

OBSERVATOIRE DU MILIEU

BILAN ANNUEL DES OPÉRATIONS 2015



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.

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 6 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 physique 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.

OPERATION 1 – SUIVI ECOLOGIQUE

Le suivi écologique porte sur 6 compartiments : la qualité hydrologique de l'eau de l'étang de Berre, la qualité des sédiments, les macrophytes (algues et phanérogames) et peuplements de moules, les herbiers de zostères, la macrofaune benthique de substrat meuble et la qualité bactériologique des eaux de l'étang de Berre :

VOLET	ECHANTILLONNAGE PREVU	DETAIL DES ACQUISITIONS
Hydrologie	12 campagnes mensuelles sur 10 stations	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Profils : S, T, O₂, NTU, pH, eH, chl-a ▪ Prélèvements surface et fond : nutriments, chl-a, MeS, MO ▪ Prélèvements surface 2 stations : phytoplancton (détermination et comptage)
Qualité des sédiments	1 campagne sur 21 stations tous les 5 ans	Composition granulométrique, matière organique, nutriments, métaux lourds, composés organiques
Macrophytes et peuplements de moules	1 campagne annuelle sur 31 stations	relevés in situ, détermination spécifique, analyse semi quantitative (recouvrement et abondance)
Herbiers de Zostères	1 campagne sur 2 sites témoins et sur l'ensemble de l'étang tous les 5 ans	Photographies aériennes : surfaces couvertes Relevés in situ des paramètres de vitalité et de la dynamique de colonisation
Macrofaune benthique	12 campagnes – 3 stations centrales 2 campagnes – 12 stations côtières	détermination et comptage : richesse spécifique et densité
Qualité bactériologique	12 campagnes pour 21 stations	<i>E. Coli</i> , entérocoques

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 530 mm de précipitations annuelles cumulées en 2015, rapportées à la surface de l'étang, équivalent à des apports en eau douce de **83 millions de m³**.

Les apports en eau des tributaires naturels en 2015, totalisent **186 millions de m³**, dont 99 millions de m³ pour l'Arc, 75 millions de m³ pour la Touloubre et 12 millions de m³ pour la Cadière. Ces apports sont en forte baisse par rapport à l'année précédente (300 millions de m³).

Les apports en eau douce par le canal usinier de la centrale hydro-électrique de Saint-Chamas ont été de **1 109 millions de m³** de janvier à décembre 2015 en augmentation par rapport à 2014 (839 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 (8 200 t en 2012 ; 5 703 t en 2013), sans toutefois prendre en compte les épisodes de crues. Ces dernières peuvent contribuer jusqu'à 99 % des flux de matière en suspension.

Comme pour les apports en eau, les apports en limons par le canal usinier de Saint-Chamas sont régulés. En 2015, les apports solides ont été de **57 752 tonnes** (43 452 tonnes en 2014).

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 546 tonnes d'azote et de 31 tonnes de phosphore en 2013.**

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.

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 beaucoup moins salée que la couche de fond.

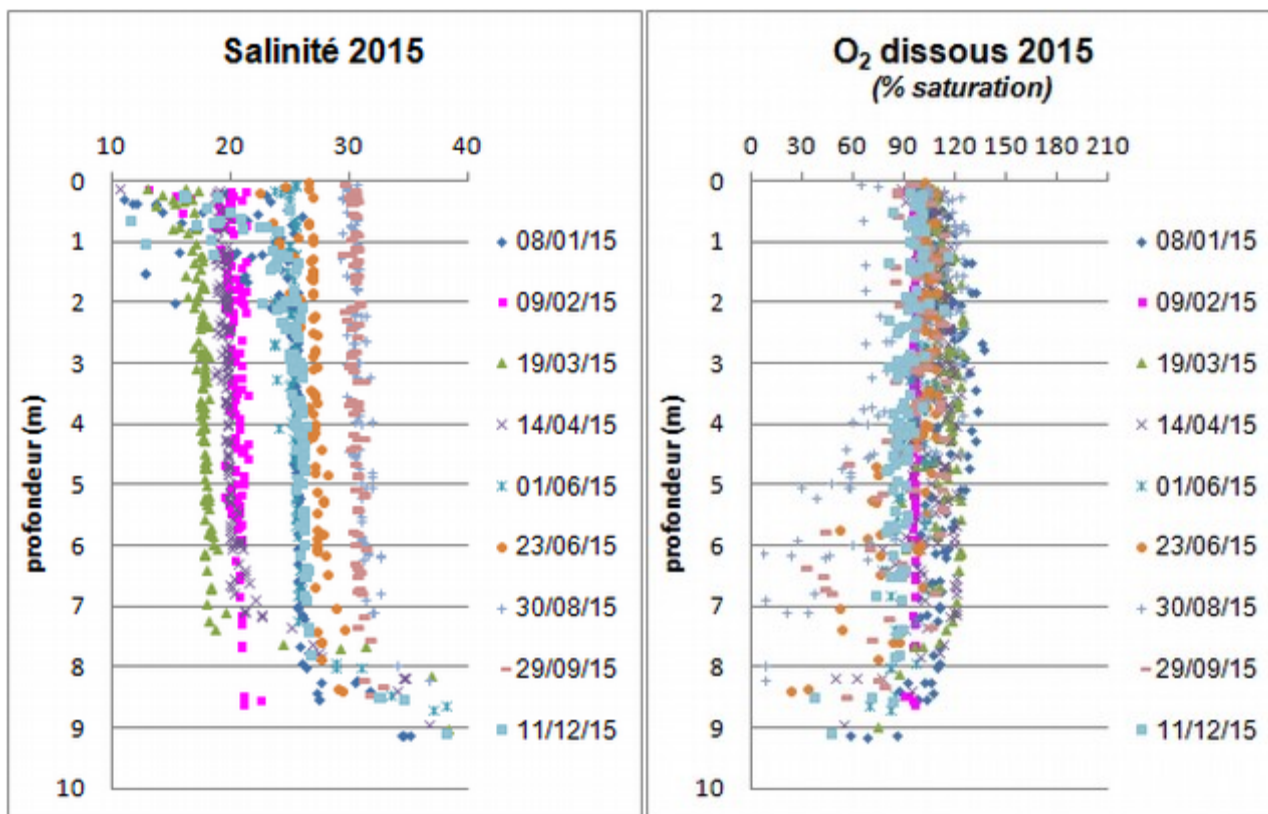


Figure 1. Répartition verticale de la salinité et des teneurs en oxygène dissous (% de saturation) pour les 10 stations du suivi hydrologique au cours de l'année 2015.

La répartition spatiale et temporelle de la salinité a été assez hétérogène durant l'année 2015, 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, avril et décembre 2015, 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. En conditions estivales et en automne les phénomènes d'anoxie se propagent jusque dans les petits fonds (5 m de profondeur fin août 2015).

L'étang de Berre constitue **un milieu globalement eutrophe**, avec de fréquentes efflorescences algales (phytoplanctons et macroalgues) et des phénomènes d'appauvrissement en oxygène de ses eaux.

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.

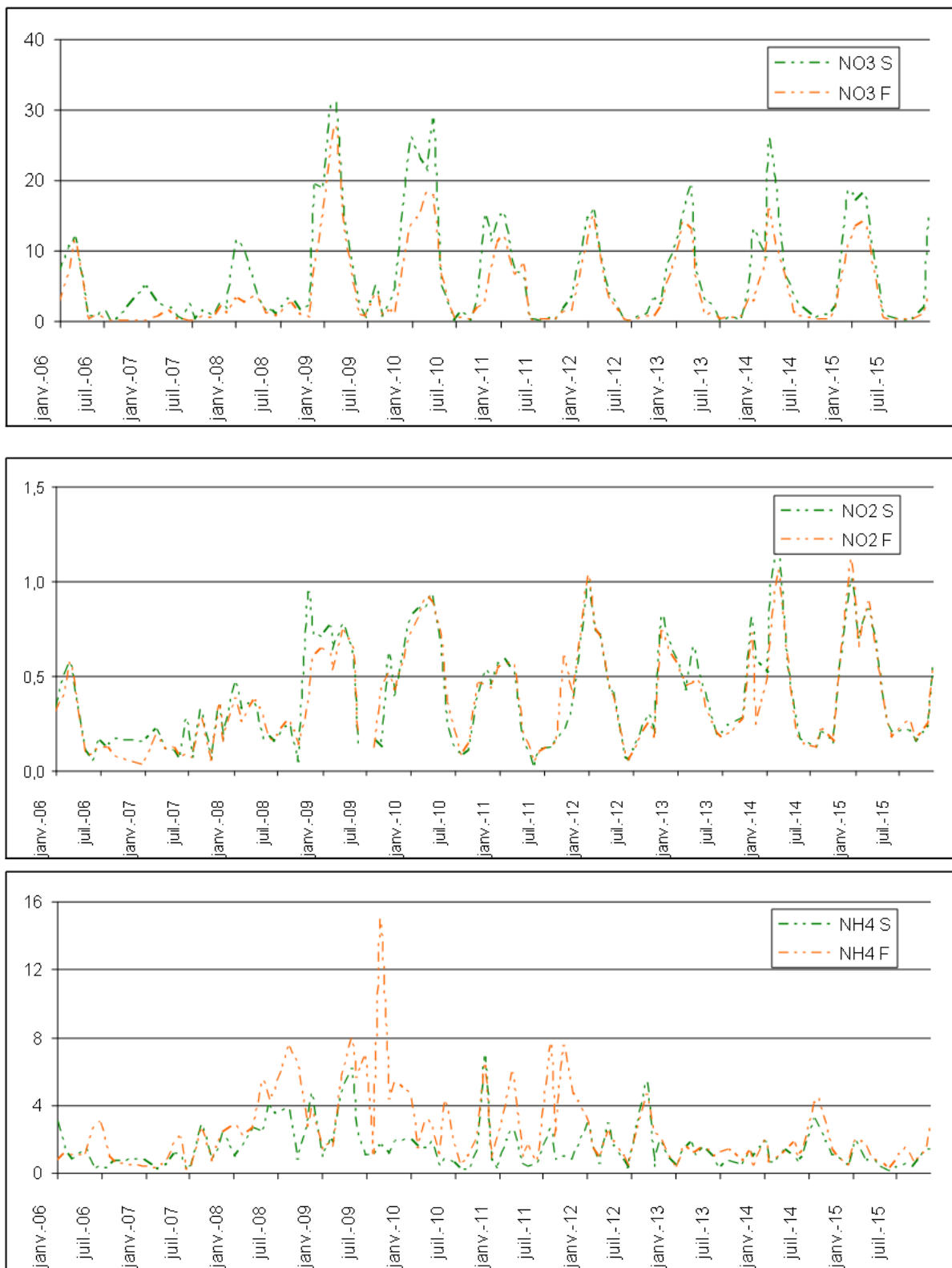


Figure 2 : Concentrations moyennes (μM) en Nitrates (NO_3), Nitrites (NO_2) et Amonium (NH_4) mesurées mensuellement pour les 10 stations du suivi de l'Observatoire du milieu, en surface (S) et au fond (F) de 2006 à 2015.

