



Etang de Berre

Suivi écologique du milieu

Rapport de synthèse 2009-2010

SOMMAIRE

1	Introduction.....	3
2	Description de la qualité du milieu et évolution des indicateurs écologiques en 2009-2010.....	4
2.1	Apports	4
2.2	Qualité de l'eau et eutrophisation	5
2.3	Populations phytoplanctoniques.....	6
2.4	Macrophytes et phanérogames.....	6
2.5	Transplantations expérimentales de Zosteres.....	7
2.6	Macrofaune benthique	8
2.7	Ichtyofaune	9
2.8	Contamination chimique des sédiments.....	10
2.9	Conclusion	11
3	Figures et tableaux pour l'année 2009-2010.....	12
3.1	Apports	13
3.2	Qualité de l'eau et eutrophisation	16
3.3	Macrophytes et phanérogames.....	23
3.4	Macrofaune benthique	27
3.5	Ichtyofaune	35

1 Introduction

La surveillance des communautés aquatiques de l'écosystème est une des missions fondatrices du Gipreb, au travers de l'observatoire du milieu.

Le Gipreb réalise ainsi le suivi écologique des principaux compartiments et biocénoses dans l'étang de Berre avec les objectifs suivants :

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

L'observatoire du milieu œuvre à la mutualisation des efforts de connaissance et d'acquisition des données, les centralise, met à disposition la base de données constituée et travaille à la définition d'indicateurs écologiques (indicateurs d'état) et d'indicateurs de pression.

Le Gipreb est maître d'ouvrage d'études plus spécifiques ou de développements méthodologiques, adaptés au cas particulier, qui viennent compléter les données acquises dans le cadre du suivi écologique

Depuis 2006, le contrôle de surveillance/contrôle opérationnel réalisé dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau vient également compléter le suivi écologique.

Le suivi écologique réalisé par le Gipreb dans le cadre de l'observatoire du milieu porte sur des

- indicateurs physiques : salinité, température, courantologie.
- indicateurs chimiques et biologiques : sels nutritifs, contamination, populations phytoplanctoniques, algues et phanérogames, macrofaune benthique, moules, poissons.
- Indicateurs de la qualité bactériologique des eaux (pour la pratique des usages nautiques).

Il 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, la pratique des usages.

L'observatoire du milieu a vocation à intégrer de nouveaux indicateurs, et en particulier les indicateurs de pression (apports telluriques, fréquentation, prélèvement de ressource, etc.).

Le présent rapport est organisé en deux parties : la première partie fait la synthèse générale des observations effectuées au cours de la période 2009-2010 pour les différents compartiments de l'écosystème et leur évolution récente ; la seconde partie regroupe, sous forme de tableaux et figures, l'ensemble des résultats numériques recueillis en 2009-2010.

2 Description de la qualité du milieu et évolution des indicateurs écologiques en 2009-2010

2.1 Apports

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.

La Provence est l'une des régions les plus sèches de France avec des cumuls annuels de précipitations de moins 600 mm sur toute la basse Provence et moins de 500 mm autour de l'étang de Berre. La caractéristique du régime de précipitations méditerranéen est son extrême irrégularité : à une longue période de sécheresse estivale succède généralement un automne très arrosé. Souvent les précipitations automnales (de septembre à novembre) contribuent, en 3 mois, à plus du tiers des normales annuelles. Ainsi, pour les années récentes, à trois années marquées par des conditions hydro-météorologiques sèches (2005, 2006 et 2007), ont succédé des années avec une hydrologie nettement plus élevée (2008, 2009 et 2010) et des cumuls annuels de précipitation compris entre 608 et 818 mm. Rapportés à la surface de l'étang de Berre, ces pluies correspondent à des apports en eau compris entre 94 et 126 millions de m³. Ces trois années là, les tributaires naturels Arc, Touloubre, Cadière, ont également vu leurs apports en eau augmenter : En 2010, les trois rivières ont apporté un total de 238 millions de m³ d'eau, dont 115 pour l'Arc, 90 pour la Touloubre et 33 pour la Cadière.

Après avoir culminé à près de 7 milliards de m³ par an en 1977, les apports en eau de la Durance par le canal usinier de Saint-Chamas ont été régulés, par voie réglementaire, en 1993 puis en 2005, et sont maintenant de l'ordre de 1.2 milliards de m³ par an (1,14 milliard de m³ en 2010).

Les apports solides (matières particulaires) par les tributaires naturels Arc, Touloubre, Cadière, 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, sans toutefois prendre en compte les épisodes de crues. Ces dernières peuvent constituer jusqu'à 99 % des flux de matières en suspension. Comme pour les apports en eau, les apports en limons par le canal usinier de Saint-Chamas ont été limités. Sur la période 2009-2010, ils ont été respectivement de 42 156 tonnes et 62 536 tonnes.

Les apports en sels nutritifs, azote, phosphore suivent globalement les tendances des apports d'eau douce et de matière en suspension par les tributaires. Ainsi, pour l'année 2008, les apports en azote total et en phosphore total par les tributaires naturels (Arc, Touloubre, Cadière) ont été respectivement de 963 tonnes et 100 tonnes, l'Arc y contribuant pour près de 70 %. Sur la période 2008-2009, le canal usinier de Saint-Chamas a apporté 1085 tonnes d'azote total et 30 tonnes de phosphore total.

Enfin, les apports à l'étang concernent également les apports atmosphériques (estimés à 77t d'azote et 2t de phosphore en 1990), les eaux de ruissellement (estimés à 35t de phosphore et 100t d'azote en 1994) et les apports diffus par la nappe fluviale de l'Arc (estimés à 40t de N-NO₃ en 2001).

2.2 Qualité de l'eau et eutrophisation

La répartition spatiale et temporelle de la salinité dans l'étang de Berre permet de distinguer deux grandes masses d'eau. Depuis 2005 et la mise en place des nouvelles modalités de rejets d'eau douce de la centrale EDF, cette structure s'est maintenue.

C'est toujours le cas en 2009 et 2010 : la couche 1-6 m est très homogène au cours de l'année avec une salinité comprise entre 15 et 27 et au-delà de 7 m de profondeur la stratification haline isole la couche de fond plus salée (salinité de 34 au maximum dans le sud de l'étang en profondeur).

La notion d'eutrophisation se réfère à un « enrichissement » des milieux aquatiques en sels nutritifs, surtout le phosphore et l'azote. Les conséquences sont diverses : développement excessif de phytoplancton et de macrophytes nitrophiles, poussées d'espèces opportunistes toxiques, hypoxie ou anoxie du milieu mortelles pour la faune, augmentation de la turbidité de l'eau et diminution de la lumière disponible pour les végétaux benthiques. L'étang de Berre constitue ainsi un milieu globalement eutrophe, avec de fréquentes efflorescences algales (phytoplancton et macroalgues) et des phénomènes d'appauvrissement en oxygène de ses eaux.

L'azote minéral composé des nitrates, nitrites et ammonium, en concentration importante, constitue le stock de nutriments susceptible d'être assimilé par le phytoplancton. Les concentrations élevées en phosphates, elles, témoignent du caractère anoxique des eaux de fond. La variabilité saisonnière est importante, les plus fortes valeurs en nitrates sont relevées en hiver (à la suite d'apports accrus par les tributaires), tandis que l'ammonium (produit de la dégradation) est plus abondant en période chaude. Les teneurs en chlorophylle-a suivent cette tendance, les valeurs maximales sont généralement atteintes, en août. Malgré une diminution des concentrations en sels nutritifs dans l'étang amorcée au début des années 2000, l'étang de Berre est classé, dans un état « passable » à « médiocre » en terme d'eutrophisation sur la base des indices retenus par le Réseau de suivi lagunaire en Languedoc-Roussillon et par la DCE. Le principal paramètre déclassant étant la biomasse chlorophyllienne. La transparence de l'eau, directement conditionnée à la charge en matière particulaire (phytoplancton notamment) reste faible dans l'étang : en juillet 2010, la couche euphotique (où parvient seulement 1 % de la lumière incidente de surface) était atteinte dès 4 m de profondeur.

La stratification haline, en isolant physiquement la masse d'eau de fond, réduit les échanges diffus et contribue au maintien de conditions hypoxiques, voire anoxique, quasiment permanentes à partir de 7 m de profondeur. De plus, en période estivale, les phénomènes biologiques (production primaire) peuvent générer une consommation accrue d'oxygène dans les couches d'eau moins profondes ce qui aggrave les conditions d'oxygénation. De juillet à octobre, des anoxies complètes ont pu être observées à des profondeurs relativement faibles (de 2.5 à 4 m) et ce jusqu'à 5 jours consécutifs (août 2009 dans l'anse du Ranquet).

2.3 Populations phytoplanctoniques

Les communautés phytoplanctoniques de l'étang de Berre sont composées d'espèces marines néritiques et saumâtres dominées par des espèces de petite taille tout au long de l'année.

Les diatomées dominent le peuplement, les plus abondantes sont des espèces de petite taille (i.e. *Skeletonema costatum*, *Cyclotella* sp., *Phaeodactylum tricornutum*, *Cylindrotheca closterium*). Les dinoflagellés présents sont également des espèces de petite taille (des genres *Gymnodinium* et *Gyrodinium*). En ce qui concerne les dinoflagellés potentiellement toxiques, des espèces du genre *Gymnodinium* sont régulièrement identifiés tout au long de l'année, mais dans des concentrations qui restent très faibles au regard des densités des autres espèces.

2.4 Macrophytes et phanérogames

Les peuplements de macrophytes de l'étang de Berre présentent des signes d'importantes perturbations. Les herbiers de magnoliophytes (phanérogames) ont fortement régressé, ils ne sont plus présents qu'à l'état de vestige et ne constituent plus de peuplement fonctionnel. Les Chlorobiontes nitrophiles, telles que les Ulves, prolifèrent, tandis que le développement des Rhodobionthes se limite à quelques espèces pionnières. Cette situation perdure en 2009 et 2010, sans que les herbiers ne montrent de signes de recolonisation.

Parmi les espèces de phanérogames, seules *Zostera noltii* et *Ruppia cirrhosa* sont encore présentes, mais elles restent très faiblement représentées. *R. cirrhosa* et *Z. noltii* ne sont respectivement plus présentes que sur 1 et 3 stations (sur les 31 qui sont suivies annuellement) avec des recouvrements très faibles. Sur les sites où ils subsistent, principalement au droit de la pointe de Berre et du delta de l'Arc, les herbiers de zostères ne constituent pas de ceinture continue et restent sous la forme de taches semi-circulaire différenciées, de taille métrique à décamétrique. Les herbiers ne s'étendent pas au-delà de 0.8 à 1,2 m de profondeur selon les sites, ce qui témoigne d'une limitation par la lumière (liée à la fois à la charge en matière en suspension dans l'eau, au recouvrement des feuilles par les épiphytes et à la remise en suspension des sédiments sous l'effet du vent). Les conditions lumineuses dégradées s'expriment

également par les paramètres de vitalité (densités, biomasses) qui restent faibles comparativement à d'autres lagunes méditerranéennes. Une cartographie des petits fonds littoraux réalisée à l'été 2009 au moyen de photographie aérienne a néanmoins montré le maintien de zostères dans le bassin de délimonage situé au nord du grand étang ainsi que le développement de quelques taches d'herbier dans l'étang de Vaïne (secteur des Marettes). Quant à *R. cirrhosa*, elle ne subsiste que sous la forme de faisceaux isolés à très faible profondeur.

Les Chlorobiontes, sont représentés dans l'étang de Berre par les espèces du genre *Ulva*, *Enteromorpha* et *Cladophora* dont les populations se sont globalement développées depuis le début des années 1990. Les ulves en particulier ont montré des proliférations maximums dans les années 2002-2004. 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 Callithamniées (*Polysiphonia*, *Callithamnion*) sont également bien représentées le long du rivage. En 2009 et 2010, elles constituaient le groupe d'espèces le plus abondant après les Ulves. Ces algues rouges s'accumulent également dans les faibles profondeurs et le long du rivage, sous l'action du vent et des courants.

Nota : le suivi des herbiers de zostères, renforcé depuis 2006 dans le cadre de l'observatoire du milieu, fait l'objet d'un rapport spécifique en complément au présent rapport.

2.5 Transplantations expérimentales de Zosteres

Au printemps 2009, une expérimentation de réimplantations de zostères a été menée. Elle concerne deux espèces : *Zostera noltii* et *Z. marina*, qui étaient abondamment présentes dans l'étang de Berre jusque dans les années 60, puis ont régressés, la dernière étant totalement éteinte depuis les années 70. Les transplants ont été prélevés dans l'anse de Carteau (golfe de Fos) puis replantés dans 6 sites du grand étang et de l'étang de Vaïne, en utilisant deux techniques différentes ; la transplantation de boutures isolées et la transplantation de mottes maintenues dans des pots en fibre de cellulose.

18 mois après leur transplantation *Zostera noltii* et *Zostera marina* se sont maintenus sur les sites de l'Anse des Merveilles, Arc, Pointe de Berre et Figuerolles. Les transplants avaient disparu sur les sites de Saint Chamas et de Vaïne 90 jours après leurs implantations.

Sur les sites où ils se sont maintenus, les transplants montrent des taux de survie relativement homogènes selon les techniques employées, avec une décroissance de type logarithmique, les plus fortes mortalités ayant eu lieu au cours des 3 premiers mois suivant les transplantations. Au bout de 18 mois, les taux de survie moyens sont de 9% pour les boutures et les pots de *Z. noltii* et de 13% pour les boutures de *Z. marina*. La période estivale, caractérisée par des températures de l'eau élevée à faible profondeur, des blooms phytoplanctoniques qui réduisent la pénétration lumineuse, le développement d'épibiontes sur les feuilles et l'échouage de macrophytes (genres

Ulva, *Gracilaria*) reste particulièrement stressante pour les transplants et apparaît comme une période déterminante dans les taux de survie.

Malgré les mortalités importantes, certains des transplants présentent des taux de croissance réguliers qui méritent encore d'être suivis. Les sites de l'embouchure de l'Arc, de la Pointe de Berre et de l'Anse des Merveilles présentent les meilleures croissances régulières, avec un diamètre maximal du transplant qui a triplé et même quadruplé selon les transplants depuis le début de l'expérimentation. Notons que les sites de l'Arc et de la Pointe de Berre sont 2 stations où la zostère est encore aujourd'hui naturellement présente sous la forme d'herbiers reliques.

2.6 Macrofaune benthique

Les espèces de la macrofaune benthique présentes dans l'étang de Berre appartiennent 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 profondeur. La présence d'espèces à affinité marine (constitutives de la biocénose des Sables vaseux de mode calme), qui constituait l'essentiel du peuplement jusque dans les années 60, n'est notée qu'à proximité du débouché du chenal de Caronte, qui relie l'étang avec le golfe de Fos. Le peuplement global est caractérisé par des richesses spécifiques et des abondances faibles (dans un état majoritairement « pauvre » à « moyen » selon l'indice M-AMBI tel qu'utilisé actuellement dans le cadre de la DCE).

Les peuplements de la bordure côtière sont dominés par des bivalves (l'espèce introduite *Musculista senhousia* par exemple y représente plus de 50 % des organismes présents), ensuite viennent les polychètes *Nereis succinea* et *Ficopomatus enigmaticus*. En 2010, la richesse spécifique reste très faible, en moyenne inférieure à 12 espèces, les stations les plus diversifiées (jusqu'à 17 espèces) étant situées au sud ouest de l'étang sous l'influence des entrées d'eaux marines par le chenal de Caronte. Ce sont également dans ces stations que l'on retrouve les espèces à affinité marine comme *Venerupis aurea* ou *Ruditapes decussatus* caractéristiques de peuplements de type SVMC et les plus fortes densités (centrées autour de 5 000 individus/m² pour l'ensemble de l'étang). Les peuplements les plus dégradés sont observés dans la baie de Saint-Chamas, l'anse du Ranquet et l'étang de Vaïne. Les fluctuations saisonnières des peuplements sont marquées, avec d'importantes mortalités qui surviennent lors des épisodes d'anoxie estivales. Les peuplements se reconstituent en hiver, avec des richesses spécifiques stables mais des abondances qui, de fait, restent faibles.

