des augmentations des concentrations hivernales (baisse de la consommation). A l'inverse, les orthophosphates présentent plutôt des maximas en été, à relier probablement pour partie à de la régénération ainsi qu'à du relargage en provenance du sédiment associé aux anoxies estivales fréquentes ; le Ptotal présente la même tendance.

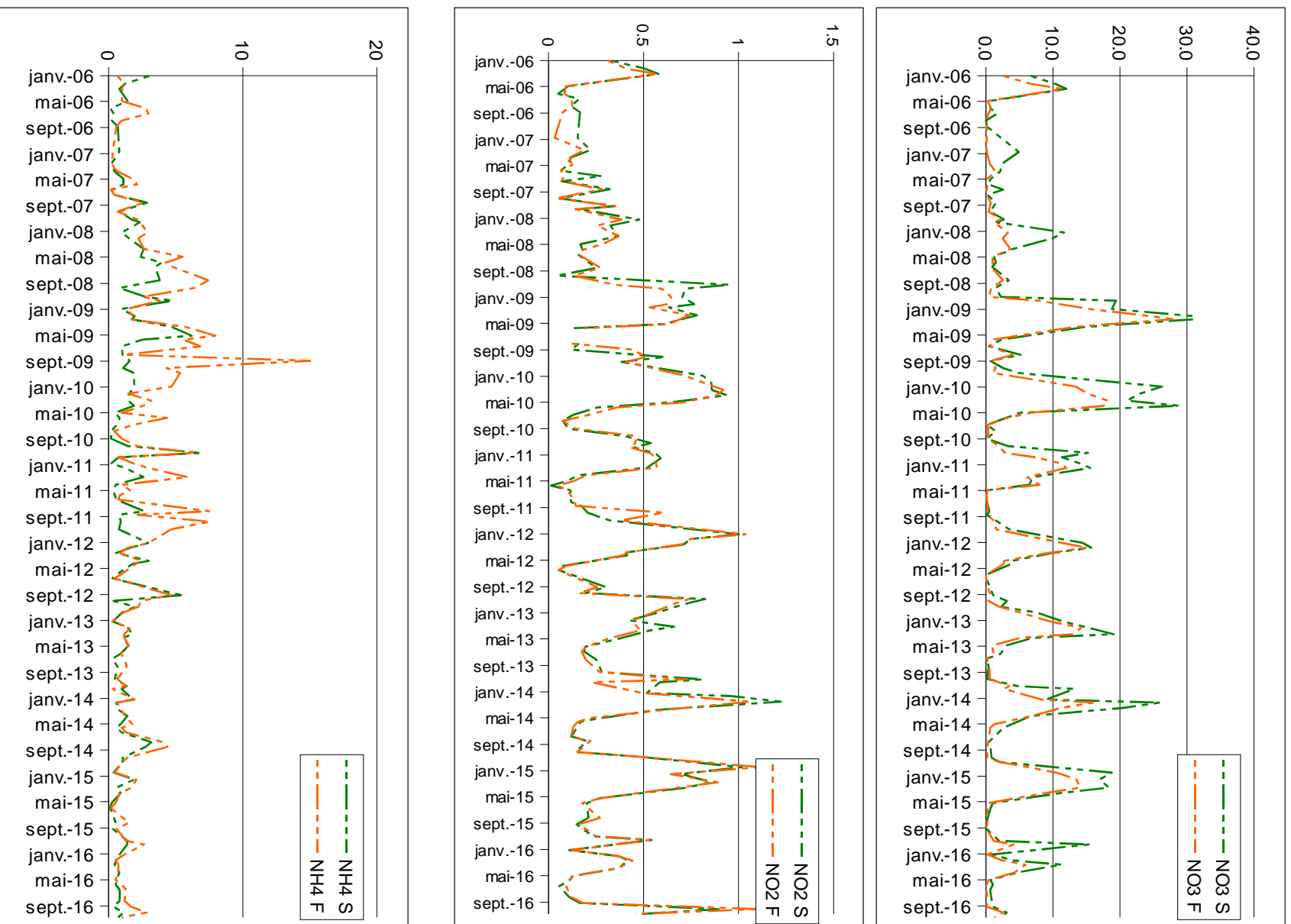


Figure 2 : Concentrations moyennes (µM) en Nitrates (NO₃), Nitrites (NO₂) et Ammonium (NH₄) mesurées mensuellement pour les 10 stations du suivi de l'Observatoire du milieu, en surface (S) et au fond (F) de 2006 à 2016.

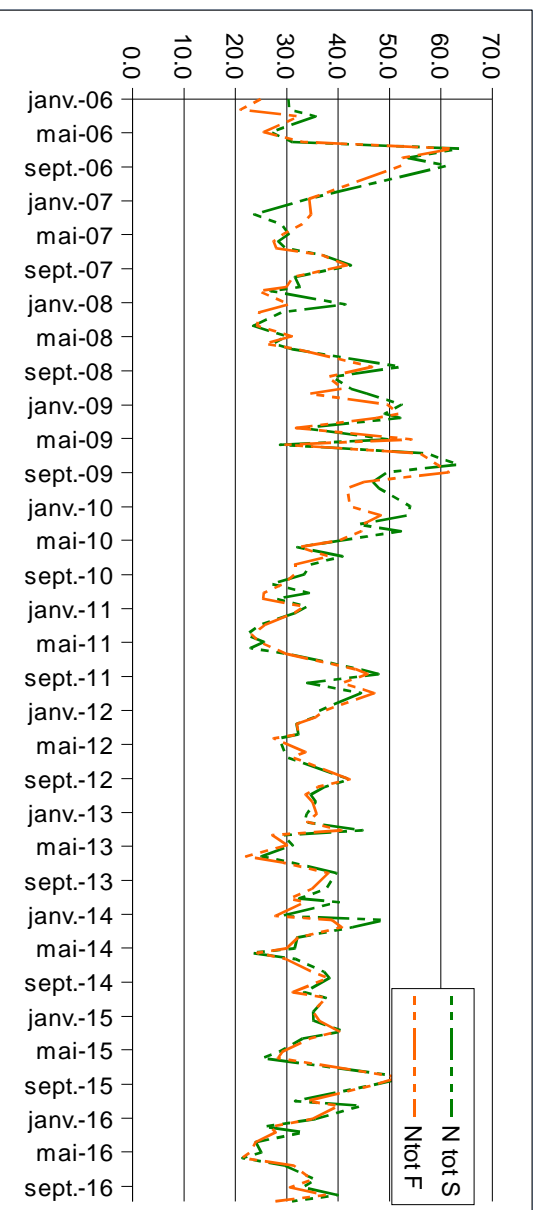
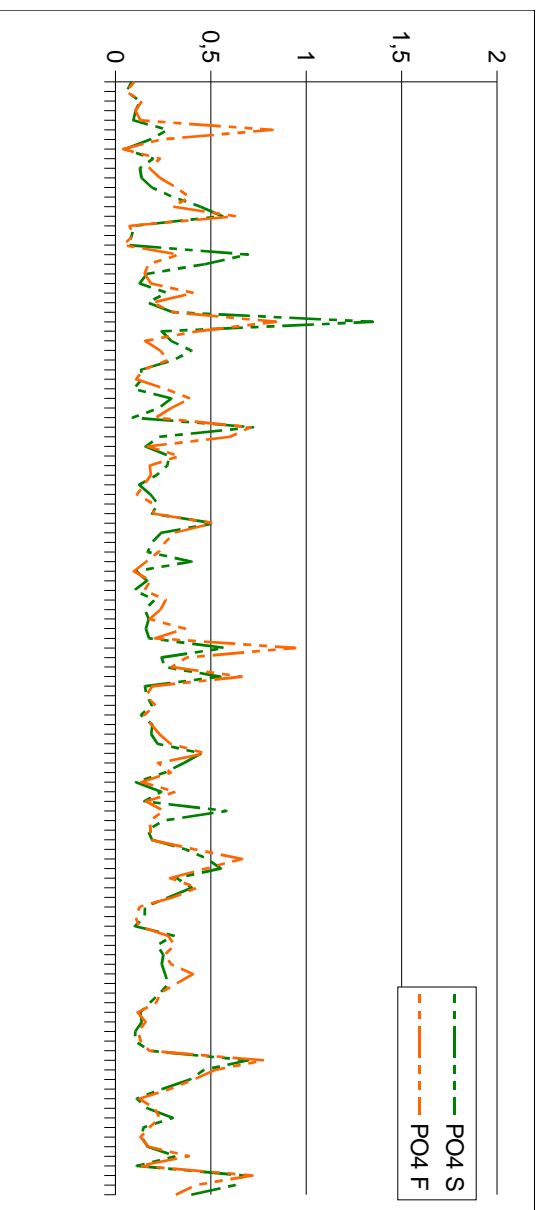
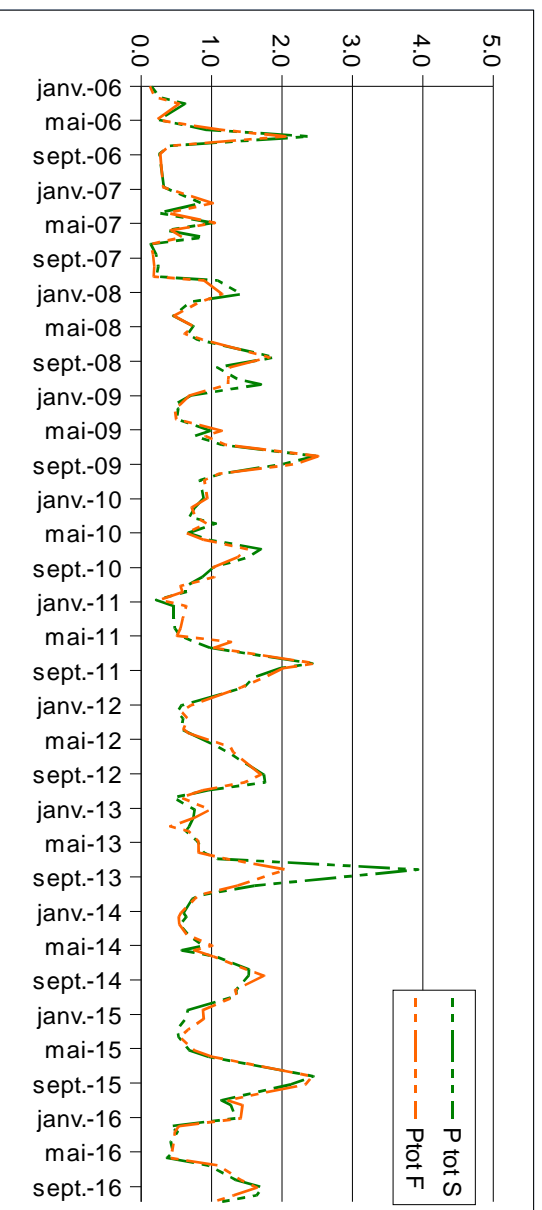


Figure 3 : Concentrations moyennes (μM) en Azote total (N tot), en Phosphate (PO_4) et en Phosphore total (P tot) mesurées mensuellement pour les 10 stations du suivi de l'Observatoire du milieu, en surface (S) et au fond (F) de 2006 à 2016.

