Dossier de synthèse sur l'Etang de Berre

A destination du Conseil Scientifique du Comité de Bassin Rhône Méditerranée

Évolutions et perspectives du point de vue la DCE

Avril 2016





Sommaire

Introduction : contexte et objectif…… 3

Partie 1 - Etat DCE : descripteurs et données associées…… 5

Descripteur Hydrologie 7

Descripteur Phytoplancton 26

Descripteur Macrophytes 30

Descripteur Macrofaune benthique 40

Descripteur Poissons 51

Descripteur Chimie 57

Partie 2 - Variables complémentaires explicatives pour l'analyse…… 61

Apports du Bassin Versant 61

Salinité 66

Lumière 74

Macrophytes (sites témoins, transplantation) 77

Benthos (cartographie globale) 81

Moules (suivi littoral) 83

Chimie des sédiments 85

Sédimentation 90

Partie 3 – Interprétation des résultats et évolutions (GIPREB)…….. 92

Note de synthèse du GIPREB 93

Partie 3 – Interprétation des résultats et évolutions (EDF)…… 101

Note de synthèse d'EDF 102

Note complémentaire sur l'eutrophisation de EDF-R&D (LNHE) 116

Compléments/Annexes…… 177

Note historique - avant 2006 178

Annexe 1 : données mensuelles de pénétration de la lumière (disque Secchi) 245

Annexe 2 : calcul du débit d'eau transitant par le chenal de Caronte (EDF) 250

Introduction : contexte et objectif.

L'étang de Berre est composé, au titre de la DCE, de trois masses d'eau de transition, selon le découpage suivant : le « grand étang », l'étang de Vaine, et l'étang de Bolmon.



Le Grand étang et l'étang de Bolmon ont été classés en « masses d'eau naturelles » alors que l'étang de Vaine a été classé en « masse d'eau fortement modifiée » (atteintes hydromorphologiques liées à la présence de l'aéroport de Marignane).
Compte tenu de l'état actuel et de la dynamique d'évolution de certains descripteurs de l'état écologique (notamment au niveau du benthos et des macrophytes), et en prévision du prochain SDAGE (2022-2027), la possibilité de l'atteinte du Bon Etat (ou Bon Potentiel pour l'étang de Vaine) pour les masses d'eau de l'étang de Berre pose question. En particulier, les services de l'Etat s'interrogent comme formulé dans le SDAGE 2010-2015, sur la définition d'objectifs moins stricts (dérogation d'objectif mobilisable dans le cadre de la DCE à la lumière des résultats des suivis).

Les services de l'Etat ont engagé une démarche de saisine du Conseil Scientifique du Comité de Bassin (CSCB) pour avoir un avis éclairé d'experts scientifiques sur **« les évolutions du milieu au regard des objectifs de la DCE »**. Dans ce cadre, la DREAL Provence Alpes Côte d'Azur a demandé au GIPREB et à EDF de produire un dossier de synthèse commun pour examen par le CSCB.

Un diagnostic de la situation est ainsi proposé dans ce dossier, à partir d'une analyse des données disponibles pour les masses d'eau du grand étang et de l'étang de Vaine.

Le présent rapport se compose de trois parties dont les deux premières sont rédigées conjointement et la troisième fait l'objet de contributions distinctes.

- La partie 1 présente l'état du milieu au regard des descripteurs de la DCE en s'appuyant sur les données du Contrôle de surveillance et sur les données associées issues de l'Observatoire du milieu (données Gipreb) et du dispositif de suivi EDF.

- La partie 2 complète la description de l'état des étangs de Berre et Vaïne en s'appuyant sur des données complémentaires renforçant l'analyse des évolutions sur une gamme plus large de paramètres.

- La partie 3, composée de contributions Gipreb et EDF, propose des tentatives d'explication des évolutions observées au cours de la période 2006-2015 et une approche prospective des évolutions à attendre, notamment avec la mise en œuvre du SDAGE et du Contrat d'étang.

Une note de perspective historique (rédigée par le Gipreb et EDF) et présentée en 2009 au CESEB (« Comité d'Experts sur le Suivi de l'Etang de Berre » constitué pendant les premières années suivant la mise en place des nouvelles modalités de rejets de 2006) est fournie en complément.

1. Etat DCE : descripteurs et données associées

L'évaluation de l'état DCE de l'étang de Berre au regard des descripteurs DCE depuis l'état des lieux de 2006 est présentée pour les Masses d'eau *« Grand Etang »* et *« Etang de Vaine »* dans le tableau ci-dessous.

	Grand Etang				***Vaine***
	2006	***2009***	***2012***	***2015***	***2009***
Hydrologie				***En cours d'analyse***	
Phytoplancton	*				
Macrophytes					
Benthos de substrat meuble	*				
Poissons		***2008***			
Chimie eau					
Chimie Matière vivante		***Endosulfan***			

Source : rapports de campagne DCE - Ifremer

- *Mise en œuvre du Contrôle de surveillance. Résultats de la campagne 2006. District Rhône et Côtiers Méditerranéens, Déc. 2007 RST. DOT/LER-PAC/07-28*
- *District « Rhône et Côtiers Méditerranéens – Contrôles de surveillance/opérationnel - Campagne DCE 2009, Déc. 2010 – RST. DOP/LER-PAC/10-19*
- *Réseaux de Surveillance DCE – Campagne 2012 – District « Rhône et Côtiers Méditerranéens », Déc. 2013 – RST.ODE/UL/LER-PAC/27*

**1ers résultats 2006 non comparables aux résultats ultérieurs (critères différents)*

Les indices de qualité utilisés pour la DCE sont décrits dans l'Arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

Les protocoles d'échantillonnage et méthodes d'analyse des différents paramètres sont décrits dans l'Arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212 – 22 du code de l'environnement.

Pour chaque descripteur, les variables associées sont précisées dans les paragraphes suivants. Le diagnostic est enrichi par des mesures complémentaires effectuées sur ces mêmes descripteurs DCE (enrichissement de fréquence, de points de prélèvements…) à

travers les données de l'Observatoire du milieu suivi par le Gipreb ou du dispositif de Suivi EDF.

En effet, 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.

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.

D'autre part, **EDF**, concessionnaire des aménagements hydroélectriques de l'Aménagement Durance-Verdon et en particulier de la concession des usines de Salon et St Chamas rejetant les eaux turbinées à l'étang, a acquis une expertise forte de l'étang de Berre à travers l'acquisition de données et le développement d'outils de modélisation.

Dès les années 90, EDF a développé un modèle hydrodynamique du fonctionnement de l'étang avec le Code Telemac 3D. Un couplage avec un modèle biogéochimique est mis en œuvre pour aboutir à un modèle global du fonctionnement de l'écosystème. Dans le cadre notamment de la gestion de ses turbinages pour le respect d'objectifs réglementaires de salinité, EDF a mis en place un dispositif de mesures *in situ* très complet des masses d'eau de l'étang (salinité, température, courants) et réalise, avec l'expertise de ses services de Recherche et Développement (*Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement*) des études complémentaires sur la compréhension des processus d'eutrophisation de l'étang.

1.1. Descripteur hydrologie

Les paramètres hydrologiques généraux permettant de comprendre l'activité biologique d'un système côtier sont :

- la température et la salinité, dont les variations influent notamment sur la production et la diversité phytoplanctonique ;
- la turbidité, qui, par l'estimation de la transparence de l'eau, permet de déterminer la quantité de lumière disponible pour le développement phytoplanctonique, des macroalgues et des angiospermes. Elle est fonction de la quantité, de la taille et de la forme des particules en suspension et varie selon les apports externes des cours d'eau, de la remise en suspension du sédiment et de la concentration en plancton ;
- l'oxygène dissous, qui est un paramètre vital gouvernant la majorité des processus biologiques des écosystèmes aquatiques. Sa concentration dans l'eau dépend de facteurs physiques (température, salinité, mélange de la masse d'eau), chimiques (oxydation) et biologiques (photosynthèse, respiration). Sa mesure est importante, et en particulier à la suite de blooms phytoplanctoniques ou de macroalgues dont la décomposition peut conduire à une anoxie du milieu ;
- les nutriments, sur lesquels repose la production photosynthétique et dont les principaux sont les nitrates, nitrites, ammonium, phosphates et acide silicique. L'augmentation des flux déversés en zone cotière peut être considérée comme une pression à l'origine de nuisances indirectes pouvant conduire au phénomène d'eutrophisation.

Pour les eaux de transition en particulier, les variables utilisées pour le descripteur Hydrologie sont l'oxygène, la turbidité, et les nutriments.

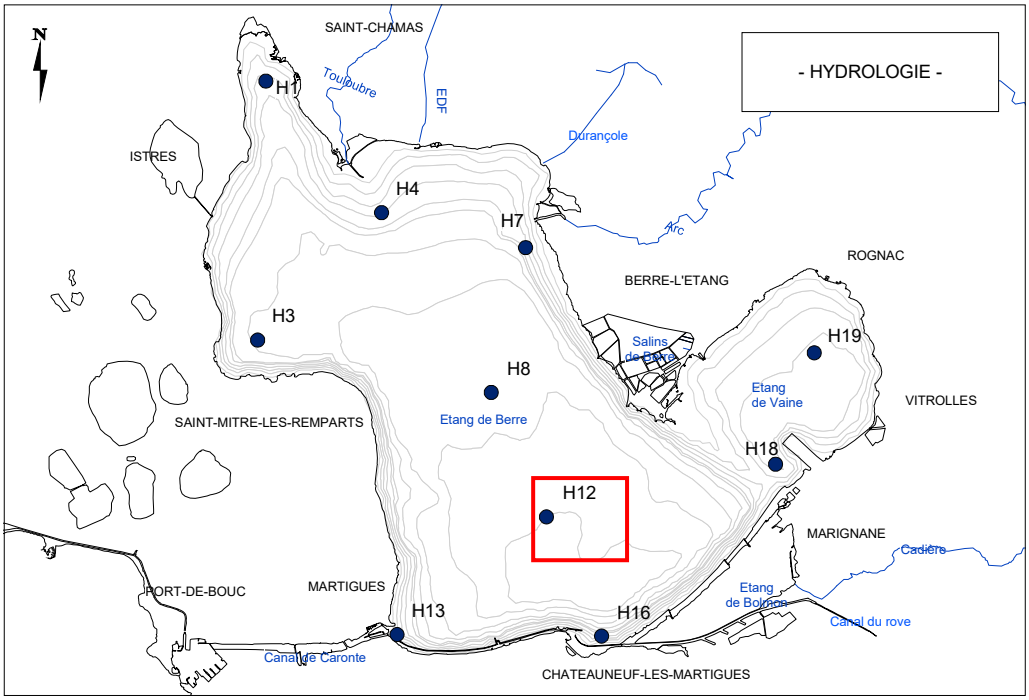
Dans le cadre de l'Observatoire du milieu, 10 stations sont suivies dans l'étang de Berre et l'étang de Vaïne mensuellement. A chaque station des profils sont réalisés sur la verticale, de la surface vers le fond : température, conductivité, turbidité, pH-redox, oxygène dissous, Chlorophylle-a. Les nutriments sont mesurés sur ces 10 stations par prélèvements en surface et au fond : nitrates, nitrites, ammonium, azote total, phosphate, phosphore total, chlo-a et pheopigments.

Dans le cadre du suivi mis en œuvre par EDF, des mesures de salinité et température sont réalisées en continu (sondes « CTD ») depuis 2006. Les profondeurs de mesure sont

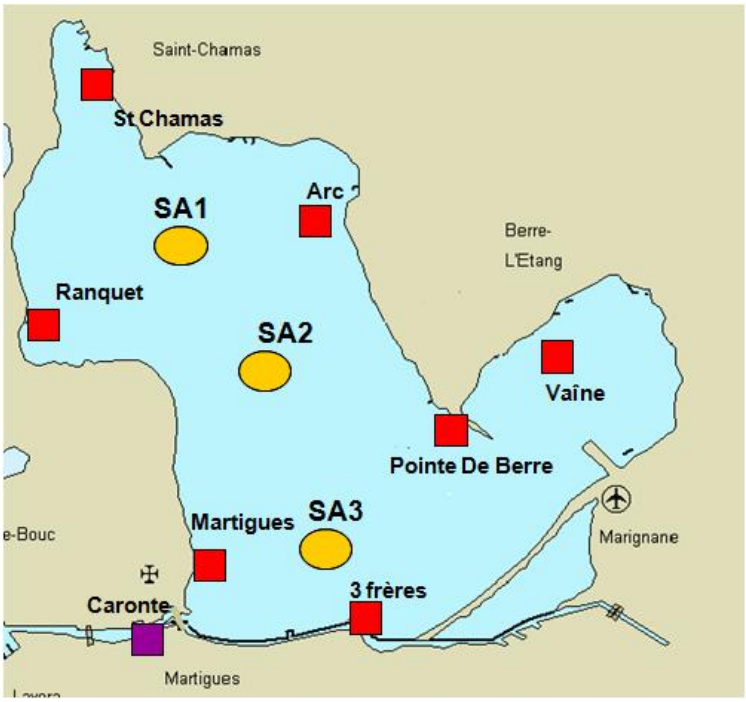
variables selon les stations : cinq profondeurs de mesure entre - 1m et 0,5 à 1m au dessus du fond aux stations situées au centre de l'étang et au canal de Caronte, et 0,5 à 1m au dessus du fond aux stations côtières. Un courantomètre est installé *in situ* à la station de Caronte (mesures par couches de 0,5 m sur la verticale). Des mesures d'oxygène dissous et de chlorophylle en continu sont également réalisées depuis 2008 aux stations centrales (mesure en surface et au fond) et depuis 2014 à 4 stations littorales (Arc, Berre, Ranquet, Vaine ; mesure au fond).
La fréquence d'acquisition est de 15 minutes et portée à 30 minutes à compter de 2014.

Dans le cadre de la DCE, les paramètres physico-chimiques généraux (température, salinité, turbidité, oxygène dissous et nutriments) sont mesurés à une station dans le centre de l'étang de Berre (correspondant à la station H12 de l'Observatoire du milieu). Les mesures sont effectuées annuellement (3 campagnes de mesure) en juin, juillet et août. Les mesures sont effectuées *in-situ* en sub-surface, à –1 m et au fond, simultanément avec les prélèvements d'eau en vue de l'analyse des éléments nutritifs et du phytoplancton. Seules les données de sub-surface sont utilisées pour le classement DCE.

Rappel des mesures réalisées pour l'Hydrologie	Fréquence	Opérateur
Dans le cadre de l'Observatoire :		GIPREB
Paramètres physico-chimiques (profils sur la verticale), 10 stations	Mensuelle	
Nutriments (fond, surface), 10 stations	Mensuelle	
Dans le cadre du suivi EDF :	Continu	EDF
Salinité, température (entre la surface et le fond aux stations centrales + Caronte ; au fond aux stations littorales)		
Oxygène, Chl (fond, surface aux stations centrales ; fond aux stations littorales)	Continu	
Dans le cadre de la DCE :		GIPREB + IFREMER
Paramètres physico-chimiques, nutriments (fond à titre indicatif, surface pour le classement), 1 station	Annuelle, les 3 mois d'été	



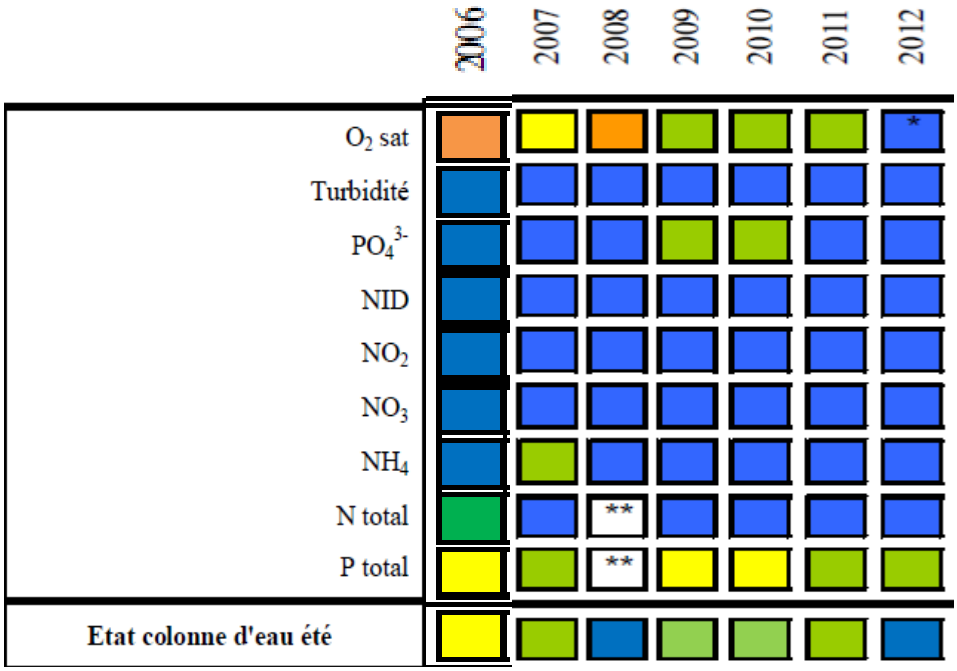
Carte des stations du suivi hydrologie (10 stations suivies dans le cadre de l'Observatoire du milieu, parmi lesquelles la station H12 est également échantillonnée pour le suivi DCE).



Dispositif de suivi EDF : les stations « centrales » sont représentées en jaune, les stations « littorales » en rouge. Une station complémentaire au niveau du chenal de Caronte permettant de mesurer les flux d'entrée/sortie de la lagune est représentée en violet.

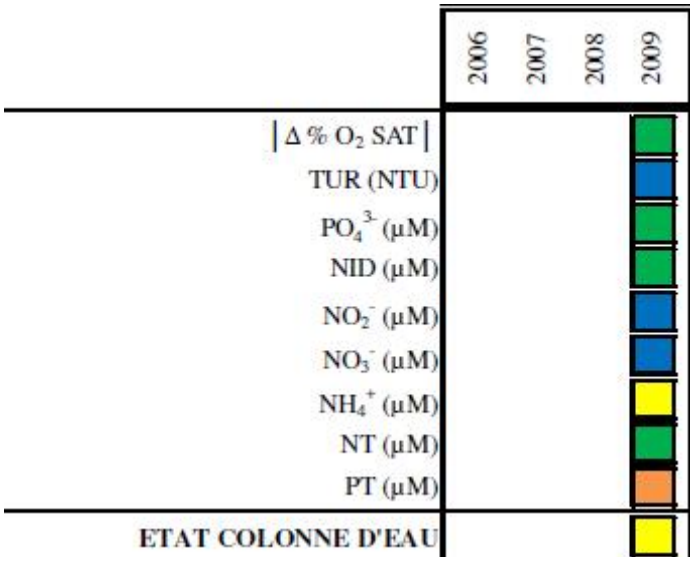
Les résultats DCE pour chaque variable sont détaillés dans les tableaux ci-dessous.

Classification du descripteur Hydrologie pour l'étang de Berre – campagne 2006 à 2012



** Pas de données O2 en août 2011 et 2012. ** Pas de données en 2008.*

Classification du descripteur Hydrologie pour l'étang de Vaine – campagne 2009



La classe d'état globale retenue pour la classification de la colonne d'eau est l'avant dernière classe de qualité des différentes variables.

Les seuils pour chaque variable sont rappelés dans la grille ci-dessous.

Grille de diagnostic des différentes variables mesurées pour les eaux de transition.

	Très bon		Bon		Moyen		Médiocre		Mauvais
$\lvert \Delta \% O_2 SAT \rvert$		20		30		40		50	
TUR (NTU)		5		10		25		40	
PO_4^{3-} (µM)		0,3		1		1,5		4	
NID (µM)		2		6		10		20	
NO_2^- (µM)		0,3		0,5		0,75		1	
NO_3^- (µM)		1		3		5		10	
NH_4^+ (µM)		1		3		5		10	
NT (µM)		50		75		100		120	
PT (µM)		0,75		1,5		2,5		4,5	

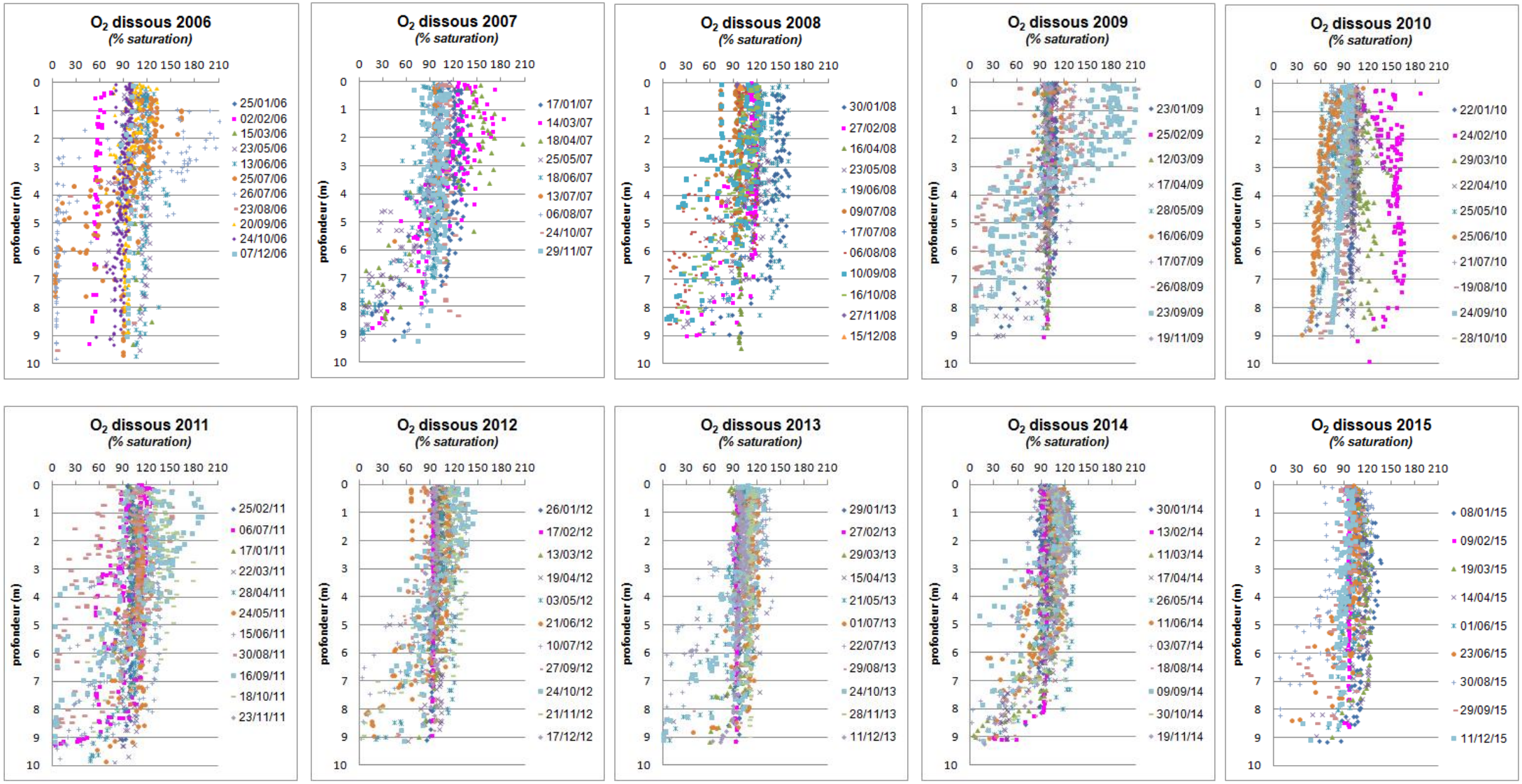
$\lvert \Delta \% O_2 SAT \rvert$: écart par rapport à 100% de saturation
TUR : Turbidité
PO_4^{3-} : concentration en phosphates
NID : concentration en azote inorganique dissous
NO_2^- : concentration en nitrites
NO_3^- : concentration en nitrates
NH_4^+ : concentration en ammonium
NT : concentration en azote total
PT : concentration en phosphore total

Compléments de données sur l'oxygène dissous

Les profils d'oxygène dissous mensuels obtenus dans le cadre de l'Observatoire sont présentés à la figure suivante.