La zone centrale, plus profonde, reste très appauvrie par rapport à la bordure côtière. Dans les secteurs les plus profonds (9 m), il s'agit plutôt de présence ponctuelle de quelques individus d'espèces pionnières. 4 espèces y sont généralement recensées, dans des densités très faibles (140 individus/m²).

Enfin, la colonisation récente (depuis 2005) de la moule introduite *Musculista senhousia*, qui peut représenter jusqu'à 50 % des organismes présents dans les échantillons, doit être prise en

considération. Il est admis que l'ultra-dominance d'une espèce est généralement indicatrice d'un milieu perturbé, et peut constituer une contrainte supplémentaire au développement des autres espèces partageant la même niche écologique.

2.7 Ichtyofaune

L'inventaire ichthyologique réalisé par des pêches expérimentales et le suivi des pêcheries constituent deux volets complémentaires de l'évaluation des stocks.

L'inventaire ichthyologique, réalisé sur 2 ans, a permis de donner une description de la nature du peuplement en place, des variations spatiales et temporelles dominantes, ainsi que de l'état de santé global du peuplement de poissons.

46 espèces de poissons et 6 espèces de crustacés ont été recensées (dont certaines qui ne sont que très ponctuellement présentes). Un premier niveau de fluctuations saisonnières a été mis en évidence dans la composition et l'abondance du peuplement (appauvries durant la saison froide, maximales au printemps), fluctuations cohérentes avec ce qui était attendu au regard des connaissances sur le fonctionnement des lagunes. A ce stade, seules 2 stations se différencient significativement : Martigues, plus proche des entrées d'eaux marines, et la Poudrerie, plus confinée, au nord de l'étang. L'analyse des guildes fonctionnelles montre une influence de la saison sur l'abondance des espèces selon leur régime trophique et leur comportement écologique (espèces pélagiques, benthiques ou démersales), variations là encore habituelles en milieu lagunaire. Parmi l'ensemble des espèces collectées, les gobies et les athérines, de petite taille, présentent de très grands effectifs. Ces espèces, résidentes, constituent une part importante de la biomasse et servent de base à l'alimentation d'autres espèces (poissons fourrage). Avec près de 70 % de planctonophages ou consommateurs d'invertébrés benthiques ou omnivores, le peuplement ichthyologique de l'étang de Berre semble dominé par les espèces carnivores. Pour autant, les grands ichthyophages n'y sont que peu représentés. Toutefois, la sélectivité des engins employés s'exerce au détriment des espèces de grande taille qui évitent ce type d'engins. Ainsi, si l'échantillonnage privilégie la capture des petits benthiques il semble sous-estimer fortement celle des démersaux et des pélagiques.

Des analyses sanitaires ont été réalisés à chaque campagne de l'inventaire ichthyologique en se basant notamment sur les taux de nécroses externes et le parasitisme externe et interne des poissons échantillonnés. Bien que ces approches n'aient pas été développées pour les eaux de transition et qu'il n'existe pas de référence dans ces milieux, ces analyses indiquent un état de santé de l'ichtyofaune globalement médiocre (plus particulièrement durant les périodes chaudes), certains paramètres du milieu comme la température et l'oxygénation des eaux pouvant avoir des incidences sur la santé des poissons.

Les richesses spécifiques relevées dans l'étang sont du même ordre de grandeur que celles d'autres lagunes méditerranéennes (Thau et Bages-Sigean) ; toutefois, le choix méthodologique opéré pour les pêches expérimentales de l'inventaire ichthyologique (filet sélectif ciblé sur les petites tailles) ne permet pas de traduire les listes d'espèces obtenues en production. C'est pourquoi le suivi de l'activité de pêche vient compléter cet inventaire.

La pêche dans l'étang de Berre est essentiellement centrée sur l'exploitation d'espèces lagunaires (anguilles, muges) et d'espèces marines effectuant une partie de leur cycle de vie en lagune (loup, daurade).

L'activité, en terme d'espèces-cibles et de principaux métiers, semble avoir globalement peu évolué depuis la fin des années 1980. En revanche la taille de la flottille active a fortement diminuée. Si les anguilles et les muges restent les principales espèces en tonnage, les athérines (cabassons), qui étaient la troisième espèce débarquée dans les années 80, sont devenues une espèce très accessoire dans la pêche. A l'inverse, les daurades sont devenues une cible majeure et représentent une part importante des débarquements. Comme pour la plupart des lagunes méditerranéennes françaises, la pêche de l'étang de Berre reste une pêche « à risques », contrainte par sa dépendance au milieu extérieur pour le recrutement des juvéniles (anguille), le faible nombre d'espèces-cibles (l'essentiel de la production est basé sur 4 espèces) ce qui limite les possibilités de report d'effort et, enfin, les contraintes liées au milieu (eutrophisation, crises anoxiques estivales).

2.8 Contamination chimique des sédiments

La contamination des sédiments de l'étang de Berre a été très importante par le passé avec une chronologie qui diffère entre le grand étang et l'étang de Vaïne.

source thèse Rigaud

Dans le grand étang, les niveaux maximum de contamination ont été atteints dans les années 1950-1960, dans l'étang de Vaïne deux périodes de contamination ont pu être mises en évidence : dans les années 1930 pour tous les métaux et autour des années 1980 pour le cobalt (Co), le chrome (Cr) et le nickel (Ni). A partir des années 1970, les niveaux de contamination ont fortement diminué sous l'influence des réglementations sur les rejets industriels : jusqu'à 90 % pour le cadmium (Cd) et le mercure (Hg), 80 % pour le plomb (Pb), 70 % pour l'arsenic (As), 50 % pour le zinc (Zn) et 20 % pour le cuivre (Cu). L'ouverture de l'usine hydroélectrique de Saint-Chamas en 1966 et le rejet de fortes quantités de limons faiblement contaminés en provenance de la Durance se sont également accompagnés d'une dilution de la contamination dans les sédiments de surface.

Les concentrations en Eléments traces métalliques des sédiments de surface actuels de l'étang de Berre sont les plus faibles depuis plusieurs décennies. Aujourd'hui, les sédiments se caractérisent par des niveaux de contamination faibles (As, Ni, Zn) à modérés (Cd, Cu, Cr, Pb, Hg). Les tests de toxicité effectués sur le polychète *Nereis succinea* montrent que parmi les ETM étudiés, As, Ni et Cu ne constituent à priori pas un risque particulier pour l'écosystème benthique du fait de leur faible niveau de contamination dans les sédiments de surface ou de leur faible biodisponibilité. Pour l'évaluation du risque que constitue Co et Zn dans les sédiments, d'autres bio-indicateurs tels que le bivalve *Brachidontes marioni* devraient être testés, ce qui par ailleurs pourrait être pertinent dans le cas d'un développement d'activités ostréicoles ou mytilicoles dans l'étang.

Cependant, des niveaux de contamination très forts ont été observés quelques centimètres sous la surface des sédiments dans le grand étang et l'étang de Vaïne, ce qui nécessite de prendre des précautions lors d'éventuels travaux pouvant s'accompagner de remise en suspension de sédiments. Par ailleurs, si les ETM sont majoritairement piégés dans les sédiments, des flux vers la colonne d'eau ont pu être mis en évidence, favorisés notamment par les conditions anoxiques dans la zone sud du grand étang. Ces apports pourraient contribuer à la dégradation de la qualité des eaux et à la dégradation de l'écosystème de l'étang.

2.9 Conclusion

En 2009 et 2010, l'étang de Berre présente encore les caractéristiques d'un milieu fortement dégradé. La salinité dans l'étang se maintient entre 15 et 25 et les apports globaux en sels nutritifs tendent à diminuer. Pour autant cette évolution récente des conditions hydrologiques ne s'est pas accompagnée d'une amélioration significative des indicateurs biologiques, macrophytes et macrofaune benthique.

2.10 Programmes en cours

Doctorats en cours

- Dynamique et biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les sédiments de l'étang de Berre. Sylvain Rigaud, soutenance prévue : juin 2011
- Etude de la biodiversité et de l'écophysiologie du zooplancton gélatineux, méduses et cténaires en baie de Marseille et dans le complexe Berre-Fos. Approche expérimentale et par modélisation. Floriane Delpy, soutenance prévue 2012.
- Dynamique des assemblages microbiens dans une région contrastée soumise à de nombreux forçages: l'étang de Berre. Anthony Malkassian, soutenance prévue 2012.

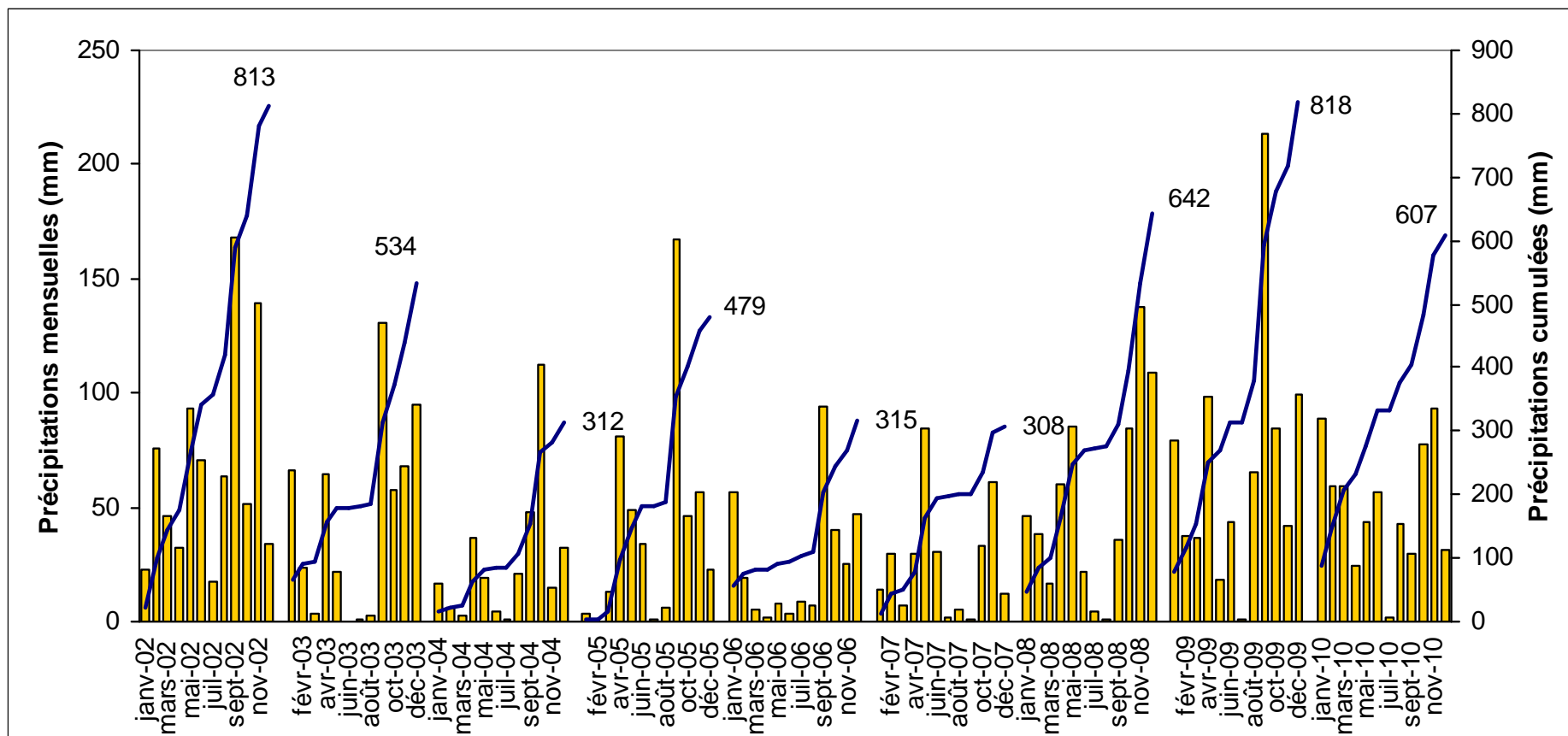
Etudes en cours

- Evaluation de la diversité et de la connectivité génétique de *Zostera noltii* dans l'étang de Berre. Comparaison à d'autres sites de Méditerranée occidentale. Collaboration GIPREB/Station Zoologique de Naples.
- Evaluation des stocks de l'ichtyofaune. Suivi des pêcheries de l'étang de Berre. Réalisation GIS Posidonie/EI Groupe, restitution prévue juillet 2011.
- Etude des possibilités de restauration des herbiers de *Zostera* dans l'Etang de Berre par des réimplantations expérimentales. Réalisation Morancy Conseil Environnement, restitution prévue juillet 2011.
- Etude des potentialités de la détection acoustique pour la caractérisation des fonds meubles de l'étang de Berre. Application aux moulière et aux accumulations de macroalgues. Réalisation Semantic TS, restitution prévue 2012.

3 Figures et tableaux pour l'année 2009-2010

3.1 Apports

Figure 1. Précipitations mensuelles et cumulés annuels relevés entre janvier 2002 et décembre 2010 à la station de Marignane (données Météo France).



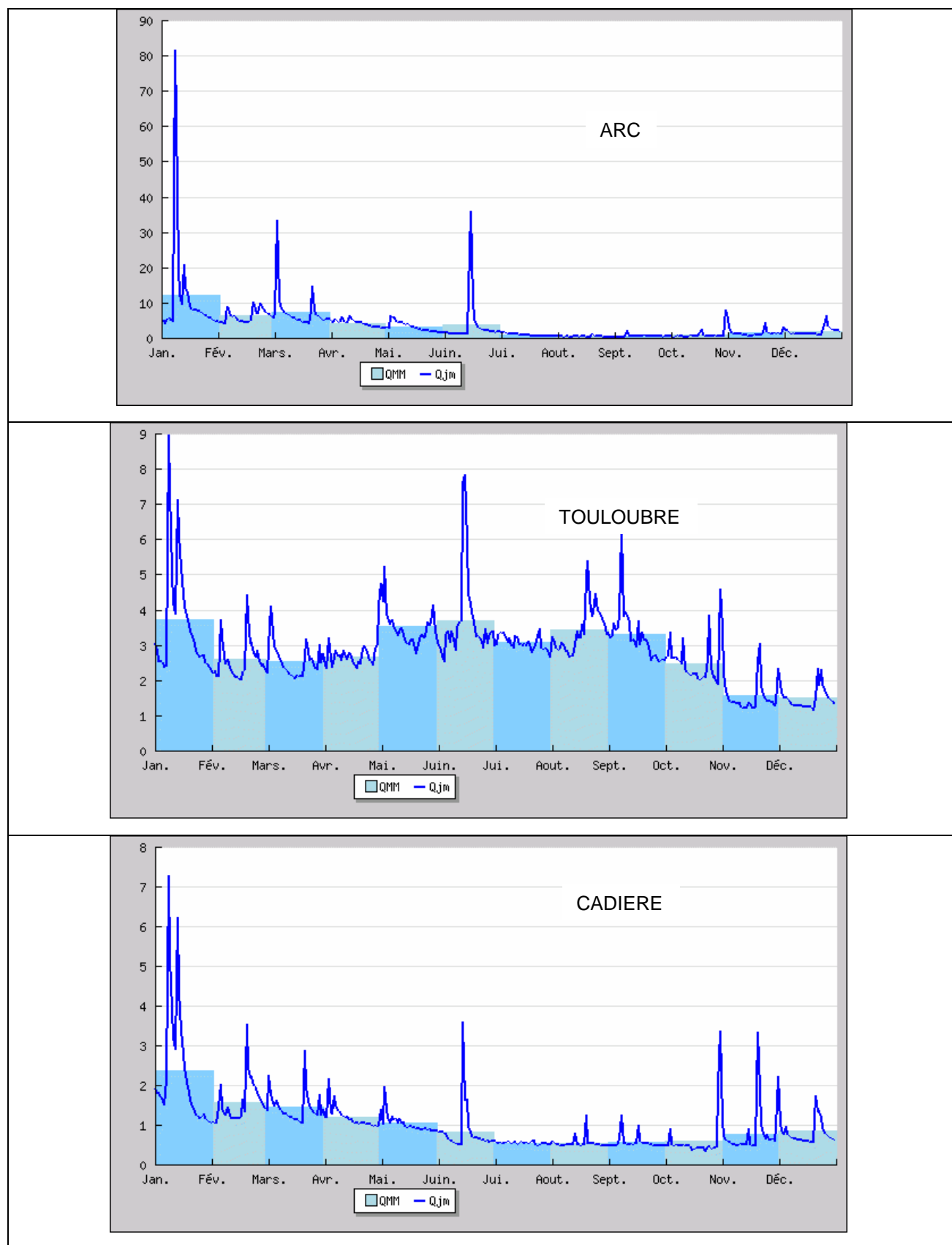


Figure 2 : Débits journaliers de l'Arc la Touloubre et la Cadière ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) en 2010, avec QMM : écoulement mensuel mesuré et Qjm le débit journalier moyen (Source Banque Hydro).