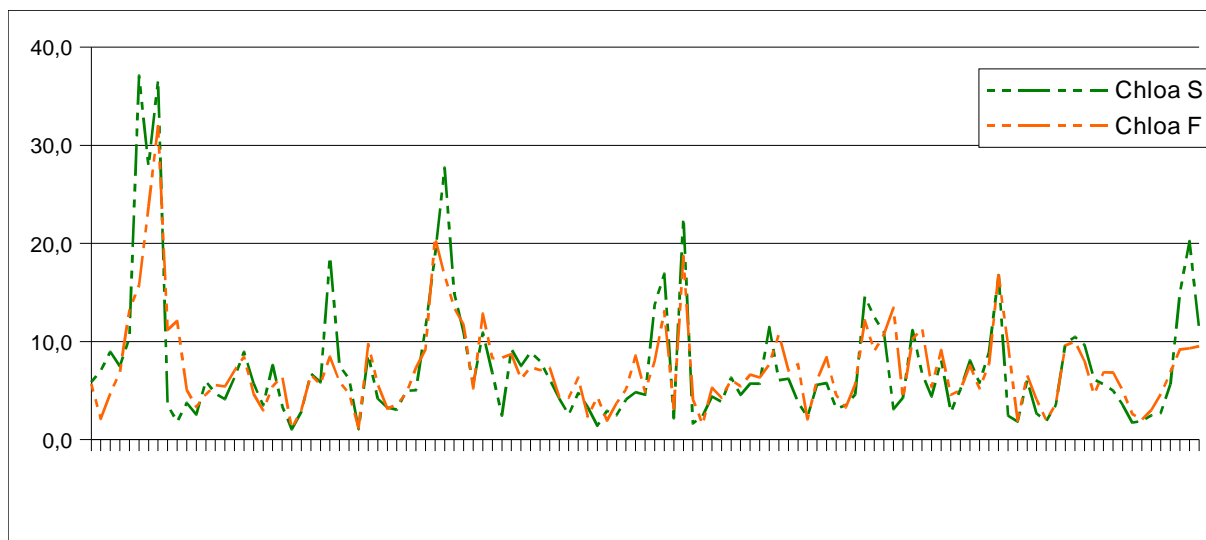


Figure 4 : Concentrations moyennes en chlorophylle-a ($\mu\text{g/l}$) mesurées mensuellement pour les 10 stations du suivi de l'Observatoire du milieu, en surface (S) et au fond (F) de 2006 à 2016.

De manière plus détaillée, les teneurs moyennes en nitrates (NO_3) montrent des évolutions saisonnières marquées : la période estivale est caractérisée par une quasi disparition des nitrates en surface où ils sont consommés, tandis que les plus fortes concentrations sont relevées en hiver. Cette répartition saisonnière se retrouve depuis 2009. Les teneurs en nitrite suivent un rythme saisonnier équivalent à celui du nitrate. Il n'apparaît pas de différence significative entre la surface et le fond. Bien que présent en faibles concentrations ($<0.5 \mu\text{moles/l}$), le nitrite, contrairement au nitrate, est toujours détectable en période estivale, tant en surface qu'au fond. Le rythme saisonnier est également marqué pour l'ammonium, les concentrations de surface sont faibles au cours de l'hiver ($<1 \mu\text{moles/l}$), alors qu'elles peuvent atteindre $3-5 \mu\text{moles/l}$ en été à certaines stations. Les concentrations mesurées au fond sont toujours plus élevées indiquant que le sédiment, siège de la reminéralisation, est une source importante d'ammonium.

Les concentrations en phosphate restent globalement faibles ($< 0.2 \mu\text{mol/l}$ en hiver et de l'ordre de 0.3 à $0.5 \mu\text{mol/l}$ en été) avec une évolution saisonnière qui reste moins marquée et une certaine homogénéité dans l'ensemble de l'étang. Enfin, les teneurs en chlorophylle-a représentatives de l'abondance du phytoplancton sont également rythmées par la saison, les valeurs étaient faibles en hiver ($< 0.5 \mu\text{g/l}$) et plus élevées du printemps jusqu'à l'automne (jusqu'à $25 \mu\text{g/l}$). En 2016, on ne notait pas de « bloom » printanier, mais plutôt une efflorescence à la fin de la période estivale plus marquée que les années précédentes en surface.

L'identification des peuplements de phytoplancton à la loupe binoculaire réalisé sur les prélèvements au centre de l'étang de Berre et de l'étang de Vaïne montre la prédominance des espèces de diatomées par rapport aux autres groupes de phytoplancton.

Ces résultats sont également interprétés selon les critères de la Directive Cadre sur l'Eau. Pour le compartiment hydrologique, les seuils appliqués sont ceux définis dans le cadre du réseau de surveillance lagunaire (*Bilan Méthodologique de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation du RSL, IFREMER, 2013*). Cette analyse de qualité se base sur les résultats du suivi estival (juin, juillet et août). Les paramètres sont comparés à une grille de qualité pour déterminer leur état de « Très Bon » à « Mauvais ». Le paramètre le plus déclassant est celui pris en compte pour déterminer l'état de la masse d'eau.

Tableau 2: Grilles de diagnostic DCE de l'état physico-chimique des masses d'eau lagunaires

	Très Bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
PO4 µg/l	0,3	1	1,5	4	
Azote Dissous µg/l	2	6	10	20	
Azote Total µg/l	50	75	100	120	
Phosphore Total µg/l	0,8	1,5	2,5	4,5	
EQR Phytoplancton	0,67	0,48	0,33	0,17	

Tableau 3: Évaluation de l'état physico-chimiques des 10 stations du suivi hydrologique de l'étang de Berre en 2016

	Surface							
	H01	H03	H04	H07	H08	H12	H13	H16
PO4	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon
Azote Dissous	Très Bon	Très Bon	Moyen	Moyen	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon
Azote Total	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon
Phosphore Total	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon
EQR phytoplacton	Moyen	Bon	Très Bon	Moyen	Très Bon	Très Bon	Bon	Bon
Bilan	Moyen	Bon	Moyen	Moyen	Bon	Bon	Bon	Bon

	Fond							
	H01	H03	H04	H07	H08	H12	H13	H16
PO4	Très Bon	Très Bon	Bon	Très Bon	Très Bon	Bon	Très Bon	Bon
Azote Dissous	Bon	Très Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Très Bon
Azote Total	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon	Très Bon
Phosphore Total	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon
EQR phytoplacton	Médiocre	Moyen	Médiocre	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Bon
Bilan	Médiocre	Moyen	Médiocre	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Bon

L'interprétation des résultats de 2016 vis-à-vis de ces critères DCE montre un état du milieu qui varie de Bon à Médiocre selon les stations. Le principal critère déclassant reste la biomasse phytoplanctonique. Les stations situées au sud-est à proximité de l'entrée d'eau salée de Caronte présentent un bilan vis-à-vis de la DCE plus favorable que les autres. Il est important de noter que ce bilan DCE ne s'appuie que sur les données estivales.

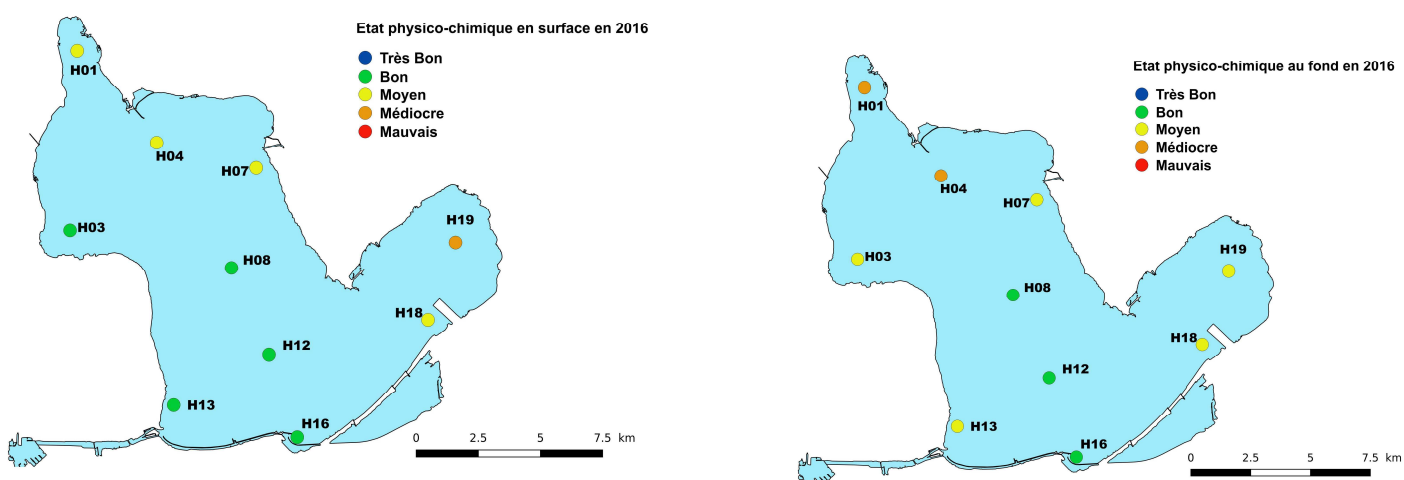


Figure 5 : Cartographie de l'état physico-chimique de l'eau selon les critères DCE pour les 10 stations du suivi hydrologique en Surface et au fond pour l'année 2016.

1.3 Qualité des sédiments

Les campagnes d'analyse de la contamination des sédiments sont réalisées à une fréquence de 5 ans. Des prélèvements de sédiments ont été réalisés en 2016 et ont permis d'éditer une cartographie de la contamination des sédiments. En ce qui concerne les paramètres eutrophisants, les résultats montrent un niveau Moyen pour l'Azote et plutôt Médiocre pour le Phosphore au regard des critères du réseau de Surveillance Lagunaire.

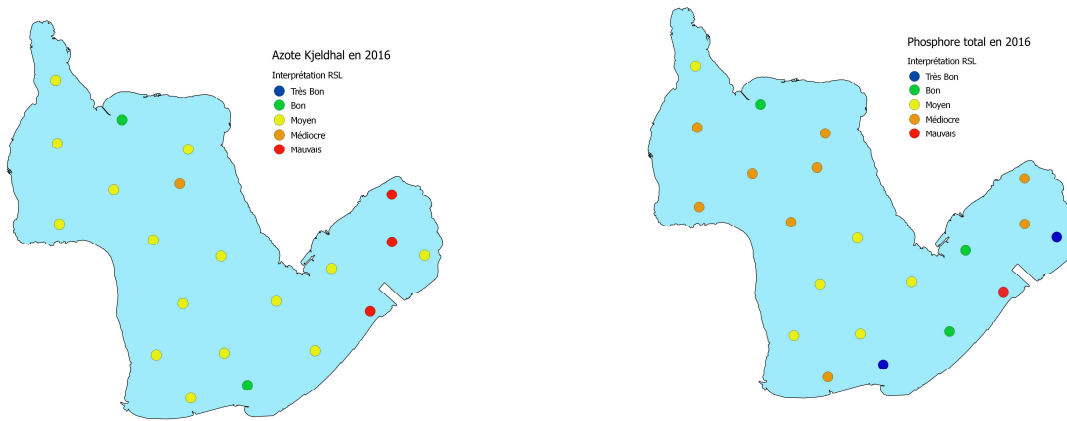


Figure 6 : Cartographie de l'état des concentrations en Azote et Phosphore dans les sédiments de l'étang de Berre en 2016 selon les seuils du réseau de surveillance lagunaire.