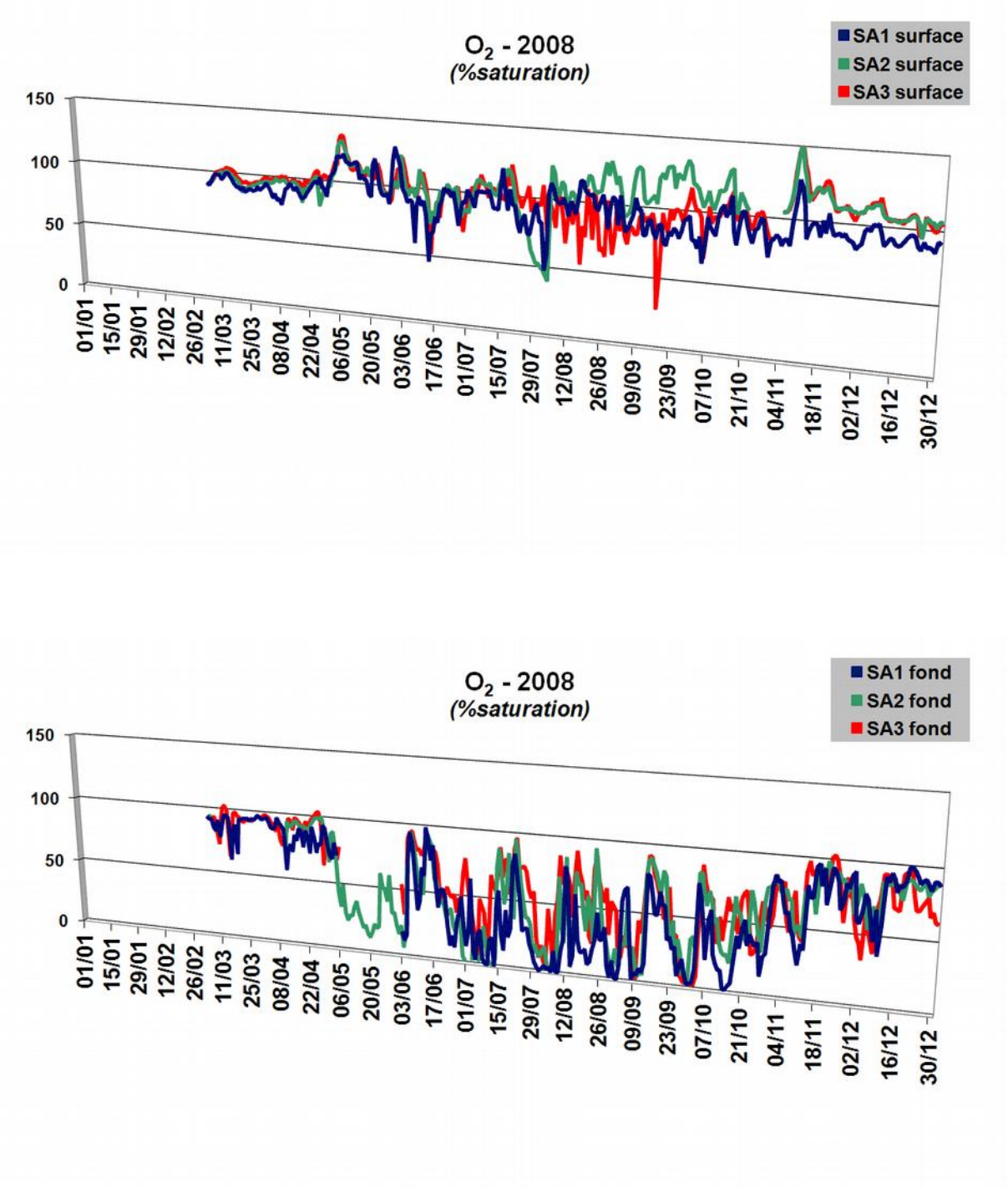
On observe en particulier :

- des sursaturations d'O_2 en surface en été liées à des épisodes de forte production phytoplanctonique (notamment sursaturations très importantes certaines années comme 2006, 2009, 2011)
- des anoxies profondes prédominantes sur la période printemps-été
- des phénomènes hypoxiques voire anoxiques moins profonds, dès 3m de fond à la période printemps – été de production phytoplanctonique.

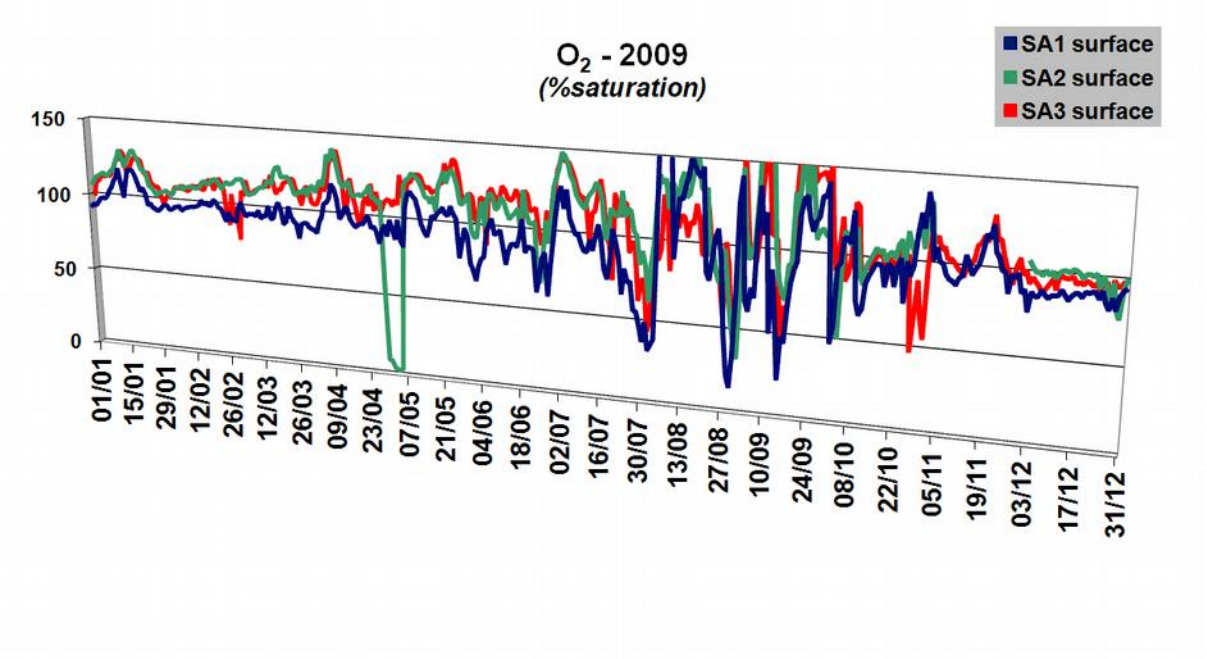


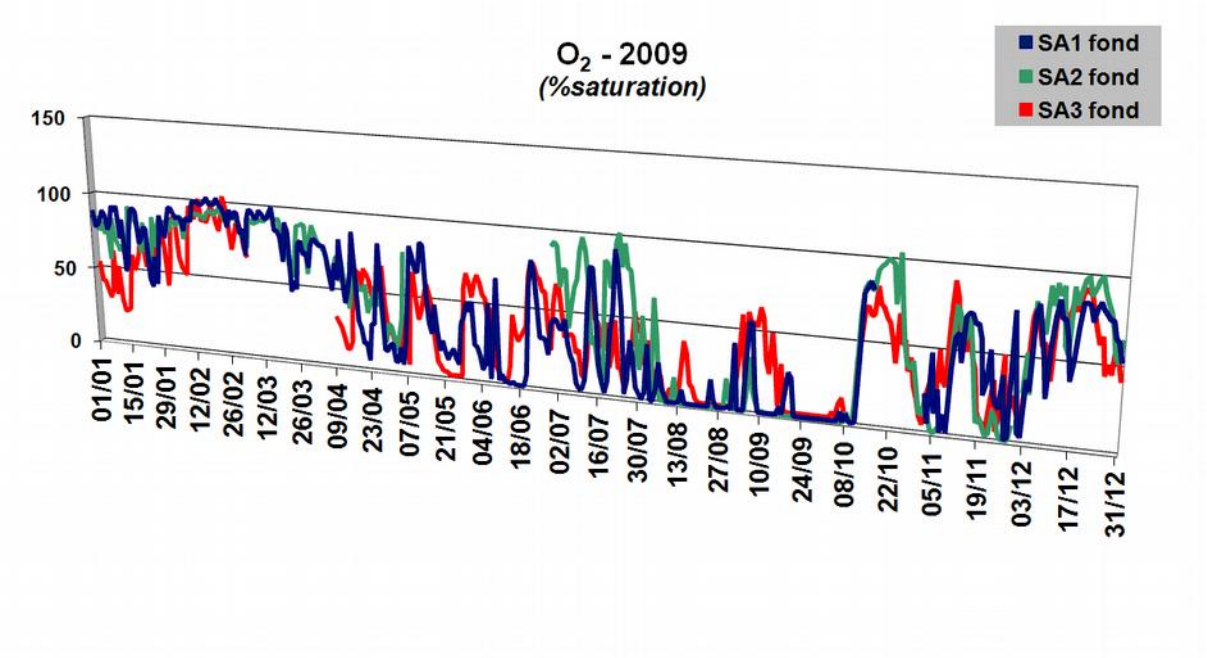
Profils d'oxygène mensuels enregistrés sur la période 2006 – 2015 (toutes stations confondues)

Les données complémentaires d'oxygène acquises dans le cadre du dispositif de mesures EDF au niveau des trois stations centrales SA1, SA2, SA3 (mesures en surface et fond) depuis 2008 et au niveau de stations littorales moins profondes de l'Arc, Vaine, Berre et Ranquet (mesures au fond depuis 2014) sont présentées dans les figures suivantes.

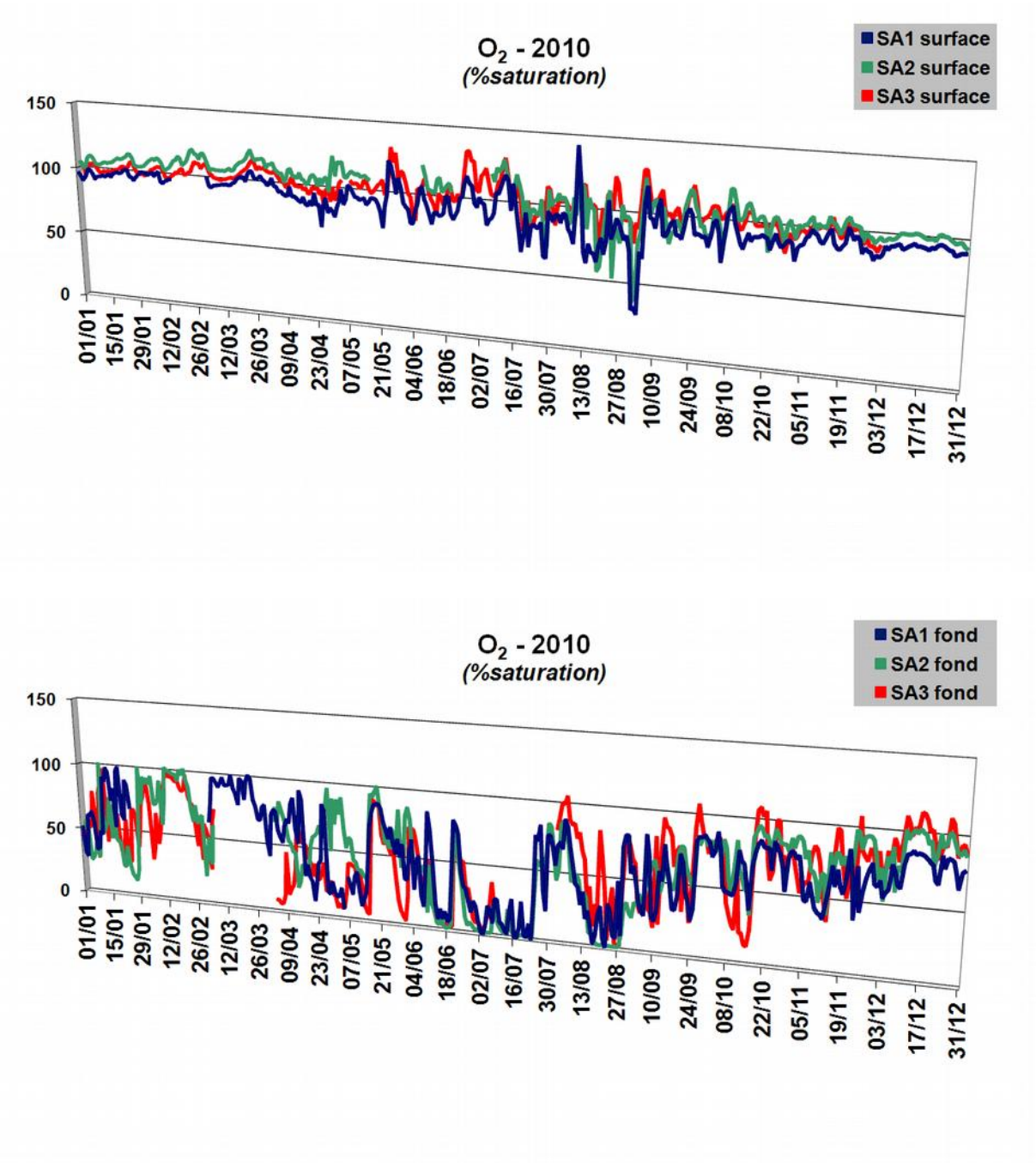


Données 2008 de saturation en oxygène dissous au niveau des stations centrales SA1, SA2, SA3 (en « surface » : -1m et au « fond » : resp.-6.4, -7.4 et -9m).

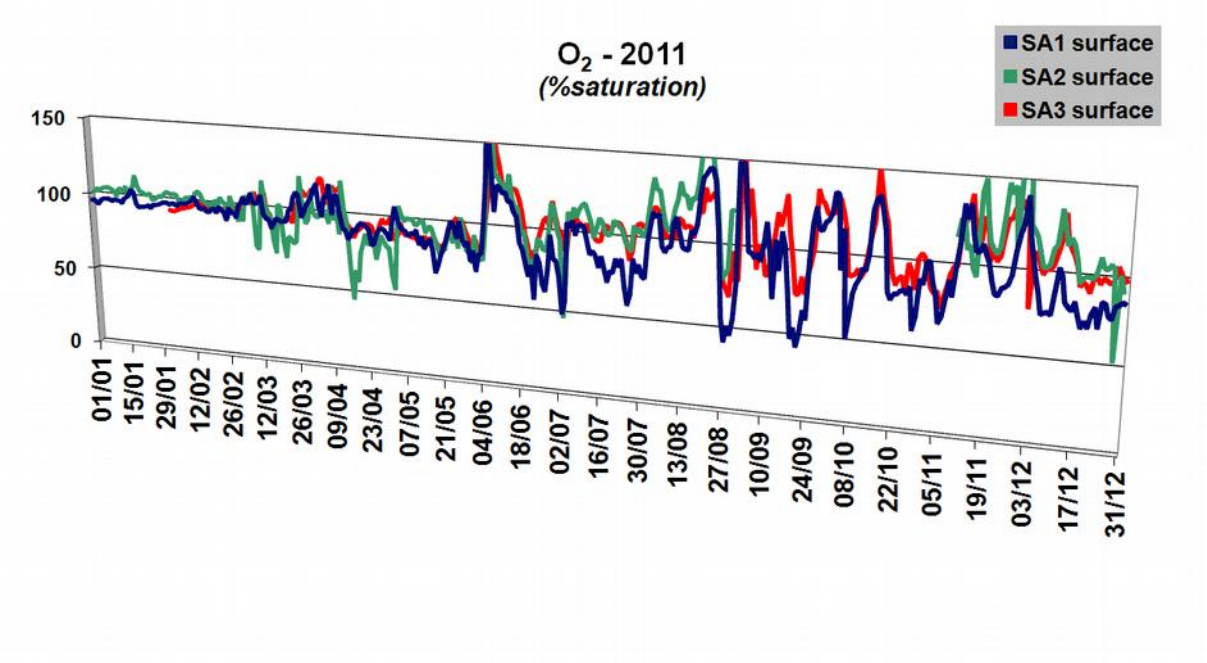


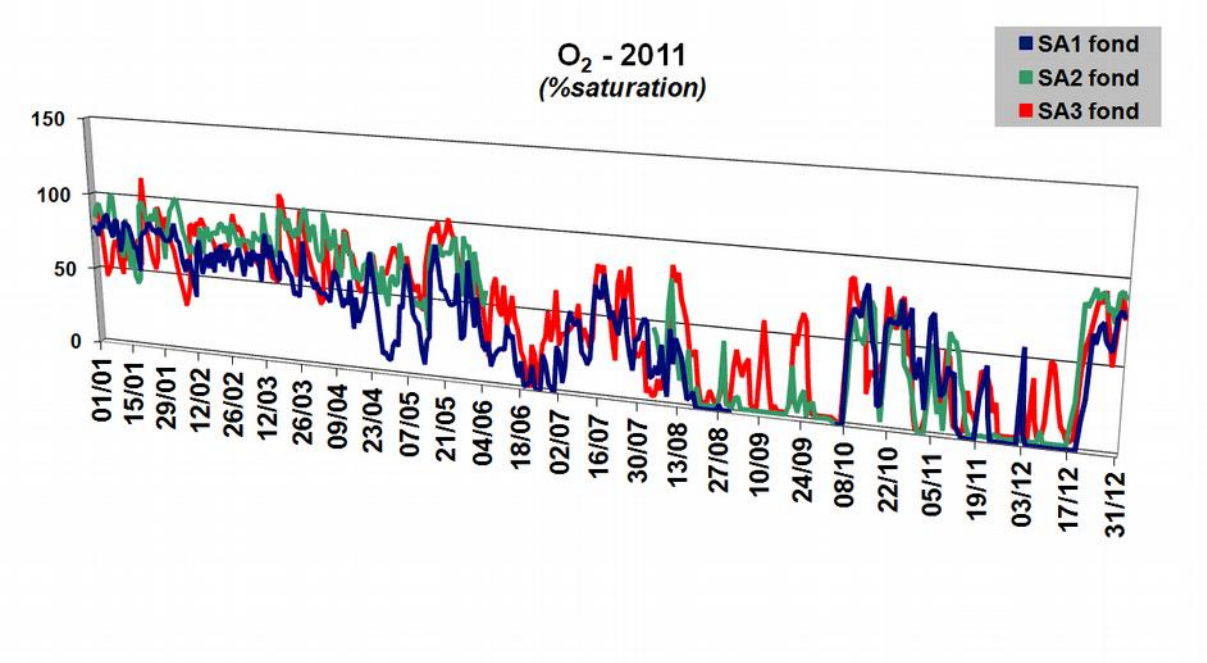


Données 2009 de saturation en oxygène dissous au niveau des stations centrales SA1, SA2, SA3 (en « surface » : -1m et au « fond » : resp.-6.4, -7.4 et -9m)

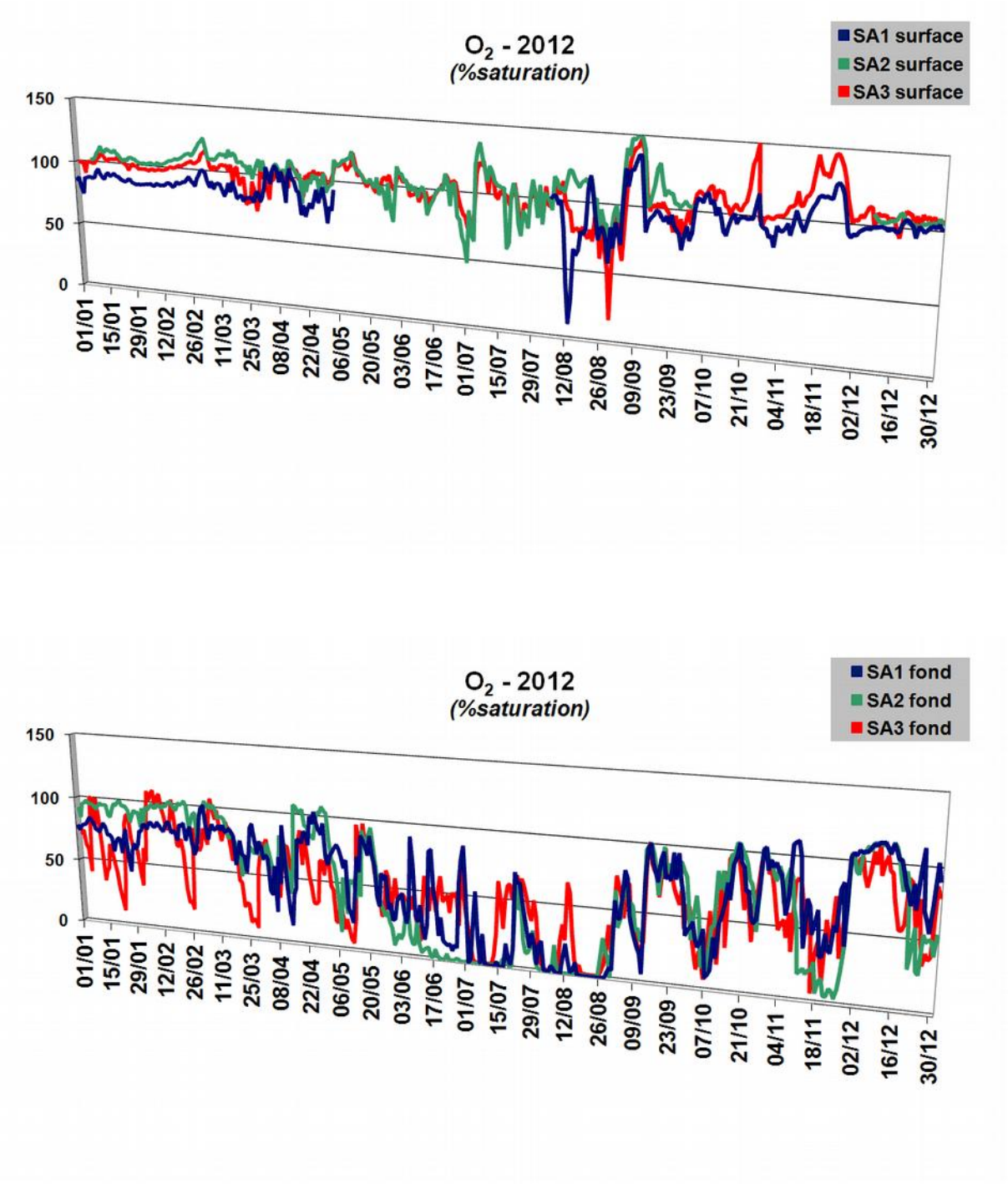


Données 2010 de saturation en oxygène dissous au niveau des stations centrales SA1, SA2, SA3 (en « surface » : -1m et au « fond » : resp.-6.4, -7.4 et -9m)

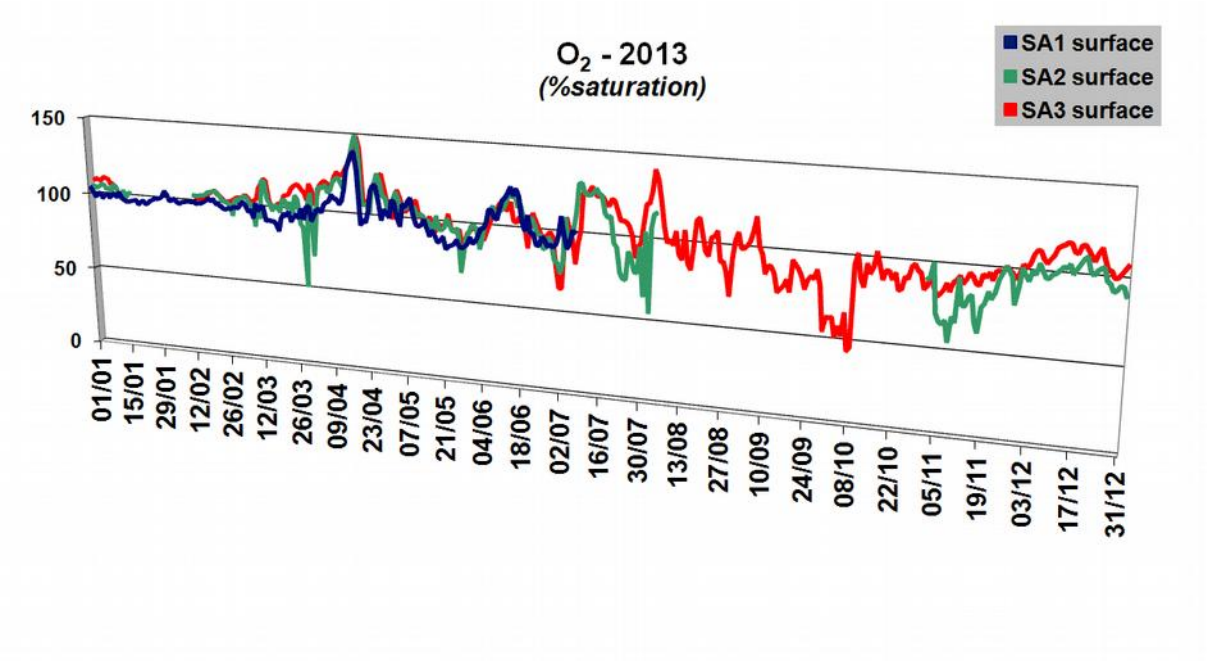


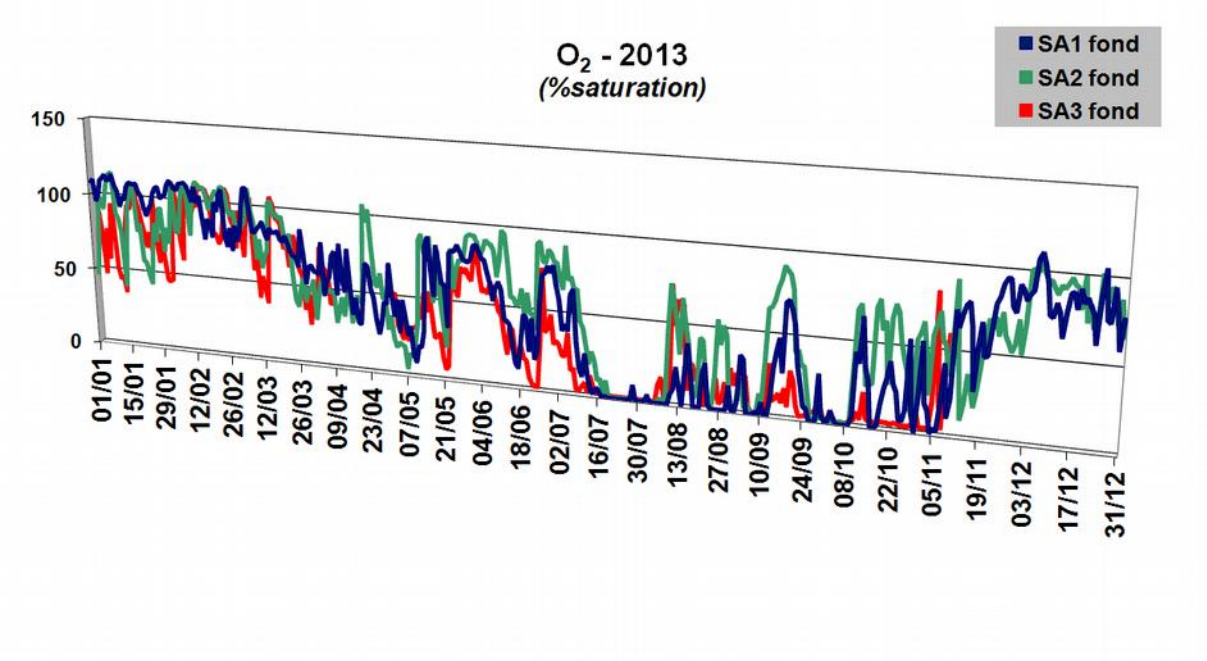


Données 2011 de saturation en oxygène dissous au niveau des stations centrales SA1, SA2, SA3 (en « surface » : -1m et au « fond » : resp.-6.4, -7.4 et -9m)