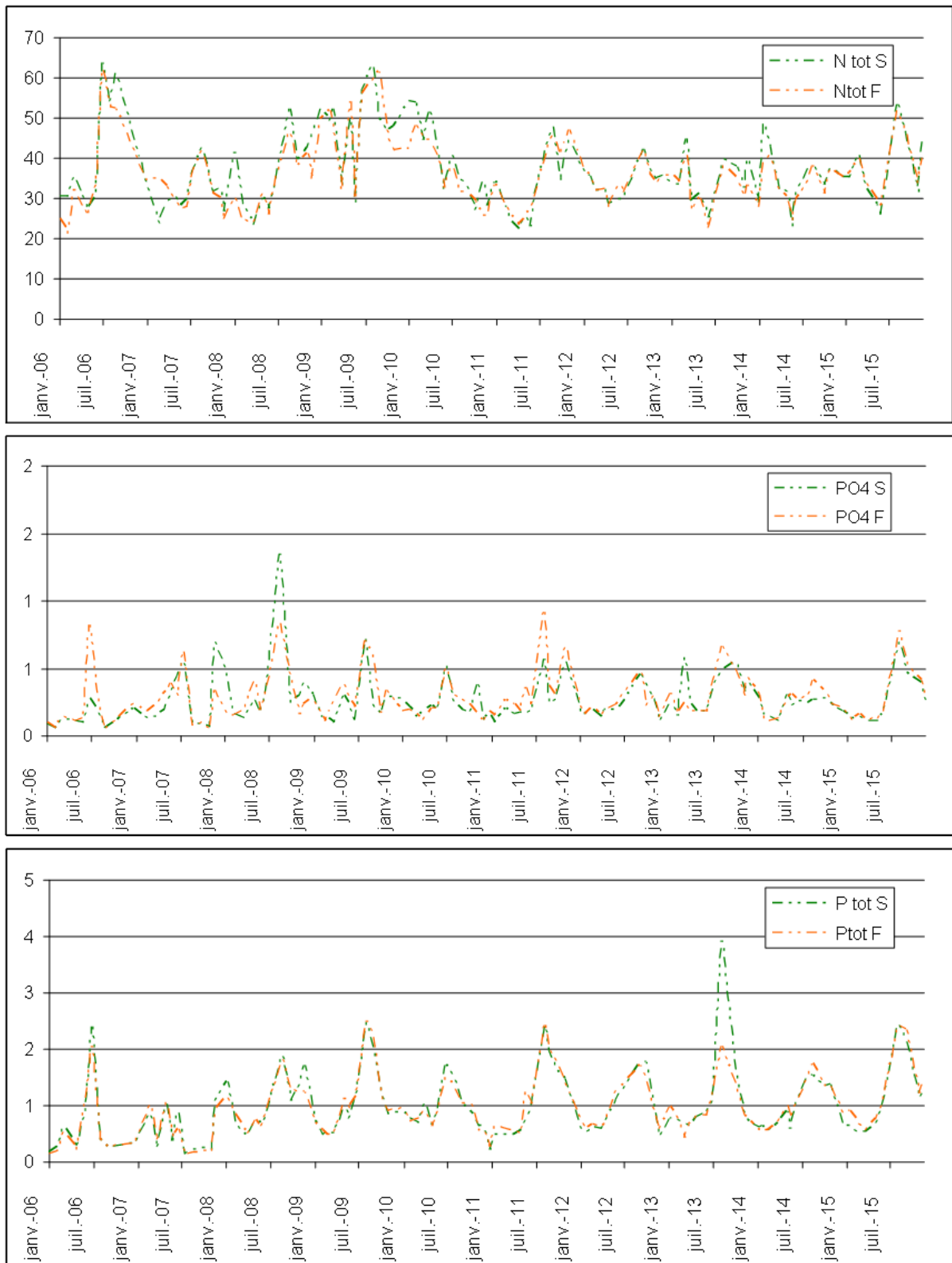


Figure 3 : Concentrations moyennes (μM) en Azote total (N tot), en Phosphate (PO4) et en Phosphore total (P tot) mesurées mensuellement pour les 10 stations du suivi de l'Observatoire du milieu, en surface (S) et au fond (F) de 2006 à 2015.

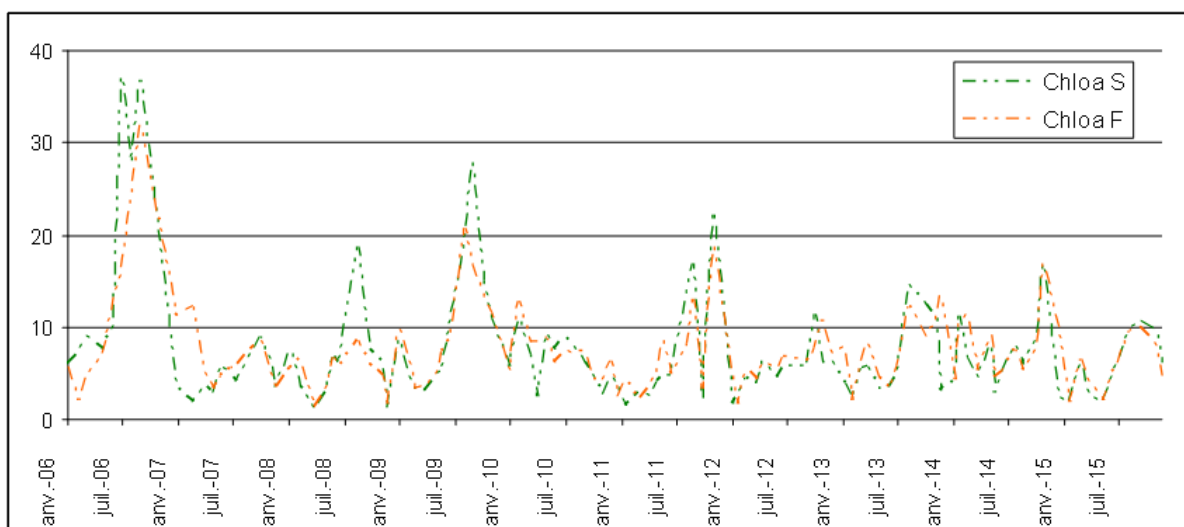


Figure 4 : Concentrations moyennes en chlorophylle-a ($\mu\text{g/l}$) mesurées mensuellement pour les 10 stations du suivi de l'Observatoire du milieu, en surface (S) et au fond (F) de 2006 à 2015.

Les teneurs 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, avec des concentrations moyennes comprises entre 15 et 20 $\mu\text{mol/l}$ sur l'année. 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 atteignent 3-5 $\mu\text{moles/l}$ en été. 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 2015 on ne notait pas de « bloom » printanier marqué, mais plutôt une efflorescence à la fin de la période estivale.

Malgré une diminution des concentrations en sels nutritifs dans l'étang amorcée au début des années 2000, **l'étang de Berre est classé en terme d'eutrophisation pour l'année 2013 (campagne DCE la plus récente) dans un état « médiocre » en surface et « mauvais » au fond, sur la base des indices retenus par la DCE (source IFREMER).** Les principaux paramètres déclassants sont les concentrations en azote et phosphore et, pour le fond, les teneurs en oxygène dissous. La transparence de l'eau, directement conditionnée par la charge en matière particulaire (phytoplancton notamment) reste faible dans l'étang. La couche euphotique (où parvient seulement 1 % de la lumière incidente de surface) était atteinte à 6.8 m de profondeur en moyenne pour l'année 2015.

Phytoplancton

Depuis 2013, l'Observatoire du milieu s'est enrichi d'une analyse des populations de phytoplancton (densité et identification des espèces) par cytométrie en flux. Ce volet est réalisé en collaboration avec le MIO (Aix-Marseille Université, plate-forme régionale PRECYM, G. Gregori). Les micro-organismes phytoplanctoniques échantillonnés mensuellement aux 10 stations du suivi hydrologique, en surface et au fond, ont été analysés à l'échelle cellulaire à l'aide du cytomètre en flux CytoSense (Cytobuoy, b.v.). Cet instrument permet de caractériser chaque cellule du phytoplancton en terme de taille et de contenu en pigments photosynthétiques (chlorophylle a ou pigments accessoires tels que la phycoérythrine) par mesure de leurs propriétés optiques de diffusion et de fluorescence. De plus il permet d'identifier les plus grosses cellules (de taille > 15 µm) grâce à un système de prise d'images intégré dans l'instrument.

La densité totale du phytoplancton présente peu de différences entre la surface et le fond. Au cours de l'année 2013, cette densité a été plus élevée en automne et au printemps et a présenté un minimum autour de mai/juin.

Par son approche individuelle, la cytométrie permet de catégoriser les cellules phytoplanctoniques à partir de leurs propriétés optiques, traduisant une fonctionnalité différente dans l'écosystème. Classiquement, les cellules analysées par cytométrie se répartissent en picophytoplancton, pour les cellules de taille inférieure à 2 µm (procaryote ou eucaryote), nanophytoplancton, pour les cellules dont la taille est comprise entre 2 µm et 20 µm, et en microphytoplancton pour les cellules de taille supérieure à 20 µm. Ce sont les cellules de petites tailles (picoeucaryotes et *Synechococcus*) qui dominent les assemblages phytoplanctoniques de l'étang de Berre en surface comme au fond.

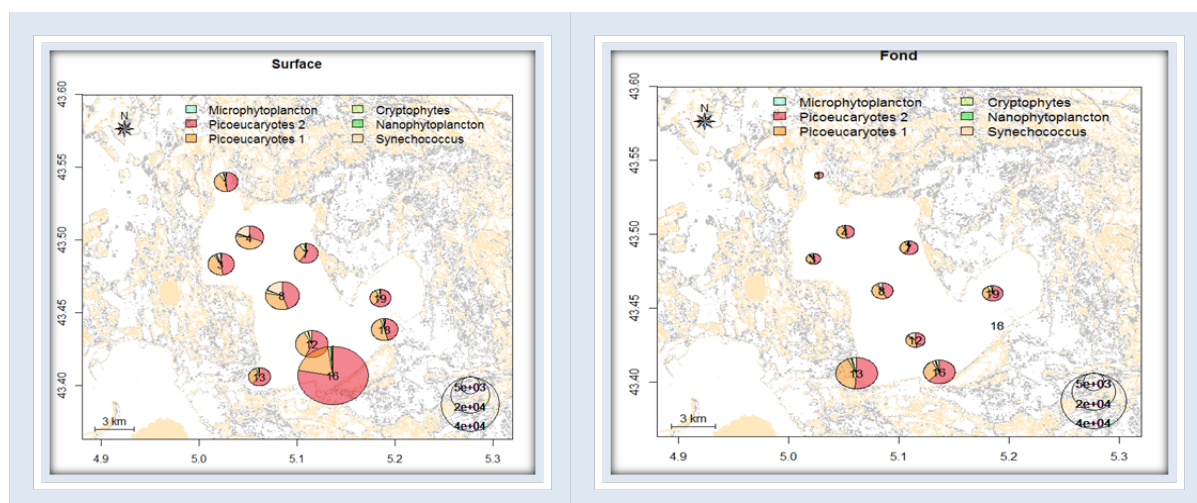


Figure 5. Répartition géographique de la contribution moyenne des différents groupes de phytoplancton à la surface et au fond de l'étang de Berre au cours de l'année 2013.

Ces analyses se sont poursuivies en 2014 et 2015, les résultats sont en cours de traitement dans le cadre d'une thèse de doctorat.

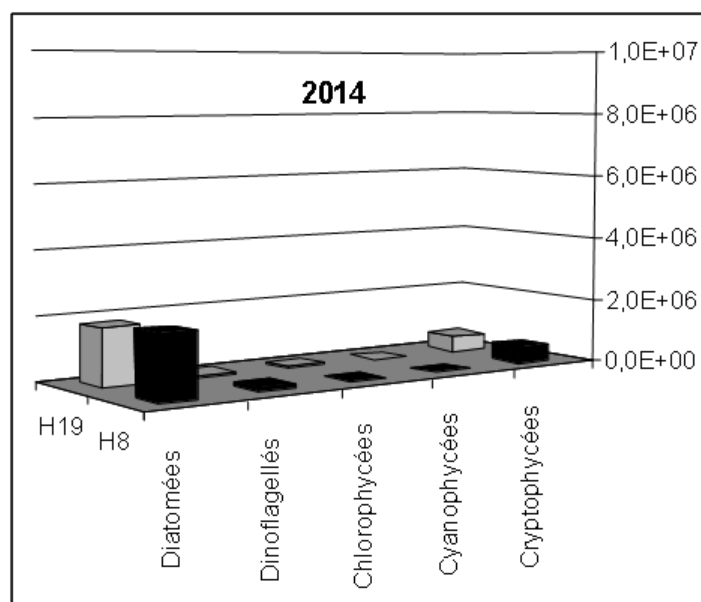


Figure 6 : Concentration moyenne (en Nb de cellules pour 50mL) des différentes classes de phytoplancton au centre de l'étang de Berre (H8) et de l'étang de Vaïne (H19).