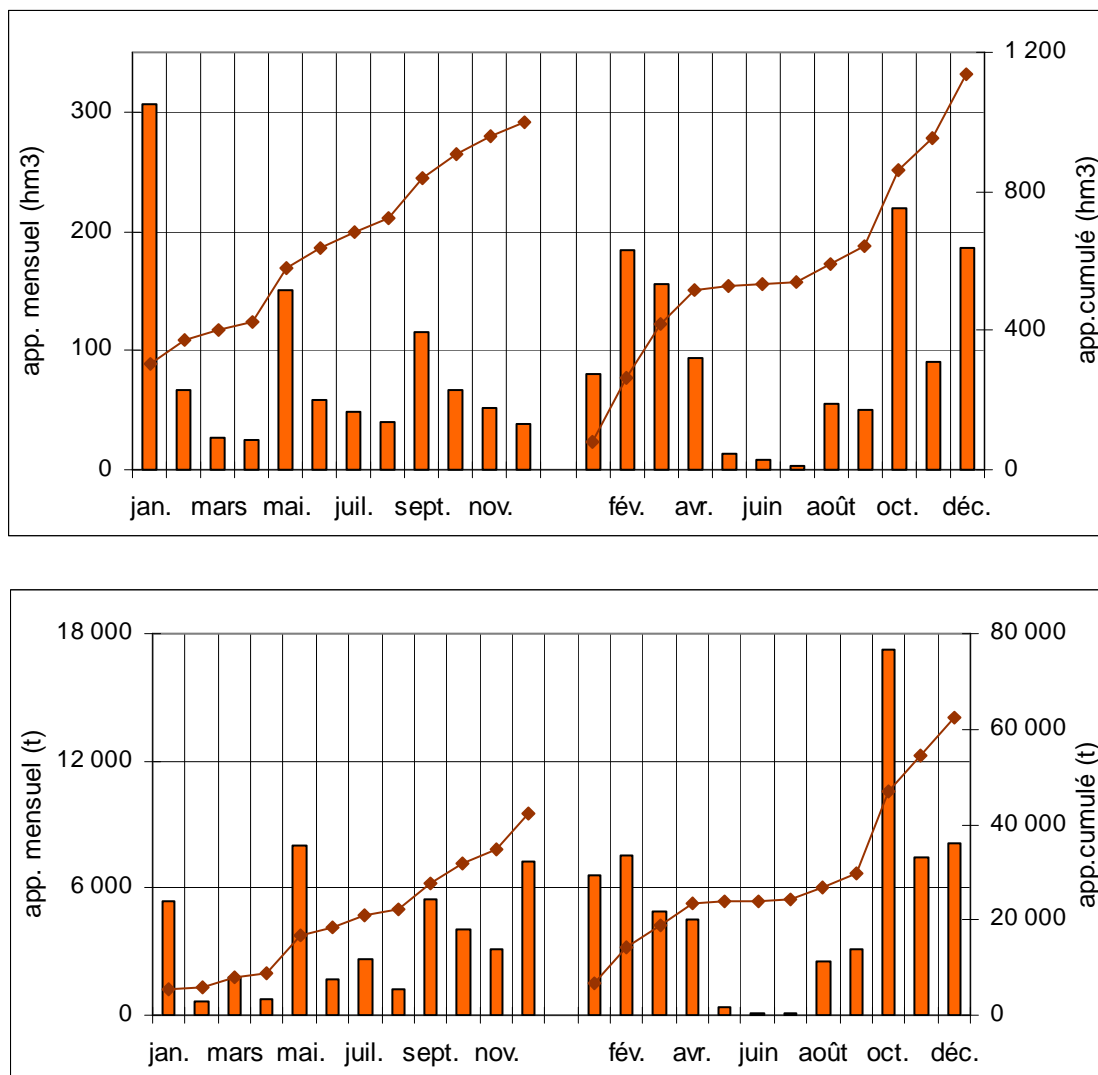


Figure 3. Apports mensuels et cumulés de la Durance par le canal usinier en eau (millions de m³) et en limons (tonnes) de janvier 2009 à décembre 2010.

3.2 Qualité de l'eau et eutrophisation

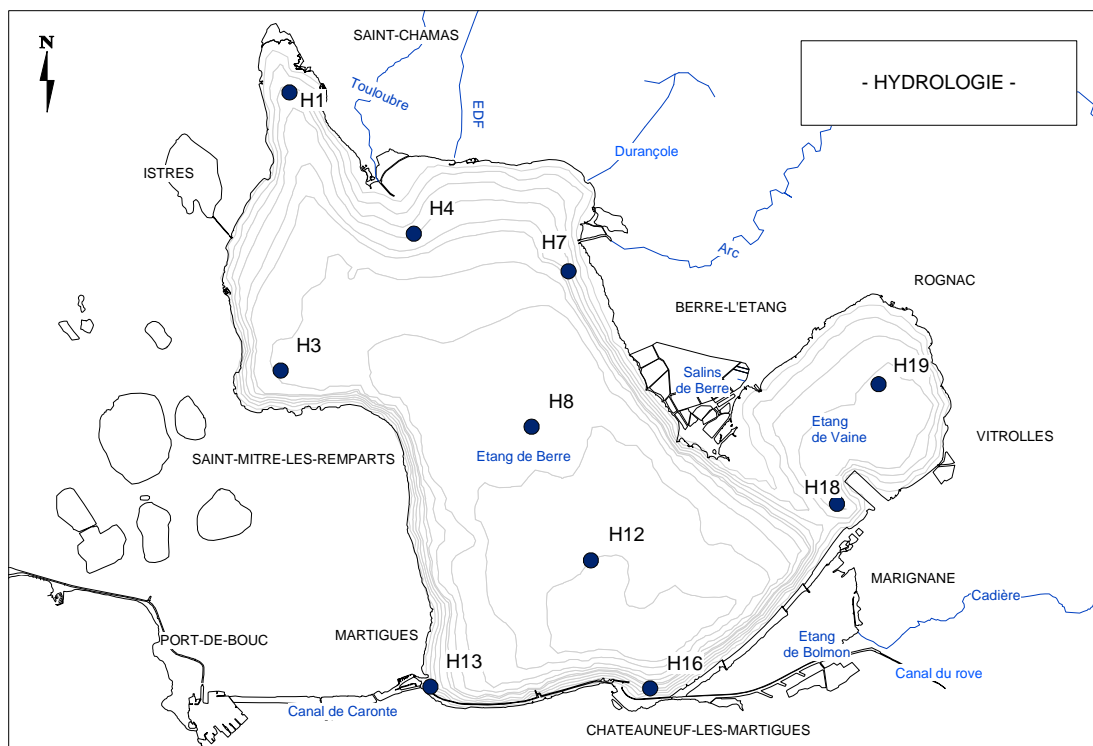


Figure 4. Localisation des 10 points de prélèvement pour le suivi physico-chimique de l'eau.

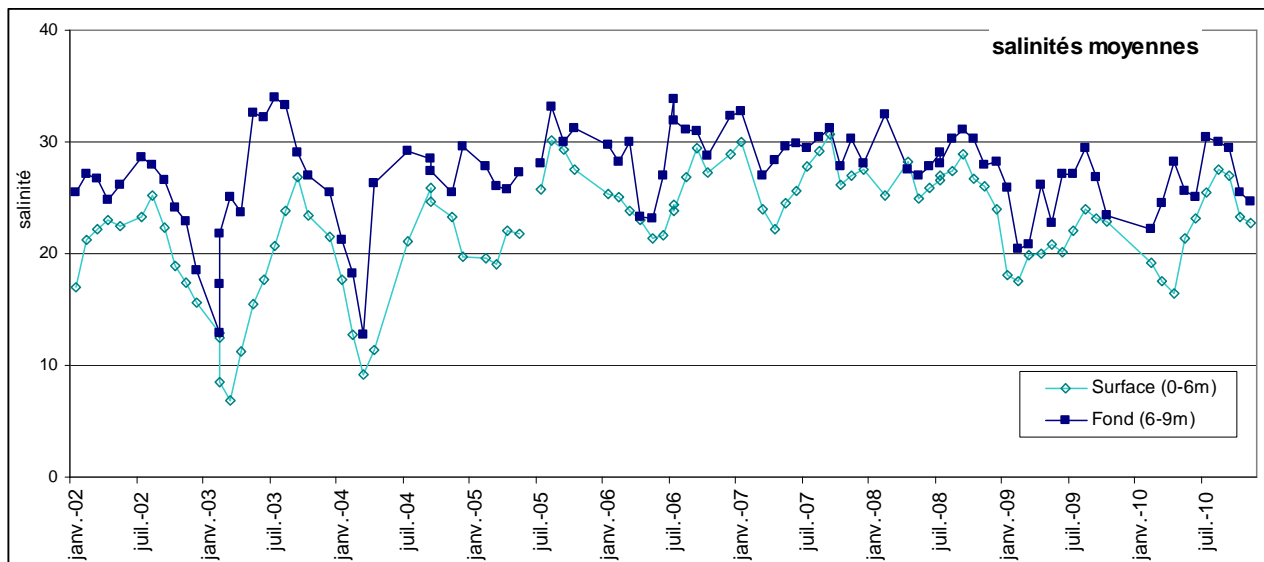


Figure 5. Evolution temporelle de la salinité dans les couches d'eau 0-6 mètres et 6-9 mètres dans l'étang de Berre de 2002 à 2010.

Bilan du suivi écologique- année 2009-2010

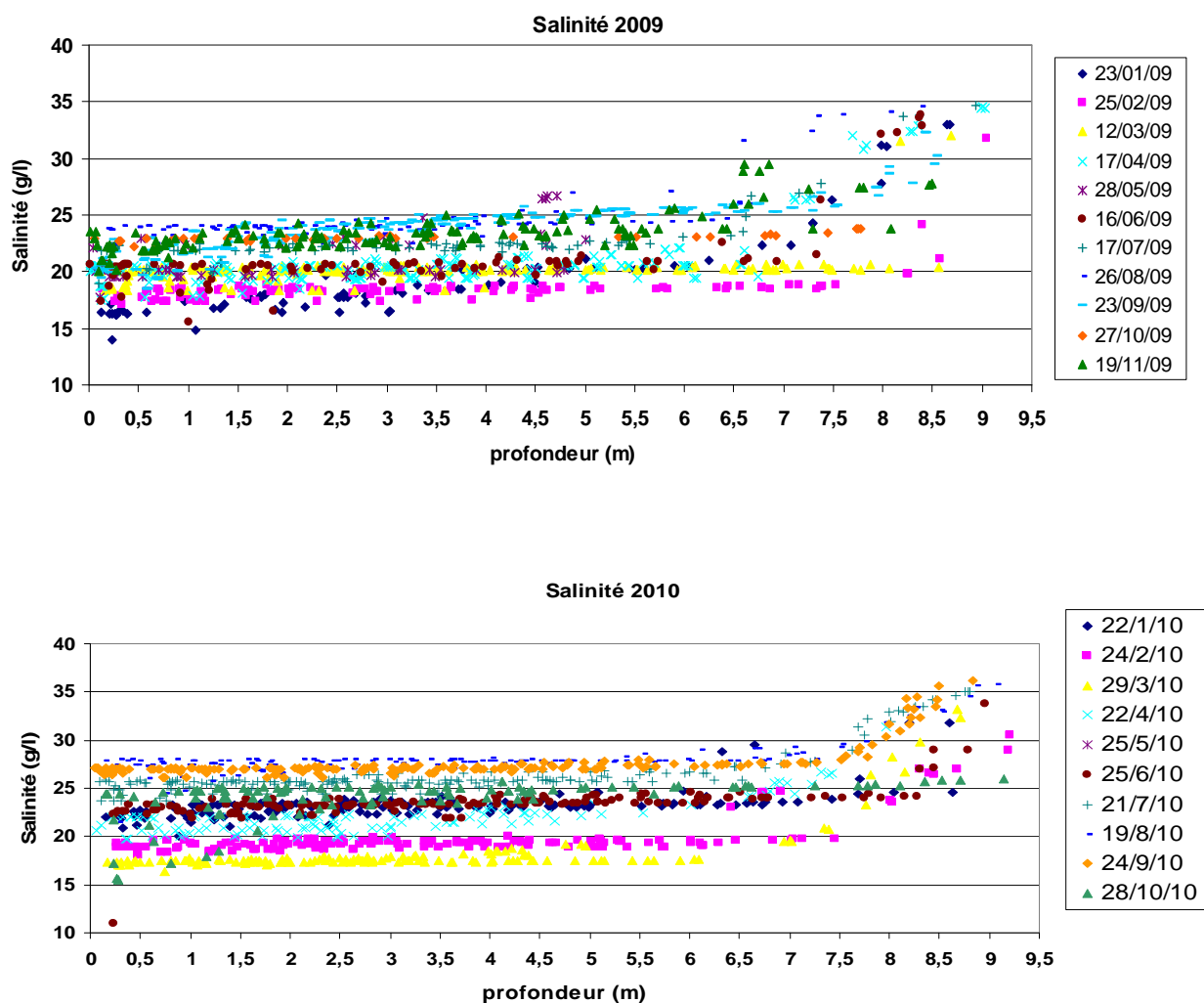
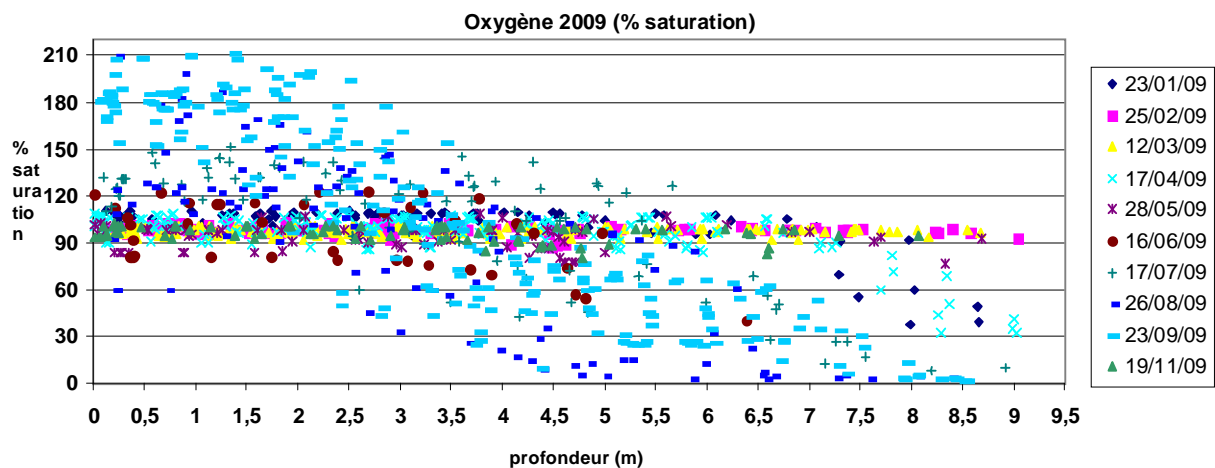


Figure 6. Salinités en fonction de la profondeur, pour l'ensemble des stations du suivi hydrologique, en 2009 et 2010.