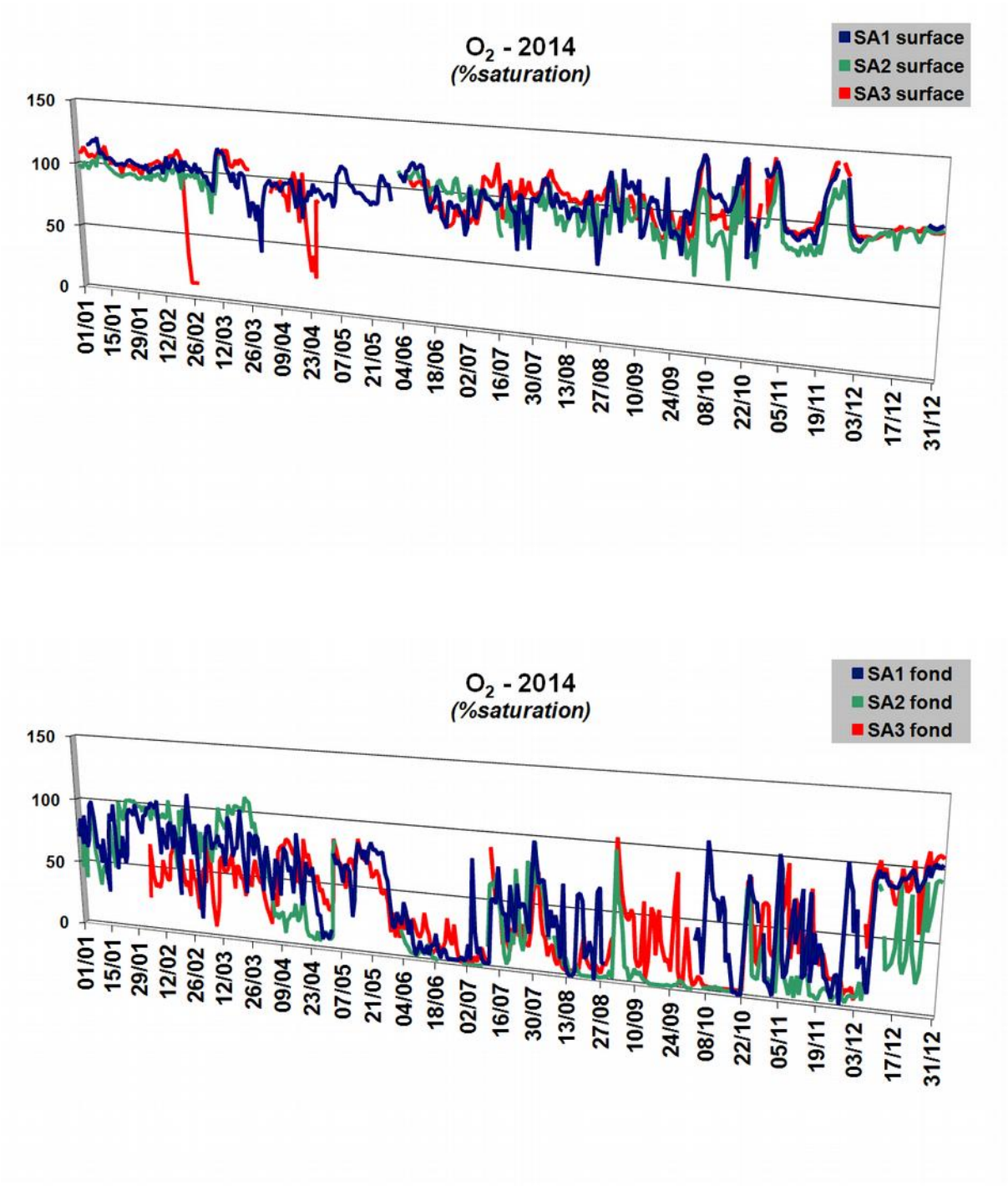


Données 2012 de saturation en oxygène dissous au niveau des stations centrales SA1, SA2, SA3 (en « surface » : -1m et au « fond » : resp.-6.4, -7.4 et -9m)

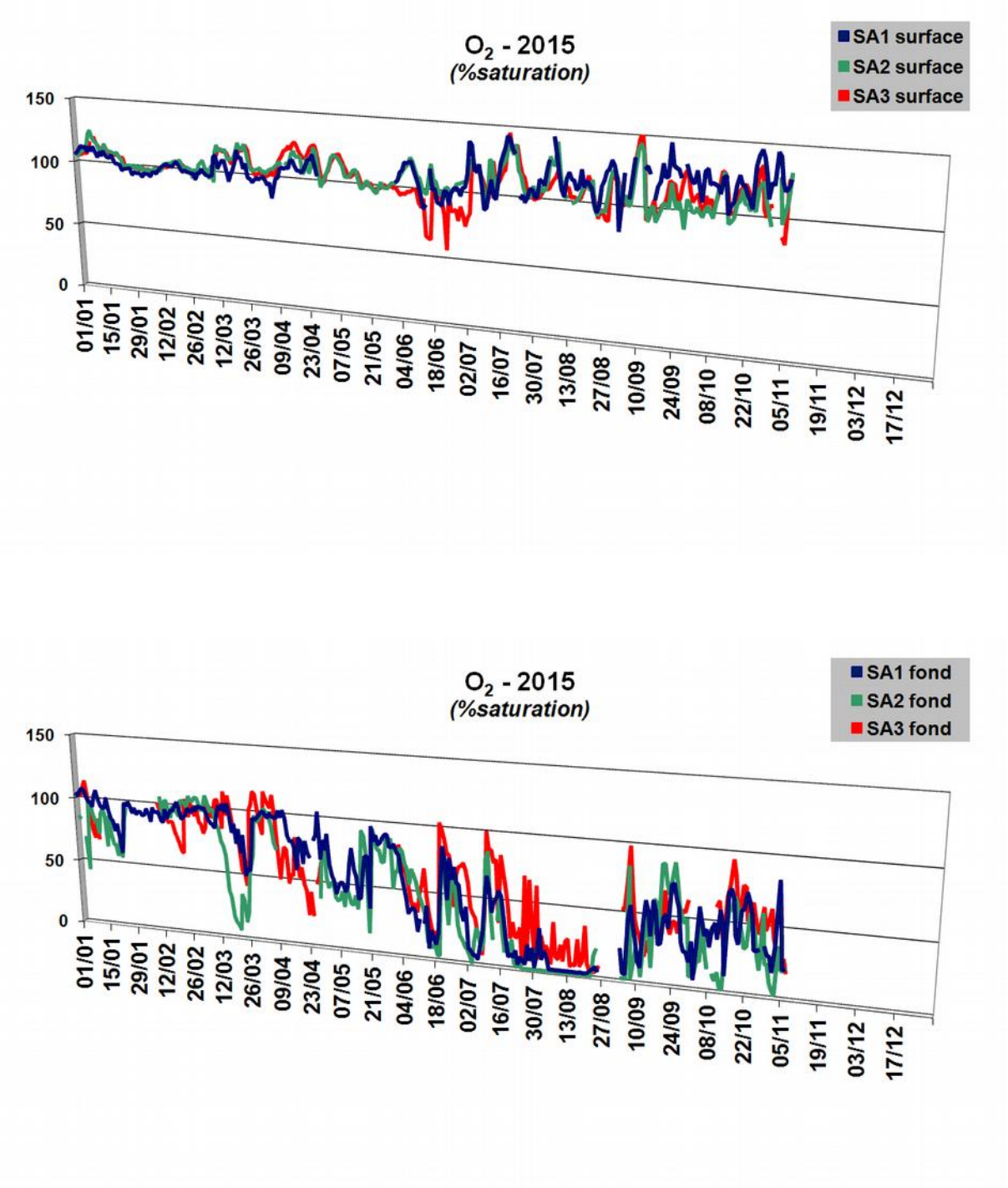




Données 2013 de saturation en oxygène dissous au niveau des stations centrales SA1, SA2, SA3 (en « surface » : -1m et au « fond » : resp.-6.4, -7.4 et -9m)



Données 2014 de saturation en oxygène dissous au niveau des stations centrales SA1, SA2, SA3 (en « surface » : -1m et au « fond » : resp.-6.4, -7.4 et -9m)

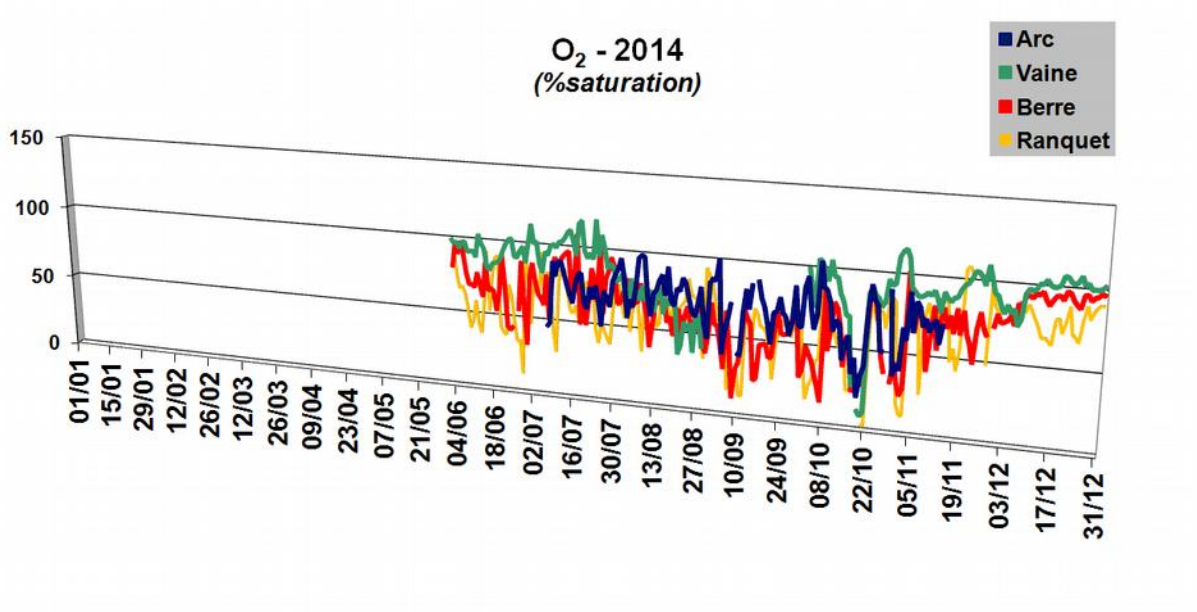


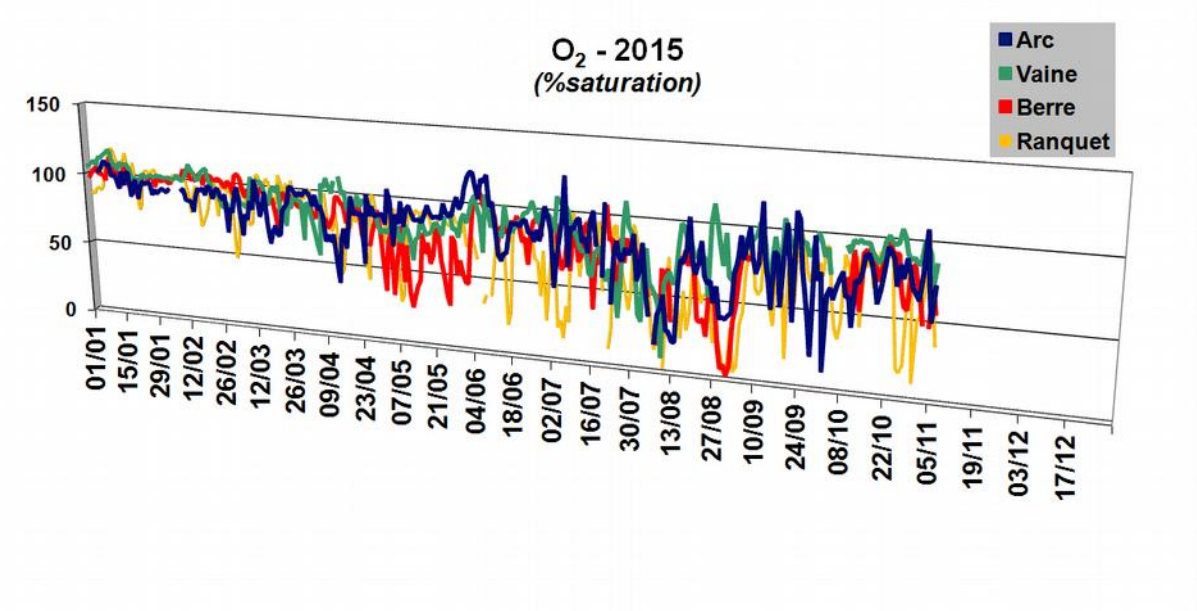
Données 2015 de saturation en oxygène dissous au niveau des stations centrales SA1, SA2, SA3 (en « surface » : -1m et au « fond » : resp.-6.4, -7.4 et -9m)

On observe en profondeur des phénomènes d'anoxie de plusieurs jours, voire de plusieurs semaines. Ces phénomènes, d'intensité et fréquence variable selon les années, sont généralement plus marqués entre le printemps et la fin de l'été (d'avril à octobre).

A noter que la mesure DCE décrivant « l'hydrologie » est proche de ces stations profondes (située entre SA2 et SA3), et ciblée sur les 3 mois d'été. Ces anoxies profondes estivales particulièrement intenses expliquent les classes de qualité systématiquement « mauvaises » pour cette variable.

Au niveau des stations littorales moins profondes, des phénomènes d'hypoxies importants au fond voire ponctuellement d'anoxie sont également observées autour de la période printemps-été. Les stations du Ranquet et de Berre sont plus impactées que les stations de l'Arc et Vaine.





Données 2014 et 2015 de saturation en oxygène dissous au fond au niveau des stations littorales Arc, Vaine, Berre, Ranquet (resp à -4, -2.2, -5.3, -4.8 m).

Compléments de données sur les nutriments

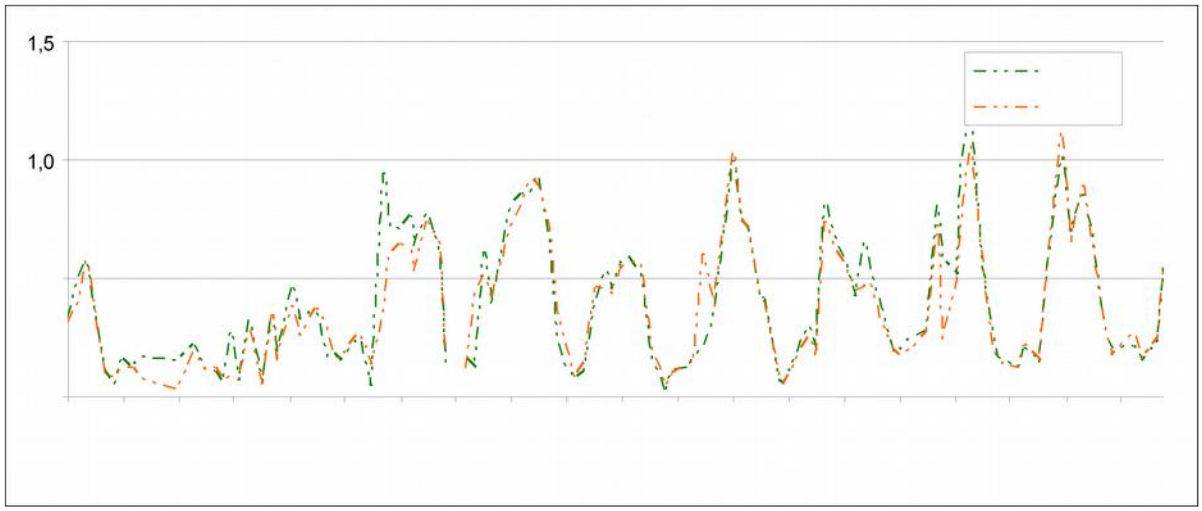
Les évolutions des concentrations en nutriments mesurées dans le cadre de l'Observatoire entre 2006 et 2015 sont données ci-après (rq. les écarts-types non représentés pour la lisibilité du graphique sont importants).

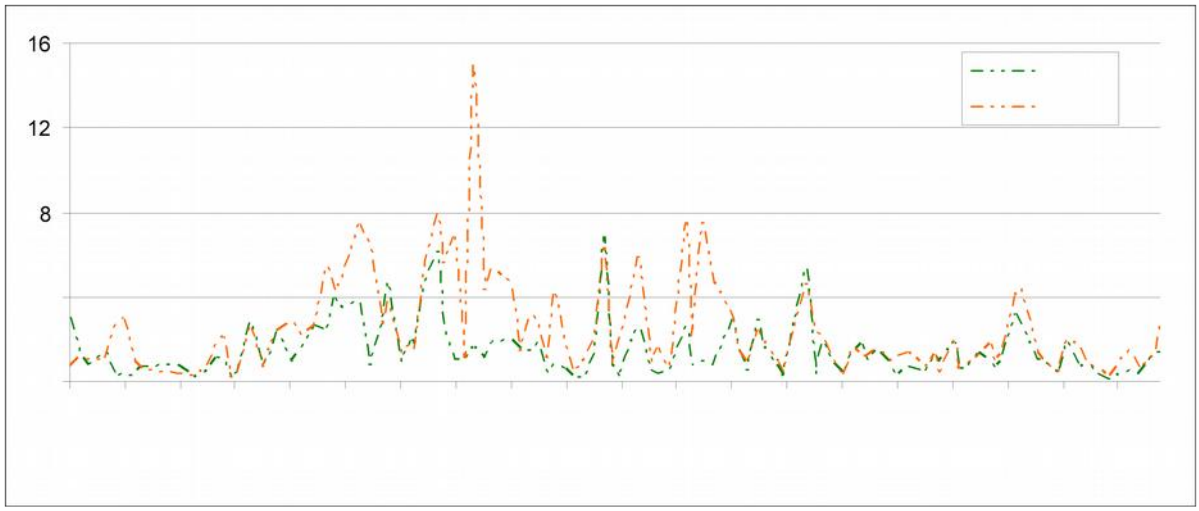
D'une manière générale on note une bonne concordance entre la tendance générale donnée par le suivi des concentrations en éléments nutritifs et les niveaux de l'indicateur DCE. On observe ainsi sur les premières années de la période de suivi des concentrations importantes en Chlorophylle-a (biomasse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

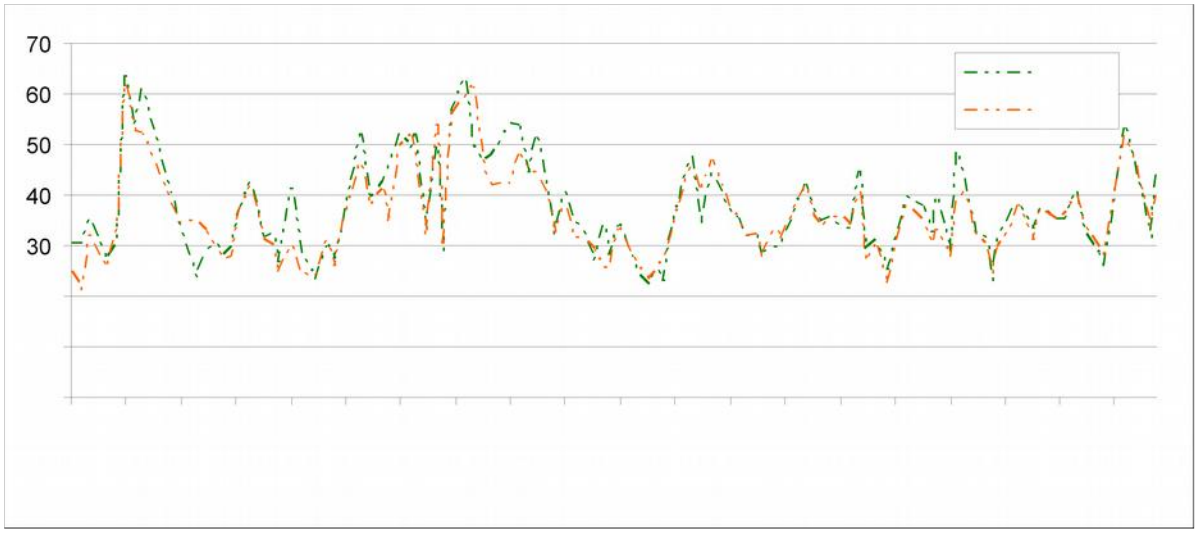
Pour les nutriments, on observe une très grande homogénéité des concentrations entre le fond et la surface, exception faite de l'ammonium NH_4^+, en partie issu de la dégradation.

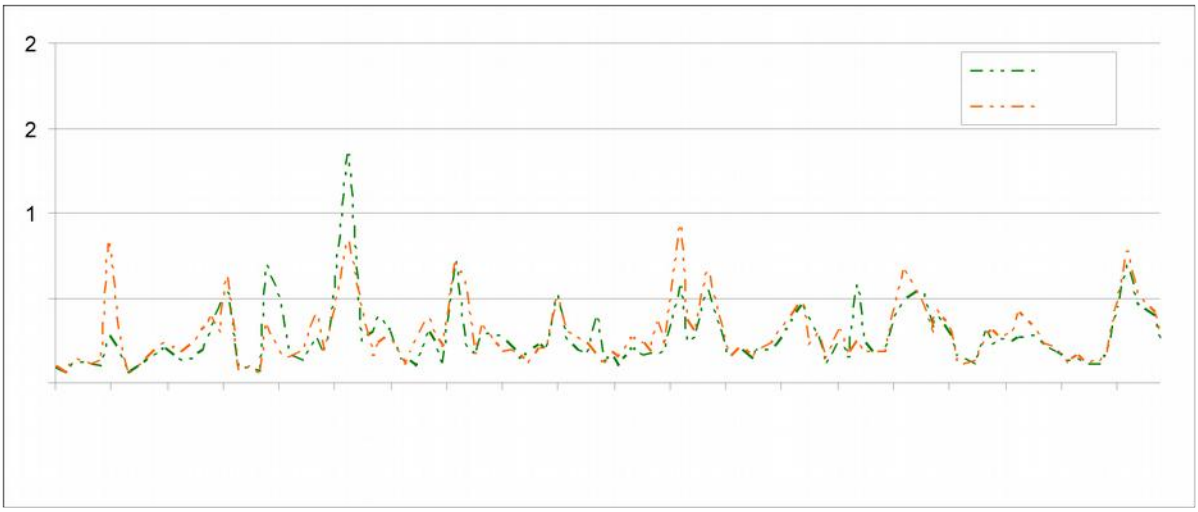
NB. On note un pic de concentration en ammonium notable à l'été 2009, probablement en lien avec un épisode de régénération important.