L'identification des peuplements de phytoplancton à la loupe binoculaire (Figure 6) 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.

Qualité des sédiments

Les campagnes d'analyse de la contamination des sédiments sont réalisées à une fréquence de 5 ans. En 2011, les sédiments se caractérisaient par des niveaux de contamination faible (As, Ni, Zn) à modéré (Cd, Cu, Cr, Pb, Hg). Les niveaux de contamination les plus élevés (Cd, Cr, Pb, Hg) se retrouvaient dans l'étang de Vaïne et la zone Sud-ouest du Grand Etang à l'embouchure du chenal de Caronte et le long de la digue du Rove probablement attribués à des rejets récents en ETM (éléments traces métalliques) par les industries du pourtour de l'étang. Les concentrations en ETM des sédiments de surface actuels de l'étang de Berre sont ainsi les plus faibles observés depuis plusieurs décennies. Cependant si les ETM sont majoritairement piégés dans les sédiments, des flux « dissous » vers la colonne d'eau ont pu être mis en évidence, favorisés notamment par les conditions anoxiques dans la zone sud du grand étang. Le rôle de tels apports sur la dégradation de la qualité des eaux et de l'écosystème de l'étang reste à confirmer et évaluer. Une nouvelle campagne est prévue en 2016.

Macrophytes et peuplements de moules

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 2015 se caractérise par la présence de tous les taxons de macrophytes (hors magnoliophytes) sur quasiment tout le pourtour de l'étang. En effet, 29 des 31 stations abritent au minimum 4 catégories de

macrophytes. **Cette diversité taxonomique moyenne croissante confirme l'effet de la stabilité des conditions hydrologiques, notamment de la salinité.**

En 2015, en ce qui concerne les phanérogames, l'espèce *Ruppia cirrhosa* est observée de façon ponctuelle sur une station (étang du Batidou), *Potamogeton pectinatus* (nouvelle dénomination *Stuckenia pectinata*) n'est plus présent et *Zostera noltii* est observée sur 6 stations (delta de l'Arc, plage du Bouquet, Pointe de Berre (2 stations), étang de Vaine, salins du Lion). **Même si les signalements d'herbier de *Zostera* sont en progression en 2015** (on retrouve les niveaux de 2001 et 2002), **en particulier dans l'étang de Vaine et que les abondances sont plus importantes (moyenne des IAM de 8.5 en 2015), leur représentation demeure extrêmement faible au regard de l'ensemble de la surface colonisable de l'étang de Berre. Par ailleurs, les herbiers restent cantonnés au proche rivage, généralement à moins de 50 m de distance de la côte.** On note la présence en 2015 d'une dizaine de colonies isolées à plus de 3 m de profondeur (soit à 80 m du rivage) dans l'étang de Vaine.

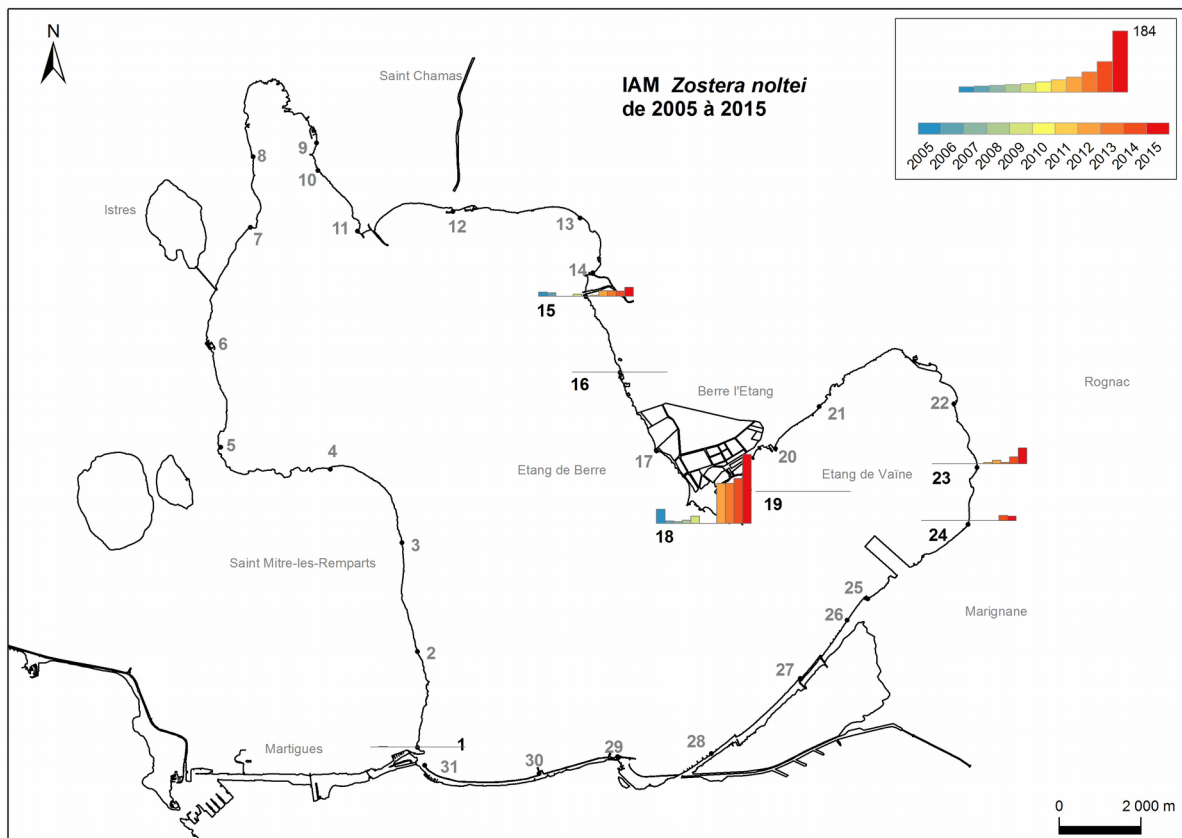


Figure 7 : Représentation cartographique des abondances de *Zostera noltii* sur le pourtour de l'étang de Berre et Vaine entre 2005 et 2015 (l'espèce est présente sur la station 24 en 2012 avec un IAM très faible).

Les Chlorobiontes, sont représentées dans l'étang de Berre par les espèces du genre *Ulva* en lames (« laitues de mer ») et en tubes (ex. *Enteromorpha*) et *Cladophora* dont les populations se sont globalement développées depuis le début des années 1990. Les ulves (*Ulva* sp.) en particulier ont montré des proliférations maximum dans les années 2002-2004 et se maintiennent depuis à des hauts niveaux de recouvrement. En 2015, l'espèce est en augmentation avec une présence sur l'ensemble des stations suivies et une abondance en hausse (IAM moyen de 165) retrouvant des valeurs qui n'avaient plus été observées depuis

2008-2009. Notons que les échouages massifs d'ulves sur les rivages et dans les faibles profondeurs, outre les nuisances qu'elles génèrent, constituent une contrainte supplémentaire à la croissance des herbiers de phanérogames.

Les Rhodobiontes *Gracilaria* et les Ceramiales (*Polysiphonia*, *Callithamnion*) sont également bien représentés le long du rivage. Depuis 2006, leur abondance cumulée a augmenté et se maintient à des niveaux élevés en 2015 (IAM moyens respectifs de 82 et 112). Elles restent le deuxième groupe d'espèces le plus abondant, après les Ulves, au sein de l'étang de Berre. Ces algues rouges, les Gracilaires en particulier, s'accumulent également dans les faibles profondeurs et le long du rivage, sous l'action du vent et des courants et s'échouent sur les plages.

Les peuplements littoraux de moules de méditerranée, *Mytilus galloprovincialis*, ont été observés sur l'ensemble des stations suivies dans le grand étang et dans Vaïne. Ils se développent dès les premiers mètres du rivage, juste en dessous de la surface de l'eau, pour la majorité des stations. En 2015, l'Indice d'Abondance Moyen (IAM) de *M. galloprovincialis* s'échelonne de 4 à 540 en fonction de la localisation des peuplements, selon un schéma de répartition qui reste globalement identique depuis 2006. Si depuis 2010 l'IAM global montrait une progression de faible ampleur mais régulière, on observe en 2015 une stabilité de l'IAM (213 en 2015 contre 215 en 2014). Les plus fortes abondances (IAM supérieur à 300) sont observées à proximité de la Mède, de Martigues et du canal de Caronte ainsi qu'à l'embouchure de l'Arc.

La moule introduite *Musculista senhousia* a été observée en 2015 sur 25 des 31 stations suivies dans le grand étang et dans Vaïne. La encore, le schéma de répartition des deux espèces a peu varié depuis 2006, *M. senhousia* étant minoritaire dans les plus faibles profondeurs (entre le rivage et 20-30 m du bord), tandis qu'elle est plus abondante en s'éloignant vers le large. En 2015, les IAM de *M. senhousia* s'échelonnaient de 0 à 330 et sont en légère progression par rapport à l'année précédente. Les plus fortes abondances sont relevées vers le delta de l'Arc et le long des côtes est du Grand étang, ainsi que dans l'anse de Saint-Chamas).