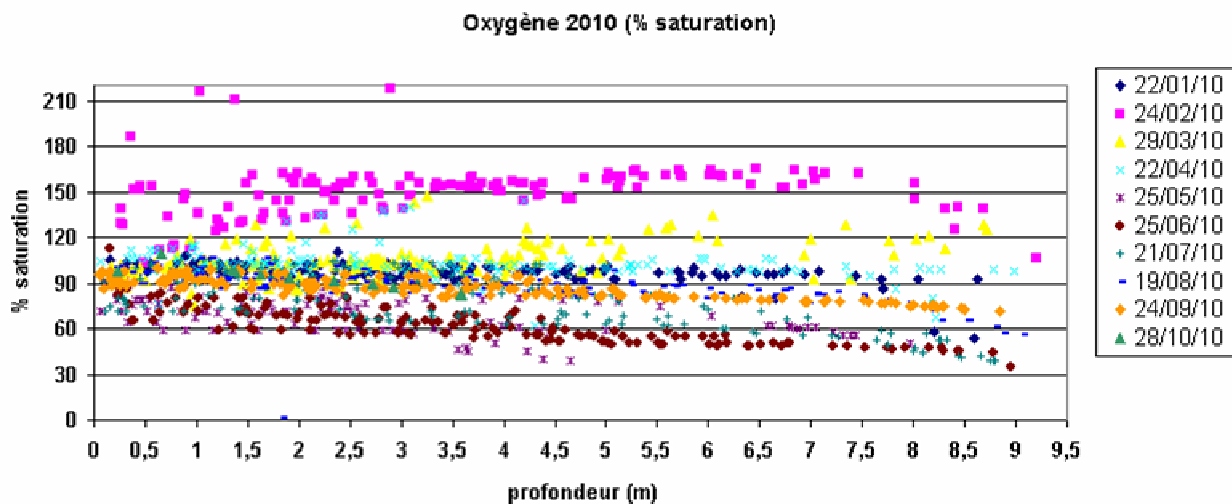
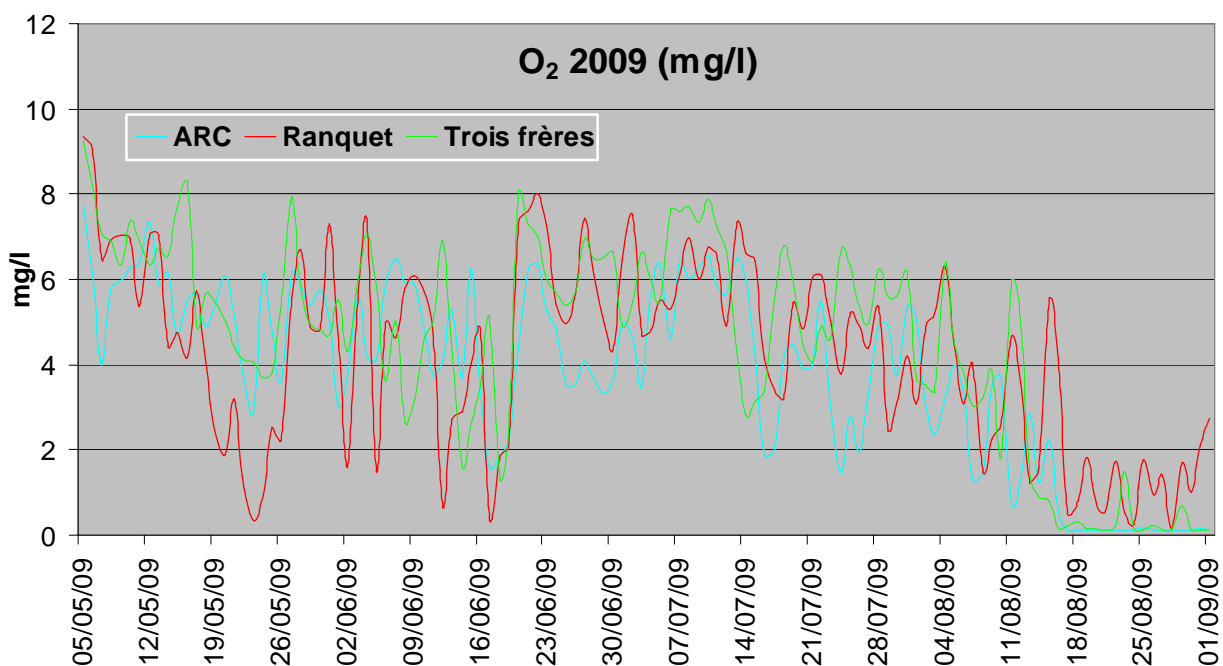


Figure 7. Concentrations en oxygène dissous en fonction de la profondeur, pour l'ensemble des stations du suivi hydrologique, en 2009 et 2010.



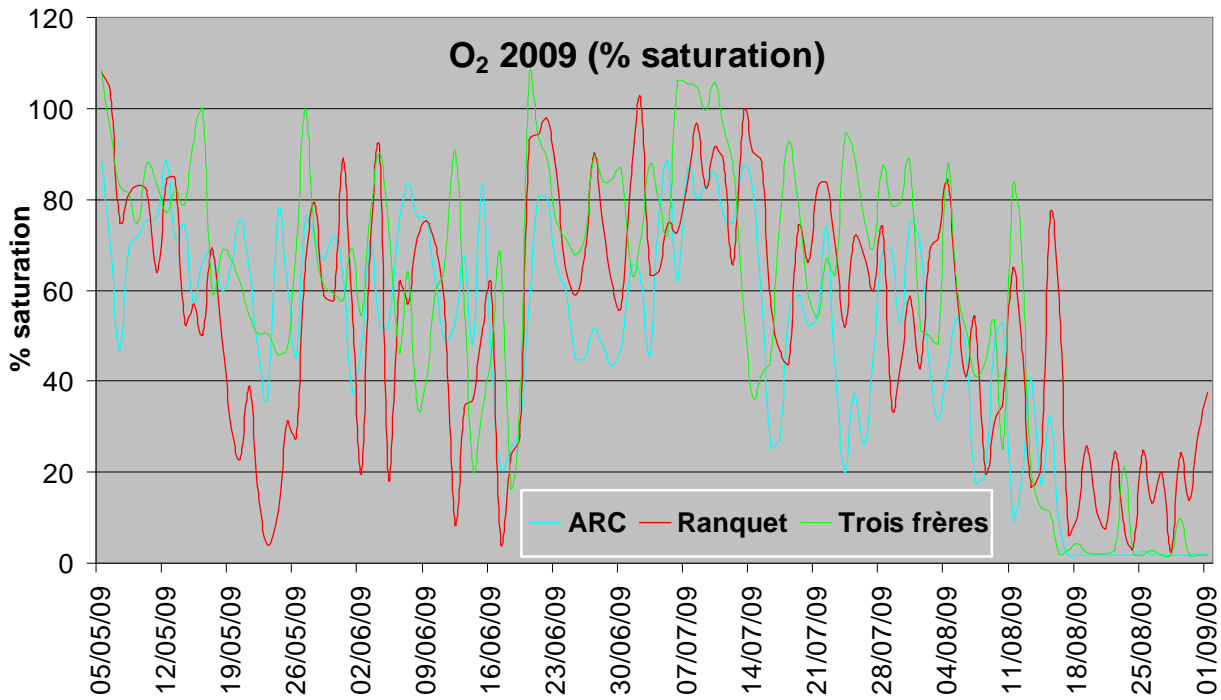


Figure 8. Teneurs moyennes journalières en oxygène dissous dans l'eau, en mg/l, et en % de saturation au niveau du fond, sur les sites témoins de l'Arc, des Trois-Frères et du Ranquet, du 5 mai au 1^{er} sept. 2009.

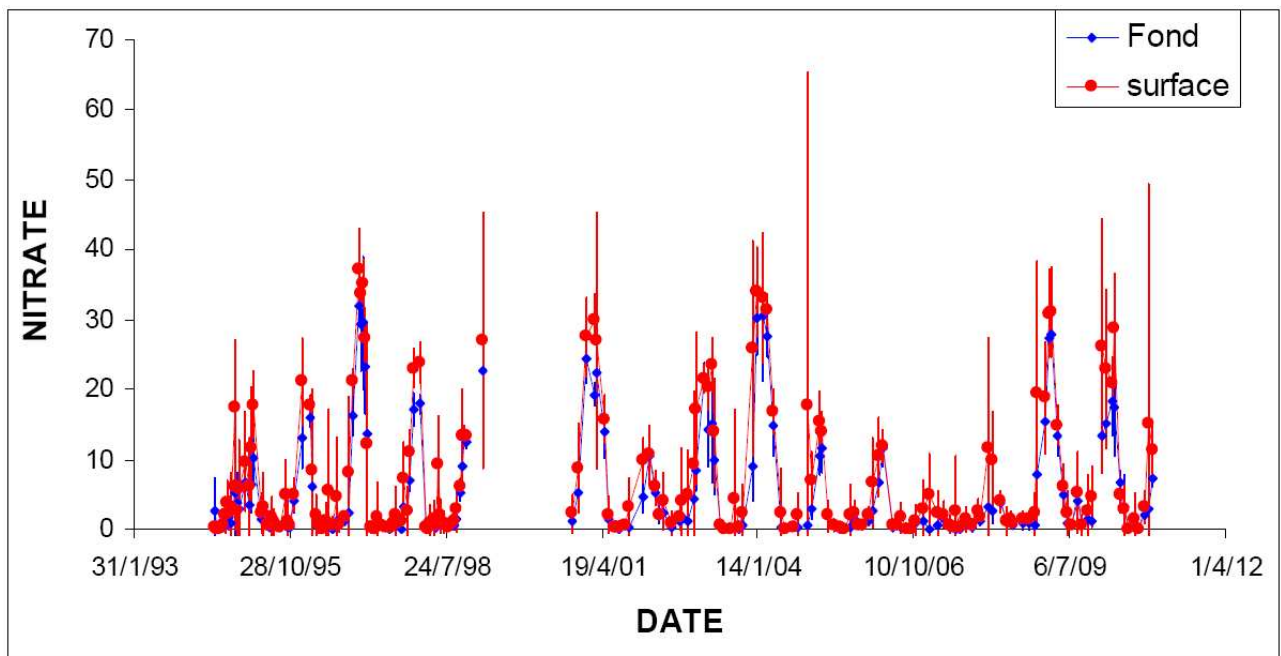


Figure 9. Evolution des teneurs mensuelles moyennes en nitrates (en μM) entre 2001 et 2010.

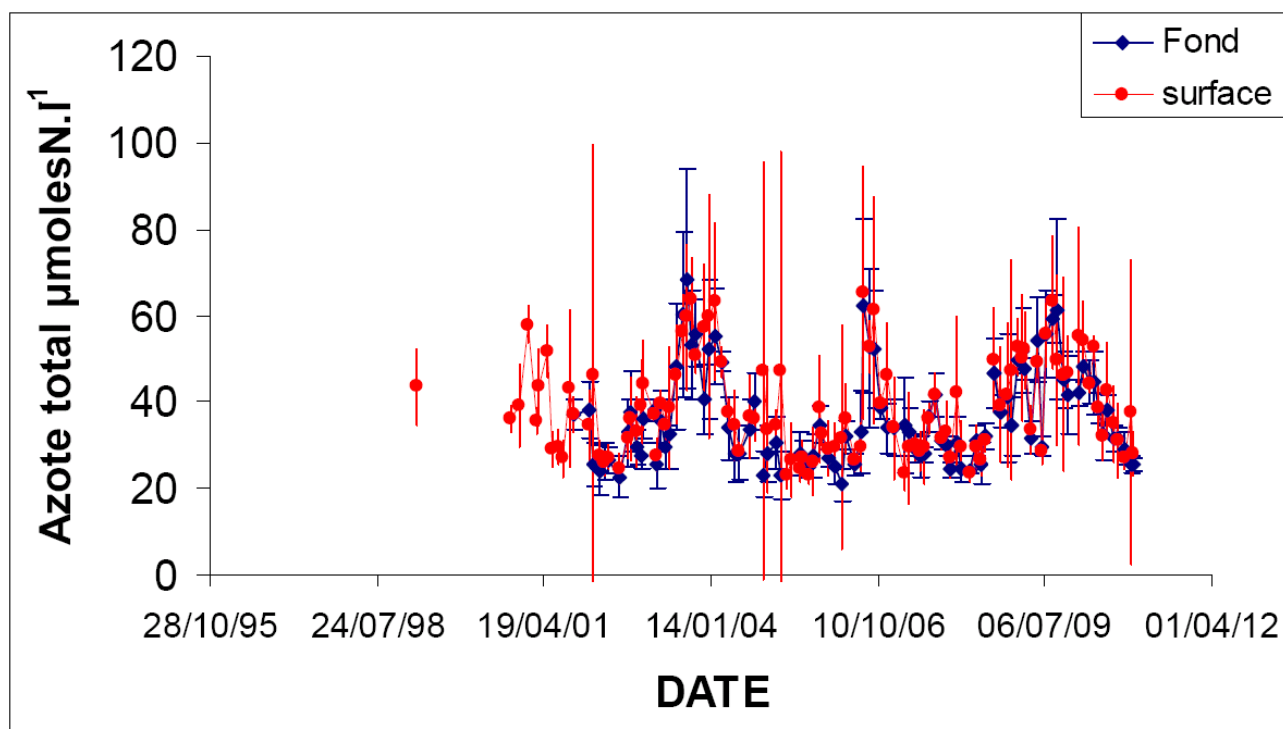


Figure 10. Evolution des teneurs mensuelles moyennes en azote total (en μM) entre 2001 et 2010.