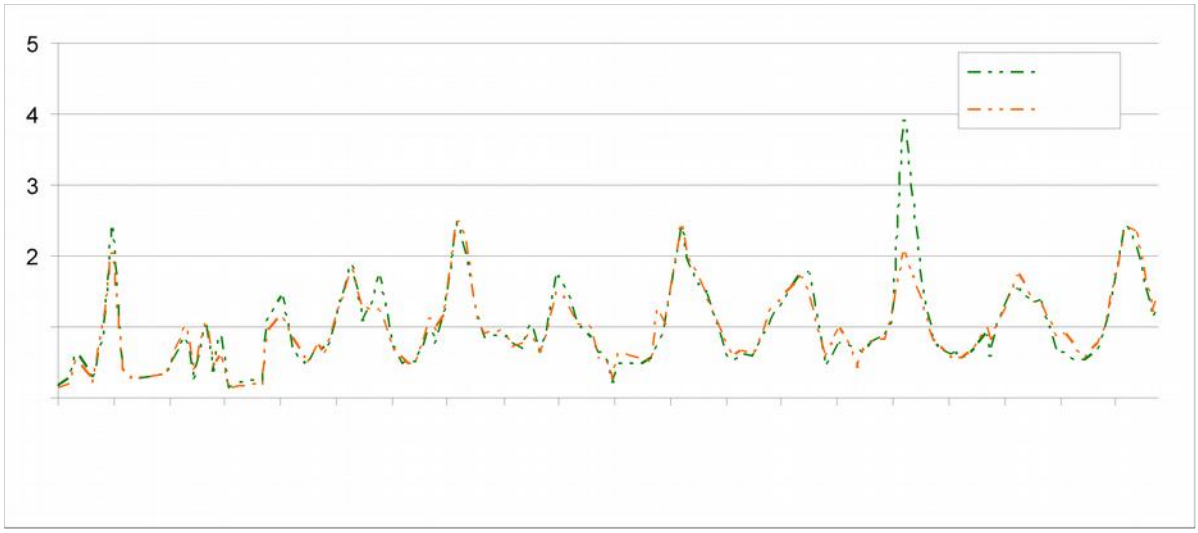
On n'observe pas d'évolution notable des concentrations au cours de la période, en dehors des variations saisonnières. Pour les formes nutritives azotées nitrates et nitrites, on retrouve une saisonnalité marquée avec des augmentations des concentrations hivernales (baisse de la consommation). A l'inverse,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

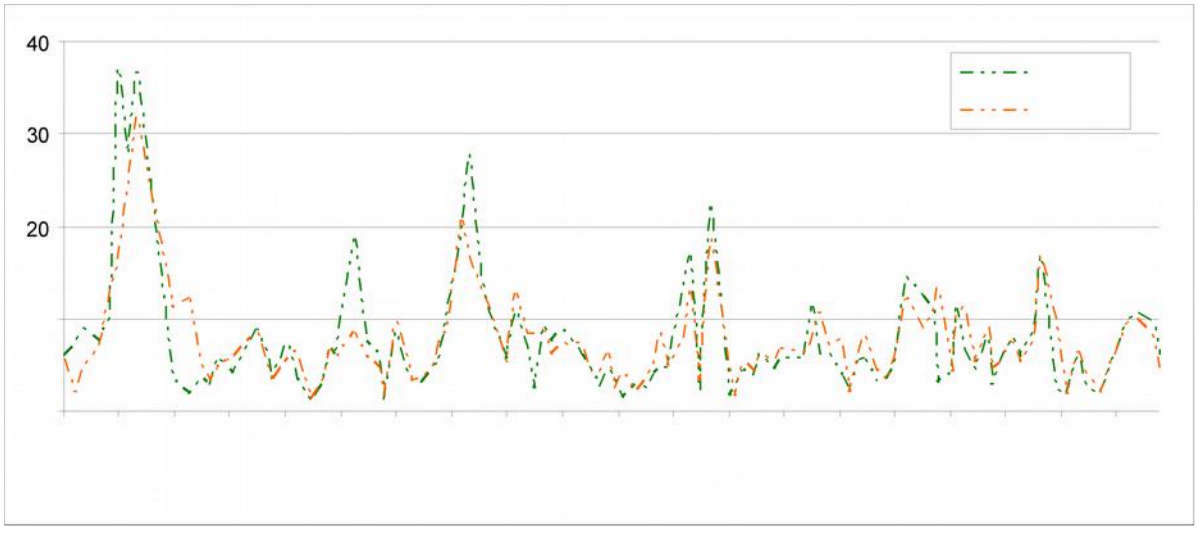

1,5
1,0


16
12
8


70
60
50
40
30







Concentrations moyennes en azote et phosphore (µM) et chlorophylle-a (µg/l), mesurées mensuellement pour les 10 stations du suivi de l'Observatoire du milieu, en surface et au fond de 2006 à 2015.

1.2. Descripteur phytoplancton

Le phytoplancton regroupe les algues unicellulaires autotrophes et constitue le premier maillon du réseau trophique aquatique. Il figure parmi les éléments de qualité biologique retenus pour la classification de l'état biologique des masses d'eau de transition. Les occurrences trop fréquentes de blooms en particulier en dehors de la période productive sont un signe de dysfonctionnement de l'écosystème.

Le descripteur phytoplancton est évalué à partir de trois paramètres : biomasse, abondance et composition selon les termes de la DCE, et complété par des paramètres d'appui tels que l'hydrologie.

Dans le cadre de l'Observatoire, les peuplements du phytoplancton sont mesurés mensuellement, à deux stations : dans l'étang de Berre (station du suivi hydrologique H08 et dans l'étang de Vaïne H19) avec les variables suivantes : composition du peuplement (espèces ou groupes d'espèces présentes), richesse spécifique, densités. Les organismes dénombrés sont ceux considérés comme faisant partie du microplancton (20 à 200 µm), et le nanoplancton dont la taille se situe entre 5 et 20 µm (Dussart, 1966).

L'identification se fait au niveau de l'espèce lorsque les critères pris en compte sont accessibles par l'observation en microscopie optique. Pour les organismes les plus petits ainsi que pour ceux dont l'allure générale n'est pas suffisante pour l'identification spécifique, les espèces sont dénombrées, groupées par genre, voire par groupe.

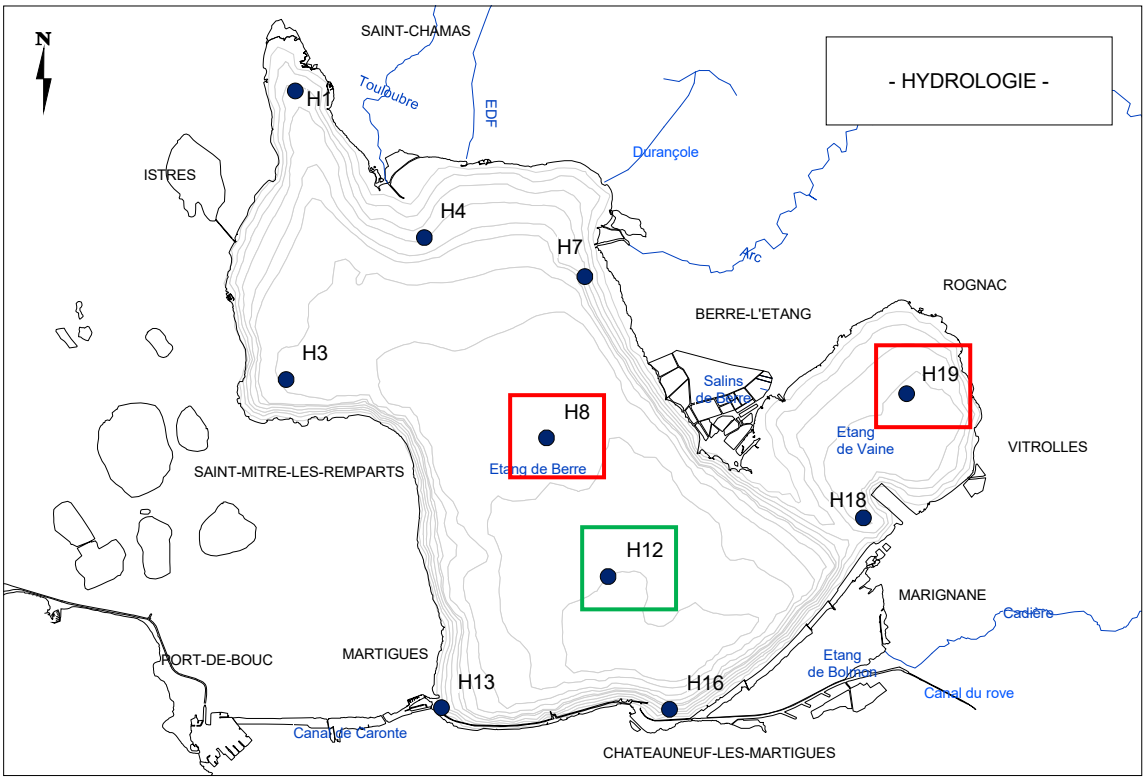
Dans le cadre de la DCE, le compartiment du phytoplancton est mesuré en surface les trois mois d'été tous les ans, à la station Berre centre soit H12). L'élément de qualité phytoplancton doit selon la DCE être évalué selon 3 indices : la biomasse (concentration en chlorophylle a), l'abondance, la composition.

Les méthodes classiques de dénombrement des cellules ne permettent pas d'assurer le comptage des très petites cellules, composantes majeures du phytoplancton des lagunes. L'application de la cytométrie en flux (CMF), mise en oeuvre depuis 2000, permet le dénombrement et la différenciation des cellules picophytoplanctoniques (taille cellulaire < 3 µm) et nanophytoplanctoniques (taille cellulaire > 3 µm). Les données issues du dénombrement par CMF sont traitées au moyen des deux métriques suivantes : abondance des cellules picophytoplanctoniques (par unité de volume : $\times 10^6$ cells.L^{-1}) ; abondance des cellules nanophytoplanctoniques (par unité de volume : $\times 10^6$ cells.L^{-1}).

De la même façon que pour les données de biomasse, la métrique estimée pour l'abondance phytoplanctonique dans les lagunes correspond au percentile 90 des données de mesure en

CMF acquises pendant les 6 dernières années (2007-2012) et parfois des périodes plus courtes en fonction des données disponibles et selon les masses d'eau.

Rappel des mesures réalisées pour le phytoplancton	Fréquence	Opérateur
Dans le cadre de l'Observatoire :		
Composition, densités, richesse spécifique (fond, surface) – 2 stations (Berre, Vaine) Par microscopie optique	Mensuelle	GIPREB
Dans le cadre de la DCE :		
Composition, densités, biomasse (surface) – 1 station Par microscopie et cytométrie en flux (comptage des cellules < 3µm).	Annuelle, les 3 mois d'été	GIPREB + IFREMER



Localisation des stations du suivi du phytoplancton dans le cadre de l'Observatoire du milieu entre 2006 et 2015. H08 correspond à la station automatique SA2 ; H19 est localisée dans l'étang de Vaine ; H12 correspond au point de suivi DCE.

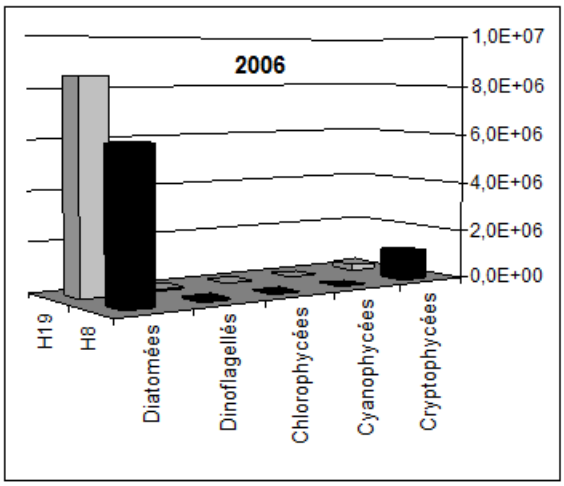
Classification du descripteur phytoplancton pour l'étang de Berre		
BERRE (FRDT15a)		**VAINE (FRDT15b)**

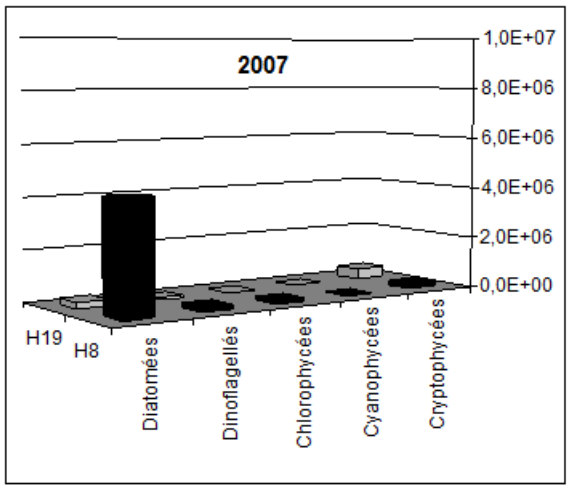
2006	2009	2012		2006	2009	2012
*	0.27	0,25			0,20	

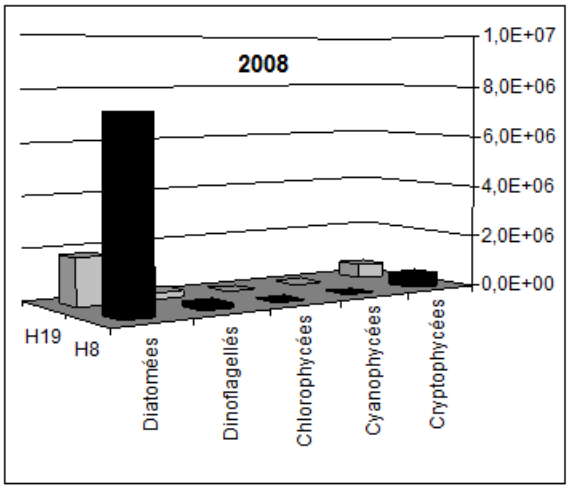
** les résultats de 2006 ne sont pas comparables à ceux de 2009 et 2012 (mesure de biomasse uniquement, pas de mesure d'abondance)*

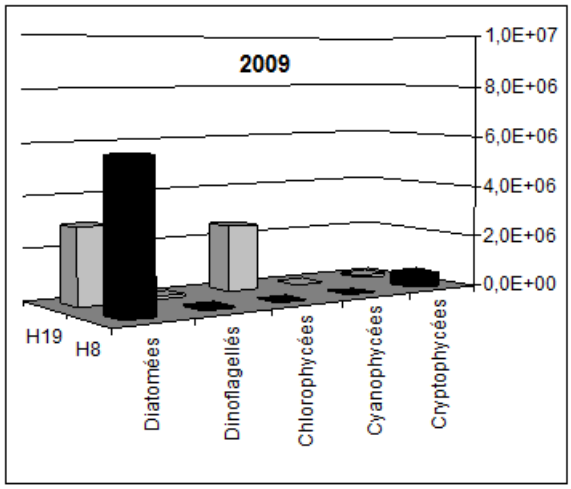
Les éléments descriptifs du peuplement du phytoplancton, composition, richesse spécifique et densités relevés dans le cadre de l'Observatoire du milieu sont donnés ci-après entre 2006 et 2014.

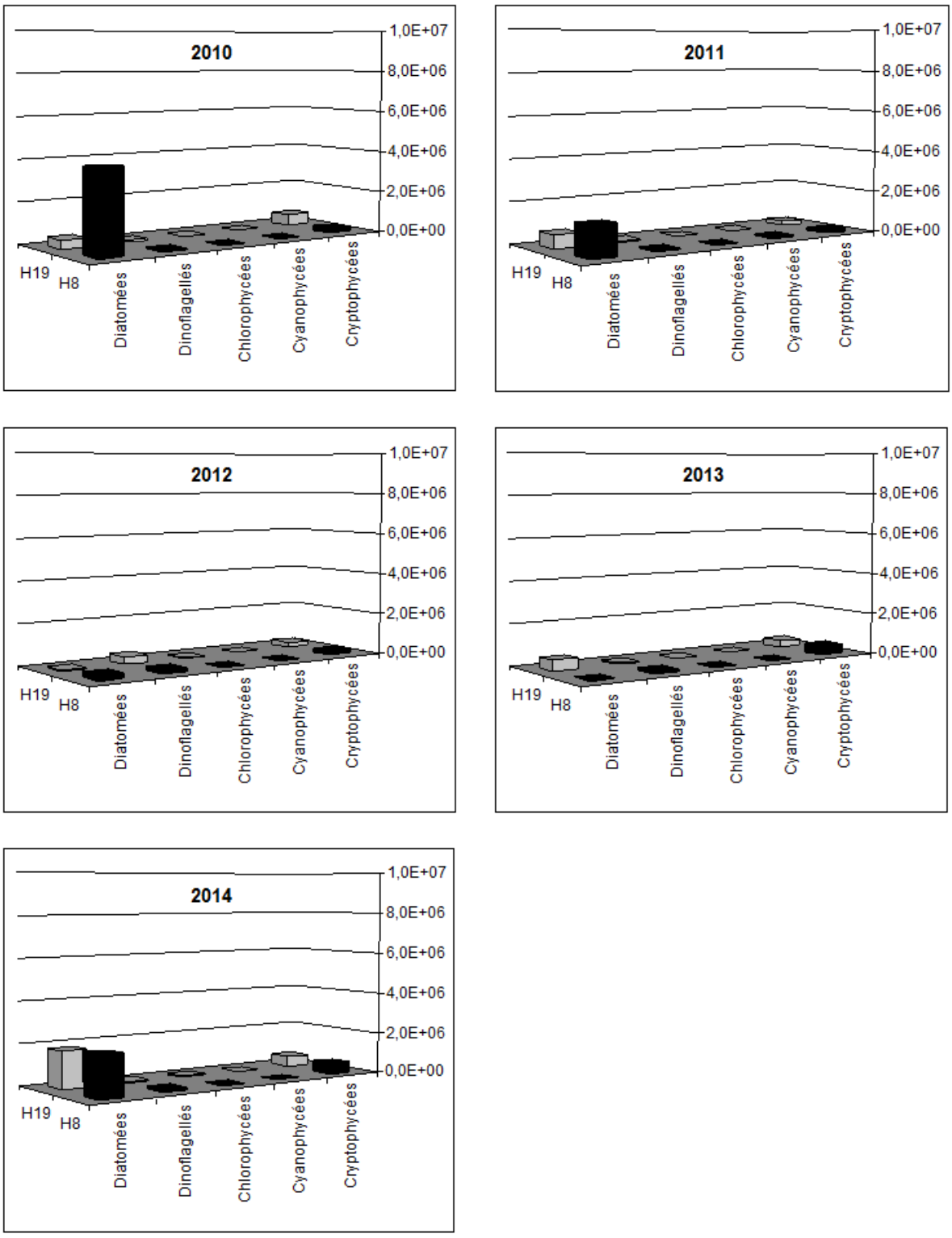
Les diatomées dominent le peuplement du phytoplancton dans l'étang de Berre comme dans l'étang de Vaine.





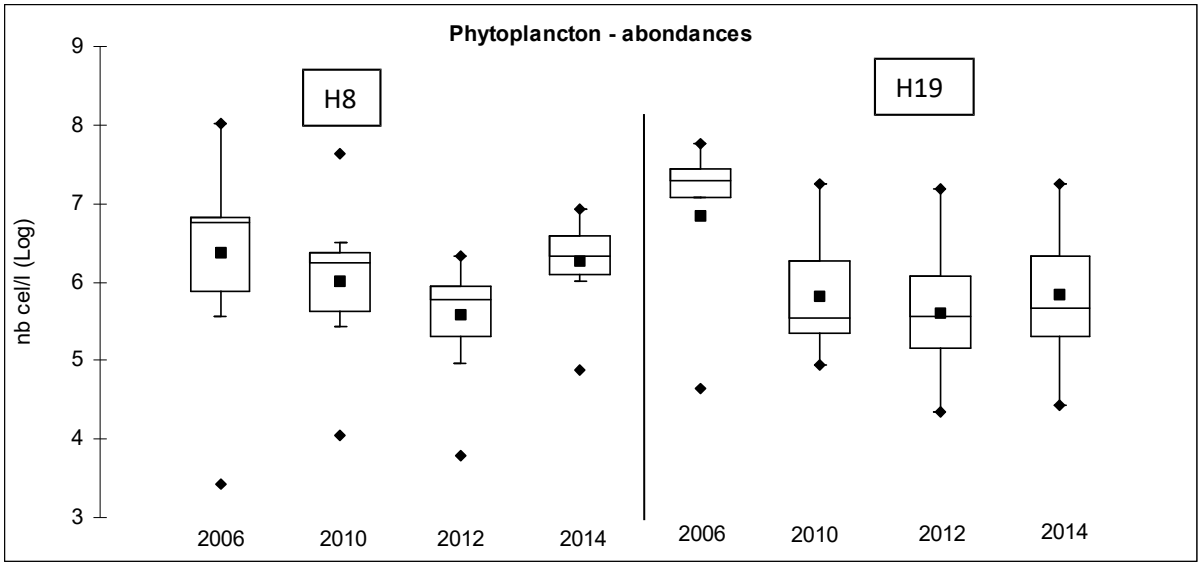






Répartition des abondances du phytoplancton par groupe (en cell/L), entre 2006 et 2014 dans l'étang de Berre (station H8) et l'étang de Vaïne (station H19).

En termes d'abondance, 2006 apparaît comme une année particulière avec des blooms phytoplanctoniques estivaux très importants (21 millions de cellules / litres). On note ensuite une diminution des abondances (moyenne comprise entre 0.8 et 4 millions de cellules par litre). Cette tendance est à rapprocher de la diminution des concentrations en chlorophylle-a (= biomasse phytoplanctonique) observée depuis 2006. Ce pic de concentration en 2006 est à mettre en relation avec le pic de concentration en Chl-a observé en 2006.



Evolution des densités du phytoplancton par groupe (en cell/L), de 2006 à 2014 dans l'étang de Berre (H8) et l'étang de Vaïne (H19). Pour une meilleure lisibilité du graphique, les données d'abondance (en cell/L) sont transformées en Log.

1.3. Descripteur Macrophytes

Dans les lagunes côtières, les peuplements macrophytiques sont essentiellement présents sur substrat meuble, les espèces fixées sur substrat dur étant très rares. Les macrophytes de substrat meuble peuvent être séparées en deux groupes d'espèces, en fonction de leur forme de vie et de la qualité du milieu associé :

- Les phanérogames marines et algues polluo-sensibles, peuplements souvent fixés.
- Les algues opportunistes, sous forme de peuplements dérivants.

L'évolution vers des écosystèmes dégradés se traduit par une succession de communautés de macrophytes : les espèces présentes généralement fixées sont remplacées progressivement par des espèces opportunistes ou dérivantes, caractérisant alors une perte

de la qualité du milieu. Le suivi de ces espèces (% de recouvrement par des espèces d'algues et d'angiospermes dites « de référence », % de recouvrement végétal total et richesse spécifique) constitue donc un indicateur de l'état des masses d'eau de transition au titre de la DCE.

Parmi les macrophytes suivies dans l'étang de Berre, 3 espèces ou groupes d'espèces figurent parmi les espèces de référence telles que définies pour la DCE : *Ruppia cirrhosa* ; *Zostera noltei* ; *Polysiphonia* spp.

Les espèces du groupe *Ulva*, *Enteromorpha*, *Cladophora* et *Gracilaria*, également présentes de façon significative dans l'étang, ne sont pas classées parmi les espèces de référence.

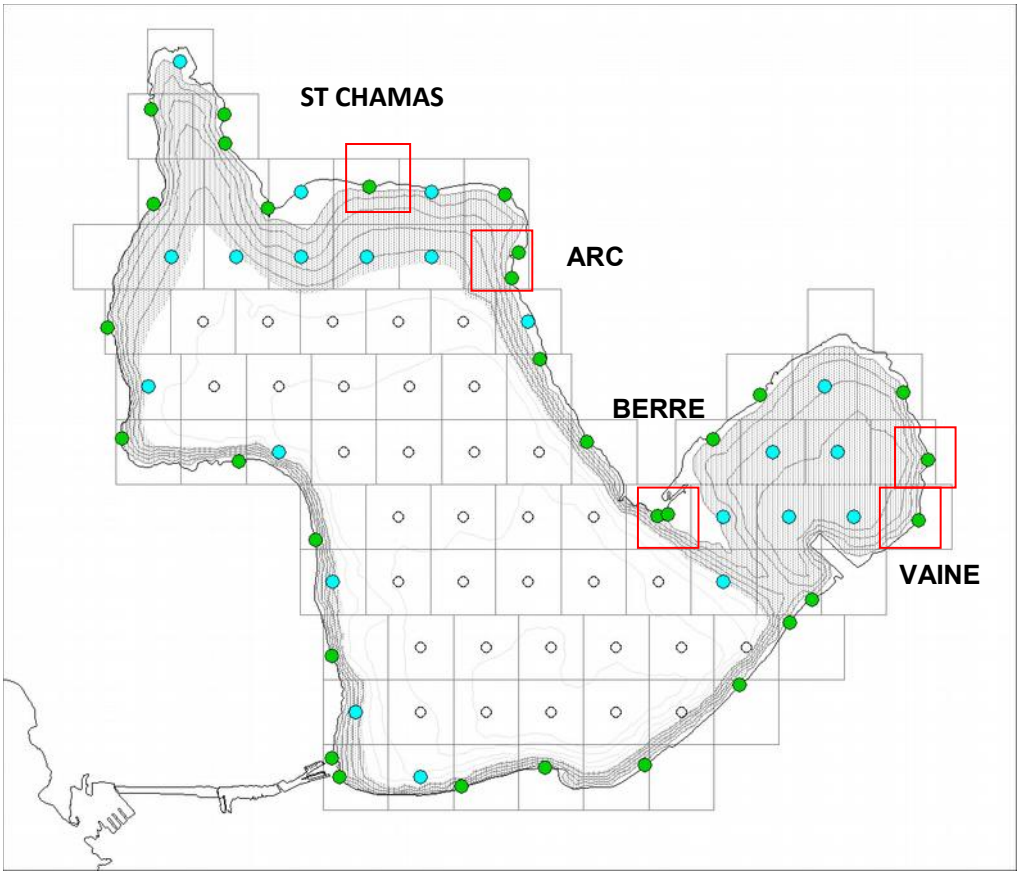
Dans le cadre de l'Observatoire du milieu, le système de surveillance des macrophytes benthiques est constitué d'une série de 31 transects permanents régulièrement répartis le long du littoral de l'étang de Berre (Grand étang et étang de Vaïne). Le long de ces transects, la répartition spatiale de 3 espèces de Magnoliophytes (= phanérogames) et de 5 genres de Chlorobiontes et de Rhodobiontes est relevée annuellement en saison estivale. Le recouvrement de chacun des groupes d'espèces est traduit selon deux paramètres reproductibles et représentatifs de l'abondance moyenne du peuplement le long des transects :

1. La **fréquence** (exprimée en pourcentage), définie comme le nombre de fois où une espèce a été rencontrée sur un transect. Cette fréquence varie de 0 (espèce absente sur la totalité du transect) à 100 (espèce présente tout le long du transect) ;
2. L'**Indice d'Abondance Moyen** (IAM), défini, pour un transect et une espèce, comme le produit "fréquence*code-recouvrement moyen". Cet indice conjugue les informations de fréquence et de recouvrement, il varie de 0 (espèce absente sur la totalité du transect) à 500 (espèce à fort recouvrement : 5, tout le long du transect).