On observe toutefois des disparités spatiales. Ainsi, les sédiments de l'étang de Vaine sont plus riches en azote que le reste de l'étang alors que le phosphore se retrouve plus au nord. Ces disparités spatiales se retrouvent aussi dans la répartition des métaux lourds.



Figure 7 : Cartographie de l'état des concentrations en Mercure et Cadmium dans les sédiments de l'étang de Berre en 2016 selon les seuils N1/N2 réglementaires des autorisations de dragages.

Dans l'ensemble, les niveaux de contaminations aux métaux lourds dans les sédiments sont faibles. On trouve des seuils plus élevés en Mercure notamment dans la partie sud de l'étang, à proximité de l'usine Total de la Mède et du débouché du chenal de Caronte.

1.4 Macrophytes

31 transects littoraux sont suivis en plongée sous-marine annuellement au mois de juin (période de plus forte végétation) et un indice d'abondance est calculé pour chacune des espèces de macrophytes présentes. Globalement, l'année 2016 se caractérise par la présence de tous les taxons de macrophytes (hors magnoliophytes) sur quasiment tout le pourtour de l'étang. Alors qu'en 2015, **la progression de *Zostera noltei*** s'observait au niveau de 6 stations, elle **continue en 2016 avec 9 signalisations sur transects et 5 signalisations hors-transects**. Les valeurs d'IAM ont nettement augmenté à l'échelle de l'étang. **La profondeur maximale des taches a tendance, elle aussi, à augmenter**. Cette dynamique est encourageante et devra être confirmée dans les années à venir. *Stuckenia pectinata* a maintenant disparu de l'étang de Berre depuis 11 ans et *Ruppia cirrhosa* se maintient localement avec de très faibles IAM, quelques signalisations ponctuelles seront à surveiller lors des prochains suivis. Ce constat traduit la marinisation effective de l'étang, mieux tolérée par la zostère naine que par d'autres plantes, qui progresse donc. La bonne vitalité inattendue de *Zostera marina* (nouvelles taches, floraisons) issue des transplantations de 2009 est également à surveiller. Il est à noter qu'avant les fortes régressions de magnoliophytes observées entre les années 1960s et 2000s, l'étang de Berre était recouvert de milliers d'hectares d'herbiers mixtes à *Z. noltei* et *Z. marina*. A l'échelle méditerranéenne, *Z. marina* est en nette régression, en raison de ses affinités froides incompatibles avec le changement global actuel.

Les 3 chlorobiontes et les 2 rhodobiontes suivies sont de plus en plus fréquentes. Cette augmentation générale se poursuit depuis au moins 2010. Il s'agit parfois des valeurs d'IAM global les plus élevées depuis le début du suivi (cas des Callithamniae). Cette progression s'observe sur tout le pourtour de l'étang. **Le compartiment végétal est clairement en augmentation dans l'étang de Berre, signe d'une nette amélioration des conditions hydrologiques.** Une nouvelle espèce a fait son apparition en 2016, la gracilaire *Gracilaria vermiculophylla*. Déjà présente dans d'autres lagunes de Méditerranée mais originaire d'Asie du sud-est. Son évolution dans l'étang est surveillée de près. Le Gipreb, s'attachera lors de prochains suivis à identifier la présence de cette espèce par rapport aux autres espèces et à surveiller son évolution.

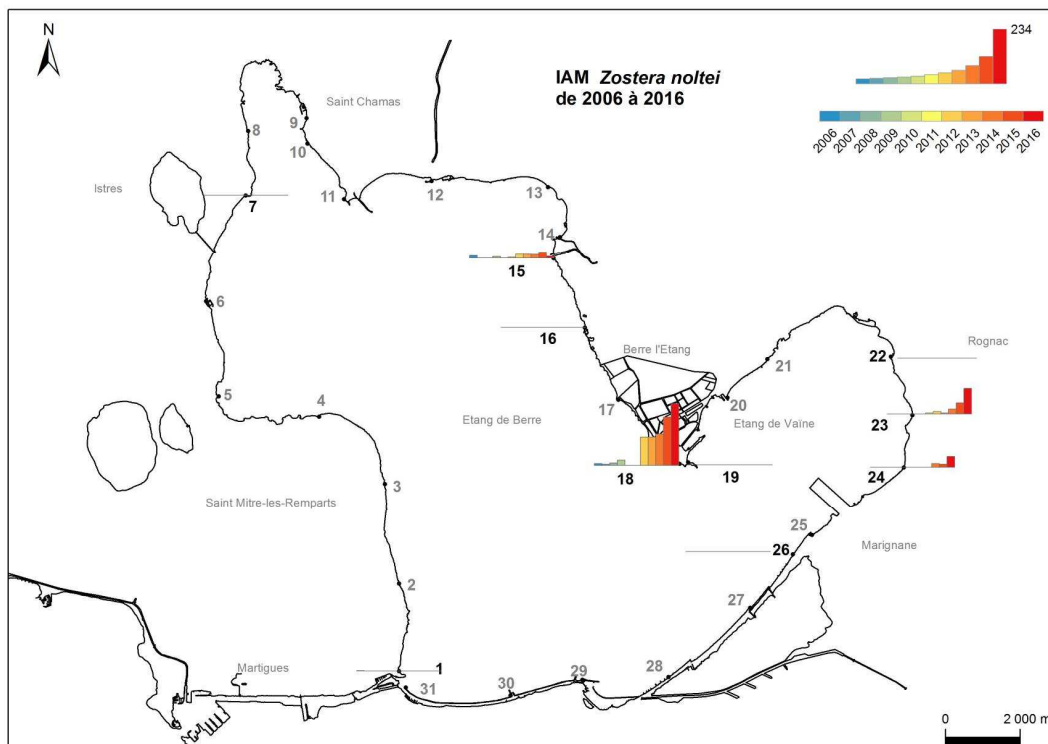


Figure 8 : Représentation cartographique des abondances de *Zostera noltei* sur le pourtour de l'étang de Berre et Vaïne entre 2006 et 2016 (l'espèce est présente sur la station 24 en 2012 avec un IAM très faible).

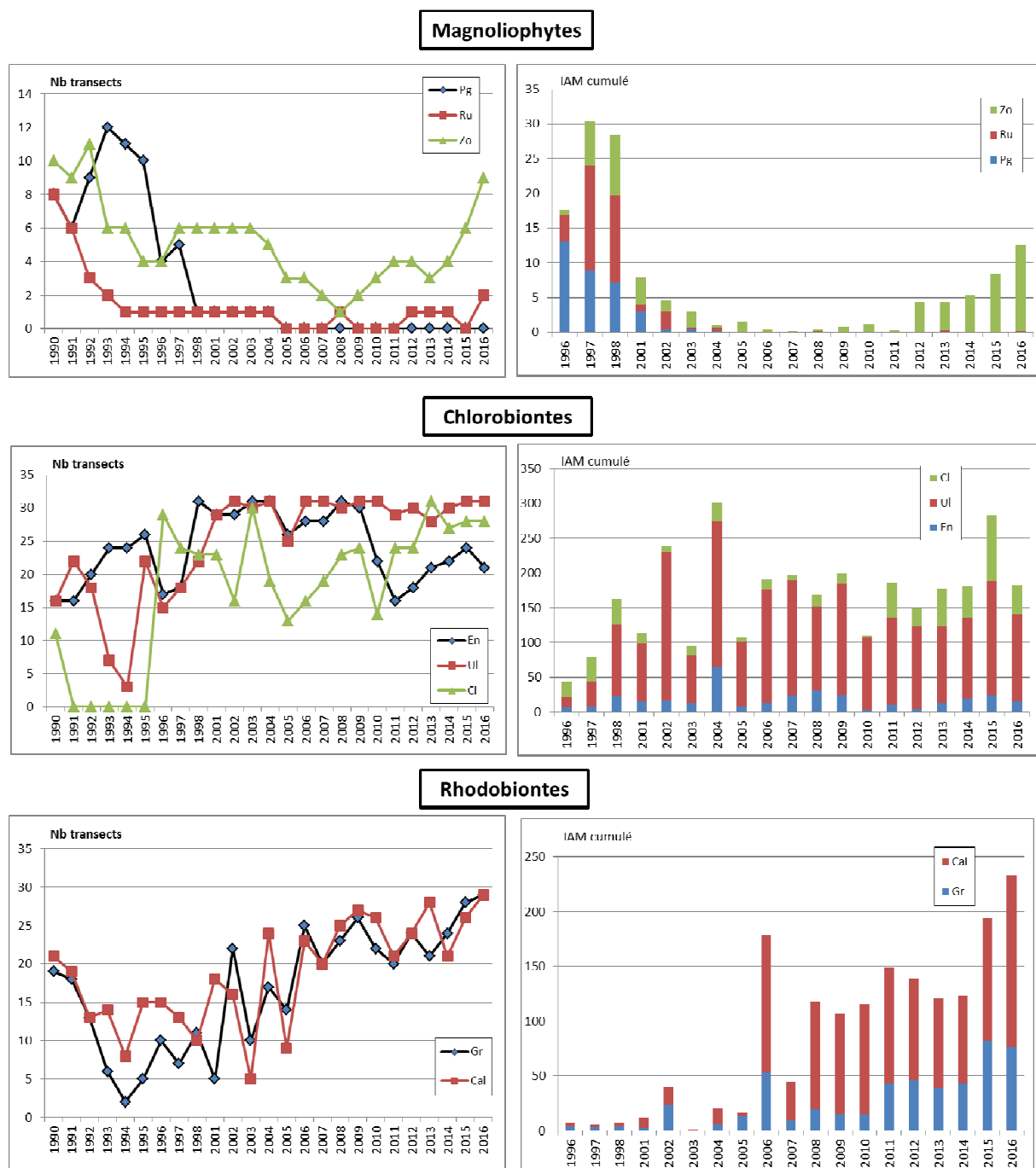


Figure 10 : Évolution du nombre de signalisations de 1996 à 2016 (à gauche) et des IAM cumulés de 1996 à 2016 (à droite) des Magnoliophytes, Chlorobiontes et Rhodobiontes. Pg = *Stuckenia pectinata* (anc. *Potamogeton pectinatus*) ; Ru = *Ruppia cirrhosa* ; Zo = *Zostera noltei* ; En = *Enteromorpha* spp. ; Ul = *Ulva* spp. ; Cl = *Cladophora* spp. ; Gr = *Gracilaria* spp. ; Cal = *Callithamniae*. Pour les rhodobionthes, les années 2006 à 2010 regroupent dans Cal les *Polysiphonia* spp. et *Callithamnion corrymbosum*. * : en 2005 l'IAM de *Callithamnion corrymbosum* a été évalué séparément, il était égal à 319. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012.

Zoom sur les herbiers de Zostères

De par leur importance patrimoniale (*Zostera noltei* est une espèce protégée), les herbiers de zostères font l'objet d'un suivi particulier dans l'étang de Berre qui porte sur les surfaces couvertes et les principaux indicateurs de vitalité.