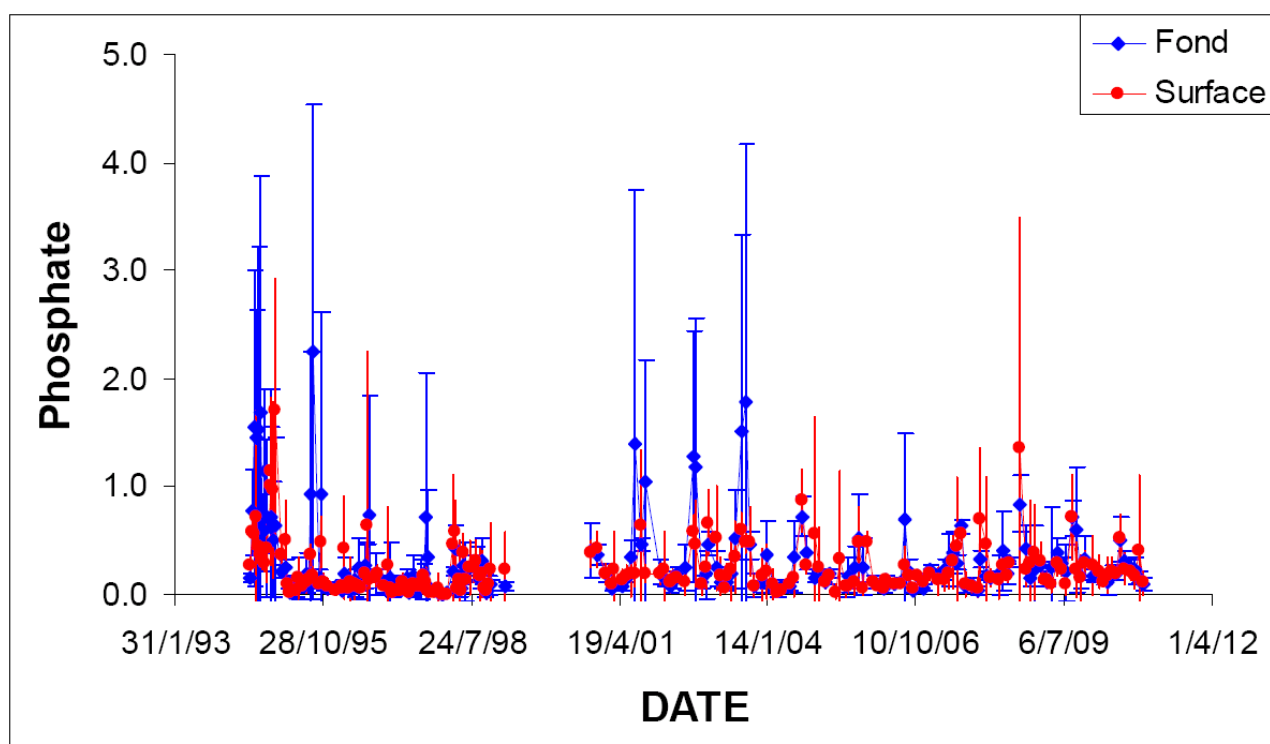


Figure 11. Evolution des teneurs mensuelles moyennes en phosphates (en μM) entre 2001 et 2010.

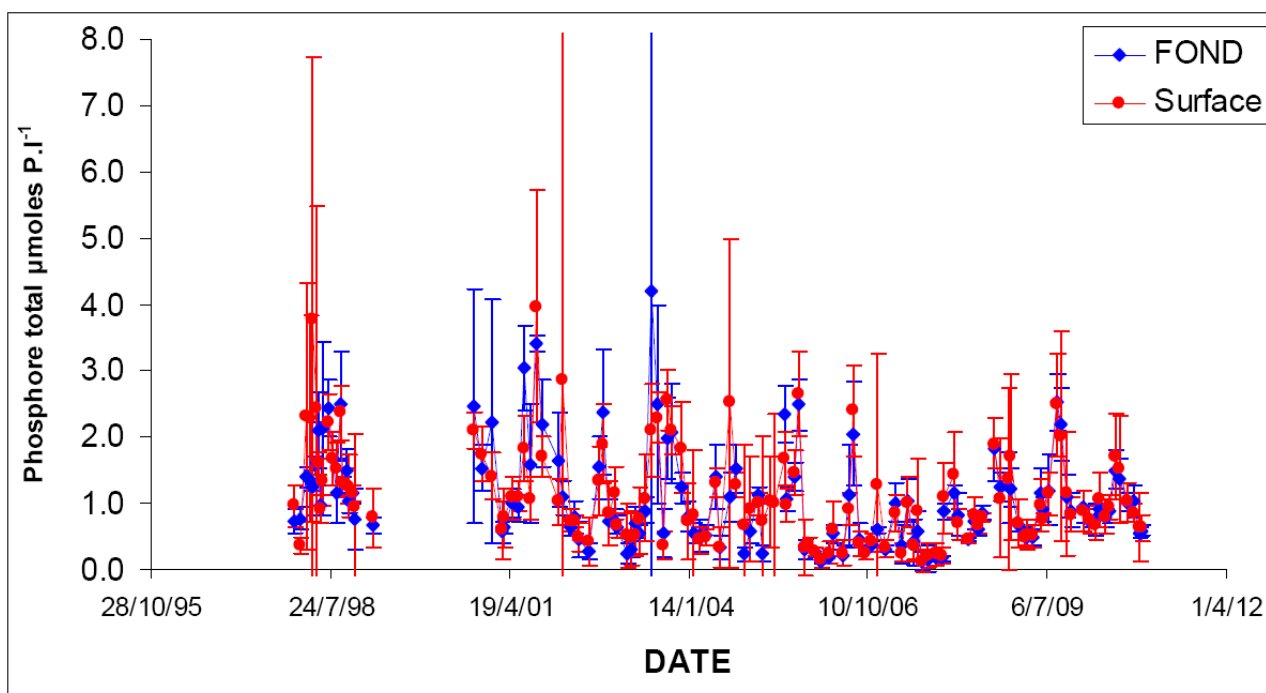


Figure 12. Evolution des teneurs mensuelles moyennes en phosphore total (en μM) entre 2001 et 2010.

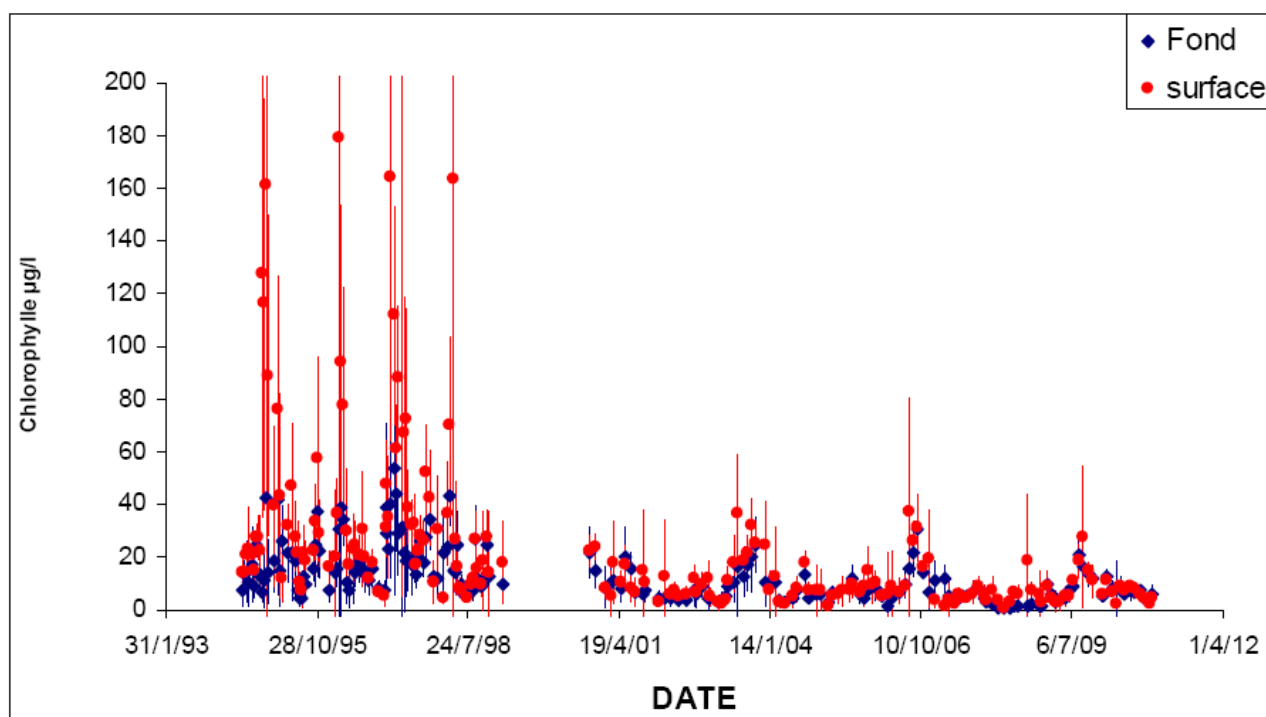


Figure 13. Evolution des teneurs mensuelles en chlorophylle-a (en $\mu\text{g/l}$) entre 2001 et 2010.

Bilan du suivi écologique- année 2009-2010

aux propriétés physiques de la masse d'eau (Kd) ; profondeur de la couche euphotique (D 1 % selon la relation de Poole & Atkins, 1929) et profondeur des 10% de lumière incidente.

		Zs moyen (m)	ecart- type	Kmin	Coeff atténuation lumineuse K'	Couche photique (m)	(D1% Poole & Atkins 1929)
2010	janv-10	2,1	0,7	0,7	1,0	5,2	5,7
	févr-10	1,4	0,3	1,1	1,4	3,5	3,8
	mars-10	2,2	0,3	0,7	0,9	5,3	5,8
	avr-10	2,4	0,5	0,6	0,8	5,9	6,5
	mai-10	2,0	0,4	0,7	1,0	4,9	5,4
	juin-10	1,8	0,4	0,8	1,1	4,5	4,9
	juil-10	1,5	0,4	1,0	1,3	3,7	4,1
	août-10	1,7	0,3	0,9	1,2	4,2	4,6
	sept-10	2,3	0,8	0,7	0,9	5,7	6,2
	oct-10	1,5	0,7	1,0	1,3	3,8	4,2
	nov-10	2,8	1,1	0,5	0,7	6,8	7,5
	déc-10	2,1	1,2	0,7	1,0	5,2	5,7
moyenne période 2010		2,0			1,1	4,9	5,3

moyenne 2006	2,8
moyenne 2007	2,7
moyenne 2008	2,7
moyenne 2009	2

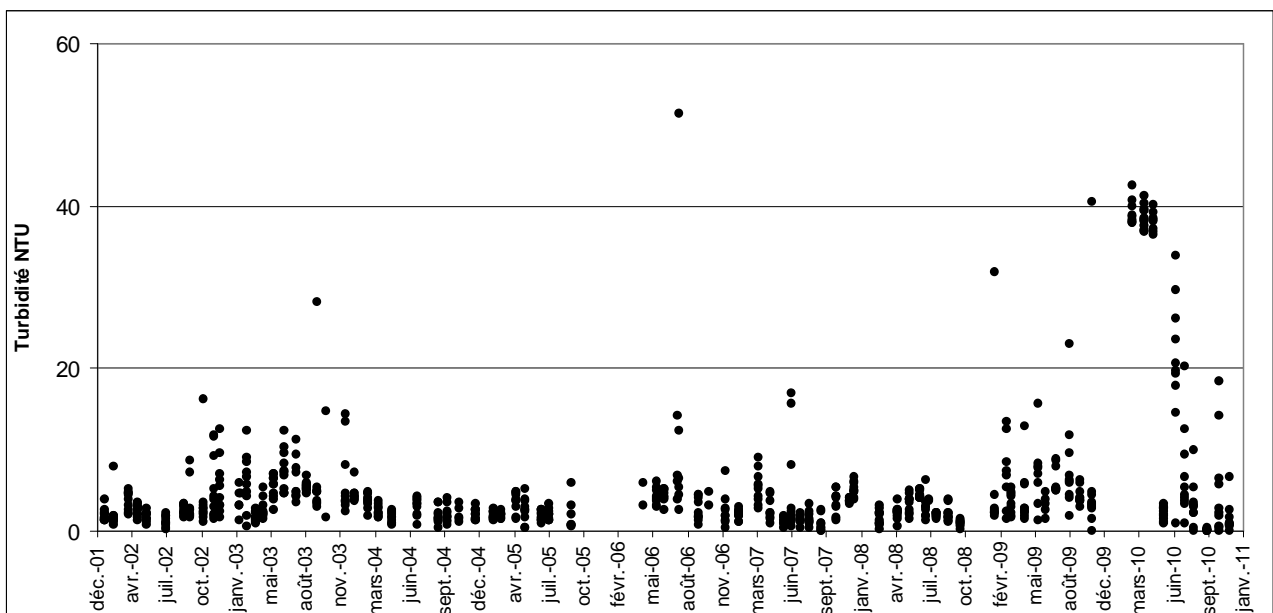


Figure 14. Valeurs de turbidité (NTU) relevées sur 10 stations du suivi hydrologique entre décembre 2001 et décembre 2010.

Grilles d'interprétation du niveau d'eutrophisation (base RSL et DCE) pour la méthodologie se reporter au document de référence Agence de l'Eau RMC/Ifremer

Tableau 5. Niveau d'eutrophisation des 10 stations du suivi hydrologique pour l'année 2009, selon le protocole RSL.

	NO3	NO2	NH4	PO4	chl tot	NOT	POT	Turb	deltaO2	Total
H01	29,0	0,8	8,9	0,3	15,4	61,1	2,2	13,8	8,8	médiocre
H03	26,1	0,6	4,0	0,3	14,9	53,9	1,4	6,7	18,5	médiocre
H04	29,8	0,8	5,8	0,4	15,6	62,1	1,5	9,1	41,6	médiocre
H07	31,9	0,8	8,0	0,4	24,5	65,9	1,8	12,4	32,5	mauvais
H08	28,2	0,8	1,9	0,3	15,0	51,2	1,3	5,5	28,7	médiocre
H12	27,7	0,7	1,3	0,3	17,1	50,7	1,2	6,7	33,2	médiocre
H13	25,1	0,7	2,8	0,3	18,3	52,7	1,2	5,3	28,8	médiocre
H16	40,9	1,4	4,6	0,8	22,8	102,7	3,7	5,7	22,1	mauvais
H18	27,2	0,7	7,9	0,3	17,2	53,3	1,6	4,5	10,6	médiocre
H19	27,2	0,7	7,1	0,5	19,9	66,8	1,7	8,0	25,7	médiocre

Dans le cadre de la DCE, les prélèvements sont effectués uniquement pendant l'été et la grille d'analyse est légèrement différente. Nous avons effectué cette analyse sur nos prélèvements estivaux (Juin, Juillet et Août) afin d'obtenir un résultat comparable à la classification DCE des masses d'eau (Tableau 6b).

Tableau 6. Niveau d'eutrophisation des 10 stations du suivi hydrologique pour l'été 2009 selon le protocole DCE.