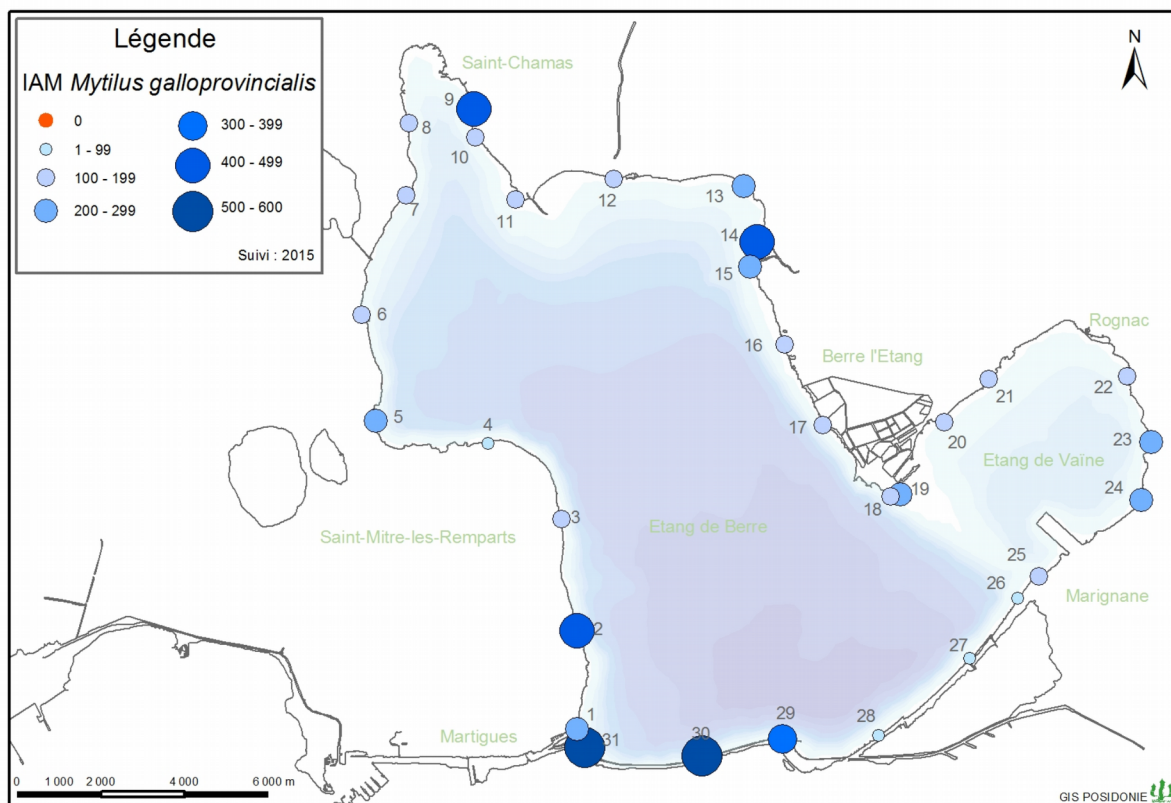
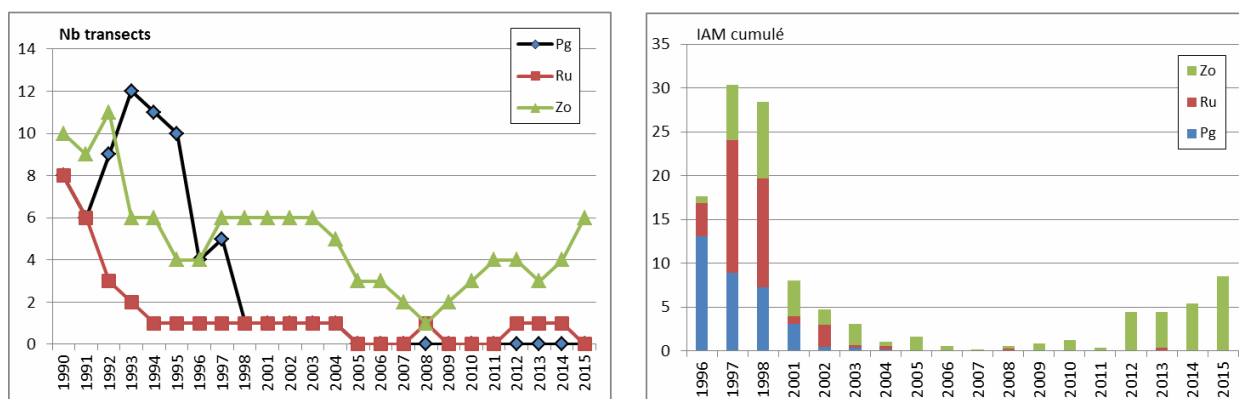
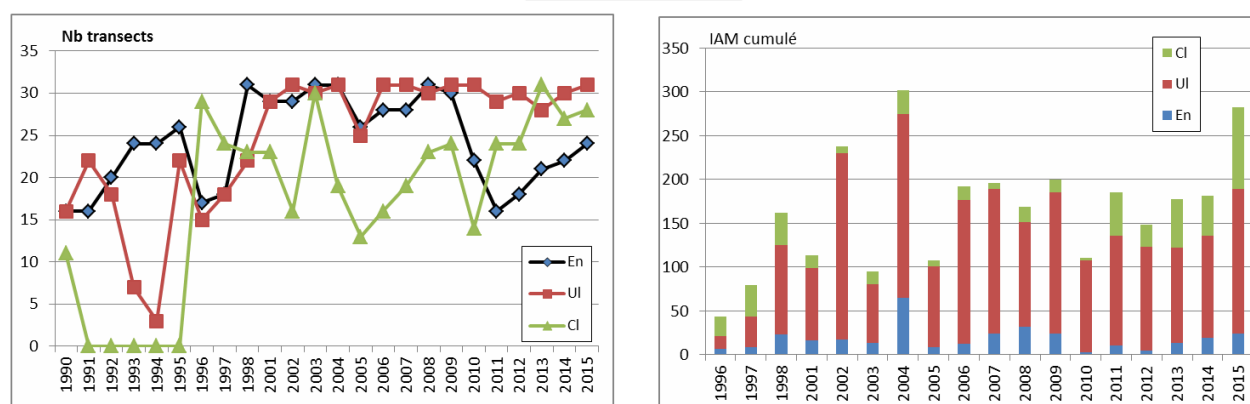


Figure 8 : IAM de *Mytilus galloprovincialis* en 2015 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre.

Magnoliophytes



Chlorobiontes



Rhodobiontes

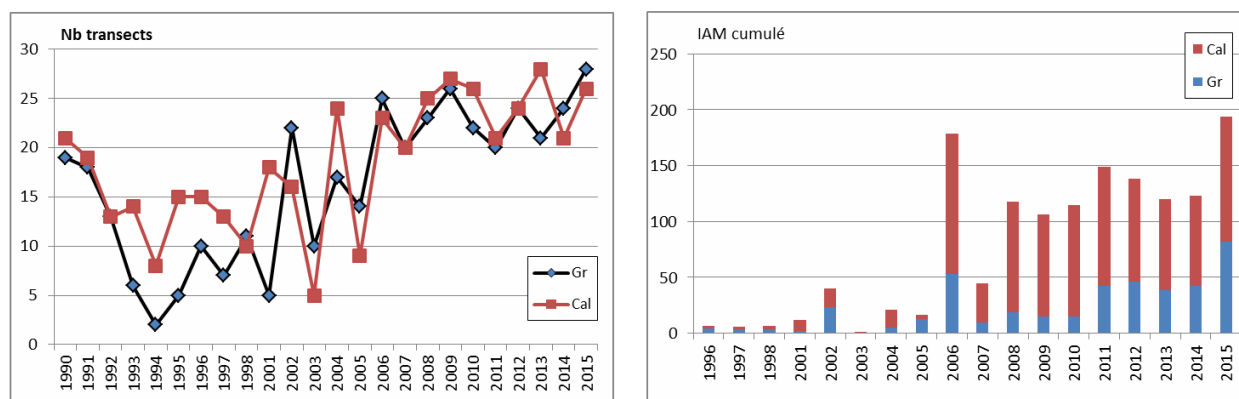


Figure 9 : Évolution du nombre de signalisations de 1990 à 2015 (à gauche) et des IAM cumulés de 1996 à 2015 (à droite) des Magnoliophytes, Chlorobiontes et Rhodobiontes. Pg = *Stuckenia pectinata* (anc. *Potamogeton pectinatus*) ; Ru = *Ruppia cirrhosa* ; Zo = *Zostera noltei* ; En = *Enteromorpha* spp. ; Ul = *Ulva* spp. ; Cl = *Cladophora* spp. ; Gr = *Gracilaria* spp. ; Cal = *Callithamniae*. Pour les rhodobiontes, 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.

Herbiers de Zostères

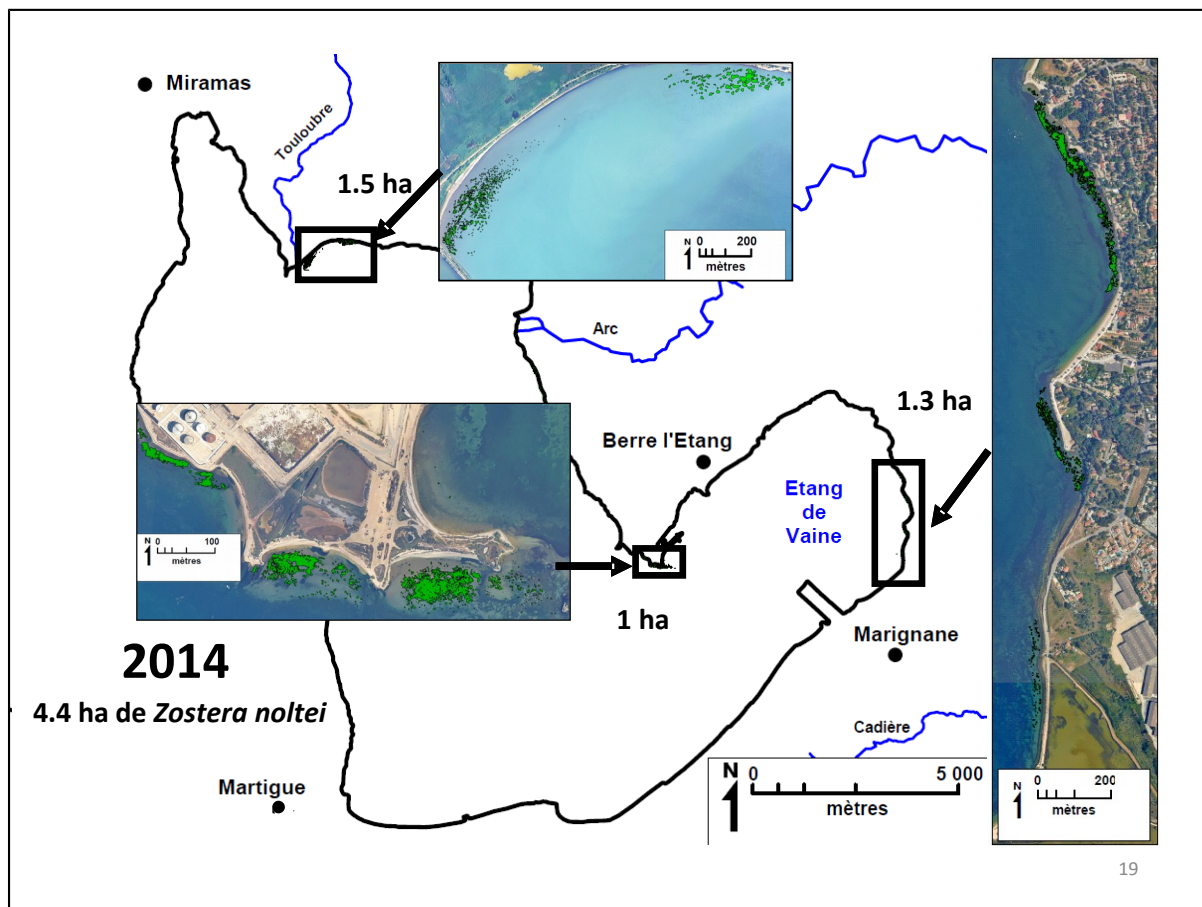
De par leur importance patrimoniale (*Zostera noltii* est une espèce protégée), les herbiers de zostères font l'objet d'un suivi particulier dans l'étang de Berre qui porte sur les surfaces couvertes et les principaux indicateurs de vitalité.

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. Par ailleurs, une action de science participative auprès des utilisateurs de l'étang (pêcheurs, plaisanciers, etc.) a permis de recenser les herbiers visibles depuis la surface.

Les herbiers restent principalement cantonnés à 3 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 couvrent 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*.



Représentation cartographique détaillée de trois sites d'herbiers de zostères dans le grand étang et l'étang de Vaine en 2014.

On note également la présence de taches isolées de zostères dans l'anse du Ranquet et au droit de Figuerolles. La surface totale des herbiers de l'étang a ainsi été évaluée à 4.4 ha.

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 progressé en 2015. Cette évolution s'est réalisée par l'extension et la coalescence des taches existantes, principalement le long de la côte sans toutefois progresser vers le large. La localisation de la limite inférieure des herbiers sur ces sites reste proche de 1.5 à 2 m de profondeur. Les surfaces couvertes sur les sites témoins ne représentent toujours qu'une très faible proportion de la surface potentiellement colonisable¹ (respectivement 0.5 % (831 m²) et 12 % (10 400 m²) pour les sites de l'Arc et de Berre en 2015).

Le suivi de la vitalité des herbiers (*figure 12*) 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

¹La surface potentiellement colonisable est définie par la surface totale entre 0 et 3 m de fond sur l'ensemble des sites témoins.