Le suivi des herbiers porte sur le relevé annuel, au mois de juin (période de plus forte végétation) de leur abondance le long de 31 transects littoraux. En 2014, une cartographie exhaustive des herbiers a été réalisée dans l'ensemble de l'étang. Cette cartographie s'est basée sur l'interprétation par SIG (Système d'information géographique) de photographies aériennes spécifiquement programmées, complétée d'une campagne détaillée de reconnaissance *in situ* en plongée sous-marine sauf dans le bassin de délimonage de la centrale où la visibilité réduite n'a pas permis de la réaliser. Par ailleurs, une action de science participative auprès des utilisateurs de l'étang (pêcheurs, plaisanciers, etc.) a permis de recenser les taches de petite dimension visibles depuis la surface.

Les herbiers restent principalement cantonnés à trois grands secteurs de l'étang : le long de la façade est du Grand étang (du delta de l'Arc à la pointe de Berre), dans le sud de l'étang de Vaïne et dans le bassin de délimonage de Saint-Chamas.

Ces principaux herbiers couvraient les surfaces suivantes :

- à l'embouchure de l'Arc et salins de Berre (6 650 m²)
- à la Pointe de Berre (7 940 m²)
- au sud de l'étang de Vaïne (entre la piste de l'aéroport et la base nautique de Vitrolles, 12 900 m²)
- dans le bassin de délimonage (15 140 m²), site n'ayant pu faire l'objet de reconnaissance *in situ*.

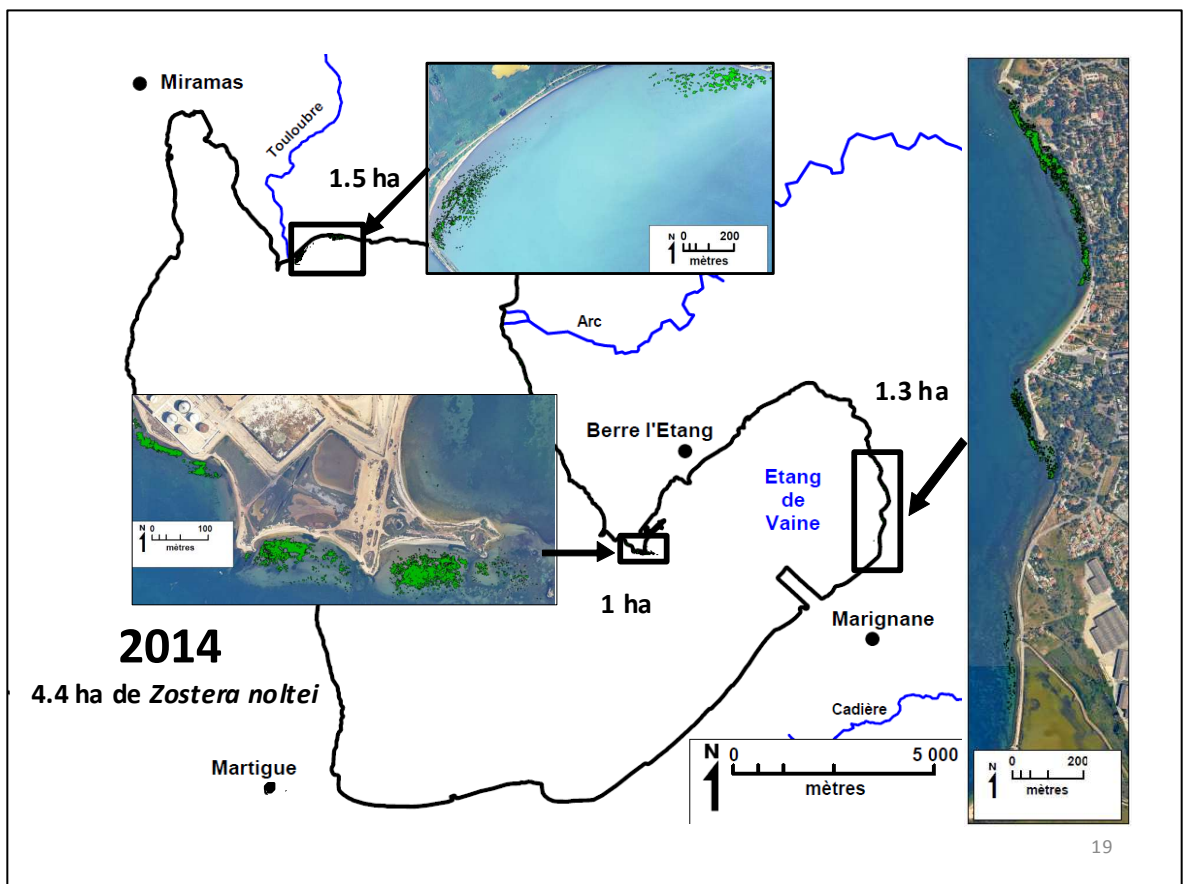


Figure 11 : Représentation cartographique détaillée de trois sites d'herbiers de zostères dans le grand étang et l'étang de Vaïne en 2014.

On note également la présence de taches isolées de zostères dans l'anse du Ranquet, au droit de Figuerolles et au Jaï.

La surface totale des herbiers de l'étang avait ainsi été évaluée à 4.4 ha.

Le suivi de la vitalité des herbiers est réalisé par la mesure *in situ* de paramètres morphologiques standardisés : densité de faisceaux, biomasse endogée (rhizomes + racines), biomasse épigée (feuilles) et biomasse des épiphytes et par des prélèvements, positionnés de manière aléatoire au sein des taches d'herbier. Le protocole d'étude porte préférentiellement sur des méthodes éprouvées et standardisées, et suit les objectifs et recommandations de la Directive cadre sur l'eau. Au cours de la série temporelle, les paramètres de vitalité des herbiers en place (densités de faisceaux, biomasses) sont faibles comparativement à d'autres lagunes méditerranéennes. Ces paramètres fluctuent d'une année à l'autre depuis 2006 mais ne montrent pas de progression significative.

Les **quantités de lumière** disponibles à 1.5 m de profondeur sont **en baisse** en 2016. Globalement, **elles restent en moyenne aux alentours de 15 % de la lumière arrivant en surface, et descendent régulièrement sous le seuil des 10 % qui constitue un seuil limite de survie pour les herbiers. Il est donc probable que la quantité de lumière soit un des facteurs limitant le développement des herbiers plus en profondeur.**

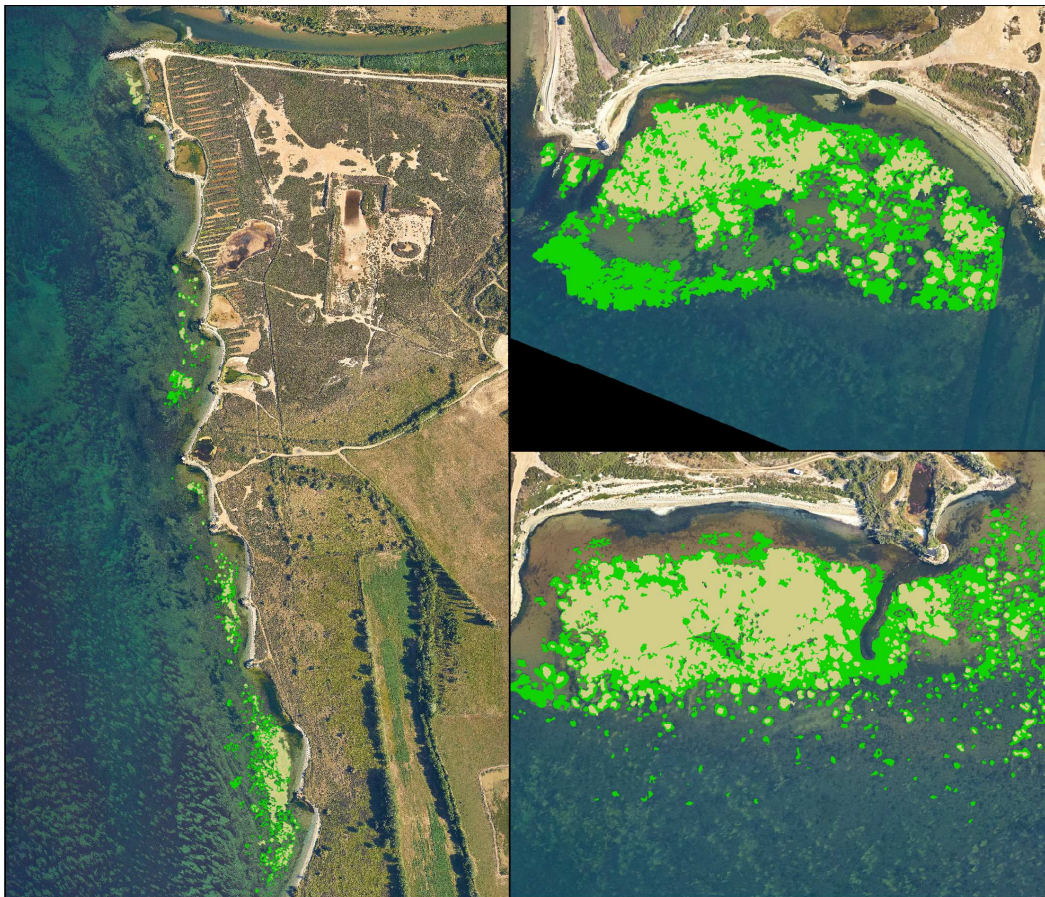


Figure 12 : Cartographie des herbiers de zostères des sites témoins en 2016 en Vert et 2015 en beige : Arc à gauche (échelle 1/8000) et Anses de la pointe de Berre à droite (échelle 1/2500) Les herbiers de zostères sont déterminés par interprétation des photographies aériennes et la réalisation de vérités terrains pour distinguer les zostères, des algues ou des roches.

Sur deux sites témoins, la **pointe de Berre et le delta de l'Arc**, les herbiers font l'objet d'un suivi plus particulier qui porte notamment sur les paramètres de vitalité et les conditions du milieu (la lumière disponible et la qualité des sédiments). Pour **ces deux sites, les surfaces couvertes ont doublé en 2016 par rapport à 2015**. Elles couvrent respectivement 23 899 m² et 11 599 m². Cette progression s'est faite à la fois par coalescence des taches existantes mais aussi par l'apparition de nouvelles taches et pour la première fois, une progression de la limite inférieure des herbiers a été observée. Au niveau de la pointe de Berre nous retrouvons des couvertures proches de celles observées en 1992 (Figure 13). Les herbiers sont cependant moins profonds et en 2016 nous n'observons pas d'herbiers dans l'anse du Nord (Batidou) jusque quelques taches isolées. **Cette progression initiée en 2014 peut-être un effet tardif de la stabilisation de la salinité et de la plus grande clarté de l'eau**. La cartographie globale des herbiers prévue en 2017 devrait permettre de vérifier si cette progression est globale à l'échelle de l'étang.