Eté	NO3	NO2	NH4	PO4	chl tot	NOT	POT	Turb	deltaO2	Total*
H01	2,97	0,13	2,23	1,27	15,44	102,67	4,25	9,6	45,9	médiocre
H03	9,56	0,18	0,90	0,80	19,50	61,27	3,08	6,7	18,5	médiocre
H04	9,65	0,19	3,22	0,75	29,25	67,32	2,54	23,1	41,6	médiocre
H07	19,52	0,34	6,14	0,41	26,00	69,28	2,29	12,4	41,9	médiocre
H08	7,41	0,08	0,74	0,35	15,03	52,24	1,78	5,5	28,7	moyen
H12	1,86	0,11	0,98	0,34	20,72	52,31	1,85	5,8	33,2	moyen
H13	2,06	0,14	0,95	0,56	18,28	52,75	2,00	5,3	28,8	moyen
H16	1,21	0,16	0,95	0,69	22,75	57,04	2,03	5,7	38,0	moyen
H18	3,55	0,26	8,86	0,54	8,53	59,98	1,89	5,1	10,6	moyen
H19	5,59	0,21	1,65	1,50	19,91	72,37	3,09	8,0	25,7	médiocre

3.3 Macrophytes et phanérogames

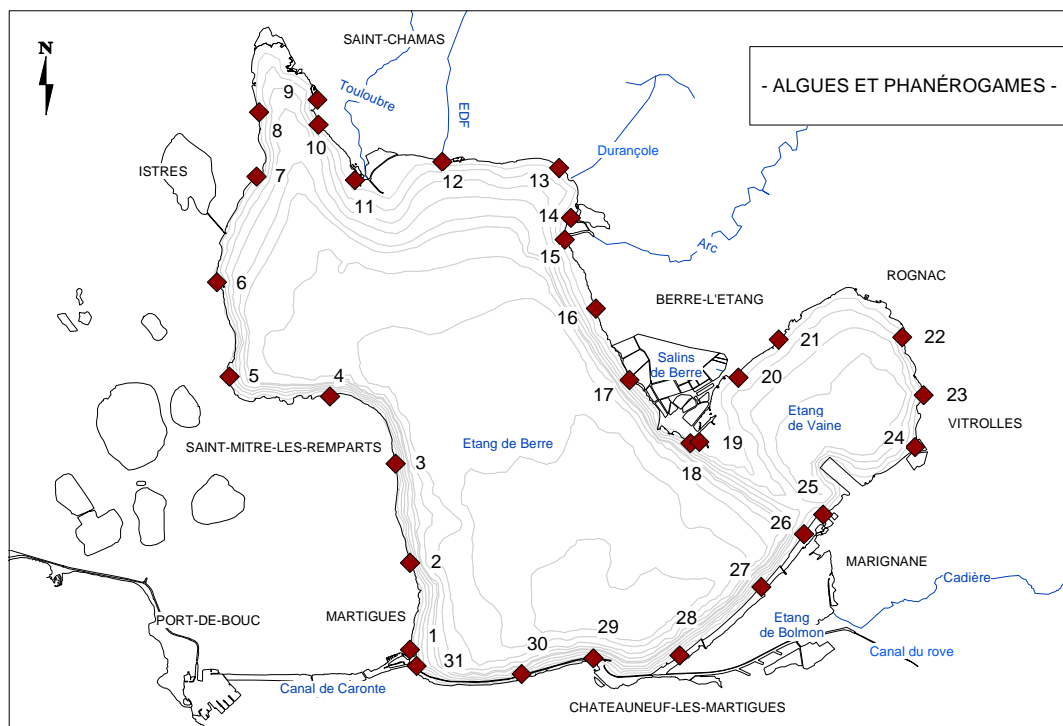
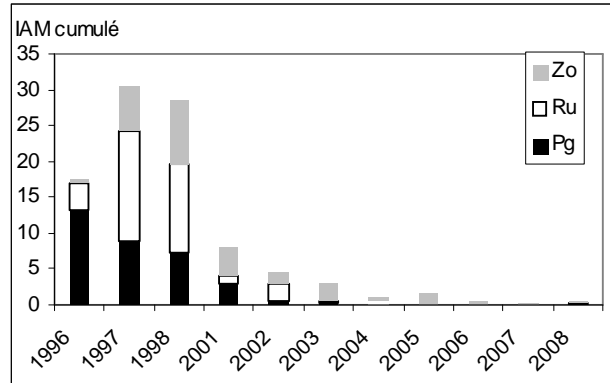
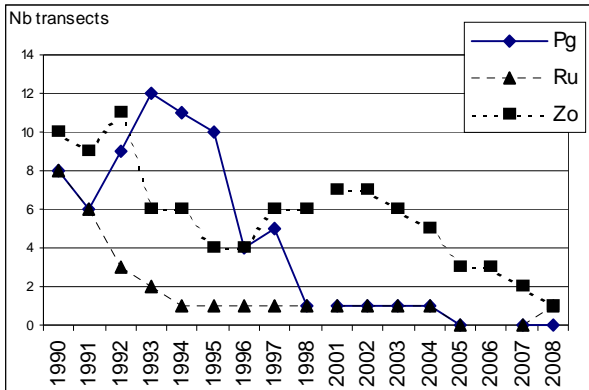


Figure 15. Localisation des 31 transects d'observation pour le suivi des algues et phanérogames.

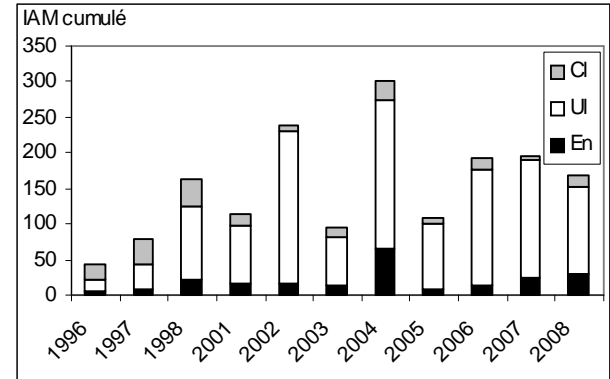
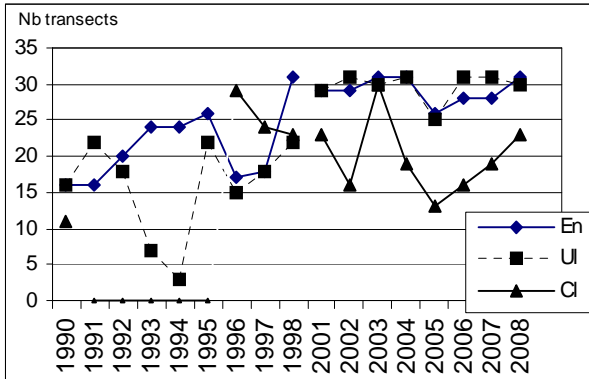
Tableau 7. Indices d'abondance moyen (IAM) de chaque espèce le long des 31 transects de 100 m de longueur autour de l'étang de Berre. Pg = *Potamogeton pectinatus* ; Ru = *Ruppia cirrhosa* ; Zo = *Nanozostera noltii* ; En = *Enteromorpha* spp. ; Ul = *Ulva* spp. ; Cl = *Cladophora* spp. ; Gr = *Gracilaria* spp. ; Po-Ca = Callithamniae : *Polysiphonia* spp. + *Callithamnion corymbosum* ; 08 : année 2010.

Transect 2010	Pg10	Ru10	Zo10	En10	Ul10	Cla10	Gra10	Ca_Po10
1	0,0	0,0	0,0	29,3	176,0	2,0	0,0	0,0
2	0,0	0,0	0,0	0,3	94,5	0,0	0,0	0,0
3	0,0	0,0	0,0	6,0	131,8	0,0	16,0	0,3
4	0,0	0,0	0,0	6,3	22,8	0,3	1,0	57,0
5	0,0	0,0	0,0	2,3	52,5	3,8	0,3	218,5
6	0,0	0,0	0,0	0,3	350,0	1,5	35,8	49,0
7	0,0	0,0	0,0	0,0	130,5	0,0	4,0	98,0
8	0,0	0,0	0,0	0,0	140,3	0,0	20,3	112,0
9	0,0	0,0	0,0	1,0	110,5	30,0	0,0	175,0
10	0,0	0,0	0,0	1,0	7,0	0,0	0,0	2,3
11	0,0	0,0	0,0	2,0	140,3	0,0	9,0	48,8
12	0,0	0,0	0,0	0,0	107,3	1,5	4,0	235,0
13	0,0	0,0	0,0	0,3	175,0	0,5	12,3	166,5
14	0,0	0,0	0,0	2,0	460,0	1,5	1,0	165,0
15	0,0	0,0	0,5	0,0	140,0	0,0	58,5	105,0
16	0,0	0,0	0,0	2,3	89,3	0,0	12,0	108,0
17	0,0	0,0	0,0	0,0	33,0	0,0	16,0	80,0
18	0,0	0,0	36,0	0,3	81,0	0,0	20,3	90,0
19	0,0	0,0	0,0	0,0	21,0	0,0	146,3	2,3
20	0,0	0,0	0,0	2,3	63,8	2,0	12,3	240,0
21	0,0	0,0	0,0	1,0	140,0	1,0	16,0	150,0
22	0,0	0,0	0,0	0,3	104,0	13,5	0,0	225,0
23	0,0	0,0	0,5	0,3	32,5	3,0	0,3	198,0
24	0,0	0,0	0,0	1,0	100,8	24,0	12,3	280,0
25	0,0	0,0	0,0	3,8	166,3	0,0	59,5	144,0
26	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	4,0	63,8
27	0,0	0,0	0,0	0,0	20,3	0,0	0,0	65,0
28	0,0	0,0	0,0	0,0	30,0	0,0	4,0	0,3
29	0,0	0,0	0,0	17,5	21,0	0,0	0,0	0,0
30	0,0	0,0	0,0	1,0	0,5	0,0	0,0	0,0
31	0,0	0,0	0,0	1,5	10,5	0,3	0,0	0,0
Moyenne IAM 2010	0,0	0,0	1,2	2,6	101,8	2,7	15,0	99,3

Magnoliophytes



Chlorobiontes



Rhodobiontes

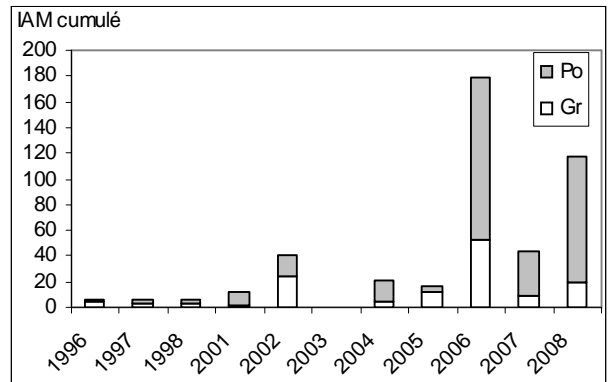
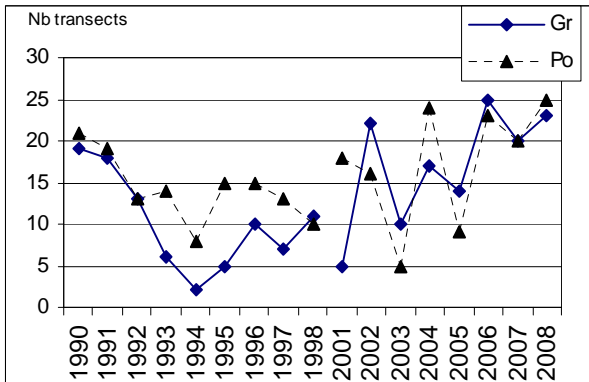


Figure 21. Evolution du nombre de signalisations depuis 1990 (graphiques de gauche) et des IAM cumulés depuis 1996 (graphiques de droite) des Magnoliophytes, Chlorobiontes et Rhodobiontes. Pg = *Potamogeton pectinatus* ; Ru = *Ruppia cirrhosa* ; Zo = *Zostera noltii* ; En = *Enteromorpha* spp. ; Ul = *Ulva* spp. ; Cl = *Cladophora* spp. ; Gr = *Gracilaria* spp. ; Po = *Polysiphonia* spp. Pour les Rhodobionthes, à compter de 2006, les *Polysiphonia* spp. et *Callithamnion corymbosum* ont été regroupés dans Po.

3.4 Macrofaune benthique

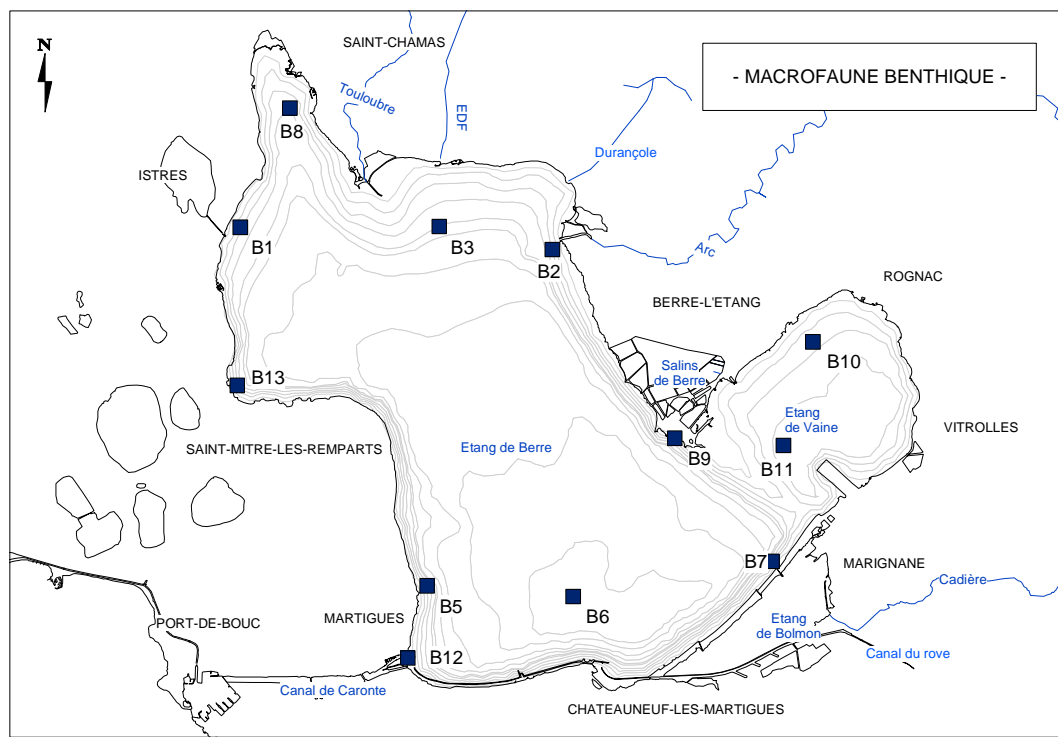


Figure 22. Localisation des 12 points de prélèvements pour le suivi de la macrofaune benthique.

Tableau 8. Liste des espèces de la macrofaune benthique présentes dans les prélèvements des stations de la bordure côtière, entre décembre 2005 et juin 2010.

	déc-05	juil-06	déc-06	juin-07	déc-07	juil-08	déc-08	juil-09	déc-09	juin-10
<i>A. ovata</i>										
<i>B. eburneus</i>										
<i>B. marioni</i>										
<i>C. capitata</i>										
<i>C. gibba</i>										
<i>C. glaucum</i>										
<i>C. insidiosum</i>										
<i>C. pedunculatus</i>										
Chironomides										
<i>E. brasiliensis</i>										
<i>E. stocki</i>										
<i>F. enigmaticus</i>										
<i>H. ulvae</i>										
<i>G. alba</i>										
<i>M. arenaria</i>										
<i>M. galloprov.</i>										
<i>M. mecnikowianus</i>										
<i>M. palmata</i>										
<i>M. senhousia</i>										
<i>Microdeutopus</i> sp										
<i>N. succinea</i>										
<i>P. ciliata</i>										
<i>R. cf harissii</i>										
<i>R. decussatus</i>										
<i>S. hookeri</i>										
<i>T. marioni</i>										
<i>V.aurea</i>										

Tableau 9. Liste des espèces de la macrofaune benthique présentes dans les prélèvements des stations centrales, entre décembre 2005 et septembre 2010.