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 (*figure 11*) à 1.5 m de profondeur sont en baisse en 2015. 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.



Cartographie des herbiers de zostères (en vert) des sites témoins en 2015 :Arc à gauche (échelle 1/5000) et Anses de la pointe de Berre à droite (échelle 1/3000) 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.

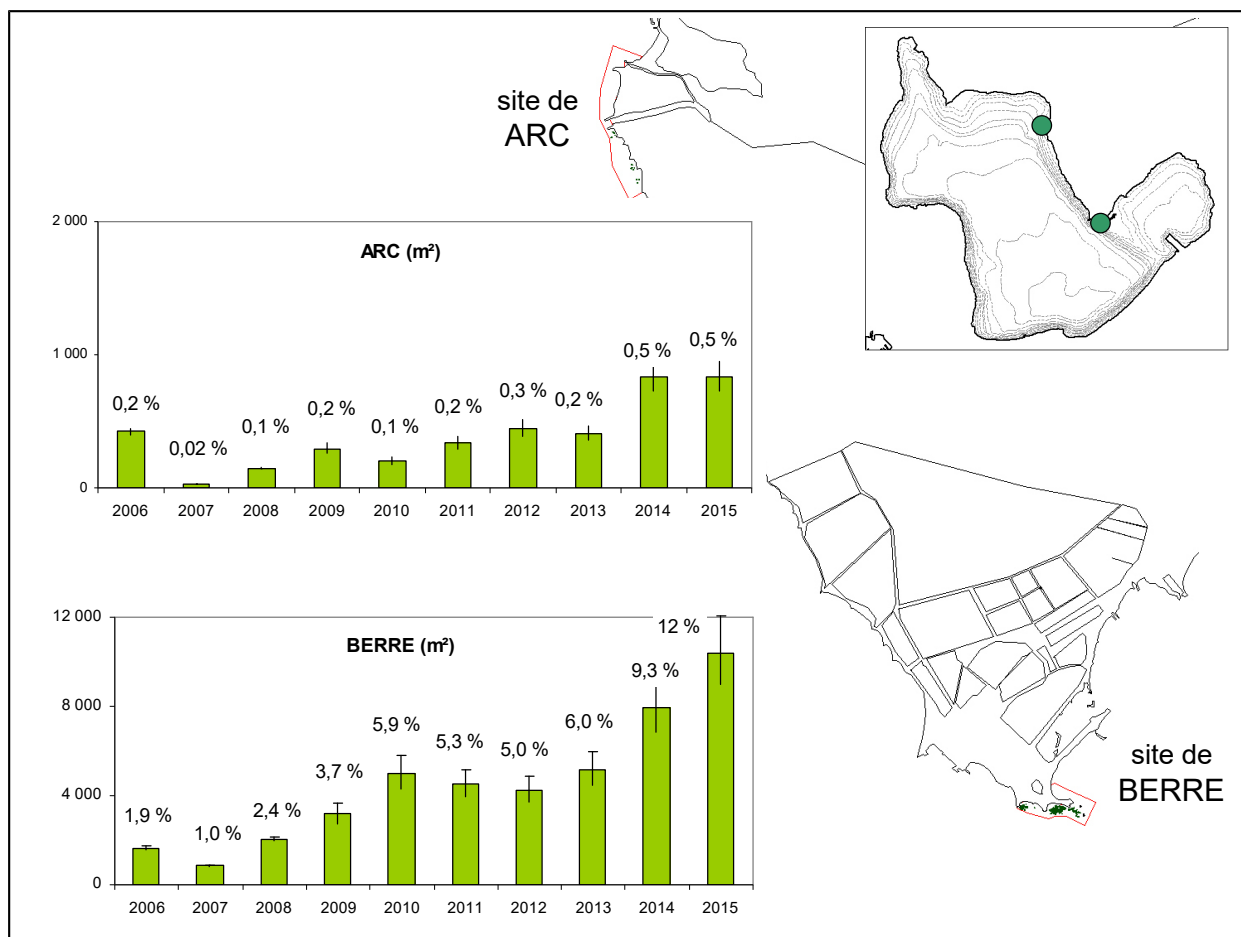


Figure 10 : Evolution des surfaces couvertes par les herbiers à *Z.noltii* sur les sites de l'Arc et de Berre de 2006 à 2015. Les pourcentages sont donnés par rapport à la surface potentiellement couverte par les herbiers.

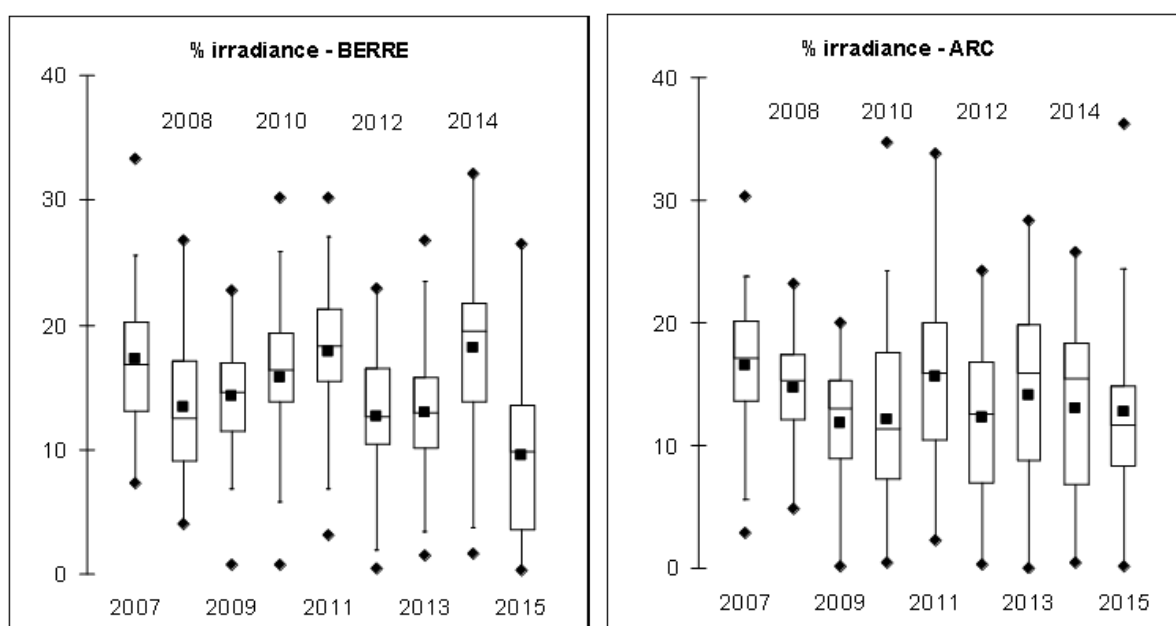


Figure 11 : Pourcentages de lumière incidente calculés sur les sites témoins de l'Arc et de Berre, à 1 m de profondeur, mesurés de juin à octobre. (n = 97 à 135 ; Boîtes = 1^{er} quartile, médiane, 3^{ème} quartile ; marques rectangulaires = moyennes ; moustaches = 1.5 x intervalle inter-quartiles ; marques losanges = minimum - maximum).

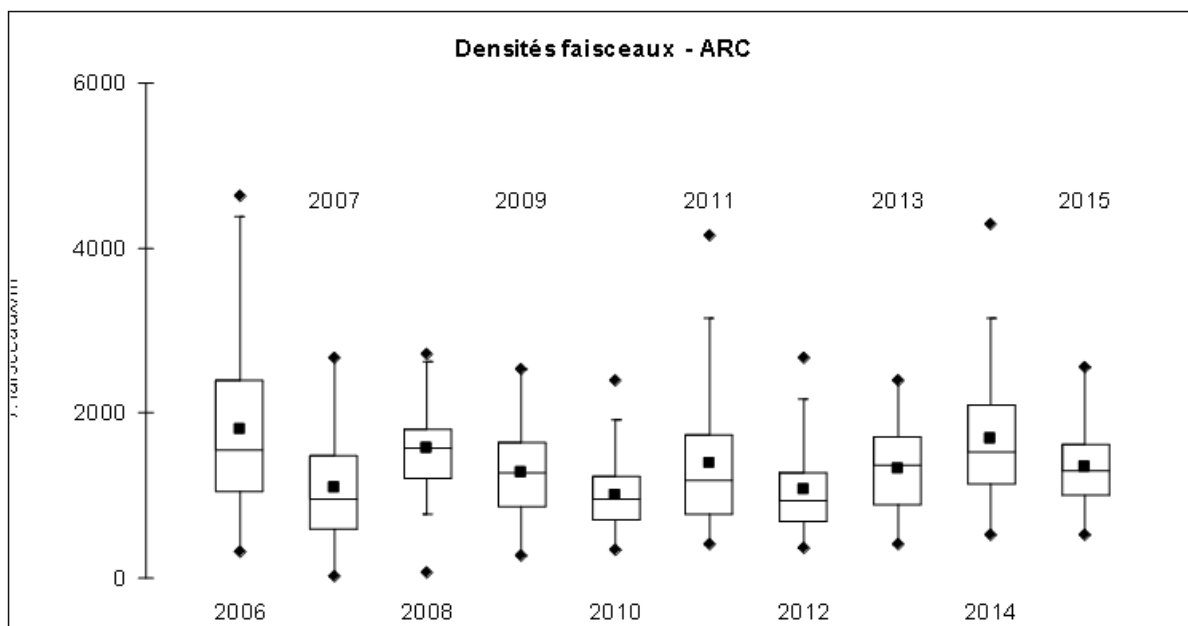
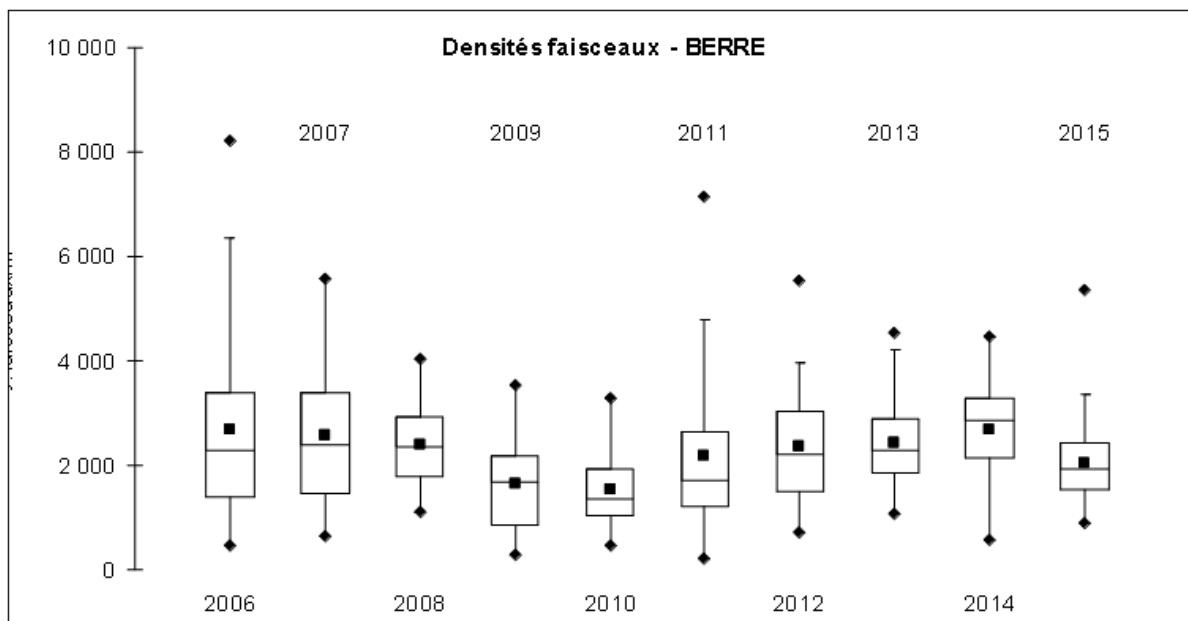


Figure 12 : Densités de faisceaux (faisc./m²) relevées par comptage in situ dans les herbiers à *Zostera noltii* des sites témoins de l'Arc et de la Pointe de Berre (n = 80 ; boîtes = 1^{er} quartile, médiane, 3^{ème} quartile ; marques rectangulaires = moyennes ; moustaches = 1.5 x intervalle inter-quartiles ; marques losanges = minimum - maximum).