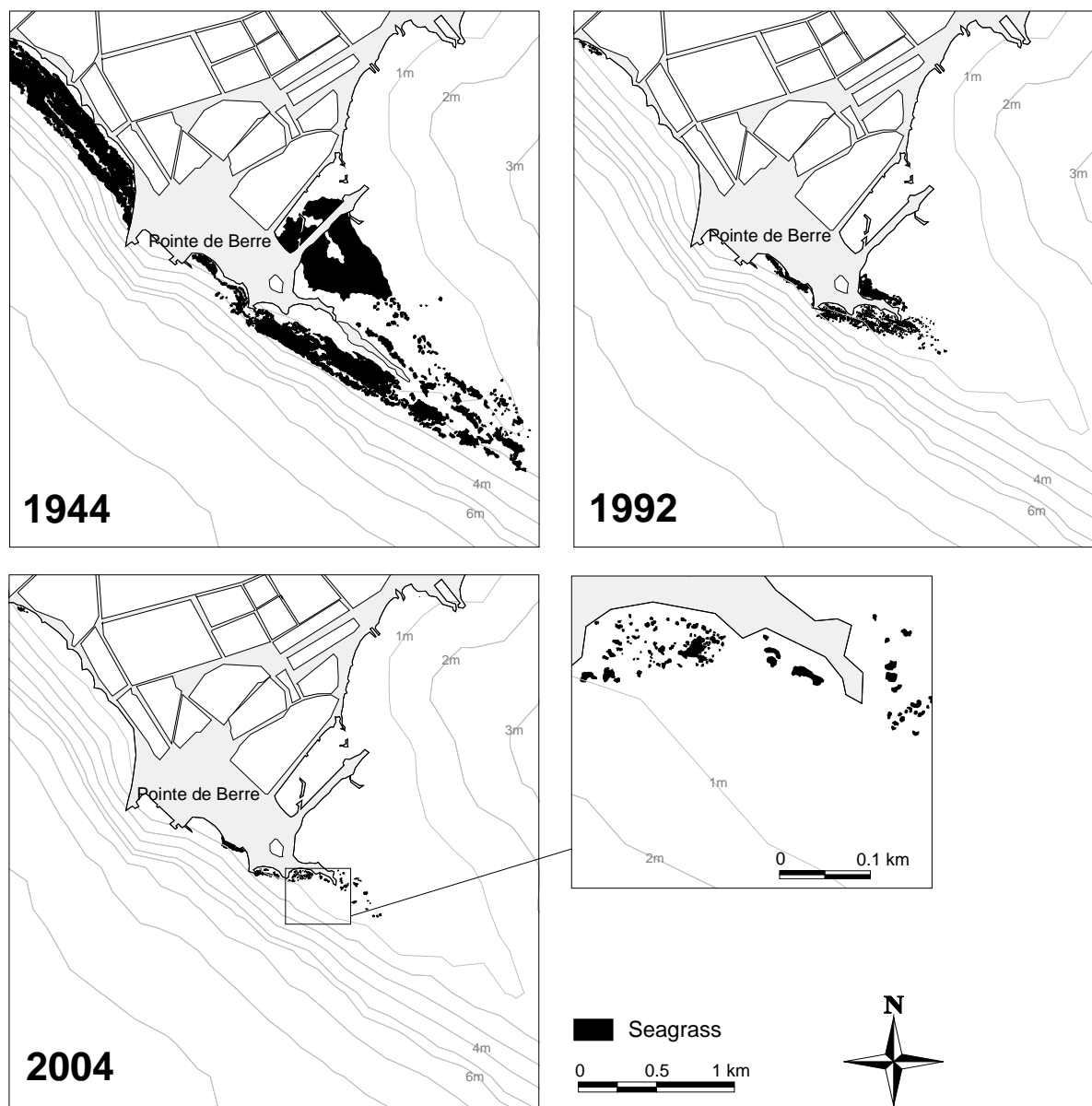


Figure 13. Cartographie des herbiers de *Zostera* sur le site de la Pointe de Berre en 1944, 1992 et 2004 (d'après Bernard et al., 2007).

1.4 Macrofaune benthique et peuplement de moules

Les espèces de la macrofaune benthique de substrat meuble présentes dans l'étang de Berre appartiennent majoritairement à la biocénose Lagunaire eurytherme euryhaline. Cet assemblage est essentiellement présent sur la bordure côtière et s'appauvrit vers le large, avec l'augmentation de la profondeur. Ainsi, dans les secteurs les plus profonds du grand étang (qui représente jusqu'à 60 % des fonds de l'étang), soumis à des anoxies régulières, seuls quelques individus d'espèces pionnières sont observés. En effet, les peuplements sont très directement soumis aux variations des conditions du milieu, et en particulier aux épisodes d'anoxies qui ont touché une grande partie des fonds de l'étang, à plusieurs reprises, au cours de la série temporelle (principalement en période estivale, en lien avec la stratification et l'eutrophisation des eaux de surface).

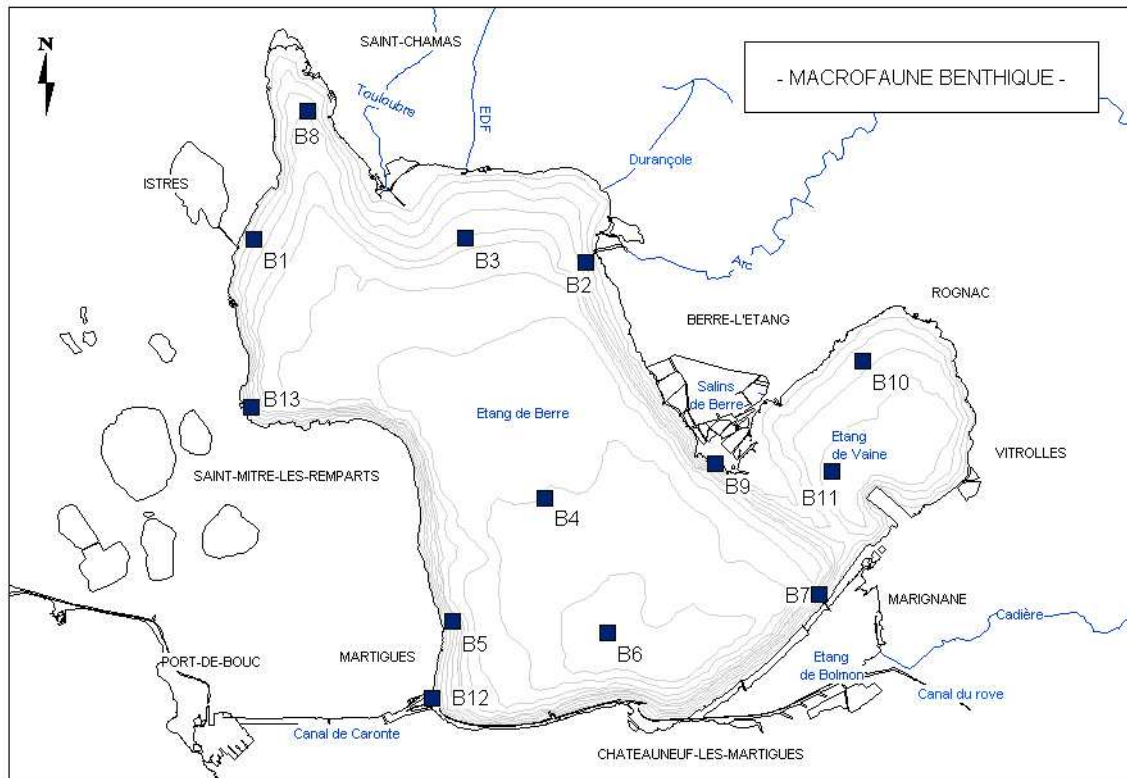


Figure 14 : Localisation des stations côtières et centrales pour le suivi des peuplements de la macrofaune benthique dans l'étang de Berre.

La zone centrale de l'étang apparaît ainsi comme une zone de grande fragilité au regard de la macrofaune benthique. Cette zone centrale, profonde (supérieure à 6 m), est sous l'influence directe des épisodes d'anoxie (diminution de la concentration d'oxygène au fond en lien avec la stratification) et les peuplements de macrofaune sont régulièrement touchés par des épisodes de mortalités massives, empêchant l'installation d'un peuplement pérenne diversifié. La situation en 2016 reste similaire avec des fluctuations importantes du peuplement et une chute des densités au cours de l'été. Le nombre d'espèces observées reste très faible : au maximum 15 espèces (station B6 en février) ont été observées sur un prélèvement. **En 2016, sur l'ensemble des stations centrales, on dénombre au total 23 espèces différentes de macrofaune benthique.** Les espèces les plus représentées sont les *Arcuatula senhousia*, une espèce de moules introduites, les vers de vases (*Nereis succinea*) ainsi que les autres espèces de moules (*Brachydontes marioni* et *Mytilus galloprovincialis*).

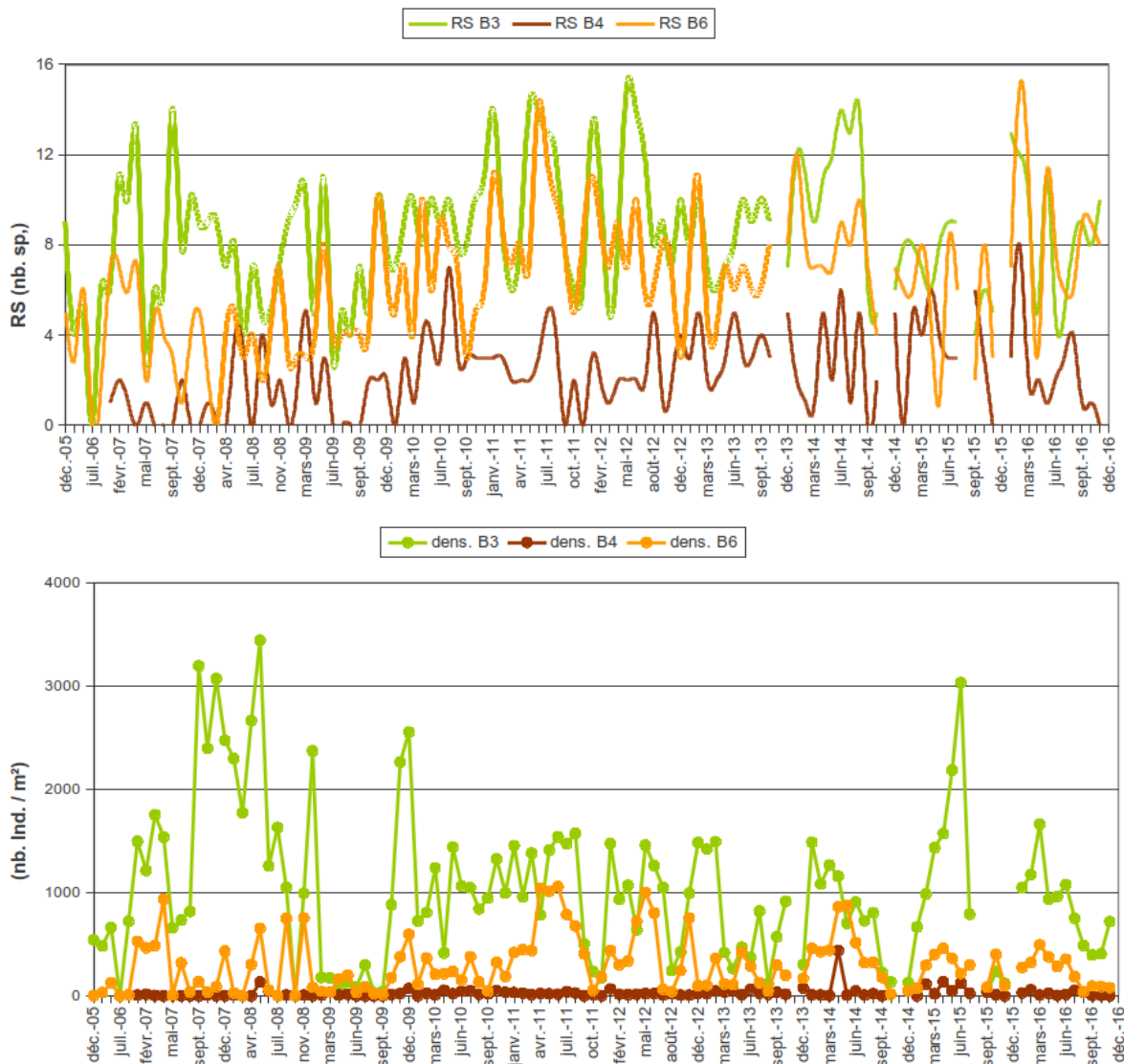


Figure 15 : Richesse spécifique (en nombre d'espèces) et densités (en nombre d'individus par m²) des stations centrales B3, B4 et B6 entre décembre 2005 et décembre 2016.