	B3	B4	B6
<i>Abra ovata</i>			
<i>Balanus eburneus</i>			
<i>Brachydontes marioni</i>			
<i>Capitella. capitata</i>			
<i>Cardium echinatum</i>			
<i>Cerastoderma glaucum</i>			
<i>Corbulla gibba</i>			
<i>Corophium insidiosum</i>			
<i>Echinogammarus stocki</i>			
<i>Erichtonius brasiliensis</i>			
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>			
<i>Microdeutopus sp</i>			
<i>Musculista senhousia</i>			
<i>Mya arenaria</i>			
<i>Mytilus galloprovincialis</i>			
<i>Nereis succinea</i>			
<i>Oligochètes spp.</i>			
<i>Parvicardium exiguum</i>			
<i>Phoronis psammophila</i>			
<i>Polydora. ciliata</i>			
<i>Spiophanes kroyeri</i>			
<i>Tharyx marioni</i>			
<i>Venerupis aurea</i>			

Bilan du suivi écologique- année 2009-2010

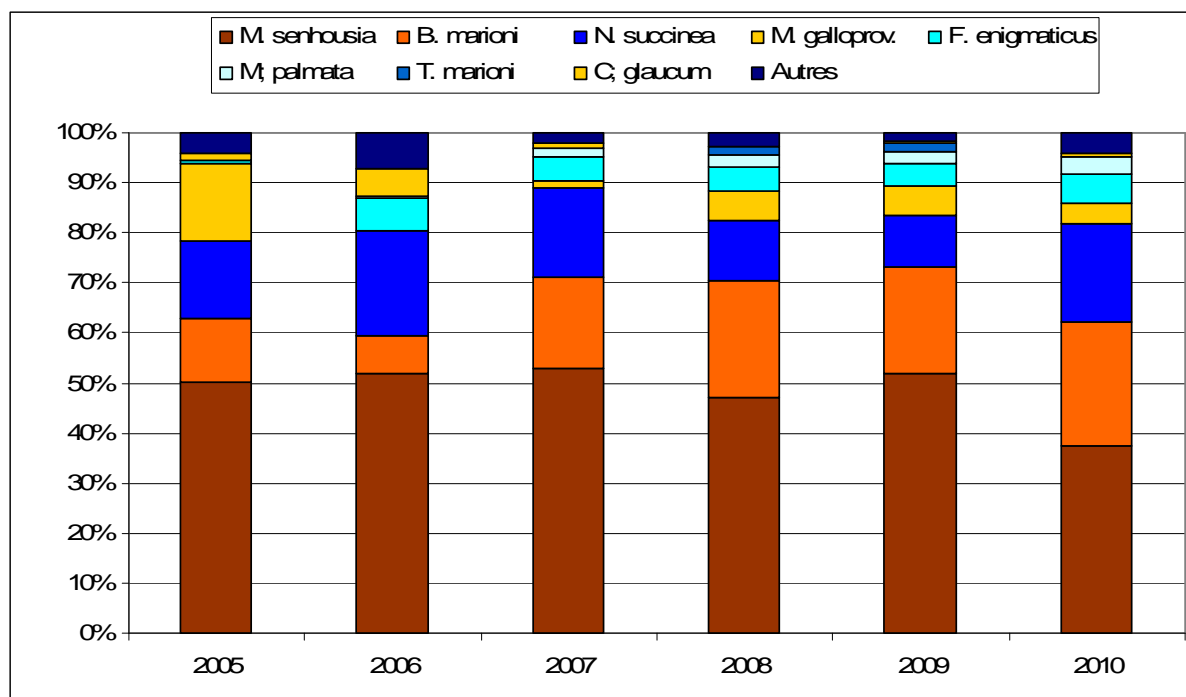


Figure 23. Composition par espèce pour l'ensemble des prélèvements de la bordure côtière (en pourcentage du nombre d'individus, par ordre décroissant en 2010) entre 2005 et 2010.

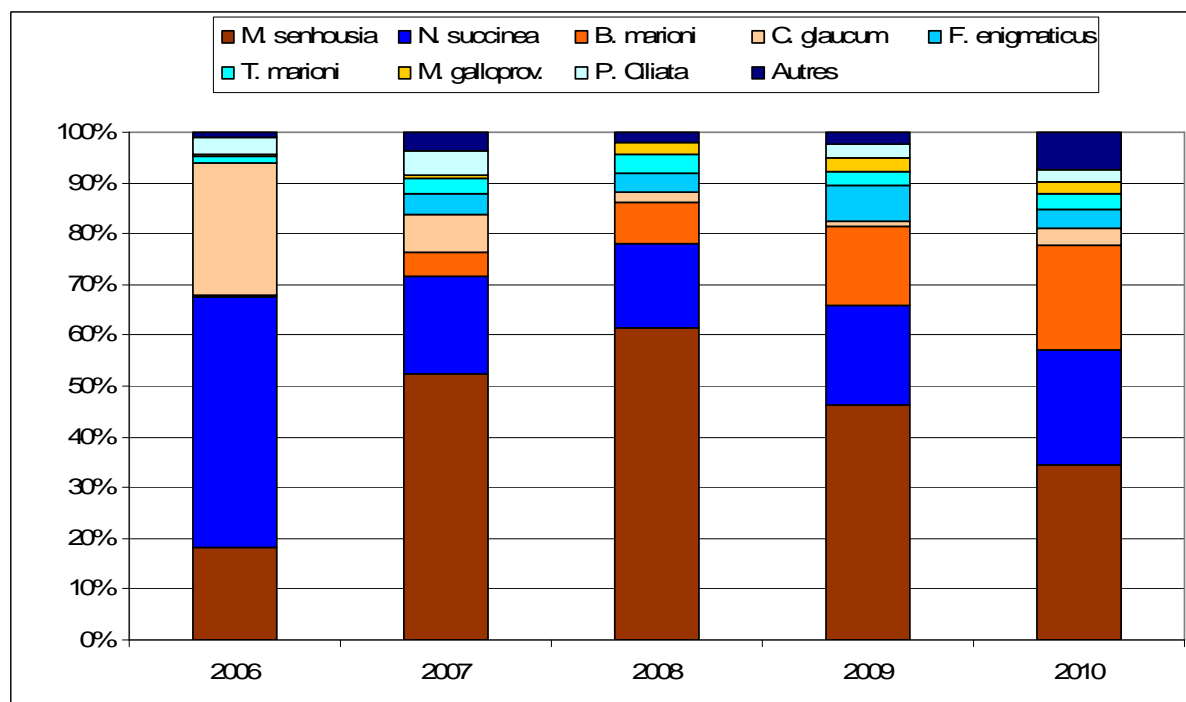


Figure 24 Composition par espèce (en pourcentage du nombre d'individus, par ordre décroissant en 2010) pour l'ensemble des prélèvements des stations centrales B3 et B6 en 2006 et des stations centrales B3, B4 et B6 entre janvier 2007 et septembre 2010.

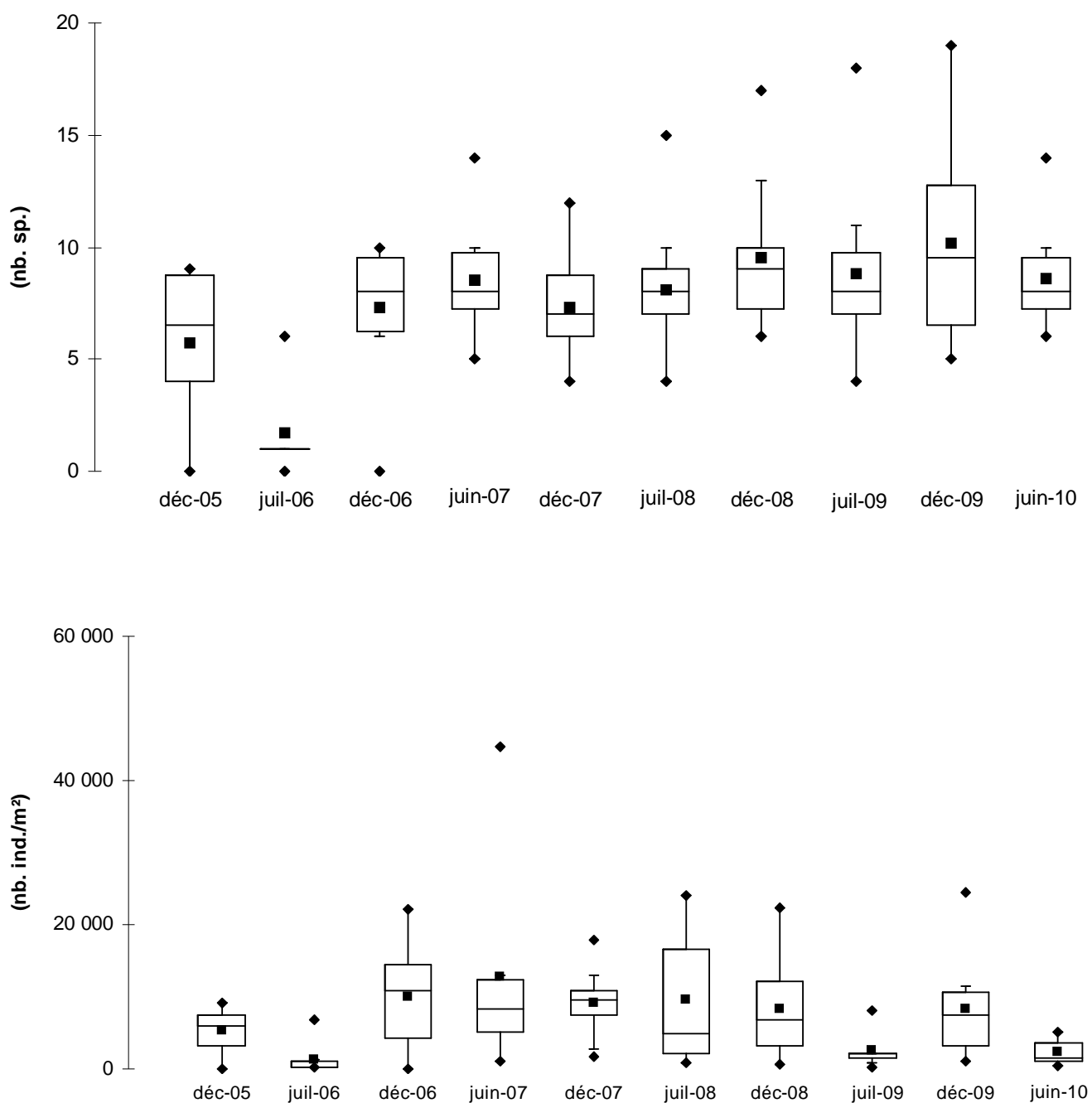


Figure 25. Richesse spécifique (haut, en nombre d'espèces) et densités moyenne (bas, en nombre d'individus / m²) des stations de la bordure côtière entre décembre 2005 et juin 2010. (boîtes = 1^{er} quartile, médiane, 3^{ème} quartile ; marques rectangulaires = moyennes ; moustaches = 1.5 x intervalle inter-quartiles; marques losanges = minimum – maximum)

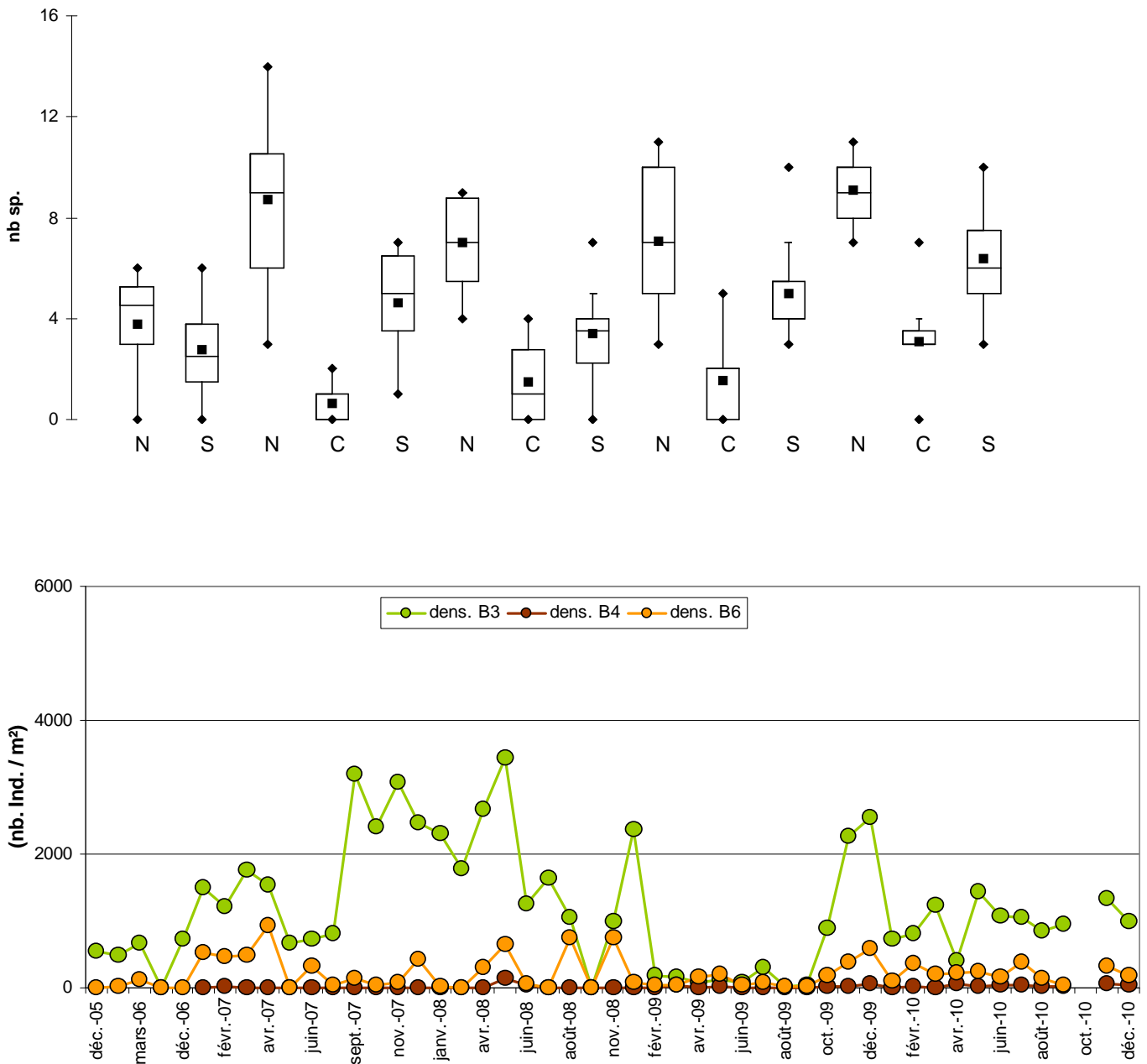


Figure 26. Richesse spécifique (haut, en nombre d'espèces) et densités moyennes (bas, en nombre d'individus / m²) des stations centrales (B3=N, B4=C, B6=S) entre décembre 2005 et décembre 2010. (boîtes = 1^{er} quartile, médiane, 3^{ème} quartile ; marques rectangulaires = moyennes ; moustaches = 1.5 x intervalle inter-quartiles; marques losanges = minimum – maximum).

Tableau 9. Indice biotique M-AMBI pour les stations centrales (B3, B4 et B6) en 2009 et 2010.

		2009										
		2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
B3		0,3	0,3	0,3	0,4	0,1	0,3	0,1	0,2	0,0	0,3	0,3
B4		0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
B6		0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1	0,0	0,2	0,0

		2010										
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	11	12
B3		0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,3	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3
B4		0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,0	0,1
B6		0,1	0,3	0,2	0,4	0,2	0,3	0,3	0,3	0,0	0,2	0,0

Mauvais
Pauvre
Moyen
Bon
Très Bon

Les indices biotiques pour la macrofaune benthique ont été développés dans le cadre du contrôle de surveillance des eaux de transition pour la Directive Cadre sur l'Eau (Agence de l'Eau & Ifremer). L'indice AMBI repose sur les proportions d'abondance que représentent 5 groupes écologiques correspondant au classement des espèces en fonction de leur sensibilité/tolérance face à un gradient de stress environnemental. L'indice calculé permet de qualifier le milieu de 0 (milieu normal, aucune pollution) à 7 (milieu azoïque très forte pollution). L'indice M-AMBI est un dérivé de l'indice AMBI plus spécifiques aux milieux lagunaires. Il croise les résultats de l'AMBI avec la richesse spécifique et l'indice de diversité de Shannon-Weaver.

Tableau 10. Indice biotique M-AMBI pour les stations côtières entre décembre 2005 et juin 2010.