Dans le cadre de la DCE, un réseau de stations est établi sur le principe d'un maillage régulier, à raison d'un point tous les 100 ha pour les lagunes de plus de 1 000 hectares. Au niveau de chaque station, une surface de 120 m² est explorée pour renseigner les métriques du descripteur Macrophytes. L'évaluation de l'état du compartiment Macrophytes en 2009 s'est appuyé sur les 31 transects du système de surveillance du Gipreb, complétés de 17 stations complémentaires, qui ont permis de couvrir l'intégralité des fonds potentiellement végétalisés de l'étang (profondeur inférieure à 6m, selon les préconisations définies par l'Ifremer pour une optimisation de la stratégie d'échantillonnage ; Derolez & Oheix, 2012).

Rappel des mesures réalisées sur le compartiment Macrophytes	Fréquence	Opérateur
Dans le cadre de l'Observatoire du milieu :		GIPREB
Estimation des abondances sur 31 transects permanents littoraux	Annuelle	
Evaluation des surfaces couvertes par photographie aérienne sur deux sites témoins	Annuelle	
Evaluation des surfaces couvertes par photographie aérienne sur l'ensemble de l'étang	Tous les 5 ans (réalisé en 2009 et 2014)	
Dans le cadre de la DCE :		GIPREB + IFREMER
Estimation des abondances sur 48 points (Fig ci-dessous, points verts + points bleus)	Tous les 3 ans	

Figure suivante : (a) stratégie d'échantillonnage retenue pour l'évaluation de l'état du descripteur Macrophytes en 2009 pour la DCE. En vert figurent les 31 transects du système de surveillance du Gipreb, en bleu les 17 points complémentaires, en gris les points correspondant au maillage demandé par la DCE mais non suivi ni pris en compte dans le calcul de l'indicateur car considérés en dehors de la zone de l'étang potentiellement végétalisée. Les carrés rouges figurent les stations où des herbiers de *Z. noltei* sont présents ; (b) indicateur et grille de qualité appliqués pour la DCE ; (c) état du descripteur Macrophytes pour 2009.



Les métriques retenues pour l'élément de qualité macrophyte sont :

- Le pourcentage de recouvrement végétal total (RV), qui renseigne sur l'abondance des macrophytes ;
- Le pourcentage de recouvrement relatif par les espèces de référence (RR). (NB : cette métrique ne peut être utilisée que lorsque le recouvrement total des végétaux de la station est supérieur à 5%) ;
- La richesse spécifique (RS).

La classe de qualité du descripteur Macrophyte résulte de la combinaison des EQR (*Ecological quality Ratio*) composition et abondance. Le principe appliqué est que la présence des espèces de référence, donc la composition, est le critère principal pour définir la qualité de la masse d'eau pour les macrophytes. Celle-ci est déclassée par l'indice d'abondance.

L'EQR concernant la composition (EQRc) est obtenu à partir des métriques RS et RR.

L'EQR correspondant à l'abondance (EQRa) est obtenu à partir de la métrique RV.

Indice Composition		**EQRc Composition**	**Indice Abondance**	**EQR_A Abondance**	**Classe**
Métrique 1. RS	Métrique 2. RR %		Métrique 3. RT %		
≥ 3	[100 - 75]	[1 – 0,8]	[100 - 75]	[1 – 0,8]	Très Bon
	]75 – 50]	]0,8 – 0,6]	]75 – 50]	]0,8 – 0,6]	Bon
	]50 - 5]	]0,6 – 0,4]	]50 - 25]	]0,6 – 0,4]	Moyen
	]5 - 0]	]0,4 – 0,2]	]25 - 5]	]0,4 – 0,2]	Médiocre
< 3	0	0,1	]5 - 0]	]0,2 - 0]	Mauvais
≥ 3 ou < 3	Non défini (cas où RT < 5 %)	Non défini			

Classification de l'élément Macrophytes pour l'étang de Berre – campagne 2009				
BERRE (FRDT15a)			**VAINE (FRDT15b)**	
EQR Macrophytes	**Etat Macrophytes**		**EQR Macrophytes**	**Etat Macrophytes**
0.04			**0.22**	

Plusieurs tendances évolutives peuvent être dégagées dans l'évolution globale du peuplement de macrophytes.

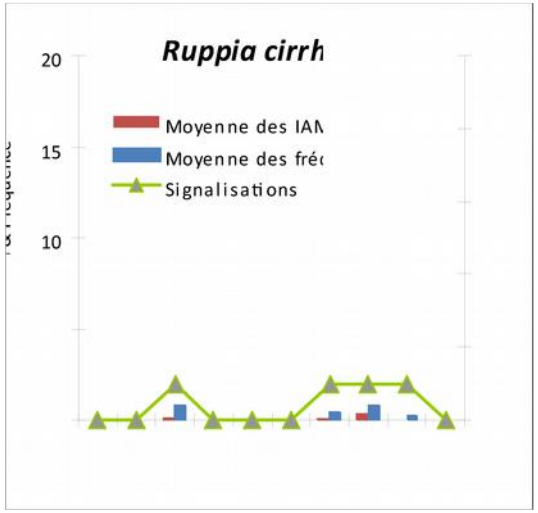
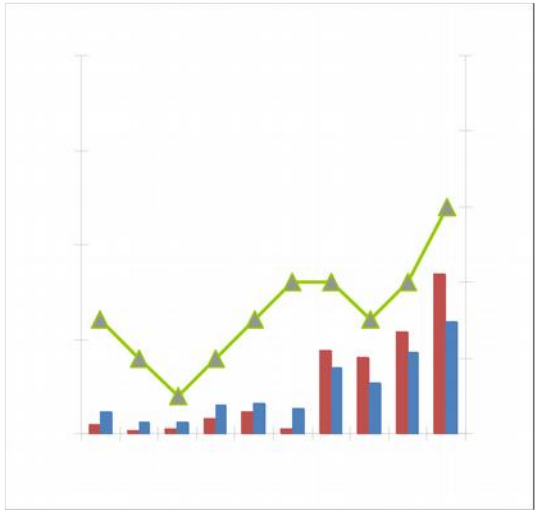
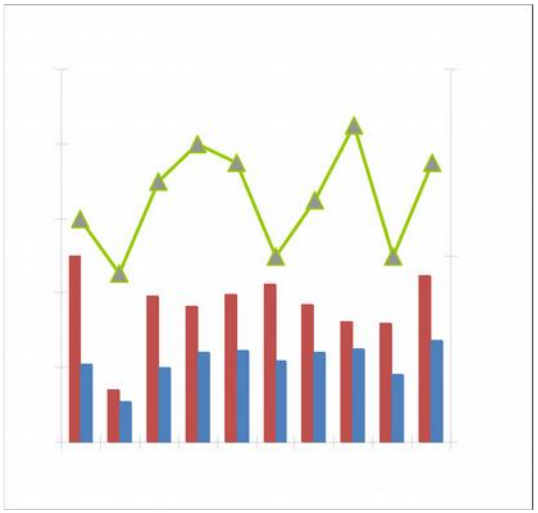
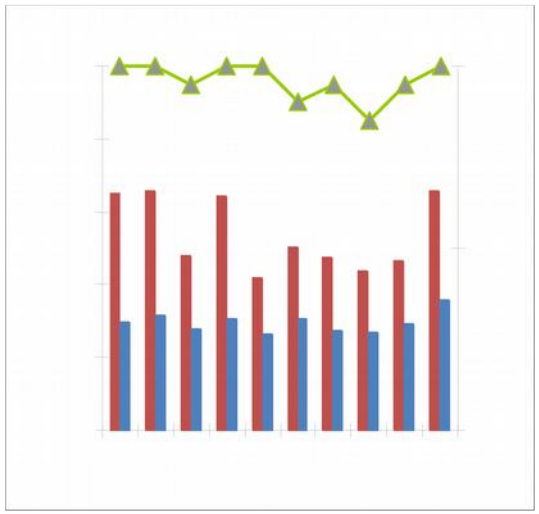
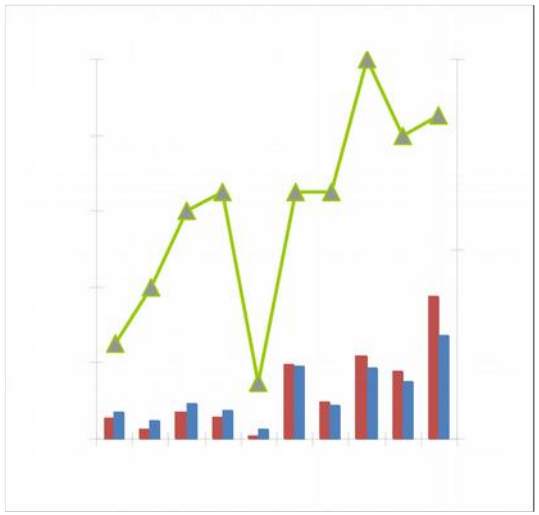
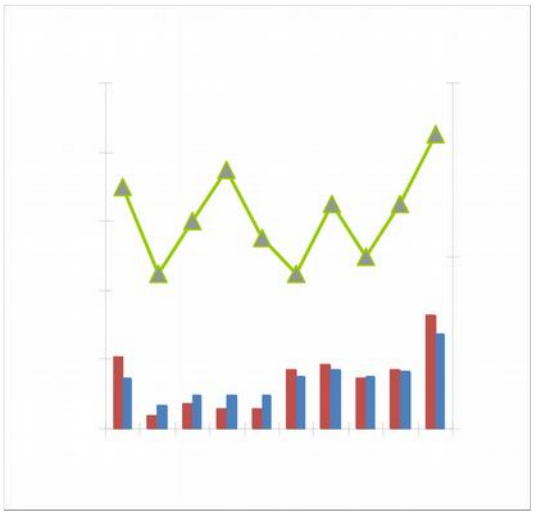
Pour les espèces dites « de référence », le nombre de signalisation d'herbiers de Zostères progresse depuis 2008, les abondances sont également en augmentation. L'herbier de Zostère montre en particulier une progression importante dans l'étang de Vaïne. La présence de *Ruppia* est confirmée de manière très localisée (vers la Pointe de Berre). Les

Rhodobiontes du genre *Polysiphonia* se maintiennent dans une gamme stable au cours du temps, tant en nombre de signalisation que d'abondance.

Les Chlorobiontes du genre *Ulva*, dites « opportunistes » constituent encore en 2015 le groupe de macrophytes majoritaire, présentes sur la quasi-totalité des stations de suivi avec des fortes abondances. En parallèle les *Cladophora* montrent une nette progression et sont présentes en 2015 sur la quasi-totalité des stations suivies.

Les Gracilaires, sont également bien représentées sur la majeure partie des stations suivies, avec des abondances fortes.

Figure suivante : évolution du nombre de signalisation (nombre de transects permanents où l'espèce est signalée), de la fréquence d'occurrence (entre 0 à 100) et de l'Indice d'Abondance Moyen (entre 0 et 500) pour 6 espèces ou groupe d'espèces, de 2006 à 2015, dans le cadre du système de surveillance du Gipreb. Les 3 espèces de référence *R. cirrhosa*, *Z. noltei* et *Polysiphonia* spp. sont représentées dans la partie haute de la figure ; 3 autres espèces représentatives dans l'étang sont représentées dans la partie basse.

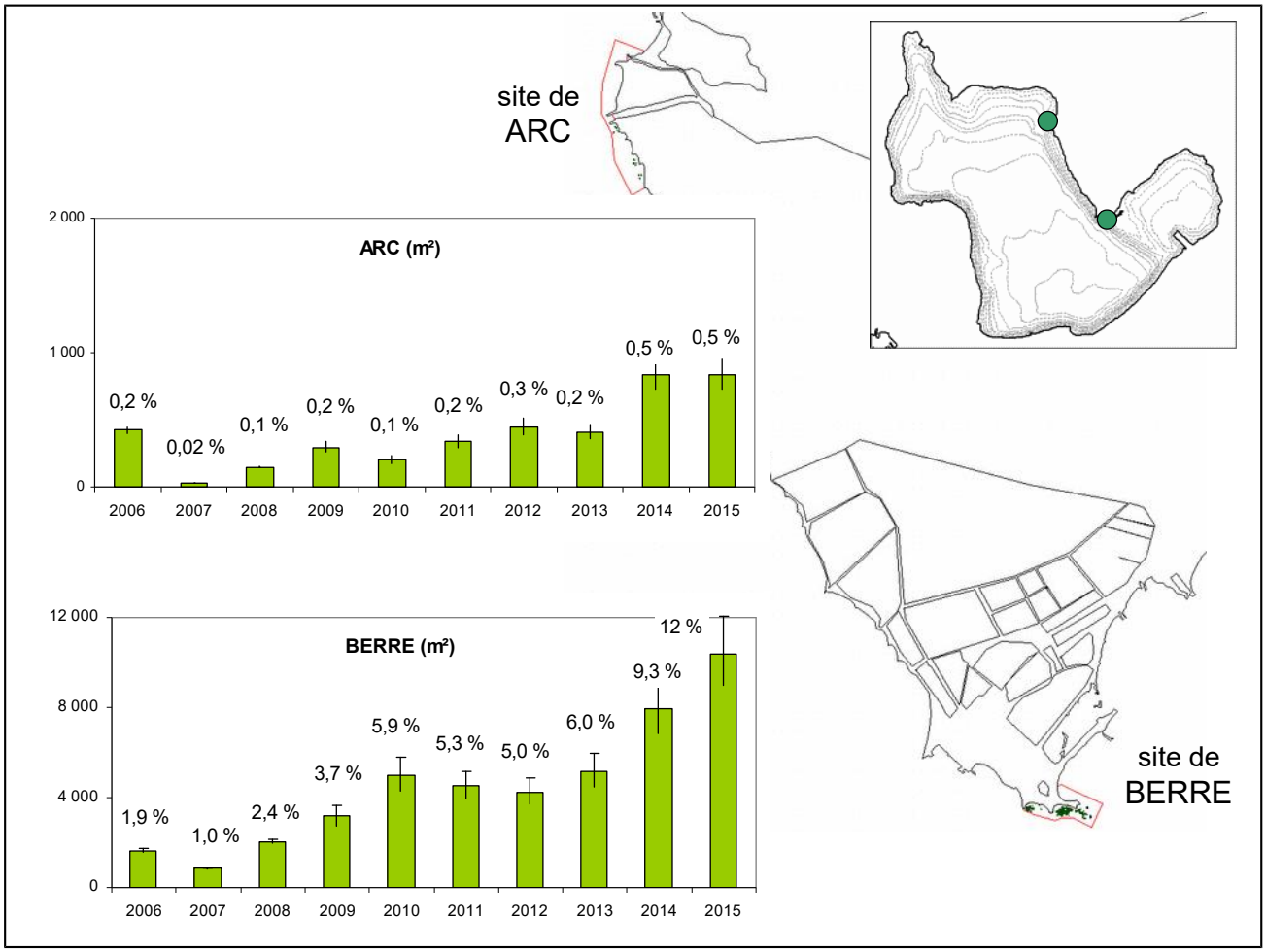

Ruppia cirrh
20
15
10
Moyenne des IAN
Moyenne des fré
Signalisations






Aspect particulier des surfaces couvertes par les herbiers de *Zostera noltii*

Un effort particulier du suivi est porté sur les Zostères, l'espèce de phanérogames (espèce de référence) la plus représentée dans l'étang de Berre, et qui présente un fort enjeu patrimonial. Le suivi des herbiers de zostères porte sur les surfaces couvertes et les principaux indicateurs de vitalité.

La surface couverte par les herbiers figure parmi les métriques retenues pour le calcul de l'indicateur Macrophytes dans le cadre de la DCE. Les données de cartographie réalisées entre 2006 et 2015 sont décrites ci-après.

Le suivi des surfaces couvertes est réalisé annuellement en période estivale pour deux sites témoins dans le Grand étang, au droit de l'estuaire de l'Arc et au niveau de la Pointe de Berre. Pour ces deux sites les surfaces couvertes ont progressé depuis 2007. Elles couvrent respectivement 831 m² et 10 400 m² sur les sites témoins de l'Arc et de la Pointe de Berre. 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.



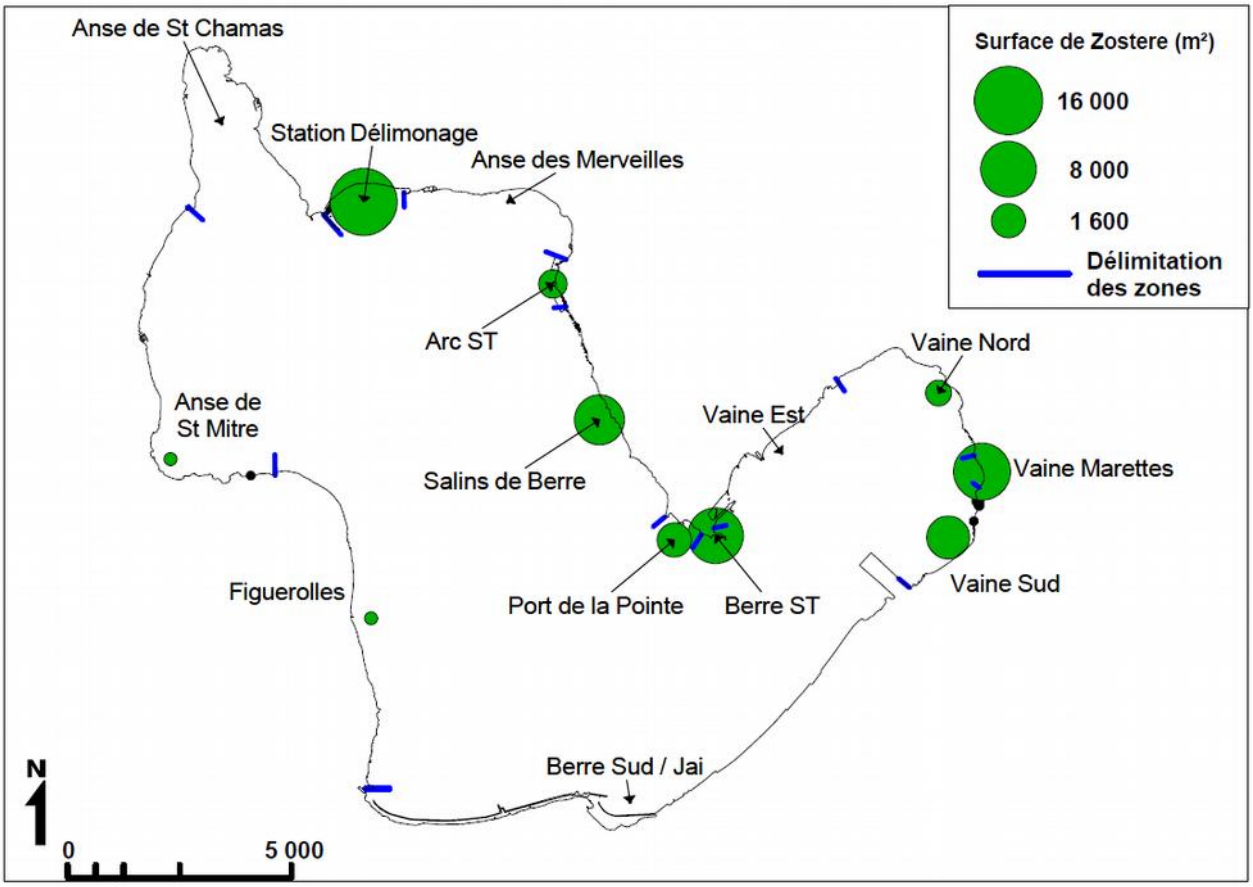
En revanche, les surfaces couvertes sur les sites témoins, ne représentent toujours qu'une très faible proportion des fonds de profondeur inférieure à 2 m, respectivement 0.5 et 12% pour les sites de l'Arc et de Berre en 2015 (si l'on se base sur la position actuelle de la limite inférieure des herbiers). Leur recouvrement relatif reste donc faible.

En 2009 puis 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. 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.

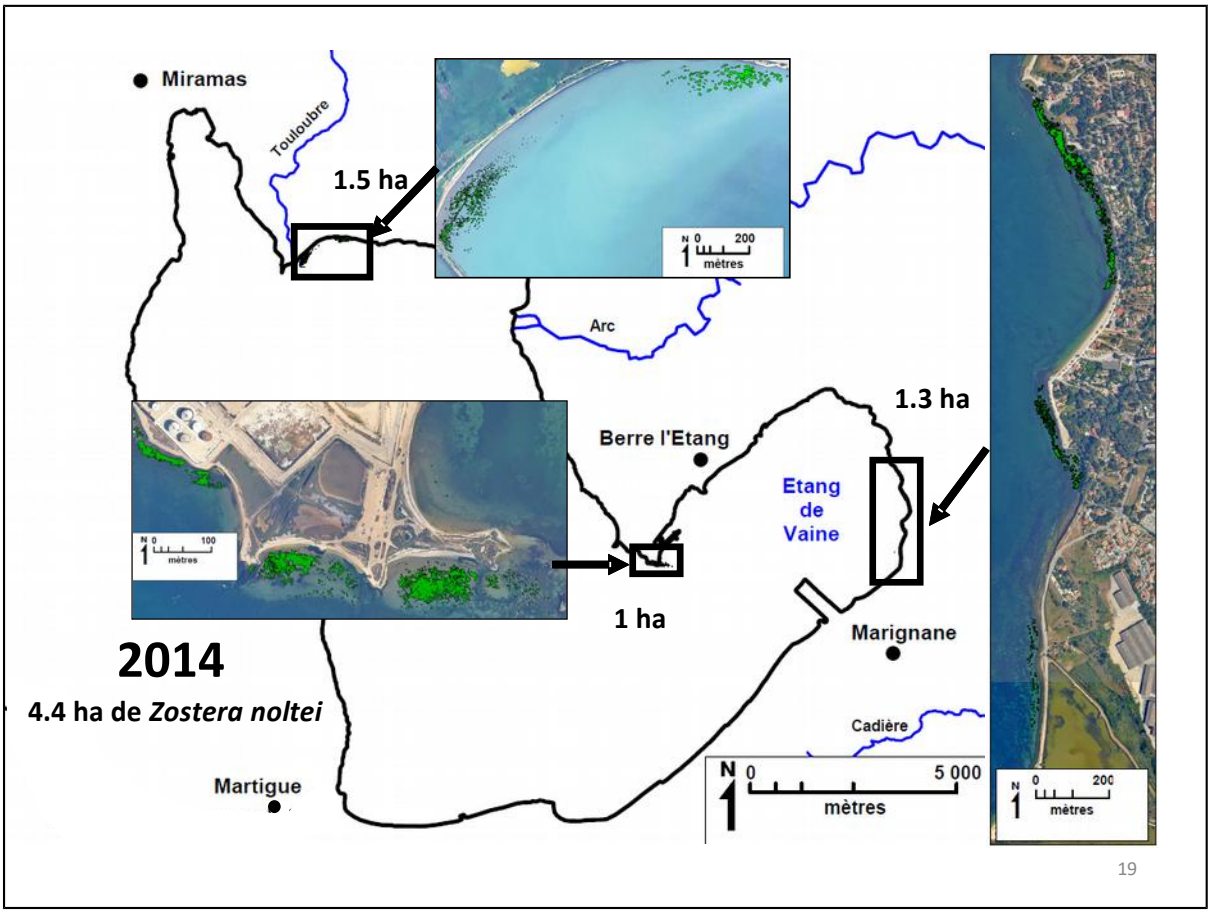
Les herbiers restent principalement cantonnés à 4 grands secteurs de l'étang, le long de la façade est du grand Etang, du delta de l'Arc à la pointe de Berre, dans le sud de l'étang de Vaïne et dans le bassin de délimonage de Saint-Chamas.