Les peuplements de la bordure côtière, moins profonds (entre 4 et 5 m), peuvent également souffrir de manière ponctuelle de conditions d'oxygénation très dégradées. Néanmoins, ces peuplements ont témoigné d'une bonne capacité à se reconstituer lorsque les conditions sont redevenues favorables. Moins exposés aux anoxies sévères, **les peuplements de la bordure côtière présentent une certaine stabilité dans le temps**. D'importants épisodes de mortalité tels qu'observés en 2006 n'ont plus été observés depuis. Ces peuplements moins profonds sont caractérisés par **une richesse spécifique plus importante (27 espèces au total) et des densités plus fortes**. Si la moule chinoise (*A. senhousia*) reste toujours prédominante, les palourdes (*Ruditapes philipinarum*) et crustacés y sont bien représentés.

Depuis 2005, il est observé une tendance à l'augmentation de la richesse spécifique moyenne, passant de 6 espèces à plus de 12 en 2016. Ce nombre, bien qu'en augmentation, reste relativement faible comparativement à d'autres lagunes similaires. **Le nombre maximum d'espèces observées reste cependant stable. La densité reste stable.**

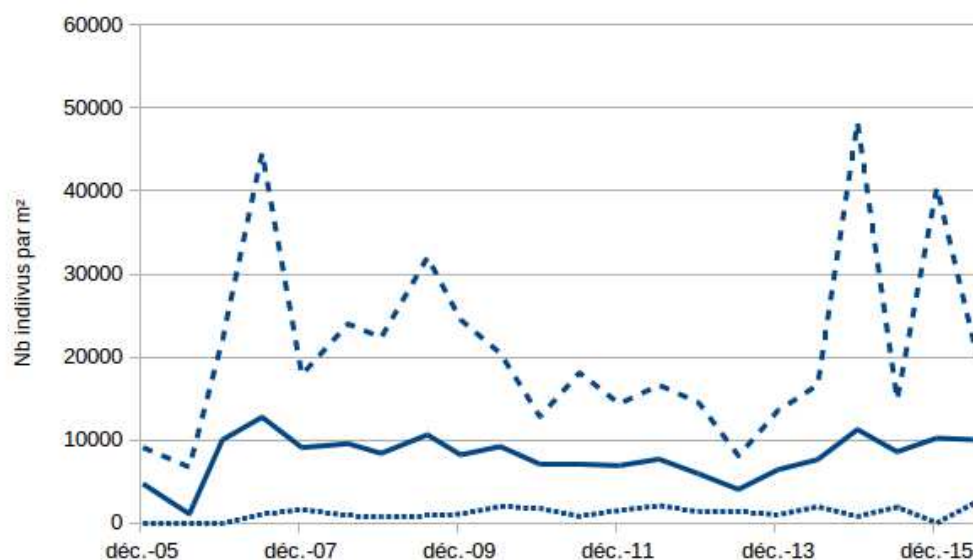
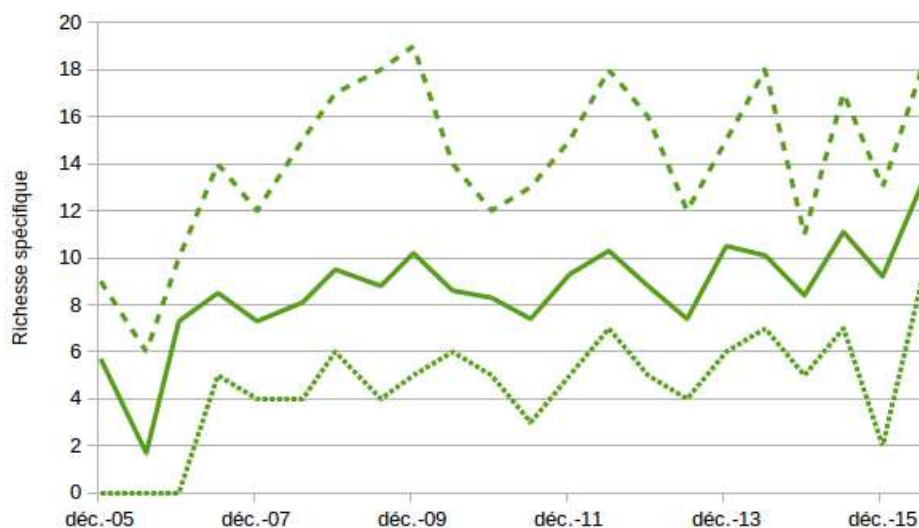


Figure 16 : Richesse spécifique moyenne (en vert) et densité moyenne des peuplements (en bleu) des peuplements de macrofaune benthique aux stations côtières entre 2006 et 2016. En trait plein est représentée la moyenne des valeurs et en pointillés, le minimum et le maximum.

Le peuplement global pour 2016 reste caractérisé par des richesses spécifiques et des abondances faibles, dans un état majoritairement « mauvais » à « moyen » selon l'indice M-AMBI tel qu'il est utilisé actuellement dans le cadre de la DCE. Le calcul du M-AMBI a également été effectué sur les prélèvements réalisés dans le cadre de l'Observatoire du milieu. Les niveaux de classification sont présentés ci-après pour les stations centrales (échantillonnage mensuel) et les stations côtières (échantillonnage en été et hiver) de 2006 à 2016.

Pour les stations centrales les valeurs du M-AMBI sont classées de médiocre à moyen (Tableau 6). Depuis 2010, on note une amélioration perceptible surtout à la station B3 (la moins profonde). En

revanche il n'y a pas d'évolution au cours du temps sur les autres stations. Ces tendances peuvent être mises en relation avec les évolutions de diversité notées précédemment.

Pour les stations côtières, comme pour la station centrale B3 (profondeur comparable) une amélioration de l'indice M-AMBI depuis 2010 est imputable à l'augmentation de la richesse spécifique tandis que la densité évolue peu. En juin 2016, les peuplements côtiers montrent ainsi des niveaux moyens.

Ce compartiment benthique intègre les variations de l'écosystème à long terme. Pour que des améliorations soient observées, il faut que les conditions soient favorables pendant un laps de temps suffisant pour permettre aux peuplements de se reconstituer. Pour l'instant, seules de faibles améliorations sont observables, principalement par l'apparition et l'explosion de certaines espèces introduites comme *Arcuatula senhousia*, *Ruditapes philipinarum*. **Les anoxies, principalement liées à la stratification et à l'eutrophisation des eaux, même si elles ont diminuées en fréquence et en durée, restent toujours trop impactantes pour permettre une recolonisation des fonds de l'étang de Berre.** Le fonctionnement du compartiment benthique et la capacité de recolonisation des fonds par les espèces lagunaires est très dépendant de l'existence de zones refuges permettant la survie des espèces à proximité.

Tableau 5 Signification écologique de l'état de la macrofaune benthique et valeurs seuils de l'indice M-AMBI, donnée par la DCE pour l'ensemble des eaux de transition en Méditerranée.

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 6. Indice M-AMBI pour les stations centrales (B3, B4 et B6) du suivi GIPREB, entre 2006 et juin 2016. En grisé = données manquantes. La construction du M-AMBI est basée sur la définition de bornes minimum et maximum (valeurs minimum et maximum de la DCE en 2006). Les valeurs négatives (correspondant à des valeurs d'indices inférieures aux bornes définies préalablement par la DCE, N. DESROY, IFREMER comm. pers.) ont été ramenées à 0 dans les tableaux.

		B3	B4	B6	
2006	1	0,13		0,11	
	7	0		0	
	12	0,25		0,01	
2007	1	0,24	0	0,24	
	2	0,31	0	0,23	
	3	0,33	0	0,2	
	4	0,36		0,21	
	5	0,15	0	0	
	6	0,19		0,12	
	7	0,26		0,11	
	9	0,3	0	0,11	
	10	0,23	0	0,03	
	11	0,28	0	0,12	
	12	0,3	0	0,14	
	2008	1	0,27		0
2		0,28	0	0,03	
4		0,23		0,19	
5		0,26	0,11	0,17	
6		0,13	0,14	0,1	
7		0,26	0	0,12	
8		0,31	0	0,06	
9		0,27	0	0,13	
11		0,26	0	0,22	
12		0,11	0	0,03	
2009		2	0,28	0	0,12
		3	0,31	0,12	0,1
	4	0,25	0	0,13	
	5	0,35	0,09	0,33	
	6	0,12	0	0,17	
	7	0,29	0	0,12	
	8	0,09	0	0,12	
	9	0,18	0	0,06	
	10	0	0	0	
	11	0,27	0	0,22	
	12	0,29	0,06	0	
	2010	1	0,33	0	0,13
2		0,31	0,03	0,25	
3		0,32	0	0,19	
4		0,35	0,13	0,37	
5		0,36	0,12	0,23	
6		0,34	0,12	0,31	
7		0,36	0,26	0,33	
8		0,33	0,09	0,29	
9		0,27	0,09	0,01	
11		0,32	0,14	0,19	
12		0,34	0,09	0,22	
2011		1	0,42	0,11	0,32
	2	0,32	0,07	0,27	
	3	0,28	0	0,23	
	4	0,33	0,03	0,25	
	5	0,38	0,01	0,32	
	6	0,39	0,08	0,4	
	7	0,42	0,19	0,36	
	8	0,41	0,12	0,36	
	9	0,35	0	0,33	
	10	0,3	0,02	0,25	
	11	0,31	0	0,21	
	2012	1	0,43	0,13	0,33
2		0,33	0	0,29	
3		0,25	0	0,26	
4		0,37	0,03	0,3	
5		0,4	0	0,34	
6		0,4	0	0,37	
7		0,39	0	0,16	
8		0,34	0,15	0,19	
9		0,36	0	0,28	
10		0,26	0	0,22	
12		0,36	0,14	0,09	
2013		1	0,34	0,08	0,19
	2	0,41	0,2	0,36	
	3	0,28	0,03	0,24	
	4	0,23	0,04	0,16	
	5	0,25	0,07	0,27	
	6	0,31	0,16	0,24	
	7	0,38	0,09	0,32	
	8	0,4	0,06	0,2	
	9	0,4	0,13	0,26	
	10	0,34	0,08	0,30	
	12	0,35	0,14	0,28	
	2014	1	0,36	0,02	0,31
2		0,32	0,00	0,25	
3		0,32	0,00	0,22	
4		0,35	0,17	0,22	
5		0,33	0,00	0,28	
6		0,39	0,24	0,32	
7		0,41	0,00	0,31	
8		0,41	0,19	0,33	
9		0,29	0,00	0,29	
10		0,27	0,00	0,20	
12		0,28	0,00	0,28	
2015		1	0,27	0	0,23
	2	0,24	0,18	0,12	
	3	0,29	0,07	0,23	
	4	0,13	0,13	0,04	
	5	0,16	0,12	0	
	6	0,22	0,08	0,26	
	7	0,28	0,04	0,24	
	8	0,19	0,24	0,00	
	9	0,25	0,07	0,32	
	10	0,23	0	0,05	
2016	1	0,35	0,02	0,28	
	2	0,31	0,27	0,39	
	3	0,32	0,00	0,33	
	4	0,13	0,08	0,15	
	5	0,34	0,00	0,41	
	6	0,12	0,07	0,23	
	7	0,12	0,07	0,24	
	8	0,35	0,2	0,23	
	9	0,29	0,00	0,35	
	10	0,31	0,00	0,27	
	11	0,33	0,00	0,3	

Tableau 7 : Indice M-AMBI pour les stations côtières du suivi GIPREB, entre juillet 2006 et juin 2016. En grisé = données manquantes. La construction du M-AMBI est basée sur la définition de bornes minimum et maximum (valeurs minimum et maximum de la DCE en 2006). Les valeurs négatives (correspondant à des valeurs d'indices inférieures aux bornes définies préalablement par la DCE, N. DESROY, IFREMER comm. pers.) ont été ramenées à 0 dans les tableaux.