Stations	déc-05	juil-06	déc-06	juin-07	déc-07	juil-08	déc-08	juil-09	déc-09	juin-10
B1	0,3	0,1	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,3
B2	0,3	0,0	0,3	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,3	0,3
B5	0,2	0,1	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,5	0,4
B7	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,3	0,3
B8	0,2	0,0	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3
B9	0,3	0,0	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3	0,4
B10	0,2	0,1	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,4	0,3	0,3
B11	0,0	0,0	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3
B12	0,0	0,2	0,0	0,4	0,4	0,4	0,4	0,5	0,5	0,4
B13	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2

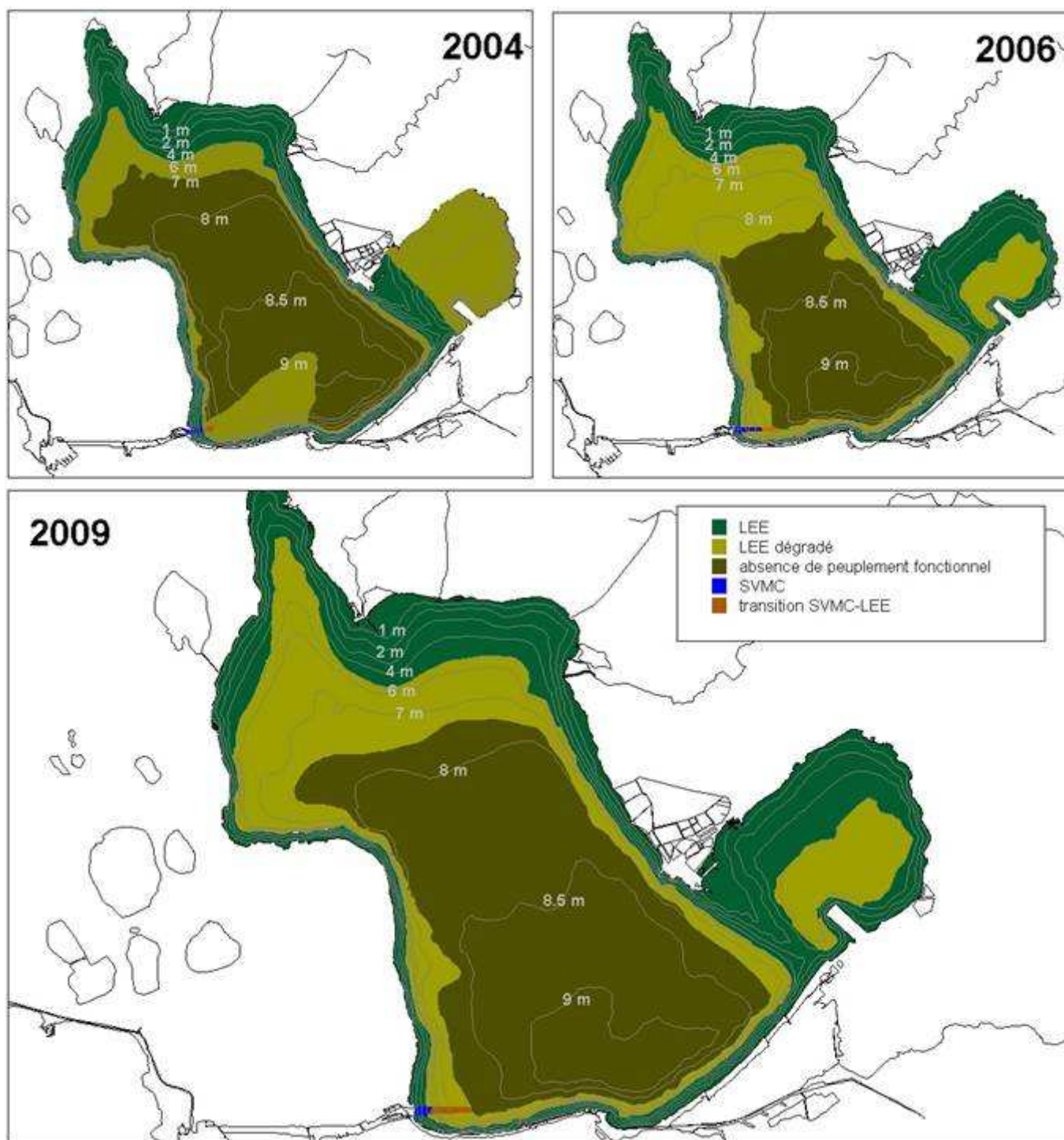


Figure 27. Répartition des différents assemblages de la macrofaune benthique de substrat meuble dans l'étang de Berre en juin 2004, juin 2006 et juin 2009. LEE= Lagunaire Eurytherme Euryhalin ; SVMC = sables vaseux de Mode Calme.

3.5 Ichtyofaune

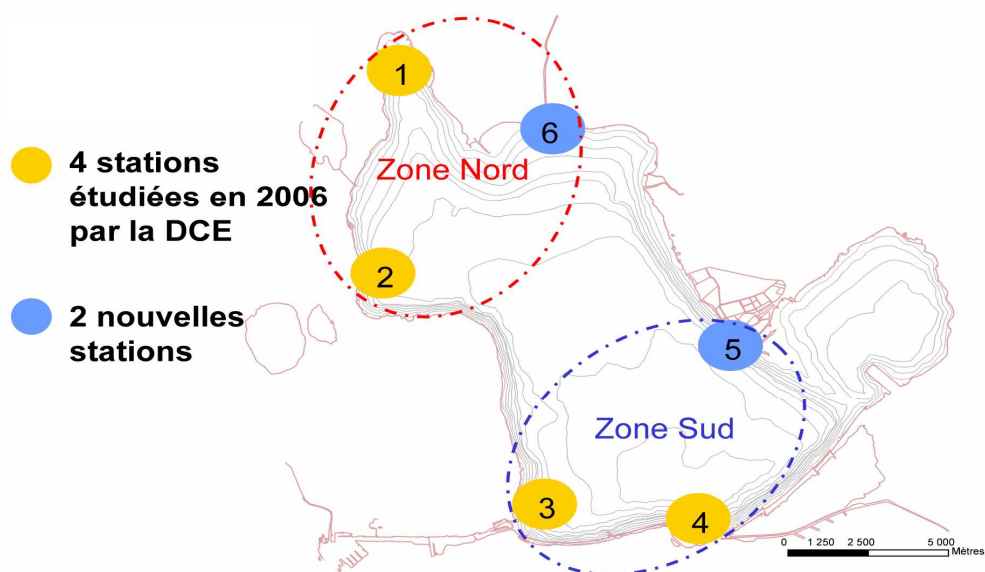


Figure 28. Localisation des stations de pêches expérimentales pour l'inventaire ichthyologique en 2008-2009

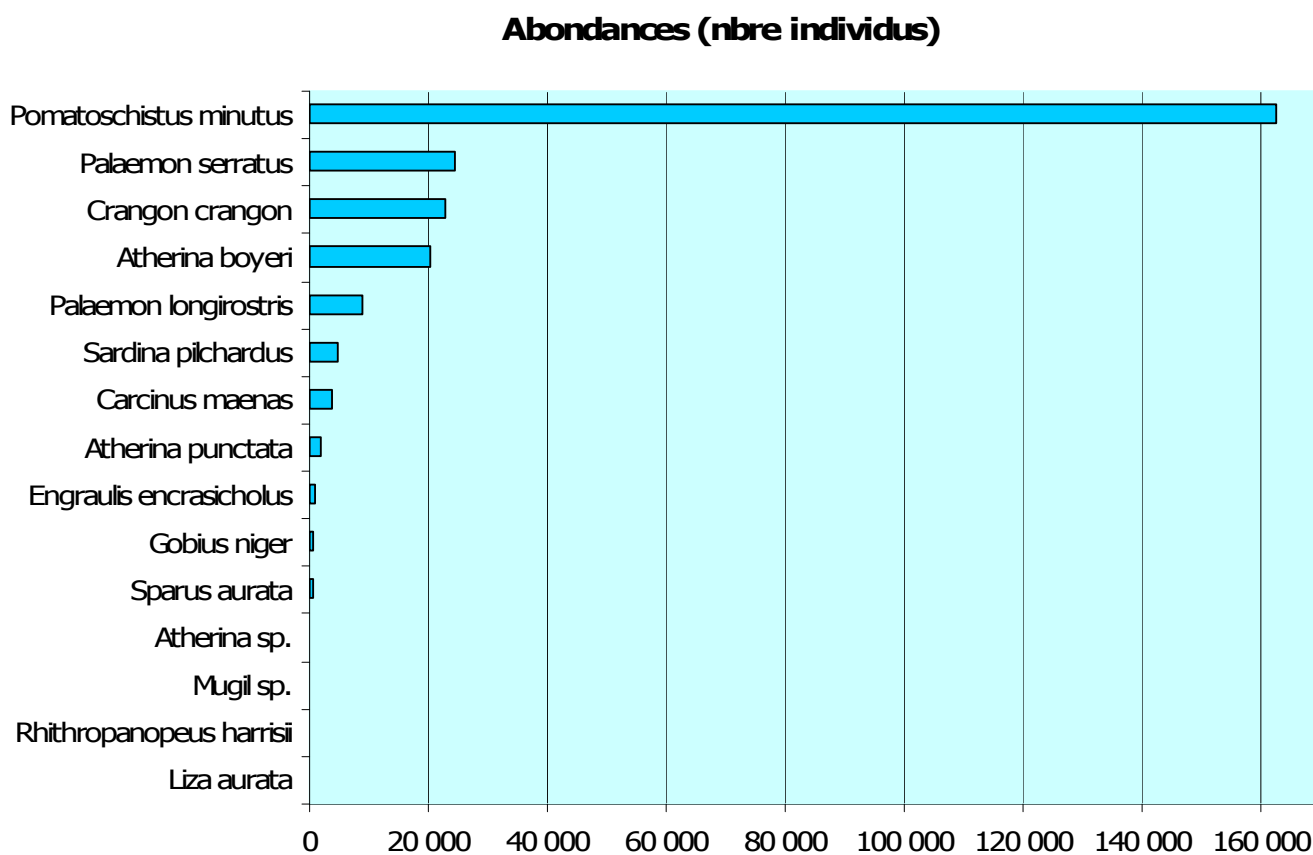


Figure 29. Abondance des principales espèces relevées lors de l'inventaire ichthyologique de 2008-2009 par ordre décroissant d'occurrence.

Tableau 11. répartition en abondance et biomasse des différentes espèces relevées lors de l'inventaire ichtyologique de 2008-2009.

Espèces	Nb échantillons concernés/175	%	Abondance totale	Nb échantillons concernés/175	%	Biomasse totale
Poissons :						
<i>Anguilla anguilla</i>	35	20%	110	33	19%	16 918
<i>Atherina boyeri</i>	132	75%	20 265	108	62%	45 963
<i>Atherina hepsetus</i>	9	5%	201	7	4%	1 276
<i>Atherina punctata</i>	32	18%	1 981	26	15%	4 355
<i>Atherina sp.</i>	21	12%	448	13	7%	623
<i>Belone belone</i>	1	1%	1	ε	0%	ε
<i>Boops boops</i>	3	2%	4	2	1%	141
<i>Dicentrarchus labrax</i>	8	5%	17	3	2%	1 439
<i>Dicologlossa cuneata</i>	1	1%	2	1	1%	13
<i>Diplodus annularis</i>	4	2%	6	2	1%	48
<i>Diplodus sargus</i>	2	1%	2	2	1%	52
<i>Engraulis encrasicolus</i>	58	33%	1 068	53	30%	3 350
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	13	7%	111	3	2%	27
<i>Gobius niger</i>	63	36%	727	58	33%	3 464
<i>Gobius paganellus</i>	1	1%	2	1	1%	18
<i>Liza aurata</i>	27	15%	275	26	15%	6 380
<i>Liza ramada</i>	6	3%	32	6	3%	2 564
<i>Liza saliens</i>	2	1%	3	2	1%	1 210
<i>Mugil cephalus</i>	2	1%	2	2	1%	968
<i>Chelon labrosus</i>	2	1%	5	2	1%	123
<i>Mugil saliens</i>	1	1%	1	1	1%	110
<i>Mugilidae</i>	26	15%	433	4	2%	31
<i>Mullus surmuletus</i>	11	6%	51	11	6%	335
<i>Oblada melanura</i>	1	1%	2	1	1%	7
<i>Pagellus erythrinus</i>	1	1%	1	ε	0%	ε
<i>Perca fluviatilis</i>	1	1%	2	1	1%	4
<i>Platichthys flesus</i>	5	3%	10	1	1%	393
<i>Pomatoschistus minutus</i>	169	97%	162 487	163	93%	77 025
<i>Salaria pavo</i>	28	16%	109	18	10%	331
<i>Sardina pilchardus</i>	34	19%	4757	28	16%	5 165
<i>Sarpa salpa</i>	1	1%	29	1	1%	18 619
<i>Solea aegyptiaca</i>	13	7%	65	13	7%	2 994
<i>Solea lascaris</i>	2	1%	2	1	1%	48
<i>Solea senegalensis</i>	6	3%	6	5	3%	149
<i>Solea solea</i>	11	6%	16	10	6%	781
<i>Sparus aurata</i>	19	11%	708	10	6%	1 175
<i>Syngnathus abaster</i>	25	14%	161	6	3%	59
<i>Syngnathus acus</i>	2	1%	3	ε	0%	ε
Crustacés :						
<i>Carcinus maenas</i>	128	73%	3 896	124	71%	96 360
<i>Crabes non identifiés</i>	2	1%	4	0	0%	0
<i>Crangon crangon</i>	87	50%	22 992	43	25%	3 328
<i>Palaemon longirostris</i>	137	78%	8 892	104	59%	7 602
<i>Palaemon serratus</i>	143	82%	24 300	86	49%	8 147
<i>Pilumnus hirtellus</i>	1	1%	1	ε	0%	ε
<i>Procambarus clarkii</i>	1	1%	1	1	1%	24
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	36	21%	380	18	10%	330

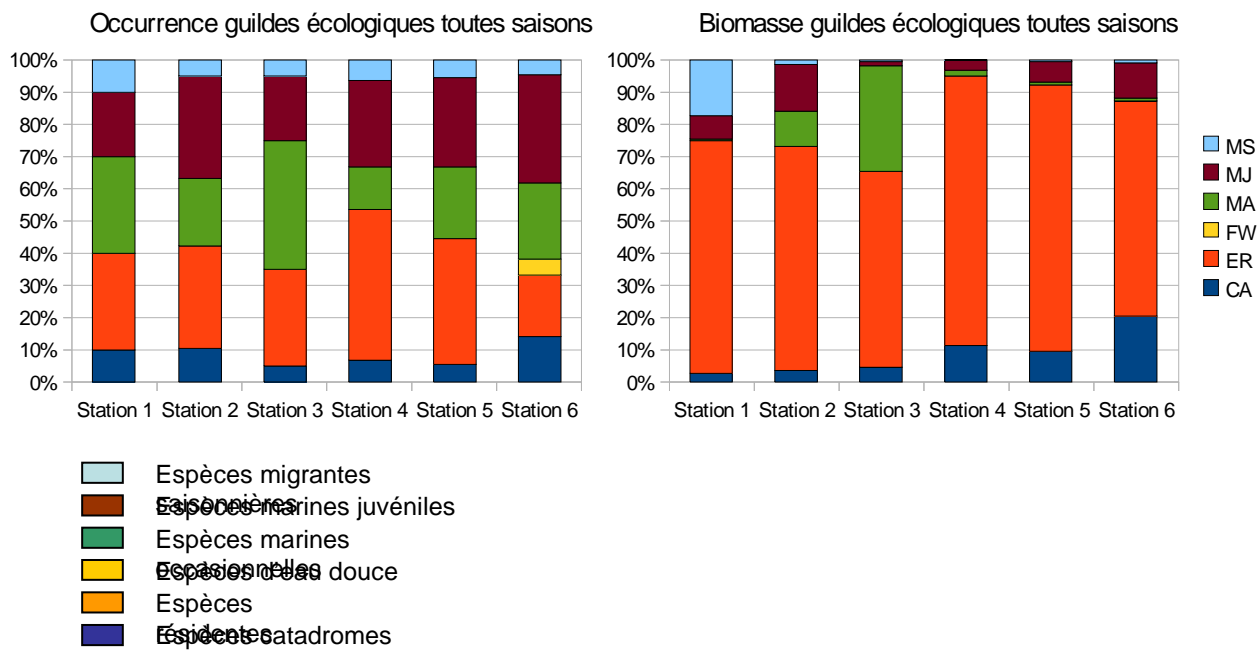


Figure 30. Répartition des différentes guildes fonctionnelles lors de l'inventaire ichtyologique de 2008-2009.