- 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)

On note également la présence de taches isolées de zostères dans l'anse du Ranquet (St-Mitre) et au droit de Figuerolles (Martigues). La surface totale des herbiers de l'étang a ainsi été évaluée à 4.4 ha. Cette surface était de 1.2 ha en 2009.



Répartition schématique des surfaces des herbiers de *Zostera noltei* dans l'étang de Berre. Surfaces des cercles proportionnelles aux surfaces d'herbiers relevées (échelle logarithmique). ST : Site Témoin.



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

Surfaces cartographiées de *Z. noltei* dans l'étang de Berre par secteurs en 2009 et 2014. ST : Site Témoin ; NC : herbiers observés mais non cartographiés.

Site	**Surface 2009**	**Surface 2014**
Station de Délimonage	6 535 m²	15 140 m²
Arc (ST)	295 m²	832 m²
Salins de Berre	759 m²	5 829 m²
Port de la Pointe	NC	1 606 m²
Pointe de Berre (ST)	3 154 m²	7 940 m²
Vaïne Nord	0	668 m²
Vaïne «Marettes»	503 m²	8 789 m²
Vaïne Sud	0	3 411 m²
Figuerolles	< 50 m²	65 m²
Anse de St Mitre	0	72 m²
Surface Totale	11 815 m²	44 351 m²

La surface recouverte par *Z. noltei* en 2014 est en progression depuis le précédent suivi global en 2009, de 1.2 ha à 4.4 ha. Cette augmentation est due à la croissance des herbiers existants, notamment sur les sites de la station de délimonage, pointe de Berre (ST) et de Vaïne (Marettes) et à l'apparition de nouveaux herbiers dans le sud de Vaïne.

1.4. Descripteur Macrofaune benthique

De part la faible mobilité et la grande sensibilité de certaines espèces, la composition des communautés benthiques de substrat meuble fournit des informations aussi bien sur la situation présente que sur les évènements passés ayant affecté la zone à plus ou moins long terme (quelques semaines à quelques années). Plusieurs études ont ainsi mis en évidence des réponses relativement rapides de cette faune à différentes perturbations, qu'elles soient anthropiques ou naturelles. En milieu lagunaire, les particularités de ce type de milieu (faible hydrologie, faible profondeur, salinité, milieu plus ou moins fermé...) font qu'ils correspondent à la variabilité naturelle du milieu.

Dans le cadre de l'Observatoire du milieu, le peuplement de la macrofaune benthique est échantillonné mensuellement pour trois stations centrales (B3, B4, B6 de profondeurs respectives 5, 8 et 9m) et deux fois par an (été, hiver) pour dix stations de la bordure côtière (profondeurs comprises entre 4 et 5 m). Les prélèvements sont réalisés à la benne *Orange-peel*, pour des surfaces échantillonnées comprises entre 1/12 de m² (stations côtières) et 1/3 de m² (pour les stations centrales qui présentent des densités plus faibles).

Dans le cadre de la DCE, les stations Berre Sud et Berre Nord (équivalent de B6 et B3) sont échantillonnées une fois tous les trois ans. Les prélèvements sont effectués à la benne *Van Veen* ou *Eckman*, pour une surface échantillonnée de 0.3 m².

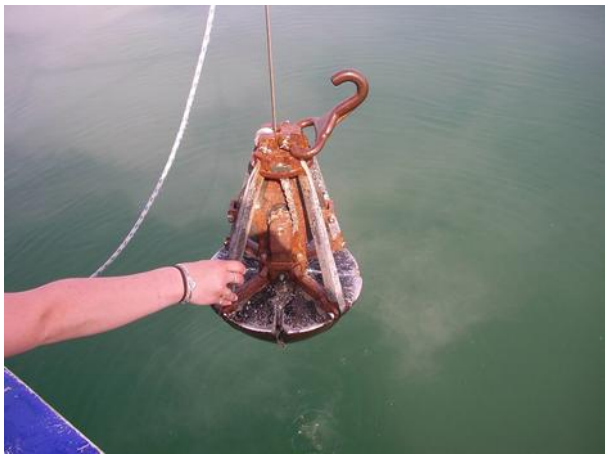
A partir des données de richesse spécifique et d'abondance, il est possible de calculer plusieurs indices. L'équilibre écologique du peuplement est apprécié par le calcul de l'indice de Shannon-Weaver, à savoir un indice de diversité qui prend en compte à la fois la richesse spécifique et l'abondance relative de chaque espèce.

De plus, la répartition des espèces selon 5 groupes de polluo-sensibilité est utilisée pour calculer un indice de composition (AMBI) (Borja et al., 2000). L'EQR (*Ecological Quality Ratio*) est calculé par comparaison de l'indice AMBI à une valeur de référence correspondant à la plus basse valeur de l'indice par région (site de référence correspondant à des zones de faible activité avec des peuplements représentés majoritairement par des espèces sensibles).

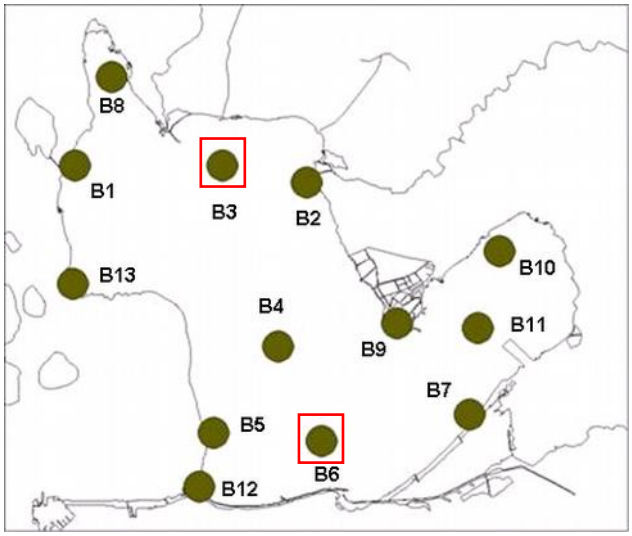
L'indice M-AMBI utilisé pour les eaux de transition a été mis au point pour compléter l'indice AMBI peu robuste dans les situations où peu de taxons sont présents. Le calcul de cet indice est dérivé, par analyse factorielle, de l'AMBI, de la richesse spécifique et de l'indice de Shannon. Cinq classes de qualité sont définies sur la différence entre une « station de référence haute » et une « station de référence basse » (stations théoriques qui prennent comme valeurs les meilleures ou moins bonnes de l'ensemble des résultats obtenus sur les lagunes).

Rappel des mesures réalisées sur le compartiment Macrofaune Benthique	Fréquence	Opérateur
Dans le cadre de l'Observatoire :		GIPREB
Estimation des densités et abondances sur 3 stations centrales (B3, B4, B6)	Mensuelle	
Estimation des densités et abondances sur 10 stations côtières	Bi-annuelle	
Dans le cadre de la DCE :		GIPREB + IFREMER
Estimation des densités et abondances sur 2 points (Fig ci-dessous, B3 et B6)	Tous les 3 ans	









Mode de prélèvement de la macrofaune benthique (benne *Orange-Peel*, surface de 1/12m²). Localisation des stations de prélèvements centrales et côtières. Les stations B3 et B6 correspondent aux stations Berre Nord et Berre Sud de la DCE.

Classification du descripteur Macrofaune benthique pour l'étang de Berre – campagne 2009				
BERRE (FRDT15a)			**VAINE (FRDT15b)**	
M-AMBI	**Etat Macrofaune**		**M-AMBI**	**Etat Macrofaune**
0.58			**0.52**	

Valeurs des seuils des classes de qualité pour l'indicateur M-AMBI dans les eaux de transition

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

** Rq. des modifications ont été apportées aux seuils depuis 2006, qui amènent à déclasser les classes d'état « moyen » et « médiocre » ; les seuils précédents étant : médiocre < 0.35 ; 0.35< moyen > 0.55.*

Le suivi de la macrofaune benthique réalisé dans le cadre de l'Observatoire du milieu renseigne sur la composition du peuplement, sa diversité spécifique et la densité. Les richesses spécifiques et les abondances rentrent également dans le calcul de l'indice M-AMBI pour la DCE. Les résultats de ce suivi sont présentés ci-après : composition du peuplement (espèces ou groupe d'espèces présentes) ; richesse spécifique et densités des stations centrales et des stations côtières.

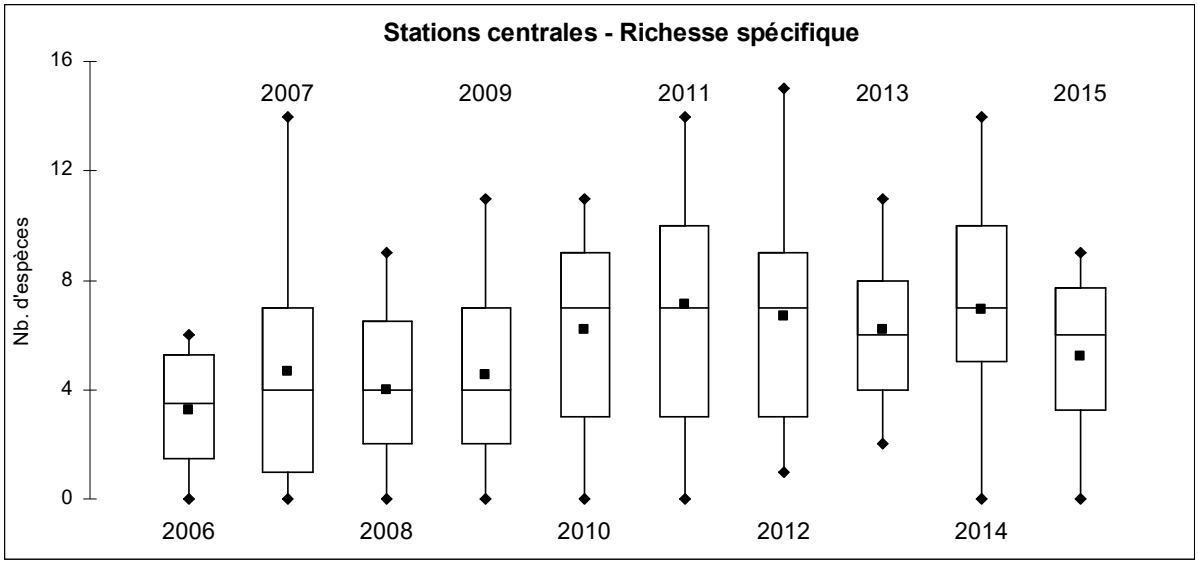
Liste d'espèces présentes aux stations centrales B3, B4 et B6 entre 2006 et 2015.

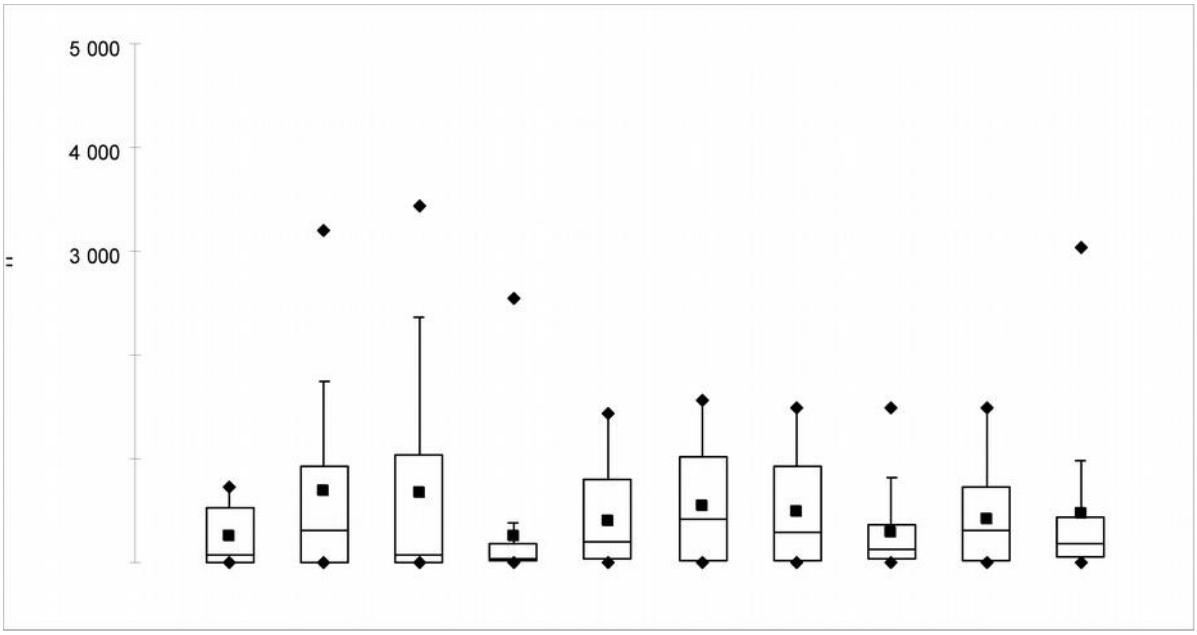
B3	B4	B6
Balanus eburnueus	*Capitella capitata*	*Abra ovata*
Brachydontes marioni	*Cerastoderma glaucum*	*Capitella. capitata*
Capitella. capitata	*Echinogammarus stocki*	*Cardium echinatum*
Cerastoderma glaucum	*Musculista senhousia*	*Cerastoderma glaucum*
Corbulla gibba	*Nereis succinea*	*Corbulla gibba*
Corophium insidiosum		*Melita palmata*
Echinogammarus stocki		*Microdeutopus sp*
Erichtonius brasilienis		*Musculista senhousia*
Ficopomatus		*Nassarius cf pygmaeus*
Melita palmata		*Nereis succinea*
Musculista senhousia		*Parvicardium exiguum*
Mya arenaria		*Phoronis psammophila*
Mytilus galloprovincialis		*Spiophanes kroyeri*
Nereis succinea		*Tharyx marioni*
Oligochètes spp.		
Polydora. ciliata		
Ruditapes philiponarum		
Tharyx marioni		
Venerupis aurea		

Liste d'espèces présentes aux stations côtières entre 2006 et 2015.

Stations côtières	
A. ovata	*Microdeutopus sp*
B. eburnueus	*N. cf pymaeus*

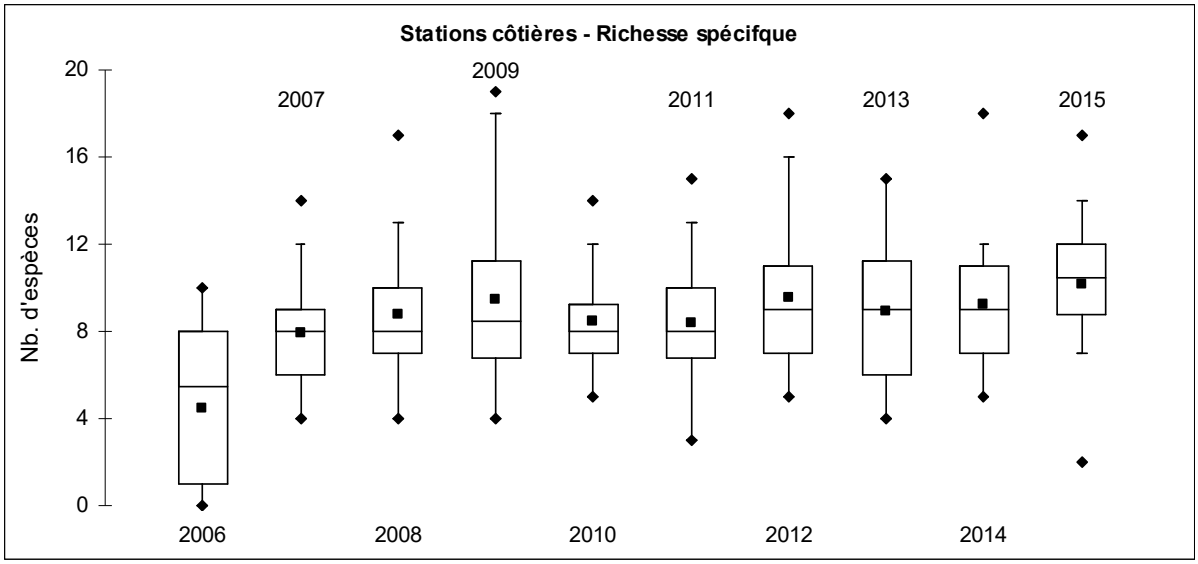
B. marioni *C. capitata* *C. gibba* *C. glaucum* *C. insidiosum* *C. pedunculatus* *C. nerita* Chironomides *E. brasilienis* *E. stocki* *F. enigmaticus* *H. ulvae* *G. alba* *M. arenaria* *M. galloprov.* *M. mecnikowianus* *M. palmata* *M. senhousia*	*N. succinea* *P. ciliata* *R. cf harissii* *R. decussatus* *S. hookeri* *T. marioni* *V.aurea*

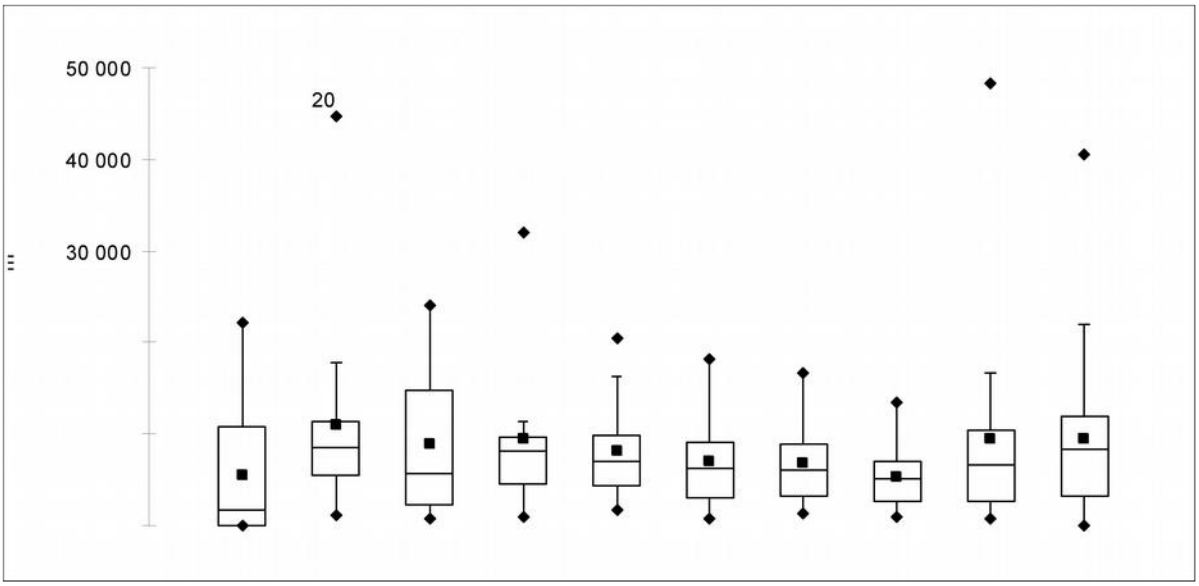




Richesses spécifiques et densité des peuplements de macrofaune benthique aux stations centrales entre 2006 et 2015 (Boites = 1er, médiane, 3ème quartile ; carré = moyenne ; losanges = minimum et maximum).

Les richesses spécifiques des stations centrales (figure XX) montrent une augmentation entre les années 2006-2009 (RS de 4 en moyenne) et les années postérieures à 2010 (RS de 8 en moyenne). Sur l'ensemble de la période suivie, la richesse spécifique maximale observée au niveau des stations centrales est de 15. Les densités observées ne suivent pas cette augmentation et restent stable pendant la période suivie. On observe tout juste un pic sur certaines stations entre 2007 et 2009 lié à l'espèce invasive *Musculista senhousia* qui, par la suite, a retrouvé des niveaux plus faibles. Chaque année, certains prélèvements montrent une absence totale d'individus.





Richesses spécifiques et densité des peuplements de macrofaune benthique aux sta*tion*s côtières entre 2006 et 2015 (Boites = 1er, médiane, 3ème quartile ; carré = moyenne ; losanges = minimum et maximum).

Pour ce qui concerne les stations côtières l'année 2006 se singularise nettement sur le plan des richesses spécifiques et des densités d'individus. De 2007 à 2015, les richesses

spécifiques passent de 8 à 10 en moyenne. Les extremums n'évoluent pas (19 et 4). Pour les densités aucune évolution marquante n'est observée sur la période 2007-2015 avec en moyenne 9000 ind/m², les extremums restent compris entre 0 et 50 000 ind/m².

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.

Tableau suivant. 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

		B3	B4	B6
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

		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
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
2011	1	0,42	0,11	0,32
	2	0,32	0,07	0,27
	3	0,28	0	0,23
	4	0,33	0,03	0,25
	5	0,38	0,01	0,32
	6	0,39	0,08	0,4
	7	0,42	0,19	0,36
	8	0,41	0,12	0,36
	9	0,35	0	0,33
	10	0,3	0,02	0,25
	11	0,31	0	0,21

		B3	B4	B6
2012	1	0,43	0,13	0,33
	2	0,33	0	0,29
	3	0,25	0	0,26
	4	0,37	0,03	0,3
	5	0,4	0	0,34
	6	0,4	0	0,37
	7	0,39	0	0,16
	8	0,34	0,15	0,19
	9	0,36	0	0,28
	10	0,26	0	0,22
	12	0,36	0,14	0,09

		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**
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

Pour les stations centrales les valeurs du M-AMBI sont classées de médiocre à moyen. 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.

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

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.

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.

1.5. Descripteur poisson

La mise en œuvre de la DCE nécessite d'évaluer l'état des communautés de poissons des masses d'eau de transition. Une méthodologie d'échantillonnage précise a été retenue, basée sur des pêches expérimentales avec des filets de maille standardisée. Deux campagnes de pêche « DCE » ont été réalisées dans l'étang de Berre selon ce protocole en 2006 (mai et septembre). En revanche, le calcul du paramètre poisson reste non consolidé pour le moment en France. L'Indicateur est en cours de définition après exercice d''intercalibration.

Dans le cadre de l'Observatoire, un inventaire ponctuel a été réalisé, à raison de quatre campagnes par an, pendant 2 ans, de 2008 à 2010. Cet inventaire a servi à alimenter le contrôle de surveillance 2009 de la DCE. Les pêches ont été réalisées en six points de l'étang à l'aide d'engins de capture standardisés, les « capétchades », utilisés pour les campagnes DCE.

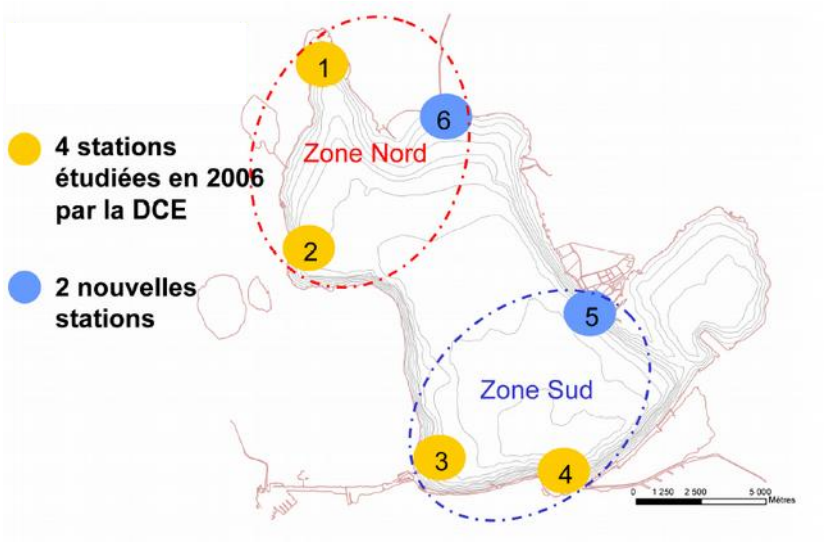


Figure. Localisation des stations de pêche. Les stations 1 à 4 sont identiques au protocole DCE appliqué pour les pêches DCE de 2006, les stations 5 et 6 ont été ajoutées du suivi de l'Observatoire.

Rappel des mesures réalisées pour les poissons	Fréquence	Opérateur
Dans le cadre de l'Observatoire :		GIPREB
Inventaire ichtyologique sur 6 stations de pêche expérimentale et quatre saisons pendant 2 ans	Saisonnière pendant 2 ans (2008-2010	
Dans le cadre de la DCE :		GIPREB + IRSTEA *(ex-CEMAGREF)*
Inventaire ichtyologique sur 4 stations de pêche et deux saisons	Tous les 3 ans (réalisé en 2006-2009)	

L'outil d'évaluation des populations de poissons dans les eaux de transition n'est pas encore considéré comme totalement opérationnel, notamment dans son lien avec les pressions. Les travaux préliminaires conduits par l'IRSTEA et l'IFREMER ont abouti à une caractérisation d'un état moyen du grand étang. A titre d'illustration, le tableau ci-dessous donne l'évaluation faite pour un certain nombre de lagunes méditerranéennes.