Stations	juil-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
B1	0,12	0,28	0,28	0,25	0,31	0,30	0,39	0,40	0,34	0,35	0,35	0,38	0,38	0,35	0,13	0,35	0,38	0,38	0,31	0,37
B2	0,00	0,27	0,18	0,25	0,22	0,31	0,23	0,31	0,30	0,30	0,29	0,36	0,39	0,39	0,38	0,39	0,37	0,40	0,31	0,47
B5	0,12	0,31	0,34	0,30	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	0,50
B7	0,00	0,21	0,20	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
B8	0,00	0,15	0,12	0,14	0,18	0,18	0,18	0,20	0,29	0,21	0,19	0,19	0,32	0,33	0,32	0,24	0,28	0,00	0,00	0,16
B9	0,00	0,22	0,31	0,32	0,31	0,29	0,41	0,30	0,38	0,39	0,33	0,41	0,41	0,36	0,36	0,40	0,37	0,41	0,37	0,48
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
B11	0,00	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
B12	0,24	0,00	0,36	0,35	0,39	0,40	0,46	0,47	0,41	0,40	0,43	0,39	0,44	0,48	0,36	0,39	0,47	0,43	0,34	0,51
B13	0,27	0,22	0,29	0,22	0,19	0,28	0,32	0,33	0,16	0,10	0,04	0,31	0,18	0,16	0,17	0,29	0,33	0,43	0,33	0,50

Cartographie des peuplements de Macrofaune benthique

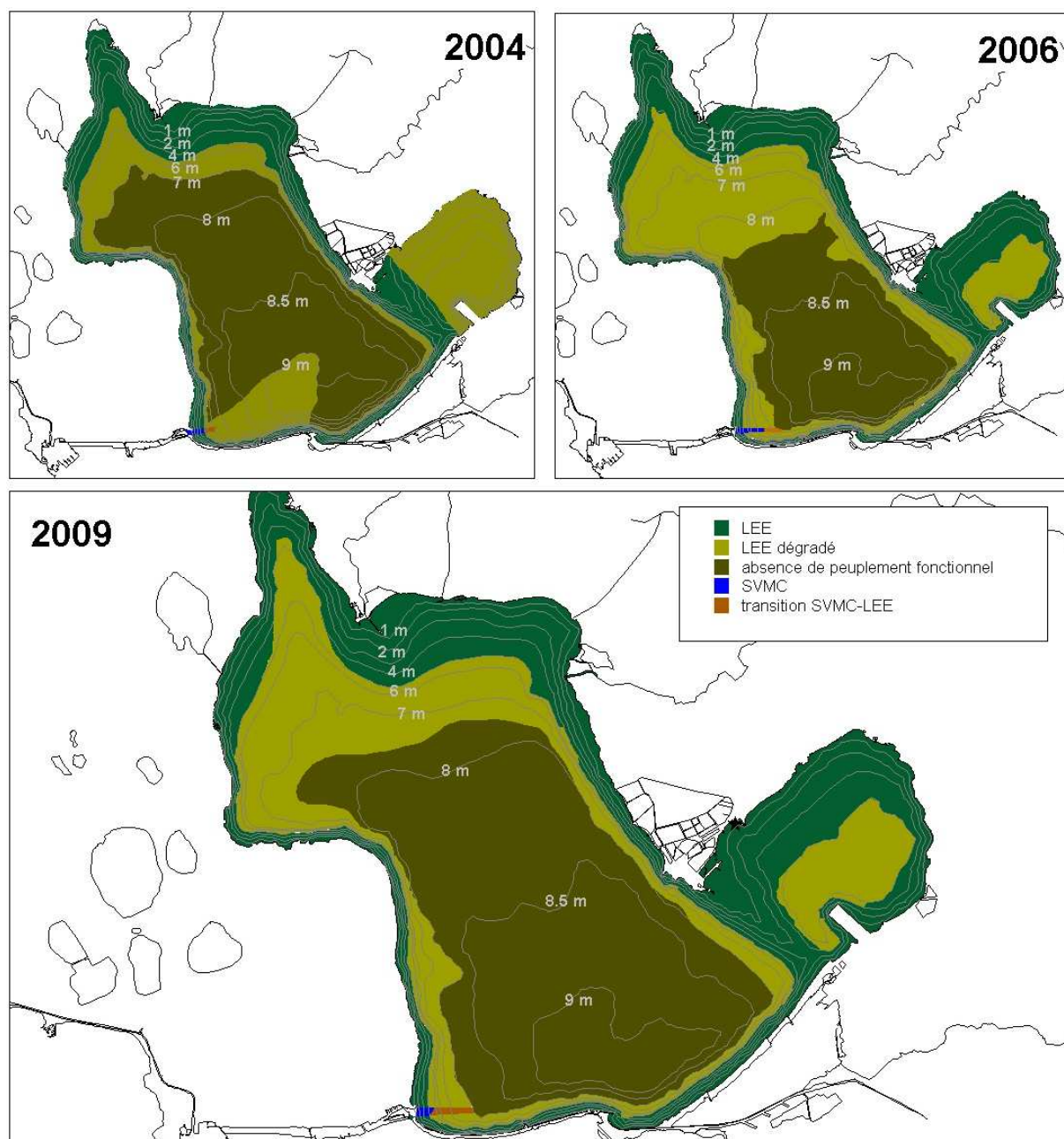


Figure 16 : Cartographie des peuplements benthiques en 2004, 2006 et 2009.

Les assemblages se répartissent selon quatre grands secteurs bathymétriques :

- La bordure côtière jusqu'à 5 m de profondeur où se développe un peuplement de type Lagunaire eurytherme euryhalin (LEE) généralement appauvri (en terme de richesses

spécifiques et d'abondances)¹ ;

- La zone comprise entre les isobathes 5 et 8 m occupée par un assemblage LEE dégradé, avec une réduction marquée du nombre d'organismes tout d'abord puis du nombre d'espèces en fonction de la profondeur. A la limite inférieure de ce liseré, seules subsistent quelques espèces indicatrices de perturbation maximale telles que *Capitella capitata*. Il est à noter que dans l'étang de Vaine ce peuplement LEE dégradé s'observe à partir de 4 m de profondeur.

- La partie centrale de l'étang, à partir de 8 m de profondeur, colonisée par *C. capitata*. Dans la partie sud de l'étang, sous l'influence des courants de marée, *C. capitata* est associée à *Brachidontes marioni*, caractéristique du peuplement LEE.

- Le chenal de navigation au débouché du canal de Caronte, où l'on trouve un assemblage marin SVMC appauvri qui cède la place au fur et à mesure que l'on s'éloigne de Martigues à un peuplement de transition SVMC-LEE puis à un peuplement LEE dégradé.

La cartographie a été mise à jour en 2015 et montre une **amélioration en termes de richesse spécifique et d'assemblage surtout sur la bordure littorale au niveau du Jaï et de la côte est, marquée notamment par le développement des bivalves fouisseurs, coques et palourdes. On rappelle également la présence ponctuelle d'espèces marines cantonnées dans la zone d'influence du chenal de Caronte. Toutefois ces évolutions ne sont pas accompagnées d'une modification du classement du peuplement au titre de la DCE.**

¹ Un peuplement LEE florissant se caractérise à la fois par une richesse spécifique élevée et une densité importante liée au développement particulier d'une ou de plusieurs espèces formant des faciès.

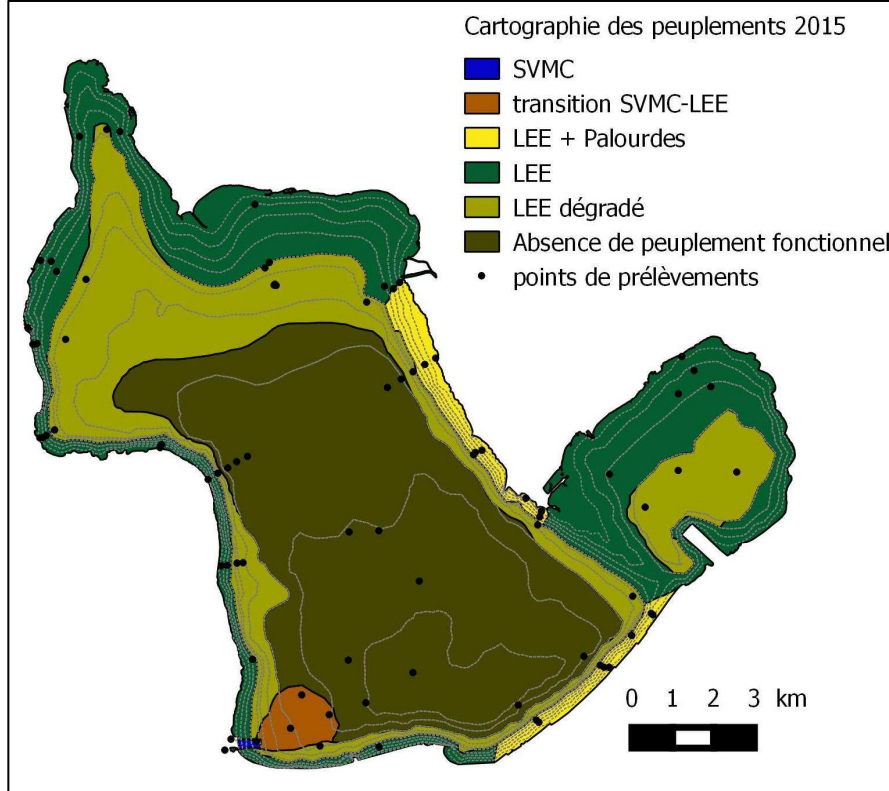


Figure 17 : Cartographie des peuplements benthiques en 2015.

La répartition de *Mytilus galloprovincialis* a été analysée à l'échelle de l'étang de Berre. L'espèce est rencontrée en 2016 sur toutes les stations étudiées autour de l'étang de Berre avec des abondances variables d'une station à une autre. L'IAM global progresse de manière régulière depuis 2010 et se stabilise, il atteint néanmoins en 2016 la valeur la plus élevée depuis le début du suivi. Depuis 2013, les moulières continues ou formant de grands agrégats sont en augmentation aux dépens des petits agrégats et des individus isolés qui diminuent.