L'expérimentation sur la transplantation des zostères a fait initialement l'objet de suivis durant trois ans après les réimplantations (de 2009 à 2012). Depuis 2012, les transplants ne sont plus présents que sur trois sites (sur six). Des inspections visuelles complémentaires avaient été réalisées en 2013. Cette campagne a confirmé (à l'exception du site de l'Arc où les taux de survie de *Z. noltii* restent élevés) les faibles taux de survie moyens observés les années précédentes (inférieur à 10 %). En 2013, les taux de survie ont encore diminué sur les sites de Figuerolles et Pointe de Berre, et les taux de croissance ont montré une diminution. En 2015, les transplants n'ont pas fait l'objet de prospections spécifiques.

En revanche, une analyse génétique réalisée en collaboration avec la l'Université de Naples (Gabriele Procaccini, SZN) a permis de vérifier que la dissémination progressive de taches d'herbier sur les sites de l'Arc, de la Pointe de Berre et de Vaïne était issue des populations d'herbiers déjà naturellement en place et non pas des transplants réalisés à proximité.

Macrofaune benthique

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).

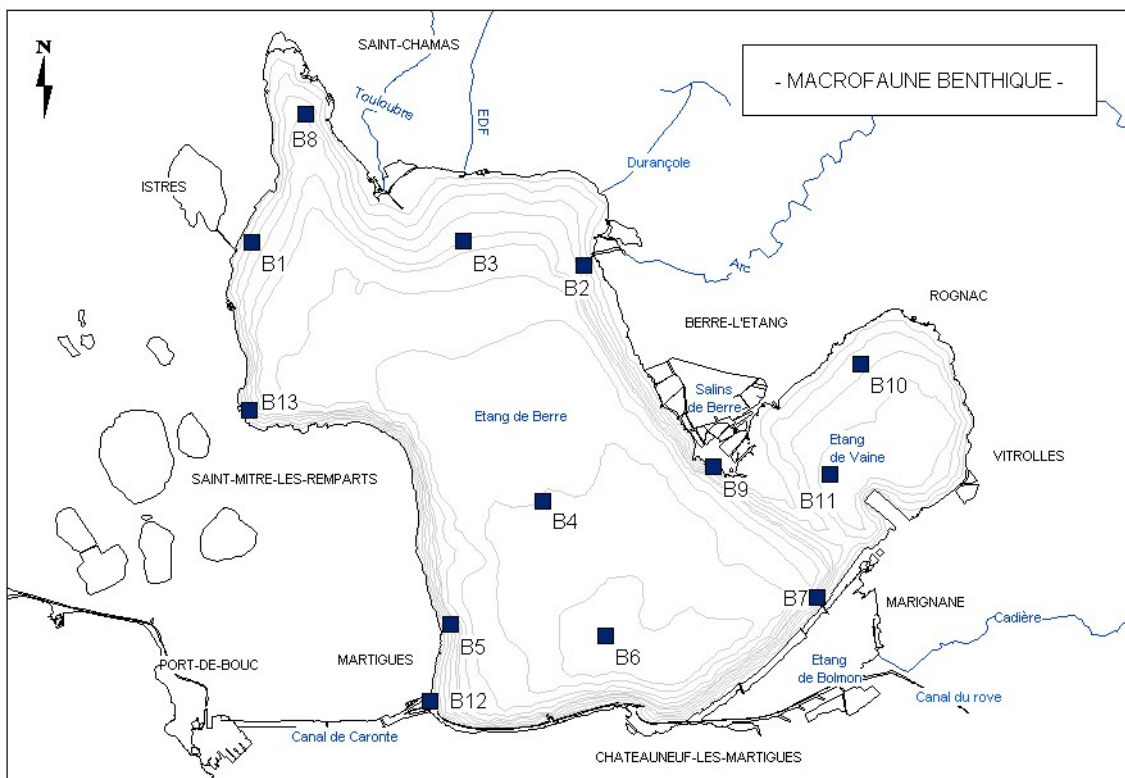


Figure 13 : Localisation des stations côtières et centrales pour le suivi des peuplements de la macrofaune benthique dans l'étang de Berre.

La zone centrale de l'étang apparaît ainsi comme une zone de grande fragilité au regard de la macrofaune benthique. Cette zone centrale, profonde, 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 2015 reste similaire avec des fluctuations importantes du peuplement et une chute des densités au cours de l'été.

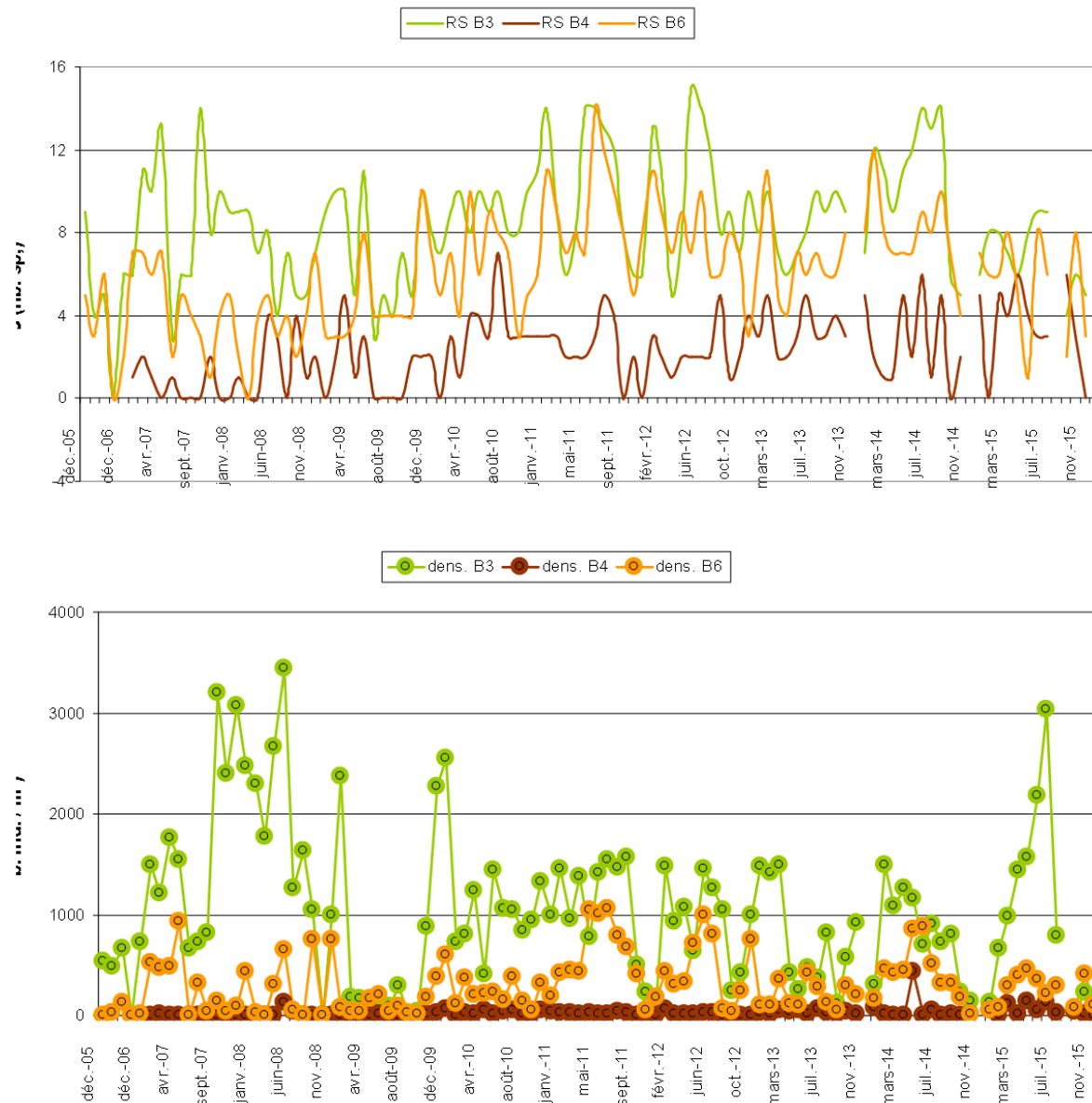


Figure 14 : Richesse spécifique (en nombre d'espèces) et densités (en nombre d'individus par m²) des stations centrales B3, B4 et B6 entre décembre 2005 et décembre 2015.

Les peuplements de la bordure côtière, moins profonds, ont également souffert 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.

Enfin, notons la présence, en forte proportion, de la moule introduite *Musculista senhousia* au sein du peuplement benthique. Si son caractère invasif n'est pas mis en évidence (en

particulier ses abondances semblent en diminution dans l'ensemble des stations profondes) il importe néanmoins de rester vigilant quant à l'impact que pourrait avoir le développement de cette espèce sur les espèces indigènes, notamment en terme d'occupation, voire de modification des substrats.

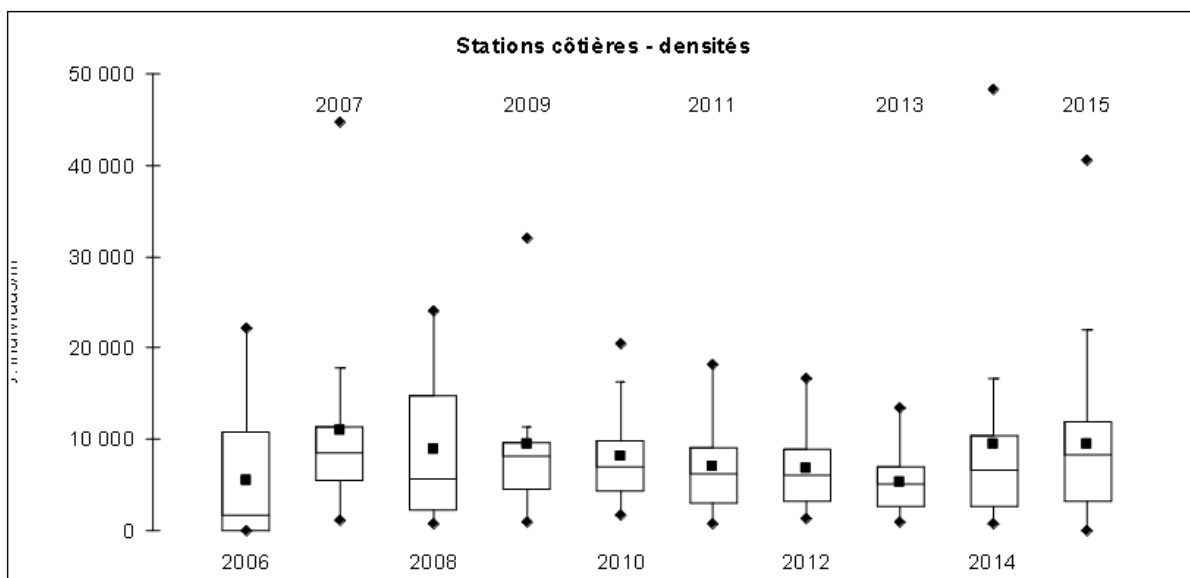
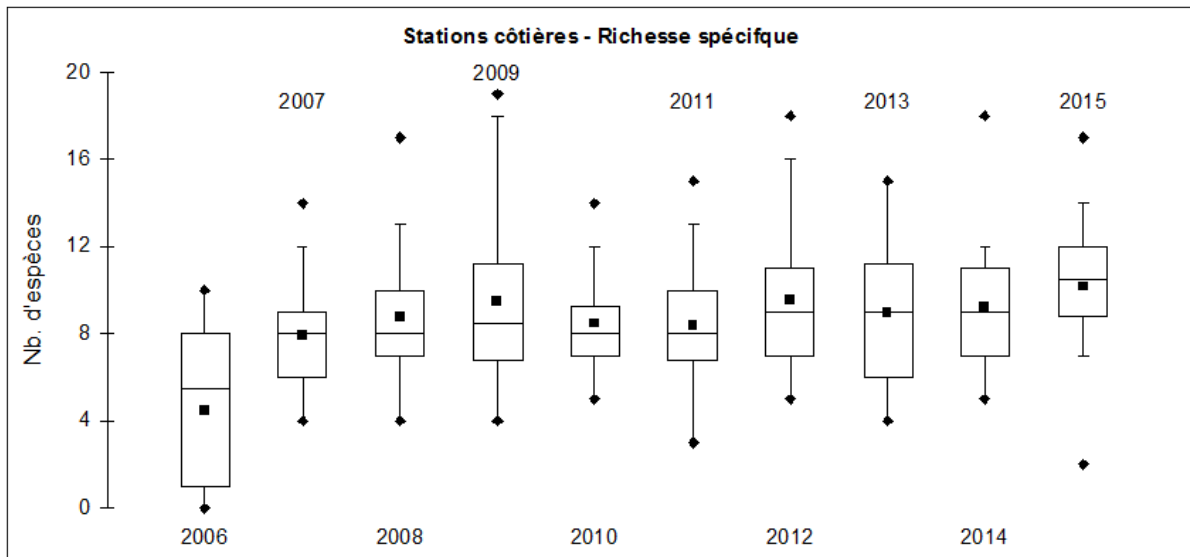