	Thau	Méjean	Prevost	Bages Sigean	Salses Leucate	Biguglia	Grand Bagnas	Berre	Vaccares	Or
CA	0.2	0.2	0.4	0.2	0.6	0.6	0.6	0.8	0.3	0.4
B	0.6	0.2	0.4	0.4	0.2	1	0.4	0.4	0.8	0.6
Z	0.2	0.6	0.2	0.4	0.4	0.2	0.4	0.6	0.8	0.6
Densité totale	0.2	0.6	0.6	0.8	0.8	0.2	0.6	0.4	0.5	1
Note finale	0.3	0.4	0.4	0.45	0.5	0.5	0.5	0.55	0.6	0.65

Source AE.

Dans le détail, concernant le suivi 2008-2009, le cumul des captures réalisées aux quatre saisons avec les filets DCE représente 175 opérations de pêche expérimentale. Les espèces de petite taille dominent en abondance dans l'échantillonnage : petits gobies, athérines, sardines et anchois, ainsi que différentes espèces de crevettes. Parmi les espèces dont les abondances moyennes sont élevées on compte ensuite les daurades et les muges.

Les crabes, les gobies et les athérines constituent également les taxons qui contribuent le plus à la biomasse. Ensuite viennent l'anguille et la saupe (espèces davantage exploitées par les pêcheurs) avant les petits pélagiques sardines et anchois.

Tableau. Effectifs (nombre d'opérations de pêche où la présence de l'espèce est observée, % et abondance totale) et biomasses (nombre d'opérations de pêche où l'espèce présente

est pesée*, % et biomasse totale) par espèce, avec les filets DCE. En bleu, les espèces dominantes.

** Les individus très petits présentant un poids inférieur à la précision des balances utilisées ne sont pas pesés, ce qui explique la différence entre le nombre d'occurrences par espèce pour calculer les abondances et les biomasses.*

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

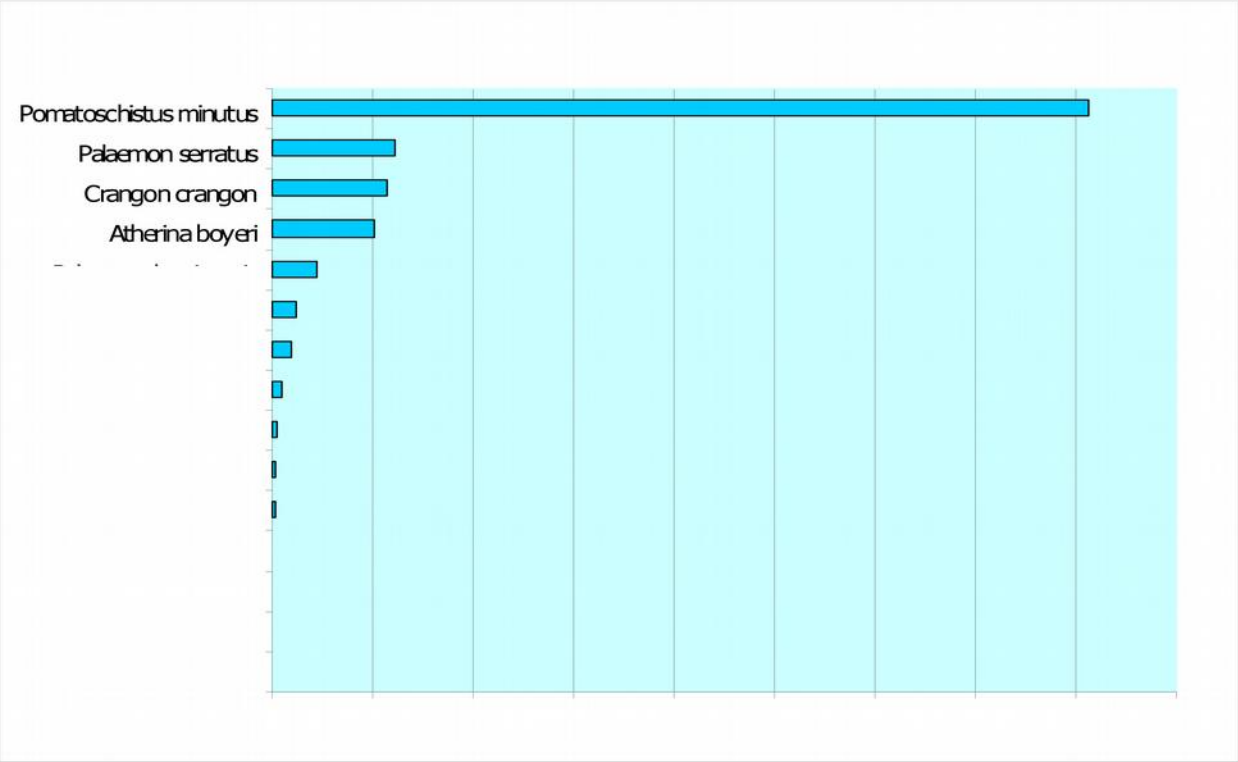


Figure. Répartition des abondances par dominance d'espèces, pour l'ensemble des campagnes de pêches, avec les filets DCE.

D'une manière générale, les évolutions des différentes guildes fonctionnelles (cf. tableau suivant) au cours des 2 cycles annuels, rendent bien compte de ce que peut être la saisonnalité du peuplement ichtyologique en milieu lagunaire. L'étang de Berre est un milieu ouvert avec des mouvements saisonniers d'entrées et de sorties non négligeables, tant en nombre d'espèces qu'en biomasse de poissons. Ces mouvements sont provoqués par des migrations de reproduction comme pour l'anchois, qui vient pondre des oeufs dans l'étang ou par des migrations trophiques des stades juvéniles, qui viennent y trouver des conditions favorables à leur grossissement avant de retourner en mer à l'âge adulte (loup, muges, sardine). Ces migrations inscrites dans les traits de vie des espèces sont influencées en outre par les conditions physico-chimiques (température, salinité, crise anoxique), comme par l'abondance de nourriture planctonique, qui expliquent les décalages temporels des pics d'abondance d'une année sur l'autre. Les espèces résidentes représentent également une biomasse importante.

Code DCE des guildes fonctionnelles.

Guildes fonctionnelles	**Composition spécifique**
Ecologiques	CA : migrateurs amphihalins ER : espèces autochtones FW : espèces dulçaquicoles MA : espèces marines présentes occasionnellement MJ : espèces marines utilisant l'étang au stade juvénile comme nourricerie MS : migrants marins saisonniers
Trophiques	V : herbivores Z : zooplanctonophages IB : prédateurs d'invertébrés benthiques IS : prédateurs d'invertébrés suprabenthiques F : piscivores O : omnivores
Distribution verticale	P : espèces pélagiques D : espèces démersales B : espèces benthiques

Les résultats des campagnes de pêche expérimentale 2008-2010 ont été comparés aux suivis réalisés en 2006 (printemps, automne).

Abondance totale des espèces de poissons capturées lors des pêches DCE 2006 et des pêches expérimentales 2008-2009 dans l'étang de Berre et richesse spécifique pour chaque saison étudiée. Cellule bleue : espèce absente en 2006 et présente en 2008 ou 2009 ; cellule verte : espèce présente en 2006 et présente en 2008 ou 2009; cellule rouge : espèce présente en 2006 et absente en 2008 ou 2009.

	DCE			Pêches expérimentales						
	2006			2008			2009			Total
Espèce (n=45)	Printemps	Eté	Total	Printemps	Eté	Total	Printemps	Eté	Total	
Anguilla anguilla	202	282	484	7	1	8	44	19	63	71
Atherina sp.					22	22	29		29	51
Atherina boyeri	695	175	870	807	6544	7351	6772	4576	11348	18699
Gobiidae	6654	2183	8837							
Pomatoschistus minutus				15259	3273	18532	17257	873	18130	36662
Engraulis encrasicholus	12	537	549	39	73	112	73	6	79	191
Gasterosteus aculeatus	17		17	1		1	102		102	103
Gobius niger	5	114	119	190	4	194	193	143	336	530
Liza aurata		1	1		8	8		4	4	12
Mullus surmuletus		1	1		14	14		37	37	51
Salaria pavo	84	8	92	38	7	45	54	6	60	105
Sardina pilchardus		245	245	1513	7	1520	46		46	1566
Solea solea		86	86	1	7	8	4	1	5	13
Sparus aurata		1	1	648	1	649	16		16	665
Syngnathus abaster	11	3	14	58	2	60	65	2	67	127
Atherina hepsetus				99	93	192	1		1	193
Atherina punctata					1207	1207	7	731	738	1945
Solea aegyptiaca							3	29	32	32
Solea lascaris							1		1	1
Solea senegalensis							2	1	3	3
Belone belone							1		1	1
Gobius paganellus				2		2				2
Mugil cephalus					1	1				1
Pagellus erythrinus							1		1	1
Platichthys flesus				1		1				1
Alosa fallax		1	1							
Boops boops	36	4	40	2		2	2		2	4
Dicentrarchus labrax	1	4	5	4		4	5		5	9
Chelon labrosus	8		8							
Diplodus annularis	13		13	1		1	1		1	2
Diplodus sargus	15	7	22	1		1				1
Mugilidae		36	36				1		1	1
Gobius cobitis	15		15							
Gobius cruentatus	1		1							
Gobius geniporus	50	3	53							
Labrus merula	3	1	4							
Lithognathus mormyrus	2		2							
Liza ramada		35	35							
Liza saliens		4	4							
Oblada melanura	1		1	2		2				2
Parablennius sanguinolentus	1		1							
Pleuronectes platessa	2		2							0
Sarpa salpa	5		5				28		28	28
Spondylosoma cantharus	1		1							
Symphodus melops	6		6							
Total	7840	3731	11571	18673	11264	29937	24708	6428	31136	61073
Richesse spécifique	24	21	33	19	16	24	24	13	26	32

D'une manière générale, la richesse spécifique était plus importante en 2006 avec 33 espèces contre 24 en 2008 et 26 en 2009-2010. Les différences les plus notables sont principalement observées pour les campagnes d'été, où l'on comptabilise 16 et 13 espèces en 2008 et 2009 pour 21 espèces au total en 2006.

Un groupe d'une quinzaine d'espèces peut être considéré comme le peuplement le plus stable de l'étang. Ces espèces sont retrouvées quasiment systématiquement sur l'ensemble des trois suivis (cellules vertes) et sont globalement les espèces les plus abondantes. Plus de 70 % des lagunes méditerranéennes comportent au moins les six espèces suivantes *Anguilla anguilla*, *Atherina boyeri*, *Dicentrarchus labrax*, *Liza ramada*, *Mugil cephalus* et *Sparus aurata*. Un groupe de 5 espèces n'a pas été observé en 2006 : il s'agit de certaines espèces de soles et d'athérines (cellules bleues) dont l'identification peut être délicate (elles étaient soit réellement absentes, soit n'ont pas pu être identifiées, confondues avec d'autres espèces assez semblables). Cinq autres espèces ont été uniquement rencontrées en 2008

et 2009 et ne posent pas de difficultés d'identification (cellules bleues). Ce sont des espèces à affinité essentiellement marine qui n'ont été rencontrées qu'avec de très faibles abondances. Enfin, un dernier groupe de 25 espèces présentes en 2006 (cellules rouges), se distingue par leur disparition ou leur rareté lors des suivis 2008 et 2009.

1.6. Descripteur Chimie

En ce qui concerne l'évaluation de la contamination chimique, il convient de distinguer les trois compartiments à savoir l'eau (caractérisée par les échantillonneurs passifs), la matière vivante (utilisation des moules comme bio-intégrateurs) et le sédiment.

Néanmoins, la qualité des sédiments ne fait pas partie des éléments retenus au titre de la DCE. Les données disponibles sur ce compartiment seront présentées plus loin en tant qu'information complémentaire pour mieux décrire la situation générale de l'étang de Berre.

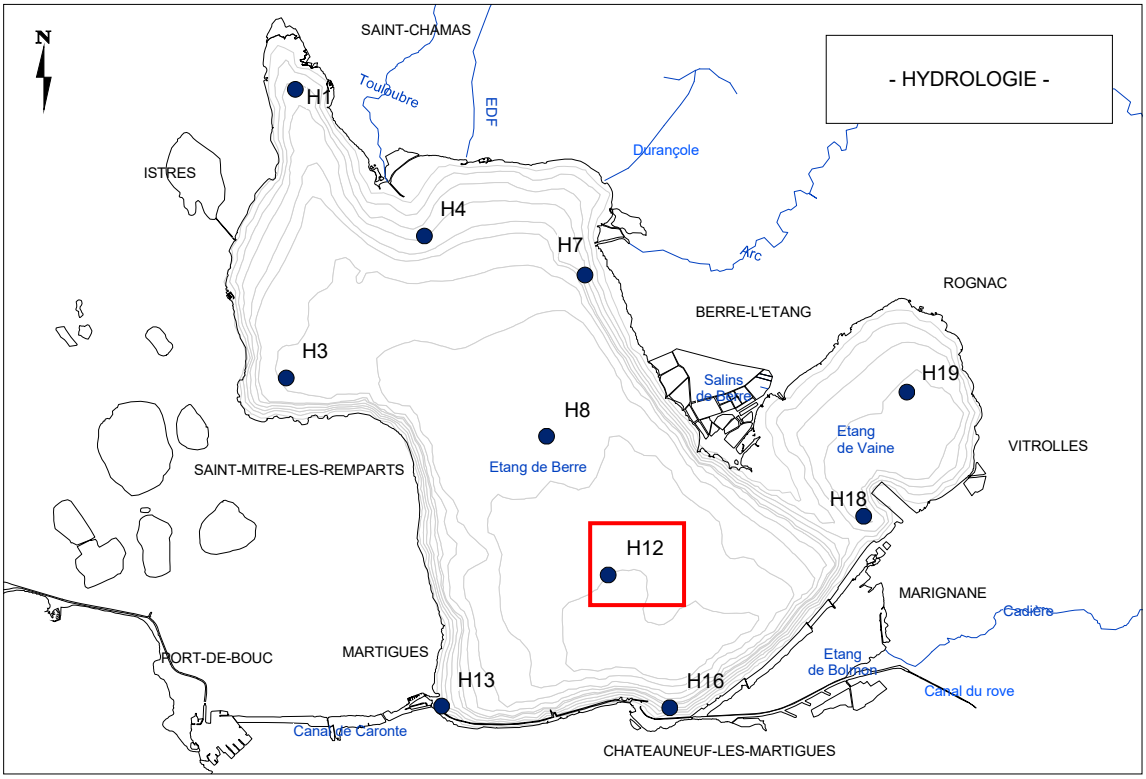
Des normes de qualité environnementale (NQE) sont utilisées pour l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ; elles sont construites à partir de l'évaluation du risque que la substance fait courir à l'environnement ou à la santé humaine.

Ces NQE sont définies comme « la concentration en un polluant ou groupe de polluants dans l'eau, le sédiment ou le biote qui ne doit pas être dépassée afin de protéger la santé humaine ou l'environnement » (art. 1er de la DCE). Les NQE retenues par la DCE sont définies dans l'Arrêté du 27 juillet 2015 - Annexe 8 - « relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface ».

Ces NQE étant exprimées en concentration dans l'eau, pour la matière vivante les résultats obtenus dans le biote sont convertis en concentrations équivalentes dans l'eau avec l'utilisation d'un facteur de bioconversion (BCF) : Ceau *(µg. L^{-1})* = Cmollusque *(µg.kg^{-1} de poids humide)*/BCFmollusque.

Chimie Eau

Le protocole DCE recourt aux techniques d'échantillonnages passifs (résines permettant d'absorber les polluants) permettant de mesurer les concentrations de différents contaminants (métaux traces, contaminants organiques hydrophiles et hydrophobes). La station de mesure est la station « Berre centre » correspondant au point H12.



Pour les échantillonneurs passifs, deux types de solutions techniques sont utilisées, les POCIS (*Polar Organic Chemical Integrative Sampler*) pour les composés organiques (*e.g.* pesticides et alkylphénols) et les DGT (*Diffusive Gradient in Thin films*) pour les métaux.

Résultats des POCIS 2012

		alachlore ng.L^{-1}	atrazine ng.L^{-1}	diuron ng.L^{-1}	isoproturon ng.L^{-1}	simazine ng.L^{-1}	4 np ng.L^{-1}	OP ng.L^{-1}
	NQE-MA (ng.L^{-1})	**300**	**600**	**200**	**300**	**1000**	**300**	**10**
	NQE-CMA (ng.L^{-1})	**700**	**2000**	**1800**	**1000**	**4000**	**2000**	**s.o.**
FRDT15a	**Berre centre**	3	3	12	2	2	61	0

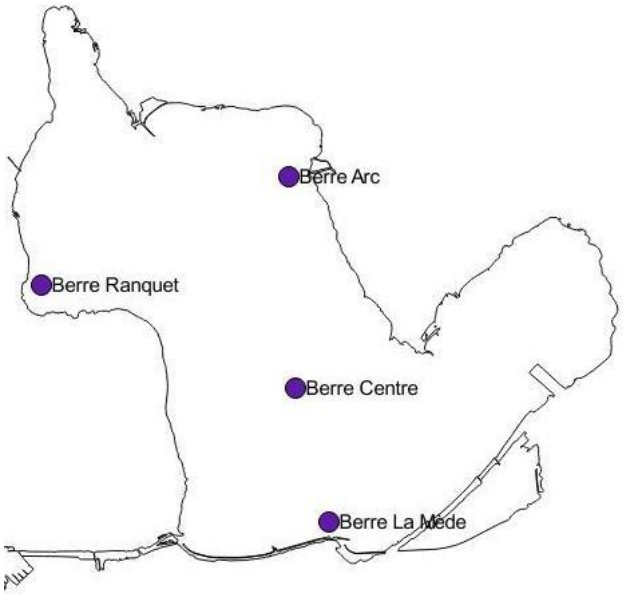
Résultats des DGT 2012

		Cd (ng.L-1)	Pb (ng.L^{-1})	Ni (ng.L^{-1})
	NQE-MA (ng.L^{-1})	**200**	**7200**	**20000**
	NQE-CMA (ng.L^{-1})		**s.o.**	**s.o.**
FRDT15a	**Berre centre**	15,6	12,2	926,4

Chimie Matière vivante.

En complément, des organismes marins (moules) sont utilisés comme indicateurs quantitatifs de la contamination chimique car ils sont représentatifs de l'état chronique de contamination du milieu marin dans lequel ils vivent, par un phénomène de bioaccumulation. Les dosages dans les organismes sont facilités par les concentrations plus élevées que l'on y rencontre. De plus, les risques de contamination des échantillons lors de leur manipulation sont moindres et le coût des mesures abaissé. Il convient toutefois de préciser que seuls les métaux et les contaminants organiques hydrophobes (ex. HAP, PCBs, insecticides organochlorés) sont concernés par cette stratégie de surveillance. Les contaminants organiques hydrophiles (nombreux pesticides) ne peuvent être suivis par ce type de surveillance. Après une phase de stabulation dans des eaux de référence, des poches contenant des moules sont immergées pendant un temps défini (2 mois) dans les eaux de l'étang de Berre puis la concentration en polluants chimiques est dosée.

Dans l'étang, quatre stations font l'objet de ces mesures dans les moules.



Stations d'implantation des poches de moules immergées.

Tous les paramètres mesurés en capteurs passif ou en matière vivantes sont inférieur aux seuils NQE. Seul un dépassement de la NQE sur l'endosulfan a été détecté ponctuellement en 2009 sur le compartiment matière vivante (moules) à la station de l'Arc. La présence d'activités agricoles dans le bassin versant de l'étang de Berre et le régime de pluie important observé durant la période d'immersion des moules au cours du second semestre 2009 peut expliquer le dépassement de la NQE correspondante sans pour autant observer de nouveau un tel niveau lors de la campagne suivante.

Résultat pour l'élément de qualité « chimie dans le biote » (en concentration équivalente dans l'eau, µg/l) : composé pour lequel la NQE est dépassée pour la masse d'eau FRDT15a.

		Endosulfan ($\mu g.L^{-1}$)
	$\log K_{ow}$	4,74
	BCF	600
	NQE ($\mu g.L^{-1}$)	0,0005
FRDT15a	Etang de Bere	0,001059

2. Variables complémentaires explicatives - pour l'analyse

Ce chapitre présente des données complémentaires disponibles non classantes pour la DCE (*i.e.* n'entrent pas directement dans les descripteurs DCE) mais permettant d'éclairer les résultats sur l'état DCE, de fournir une vision intégrée de l'évolution de ces descripteurs sur la période d'étude et de compléter la vision du fonctionnement de l'étang.

2.1. Apports du bassin versant

- Bilans hydriques.

Des bilans des flux hydriques sont établis à partir des données de turbinage (données EDF), de précipitations (dispositif de mesures EDF), des apports des rivières Arc, Touloubre et Cadière (« Banque Hydro », http://www.hydro.eaufrance.fr), et des mesures de courant

réalisées depuis septembre 2006 dans le canal de Caronte (dispositif de mesures EDF). Les flux entrants dans l'étang sont positifs, les flux sortants sont négatifs.

Le détail sur le calcul des débits entrants et sortants au niveau du chenal de Caronte est fourni en Annexe. Le flux annuel d'évaporation et d'éventuelles autres sorties d'eau (*e.g.* infiltrations, système karstique…) est déduit des autres flux. Les apports diffus à l'étang encore non évalués à ce jour ne sont pas intégrés aux flux entrants.

En première approche, ces bilans permettent d'évaluer le temps de renouvellement des masses d'eau, calculé comme le rapport du volume du système (980 Mm^3) par le débit entrant. Sur la période 2006-2015, le temps de renouvellement est ainsi compris entre 122 et 171 jours (moyenne de 157 jours sur les 9 années).

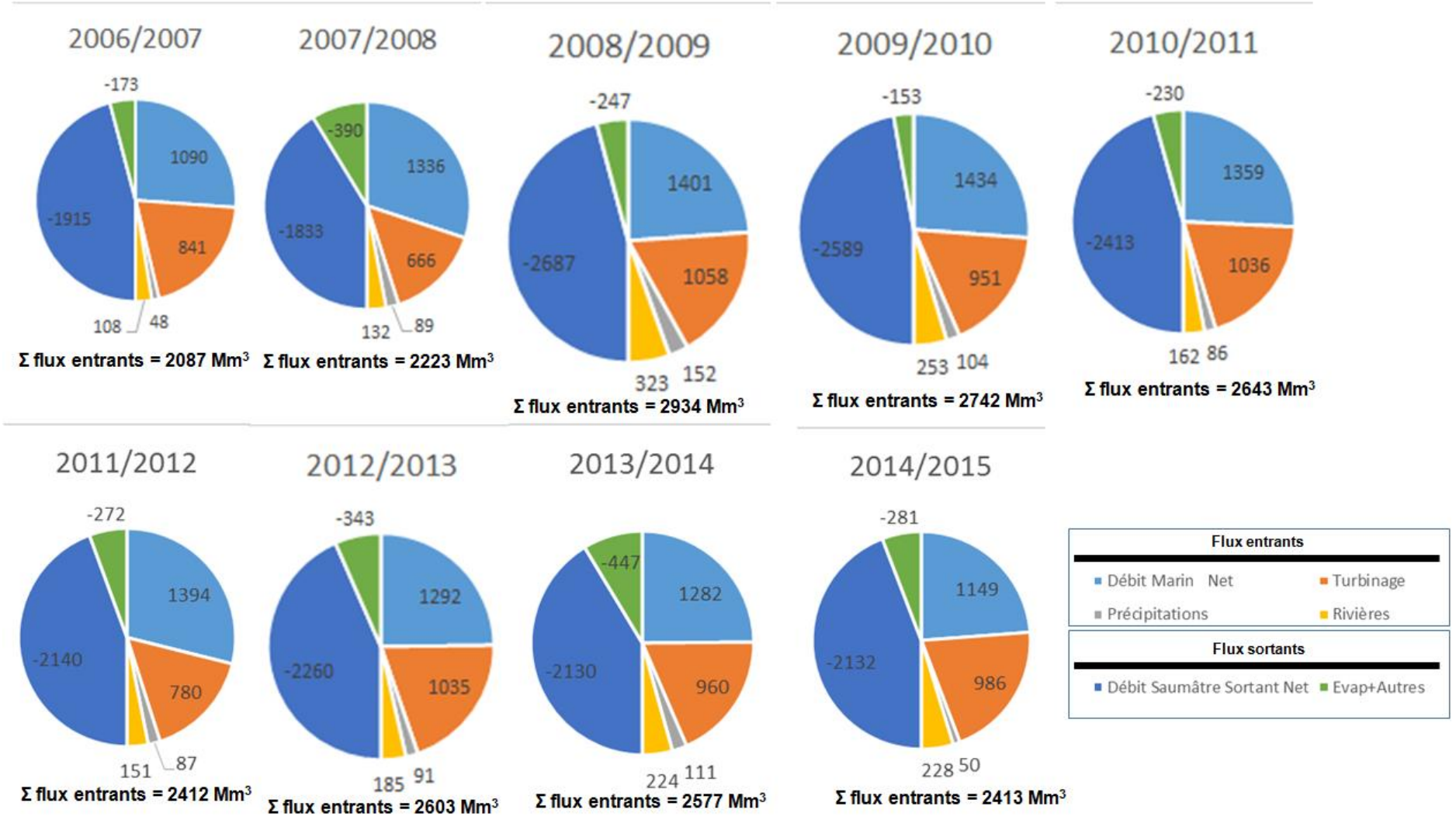


Figure : bilans hydriques annuels ***(période de décompte des campagnes annuelle du 1er nov. au 31 oct de l'année suivante)***

- **Zoom sur les rejets EDF**

Les rejets dans l'étang d'eau douce et de limons associés aux écoulements issus des turbinages de la centrale EDF sont présentés dans les figures suivantes.