La population de la moule introduite *Arcuatula senhousia* est présente sur l'ensemble du pourtour de l'étang, l'IAM varie peu et reste globalement stable depuis le début du suivi de l'espèce introduite. Il s'agit tout de même de la valeur d'IAM la plus élevée depuis 2006. La moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis* est dominante à l'échelle de l'étang de Berre à l'intérieur de la bande littorale des 100 m et est présente dans les 31 stations. Les observations faites durant 11 années de suivi témoignent de la capacité de la moule *Mytilus galloprovincialis* à se reproduire et à se développer à l'échelle de l'étang de Berre.

L'évolution d'*A. senhousia* ne montre pas de tendance à la prolifération aux dépens des autres espèces.

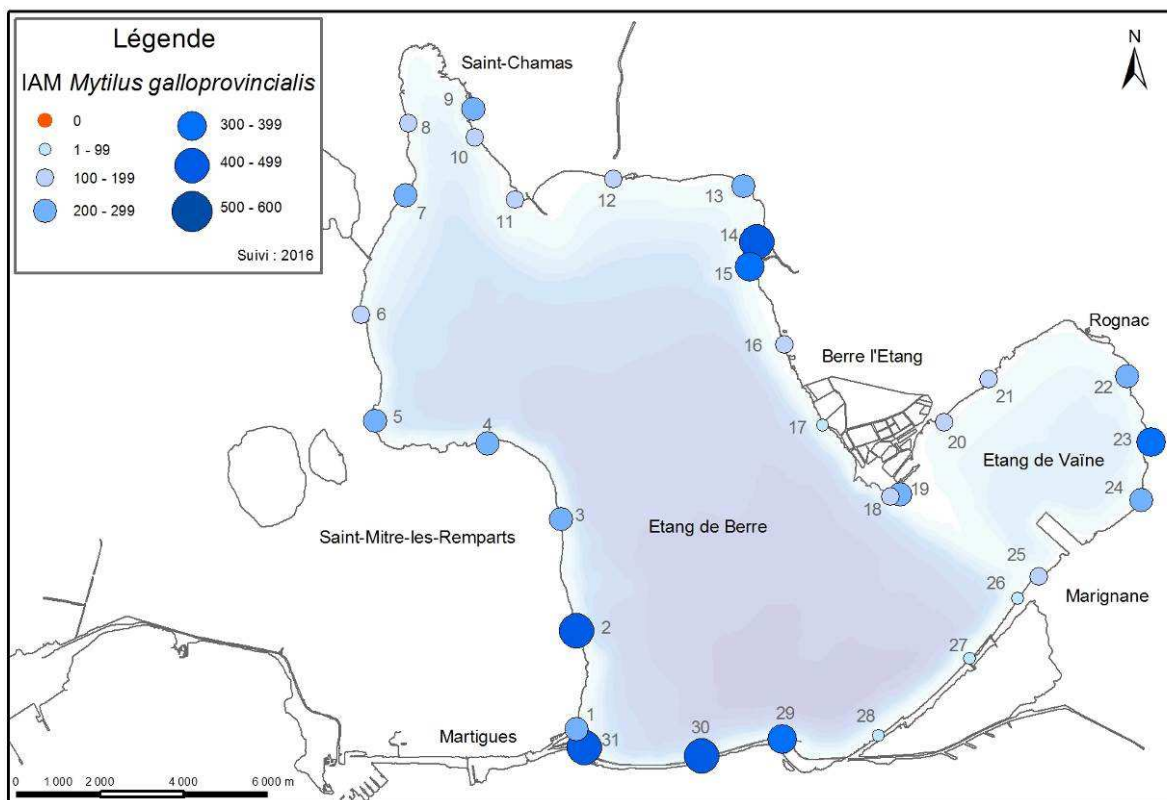


Figure 9 : Représentation cartographique des abondances (IAM) de Moules *Mytilus galloprovincialis* sur le pourtour de l'étang de Berre et Vaïne en 2016 au cours des 31 transects étudiés

Qualité bactériologique

Ce suivi initié depuis 2003 par le GIPREB à la demande des acteurs de l'étang de Berre, institutionnels, usagers professionnels et particuliers a vocation à renseigner les usagers du nautisme sur la qualité sanitaire des eaux en dehors des périodes et zones habituelles de baignade.

Les prélèvements sont réalisés par le GIPREB selon une fréquence mensuelle sur les 10 stations du suivi hydrologique et 12 stations correspondant aux mises à l'eau des bases nautiques, soit 252 analyses annuelles. Depuis 2012, les analyses sont réalisées par le Gipreb (méthode d'analyse Colilert/Enterolert®).

La grande majorité des résultats obtenus au cours de l'année 2016 témoigne d'une qualité d'eau majoritairement « bonne », au regard des seuils s'appliquant à la qualification de l'état sanitaire des eaux de baignade (sans application réglementaire pour la pratique du nautisme). Ponctuellement, certaines rampes de mise à l'eau et certains points du plan d'eau ont été momentanément déclassés par de mauvais résultats, induits par des épisodes orageux et des eaux de ruissellement conduisant à des pollutions locales. La qualité sanitaire des eaux de l'étang est donc globalement satisfaisante.

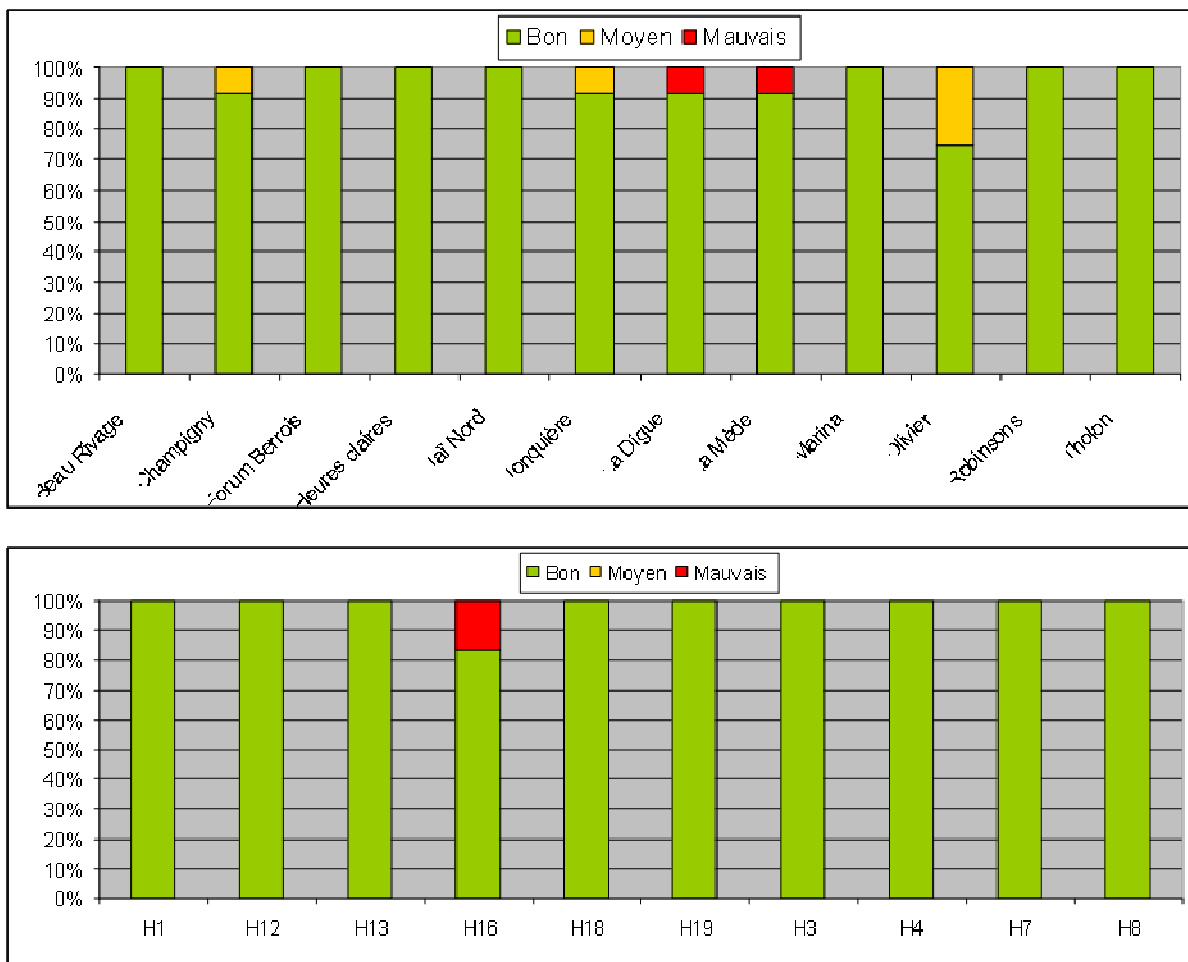


Figure 18. Qualité sanitaire des rampes de mise à l'eau et des stations du plan d'eau en 2016, selon les seuils réglementaires (Bon, Moyen, Mauvais) appliqués aux eaux de baignade.

Acquisitions complémentaires, programmes de recherche et thèse de Doctorats menés en partenariat avec les universités

En complément du suivi écologique et des études réalisées, le Gipreb participe à un certain nombre de programmes de recherche, appliquée ou plus fondamentale, dans lesquels l'étang de Berre apparaît comme « site atelier ». Les problématiques abordées par ces programmes rejoignent très directement celles liées à la réhabilitation de l'étang de Berre.

L'implication du Gipreb dans ces programmes se fait sous la forme de mise à disposition des données acquises dans le cadre du suivi écologique, et ponctuellement d'un appui logistique, et de participation aux réunions de cadrage et de restitution. En contrepartie, le Gipreb bénéficie de l'effort de recherche mis en œuvre dans le cadre de ces programmes pour améliorer sa connaissance sur l'étang de Berre et les processus écologiques en jeu. Nous pouvons citer notamment le programme de recherche PREDHYPO qui vise à : caractériser les dynamiques géochimiques, microbiologiques et macrobenthiques du compartiment sédimentaire en réponse à des changements des conditions d'oxygénation dans la colonne d'eau ; évaluer les transferts d'oxygène et de nutriments à l'interface eau-sédiment résultant de ces dynamiques et construire un modèle biogéochimique capable de prédire l'évolution des processus et des flux sous l'influence des variations des

concentrations en oxygène. Les premières expériences *in situ* et *ex situ* ont eu lieu en 2015 et se poursuivent en 2016

Par ailleurs, en 2016 le Gipreb est associé en tant que partenaire socio-économique à deux thèses de doctorat, co-financées avec la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur :

- Mathilde Dugenne (Aix-Marseille Université - MIO), Analyse du phytoplancton à l'échelle individuelle et à haute fréquence dans l'étang de Berre. Soutenance prévue en 2017

- Guillaume Marchessaux (Aix-Marseille Université - MIO), Rôle de *Mnemiopsis leidyi* et *Aurelia aurita* (gélatineux carnivores) sur le fonctionnement et la Régulation de l'écosystème de l'Etang de Berre (ROMAREB). Soutenance prévue en 2018.

Au travers de ces collaborations, le travail effectué par le Gipreb sur l'étang s'enrichit régulièrement et gagne en visibilité et en cohérence.