Figure 15 : Richesses spécifiques et densité des peuplements de macrofaune benthique aux stations côtières entre 2006 et 2015 (Boîtes = 1^{er}, médiane, 3^{ème} quartile ; carré = moyenne ; losanges = minimum et maximum).

Le peuplement global pour 2015 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 2015.

Pour les stations centrales les valeurs du M-AMBI sont classées de médiocre à moyen (Tableau 1). 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 notée 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. Certaines stations restent néanmoins à des niveaux d'indice très faibles (B8, B11, B13) sur l'ensemble de la période suivie.

Tableau 1. Indice M-AMBI pour les stations centrales (B3, B4 et B6) du suivi GIPREB, entre 2006 et décembre 2015. 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
	2011	1	0,42	0,11
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
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

	10	0,26	0	0,22
	12	0,36	0,14	0,09

		B3	B4	B6
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

		B3	B4	B6
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

		B3	B4	B6
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

		B3	B4	B6
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

		B3	B4	B6
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

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
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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

Tableau 2 : Indice M-AMBI pour les stations côtières du suivi GIPREB, entre juillet 2006 et décembre 2015. 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.

Tableau 3. 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

La présence d'espèces à affinité marine (biocénose des Sables Vaseux de Mode Calme), qui constituaient l'essentiel du peuplement jusque dans les années 60, est notée à proximité du débouché du chenal de Caronte, qui relie l'étang avec le golfe de Fos.

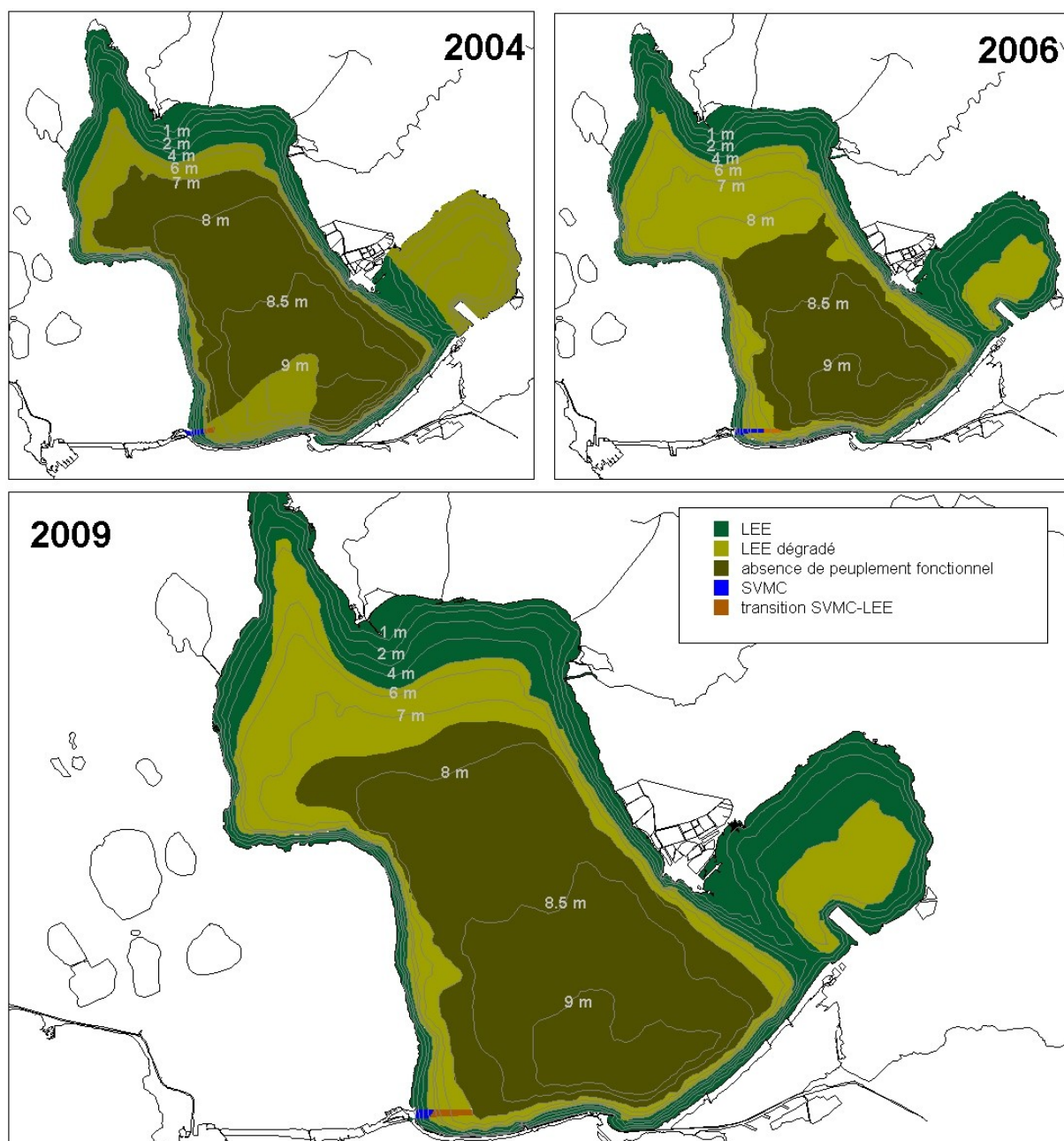


Figure 16 : Cartographie des peuplements benthiques en 2004, 2006 et 2009.

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 richesse spécifique et d'abondances)² ;

² 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.

- 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 de 2015 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 observe également la présence ponctuelle d'espèces marines 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.

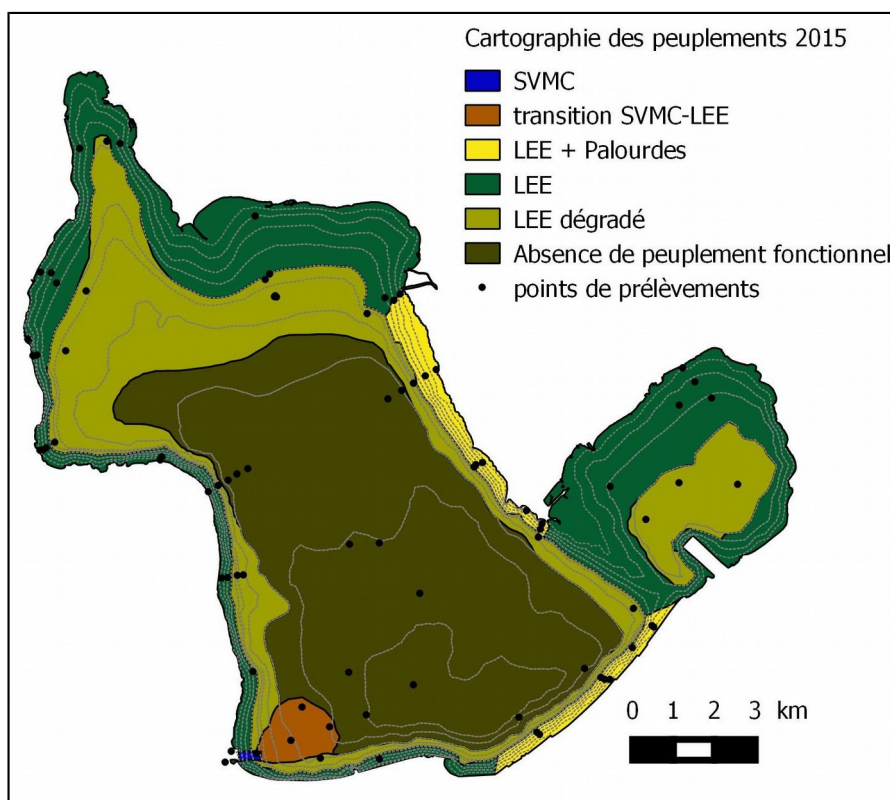


Figure 17 : Cartographie des peuplements benthiques en 2015.

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 2015 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.

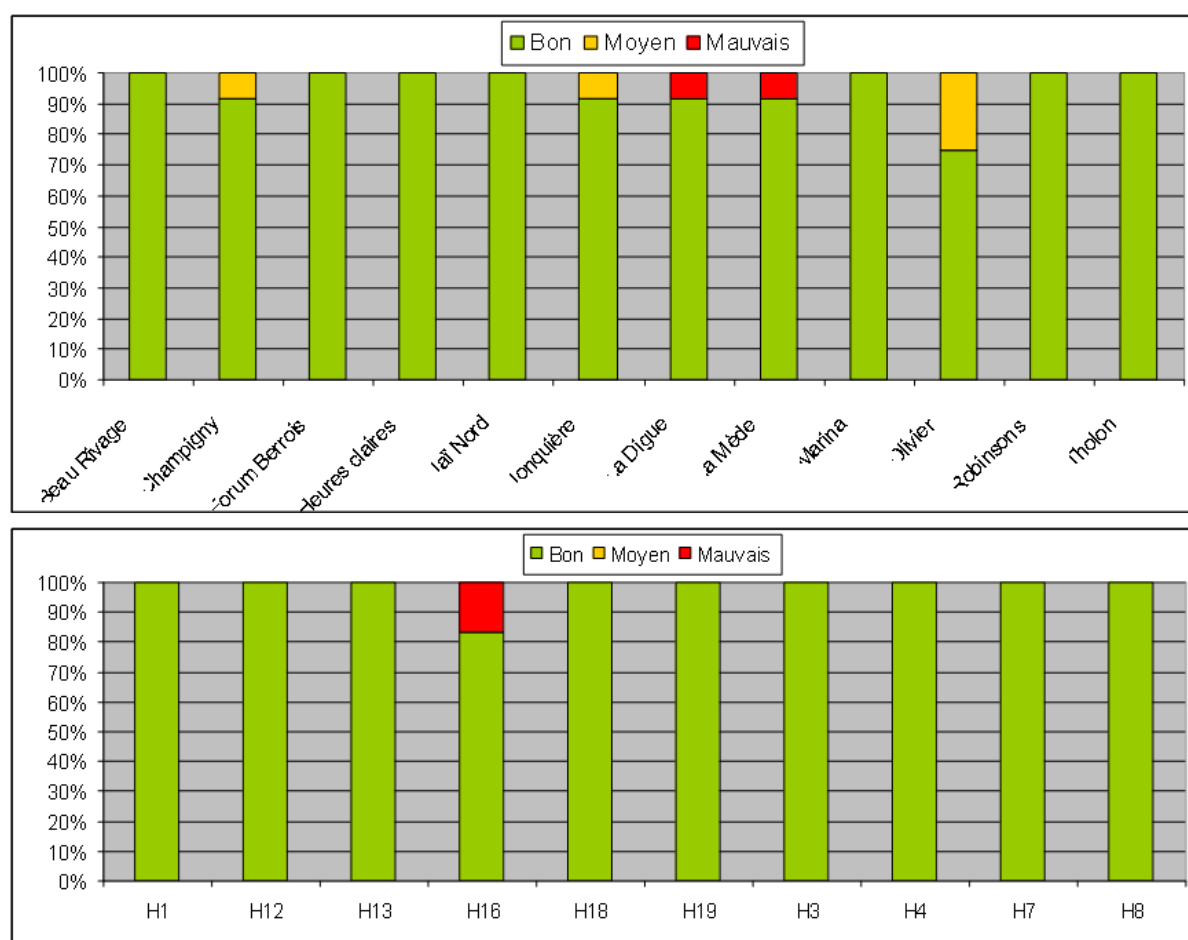


Figure 3. Qualité sanitaire des rampes de mise à l'eau et des stations du plan d'eau en 2015, selon les seuils réglementaires (Bon, Moyen, Mauvais) appliqués aux eaux de baignade.

Etat écologique de la masse d'eau au titre de la Directive Cadre sur l'Eau

La Directive cadre sur l'eau prévoit la mise en œuvre d'un programme de surveillance qui consiste en une cartographie de l'état chimique et de l'état biologique actuel de chaque masse d'eau pour les eaux côtières et les eaux de transition du district "Rhône et côtiers méditerranéens" :

- Etat chimique "agrégé" à partir de 41 substances prioritaires et dangereuses prioritaires, avec une représentation en deux classes d'état chimique.
- Etat biologique "agrégé" à partir des différents éléments de qualité, avec une représentation en cinq classes d'état biologique ;

Le bon état écologique d'une masse d'eau est alors, pour la DCE, défini comme étant le moins bon de ces deux états, avec identification du paramètre déclassant.

Etat des masses d'eau lagunaires – SDAGE 2016-2021

Données 2009-2012	Grand étang	Vaine	Bolmon
Etat écologique	2012	2012	2012
Phytoplancton	2015	2015	2015
Macrophytes	2009	2009	2009
Macrofaune benthique	2012	2012	
Physico-chimique	2015	2015	2015
Etat chimique	2012	2012	2012
Etat DCE			

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

Les résultats des suivis mis en œuvre de 2009 à 2012 indiquent que les deux masses d'eau qui constituent l'étang de Berre (Grand étang et étang de Vaïne) ne sont pas en bon état au sens de la DCE. Les macrophytes affichent un état mauvais et médiocre, du fait du faible taux de recouvrement des espèces de référence, constituées par les herbiers de zostères. La macrofaune benthique est en état moyen. Le phytoplancton atteint un état moyen à médiocre, du fait d'une biomasse chlorophyllienne importante. **L'état écologique est donc mauvais pour la masse d'eau Grand étang et médiocre pour Vaïne. L'état chimique est également mauvais.**

De la même façon l'étang du Bolmon est classé en rouge (mauvais) au regard des exigences de la DCE.

Les trois masses d'eau (Grand étang, Vaïne et Bolmon) ont une dérogation pour atteindre le bon état ou le bon potentiel jusqu'en 2027 du fait des problèmes en particulier d'eutrophisation et de présence de substances dangereuses (pesticides).

Acquisition 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, plus 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 2015 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 2016

- 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..

OPERATION 2 –CONSTITUTION ET GESTION DE LA BASE DE DONNEES ET VALORISATION DES RESULTATS

L'Observatoire de milieu permet de centraliser les données, œuvre à la mutualisation des efforts de connaissance et d'acquisition des données, met à disposition les données acquises et travaille à la définition d'indicateurs écologiques (indicateurs d'état) et d'indicateurs de pression. Pour répondre à cette mission l'ensemble des résultats acquis par l'observatoire incrémente une base de données centralisée et gérée par le Gipreb. Les extractions de cette base de données peuvent ensuite être fournies aux utilisateurs de

données (institutionnels ou privés tels que les bureaux d'étude), sous certaines conditions (notamment de propriété intellectuelle). Pour le grand public, les résultats font l'objet de rapports annuels de suivi et de tout autre support de valorisation qui peuvent s'avérer utiles dans le cadre des actions de réhabilitation.

Cette opération est réalisée de manière régulière et pérenne tout au long de l'année.

OPERATION 3 – MISE A JOUR ET VALORISATION DU MODELE DE CIRCULATION HYDRODYNAMIQUE

Le Gipreb avait fait réaliser en 2004 un modèle de circulation qui intègre le Grand Etang, l'étang de Vaïne, le Bolmon, le canal du Rove et les échanges avec les bourdigues.

Une mise à jour de ce modèle était devenue indispensable du fait de la richesse et de la variété des mesures acquises depuis 2007 sur l'étang de Berre. Une nouvelle calibration sur la base des données de 2008 a donc été réalisée, complétée d'une validation sur la base de l'année 2009 par la société Noveltis missionnée fin 2013. La livraison finale du modèle a eu lieu fin 2014 et a été accompagnée d'une session de formation des techniciens du Gipreb à l'utilisation du Logiciel d'exploitation de la base de données. Cette interface permettra de valoriser et «faire vivre» le modèle, en particulier pour les demandes spécifiques de mise à disposition des résultats (de la part des communes littorales ou de bureaux d'études travaillant pour le compte de partenaires institutionnels du Gipreb).

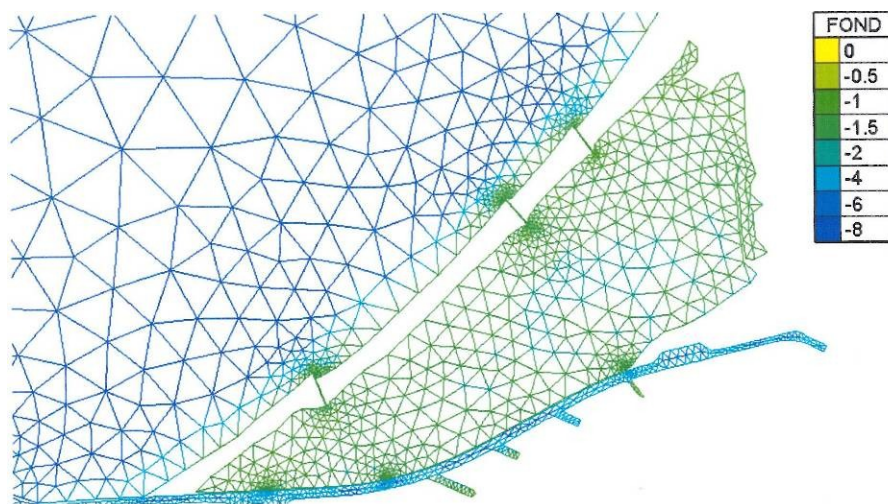


Figure 4. Représentation du maillage mis en œuvre pour l'actualisation du modèle de circulation hydrodynamique. Zoom sur les secteurs de Bolmon-Rove.

Le modèle ainsi constitué a fait l'objet d'une demande spécifique en lien avec l'avancement du projet Rove. Ainsi les bourdigues et fenêtres ont été maillées selon leur configuration réelle et l'étang de Bolmon a fait l'objet d'un raffinement permettant de simuler plus précisément la circulation des eaux.

OPERATION 4 – CARACTERISATION DE L'EUTROPHISATION PAR LA MODELISATION DES TEMPS DE RESIDENCE

Le travail réalisé, notamment dans les lagunes du Languedoc-Roussillon a mis en évidence les relations fortes entre les niveaux trophiques des lagunes et le temps de résidence des masses d'eaux. Du temps de résidence dépend, en effet, le renouvellement de l'eau et donc le maintien temporel de conditions d'eutrophisation élevées, elles-mêmes générées par des apports excessifs en nutriments. L'analyse des temps de résidence est pertinente et prioritaire non seulement dans le travail qui se met en place sur le niveau d'eutrophisation de l'étang de Berre, mais également dans la construction d'outil d'aide à la décision pour une stratégie à plus long-terme de lutte contre l'eutrophisation. Des scénarios plus spécifiques encore pourraient ainsi être définis, comme par exemple, les périodes estivales en l'absence de vent, principales périodes d'anoxie des fonds

Il s'agira en s'appuyant sur le modèle d'hydrodynamique mis à jour, de cartographier le taux de renouvellement local moyen annuel, le taux de renouvellement local sur des fenêtres temporelles (journalier, mensuel, saisonnier), et le taux de renouvellement local moyen pour des conditions (scénarios) spécifiques (épisodes de mistral, rejets).

La réalisation de cette opération sera postérieure à la mise à jour du modèle de circulation hydrodynamique prévue pour s'achever à la fin 2014. Cette opération sera menée en 2016 suite au recrutement par le Gipreb d'un stagiaire en modélisation et d'un technicien ayant des compétence avancée en modélisation.

OPERATION 5 – ETUDE DES PECHERIES

Un premier état des lieux de la ressource et de l'activité de pêche professionnelle a été réalisé par le Gipreb en 2009 et 2010. Les pêcheurs professionnels figurent parmi les usagers les plus directement concernés par la qualité du milieu et leur niveau d'activité renseigne directement sur l'état de la ressource. Un premier suivi de cette activité a été reprogrammé 7 ans après l'état initial, en 2017.

OPERATION 6 – CARACTERISATION QUANTITATIVE, SANITAIRE DES FOUISSEURS EN SUBSTRAT MEUBLE

Une première phase de cette opération a été menée en 2013 et a concerné d'une part l'étude des stocks en invertébrés benthiques du proche littoral et d'autre part l'état sanitaire des bivalves.

En 2015, une étude de l'état des stocks de coquillages fouisseurs plus approfondie a été réalisée. L'échantillonnage des stocks s'est déroulé de mars à août 2015, sur l'ensemble de l'étang de Berre. La zone cible du Jaï a été suivie de façon plus approfondie avec des prélèvements mensuels sur trois points et des transects en profondeur au mois de juin 2015.

Les résultats ont montré un état des stocks assez favorable tant en qualité qu'en vitalité. En effet, les densités mesurées sur les différents sites de prélèvements semblent assez élevées en comparaison d'autres études sur le littoral français. On retrouve les stocks les plus importants sur la côte est de l'étang de Berre et sur le cordon dunaire du Jai. Parmi ces hot-spots, 50 à 100 % des individus étaient de taille commercialisable. Un suivi saisonnier a aussi permis de mettre en évidence un épisode de recrutement au mois de juin. Cependant, le suivi des densités en fonction de la profondeur montre qu'entre 0 et 1.5 m la pression de collecte de la part des pêcheurs de loisir impacte les peuplements de coquillages fouisseurs. Cet effet a aussi été visible dans le temps avec une baisse des densités dès la saison favorable de ramassage débutée (Avril).

En lien avec la DDTM et IFREMER, une étude de zone pour le classement sanitaire sera réalisée pendant l'année 2016 pour permettre éventuellement une ouverture à la pêche professionnelle.