Les limitations sur les rejets sont rappelées ci-dessous :

- Rejets d'eau douce : quota annuel de 1200 Mm^3/an, quota hebdomadaire de 62.4 Mm^3/semaine.

- Rejets de limons : quota annuel de 60 000 tonnes/an

NB1. Un rattrapage à hauteur de 82 Mm^3/semaine est possible quatre fois dans l'année.

NB2. Des apports exceptionnels et décomptés hors quota peuvent être ponctuellement autorisés pour des raisons d'intérêt général, pour la sécurité publique et la sécurité du réseau électrique. Des décomptes exceptionnels ont été effectués sur la période suite à des mobilisations des moyens de production hydroélectrique par le gestionnaire du Réseau de Transport (RTE) pour assurer l'équilibre du réseau ou pour permettre la réalisation de travaux sur les ouvrages de protection contre les crues en aval de Mallemort nécessitant d'orienter les écoulements à l'étang (décompte exceptionnel au-delà du quota hebdomadaire sur les rejets d'eau et du quota annuel sur les rejets de limons).

S'agissant de quotas maximums, les valeurs constatées fonction de l'hydrologie et de la gestion de l'aménagement st donc nécessairement inférieures.

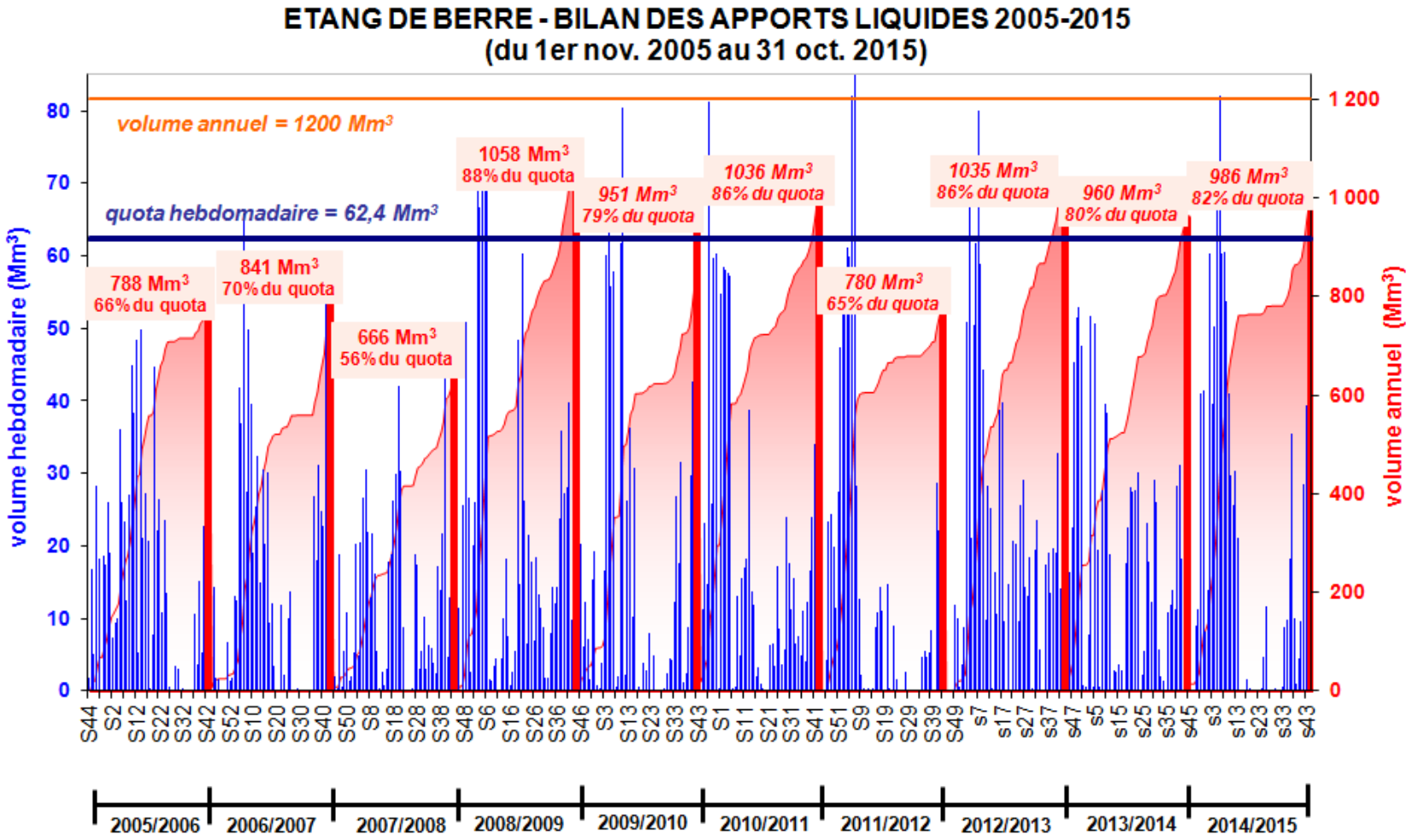


Figure. Chronique des rejets d'eau dans l'étang issus des turbinages de la centrale EDF de St Chamas. Les volumes annuels sont décomptés du 1er novembre au 31 octobre de l'année suivante, correspondant à la période des campagnes de gestion annuelle (décompte des quotas annuels).

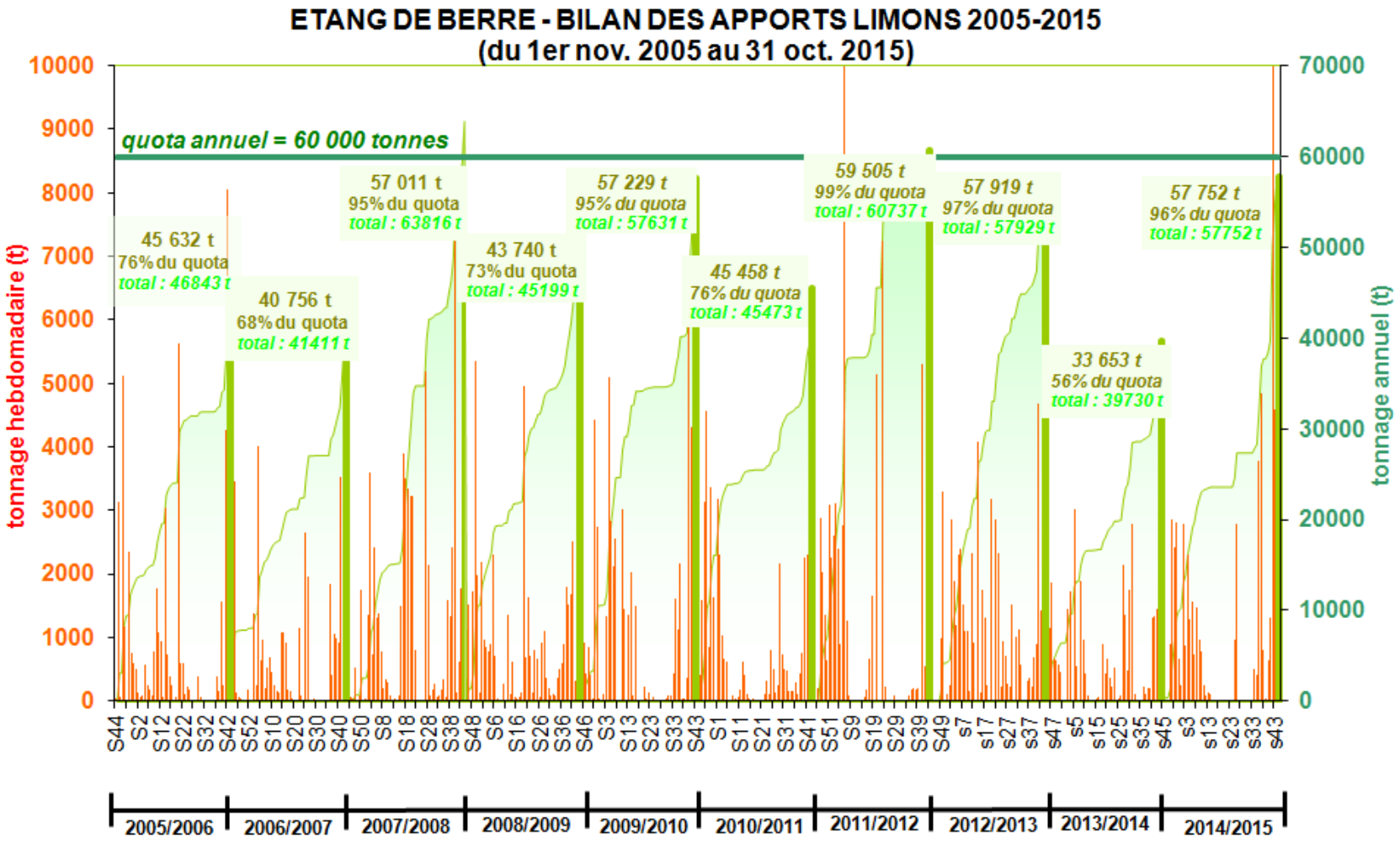


Figure. Chronique des rejets de limons dans l'étang issus des turbinages de la centrale EDF de St Chamas. Les volumes annuels sont décomptés du 1er novembre au 31 octobre de l'année suivante, correspondant à la période des campagnes de gestion annuelle (décompte des quotas annuels).

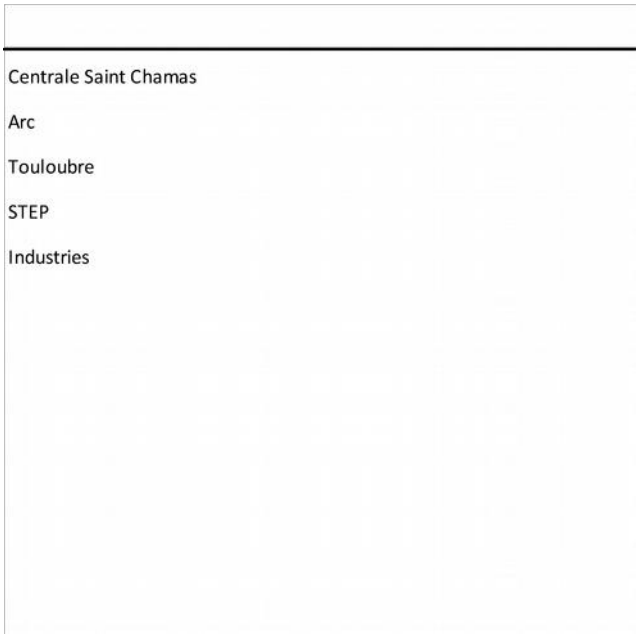
- **Matières en suspension**

Les apports en MES à l'étang de Berre sont du même ordre de grandeur entre les rejets issus de l'aménagement EDF (moyenne 2005-2015 : 51 652 tonnes) et le bassin versant naturel de l'étang (Arc et Touloubre) avec des apports compris entre 37 700 et 45 500 tonnes par an (Fiandino et al. 2004). En revanche, les apports issus des retombées atmosphériques et des rejets diffus ne sont pas connus.

- **Substances eutrophisantes**

Un bilan des sources d'azote et de phosphore à l'étang est présenté dans le tableau suivant. Ce bilan reste à consolider sur les apports atmosphériques et les apports diffus issus du ruissellement et autres points de rejets divers.

Apports en azote et phosphore à l'étang (modifié d'après Gouze *et al*., 2014)



-

2.2. Salinité

La salinité de l'étang évolue dans une gamme comprise entre 15 et 30 g/l environ. Les objectifs règlementaires de salinité imposés à EDF (à l'échelle annuelle, 75% des valeurs hebdomadaires doivent être supérieures à 20 g/l et 95% des valeurs hebdomadaires doivent être supérieures à 15g/l fixent des seuils minimums aux gammes de salinité). Les variations des valeurs dans cette gamme suivent globalement une évolution infra-annuelle saisonnière liée aux turbinages combinés aux apports naturels plus soutenus en hiver.

L’analyse de l’ensemble des données de salinité montre que la variabilité spatiale du paramètre salinité se manifeste essentiellement sur la verticale : la masse d’eau est très homogène jusqu’à 6-7 m de fond, au-delà duquel on observe un gradient de salinité important (stratification de la couche de fond plus salée).

Rq. ponctuellement, en fonction de la date d’échantillonnage, on peut mesurer en surface des valeurs de salinité plus faibles (prélèvements sous l’influence d’eaux douces dans le panache des eaux turbinées rejetées à l’étang ou d’autres apports externes).

évolution de la salinité moyenne hebdomadaire à la station centrale nord SA1

semaines (de nov. 2006 à oct. 2015)

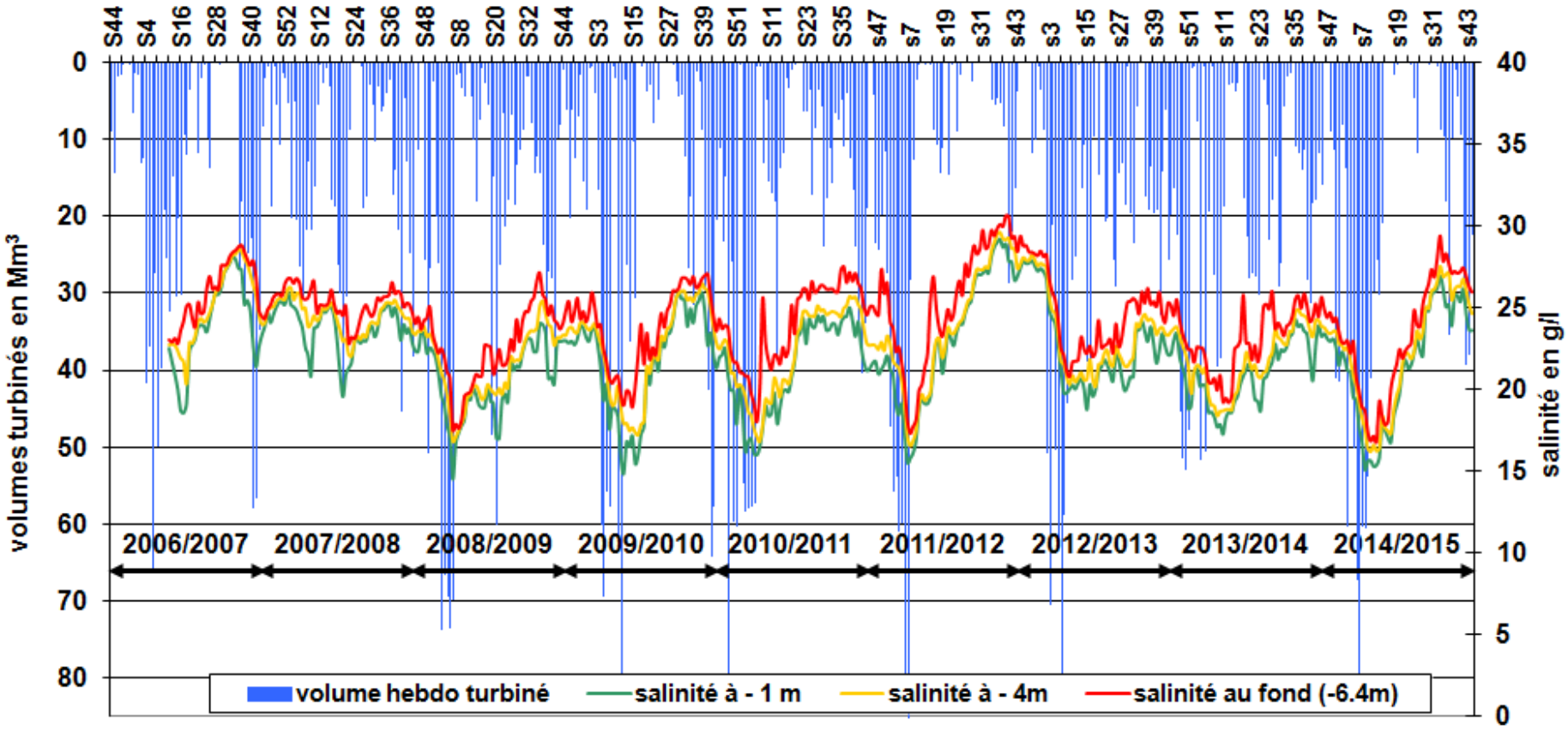


Figure . Evolution de la moyenne hebdomadaire de la salinité à la station SA1 à 3 profondeurs entre surface et fond, et volumes hebdomadaires turbinés de novembre 2006 à octobre 2015.

évolution de la salinité moyenne hebdomadaire à la station centrale SA2

semaines (de nov. 2006 à oct. 2015)

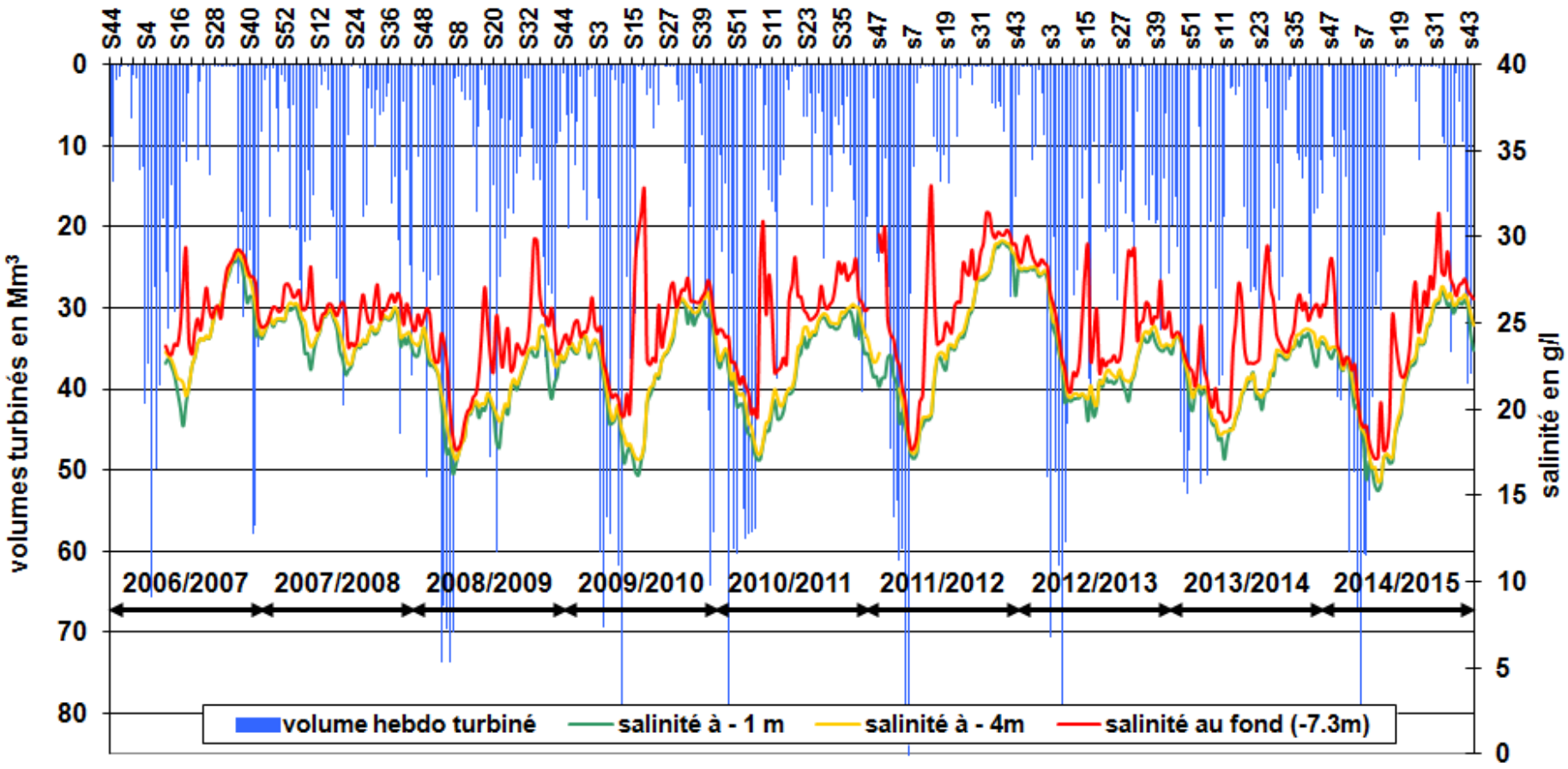


Figure . Evolution de la moyenne hebdomadaire de la salinité à la station SA2 à 3 profondeurs entre surface et fond, et volumes hebdomadaires turbinés de novembre 2006 à octobre 2015.

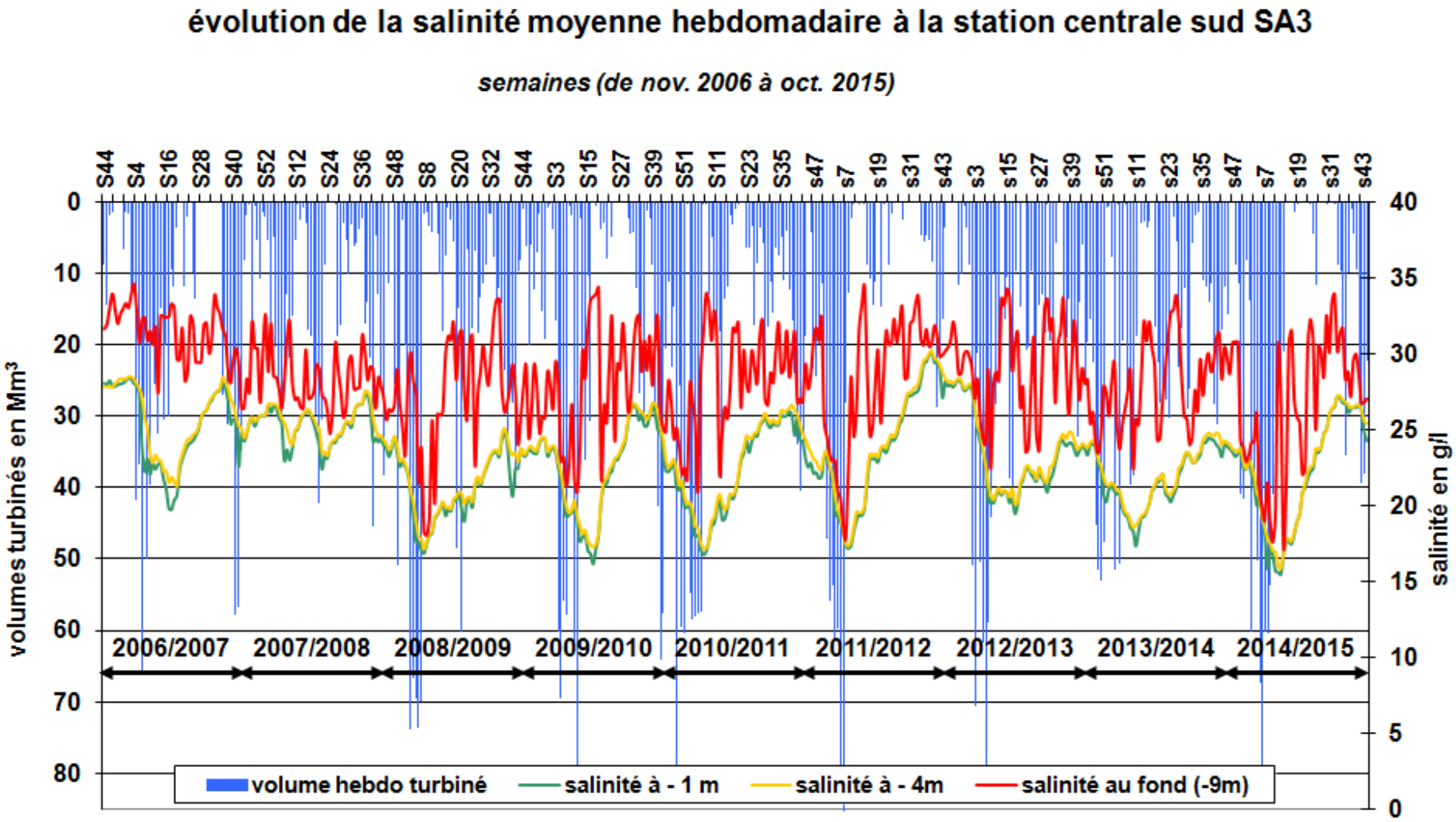


Figure . Evolution de la moyenne hebdomadaire de la salinité à la station SA3 à 3 profondeurs entre surface et fond, et volumes hebdomadaires turbinés de novembre 2006 à octobre 2015. Nota : la diminution globale de la salinité en SA3 au fond à partir de septembre 2007 est liée à un déplacement de la sonde de mesure (après manipulation) à une profondeur plus faible (+ 30 cm, en septembre 2007) ; la profondeur de la sonde a de nouveau été remontée en décembre 2007 (+ 30 cm, lors du changement de la bouée flottante qui supporte la ligne de mouillage des sondes de mesure).

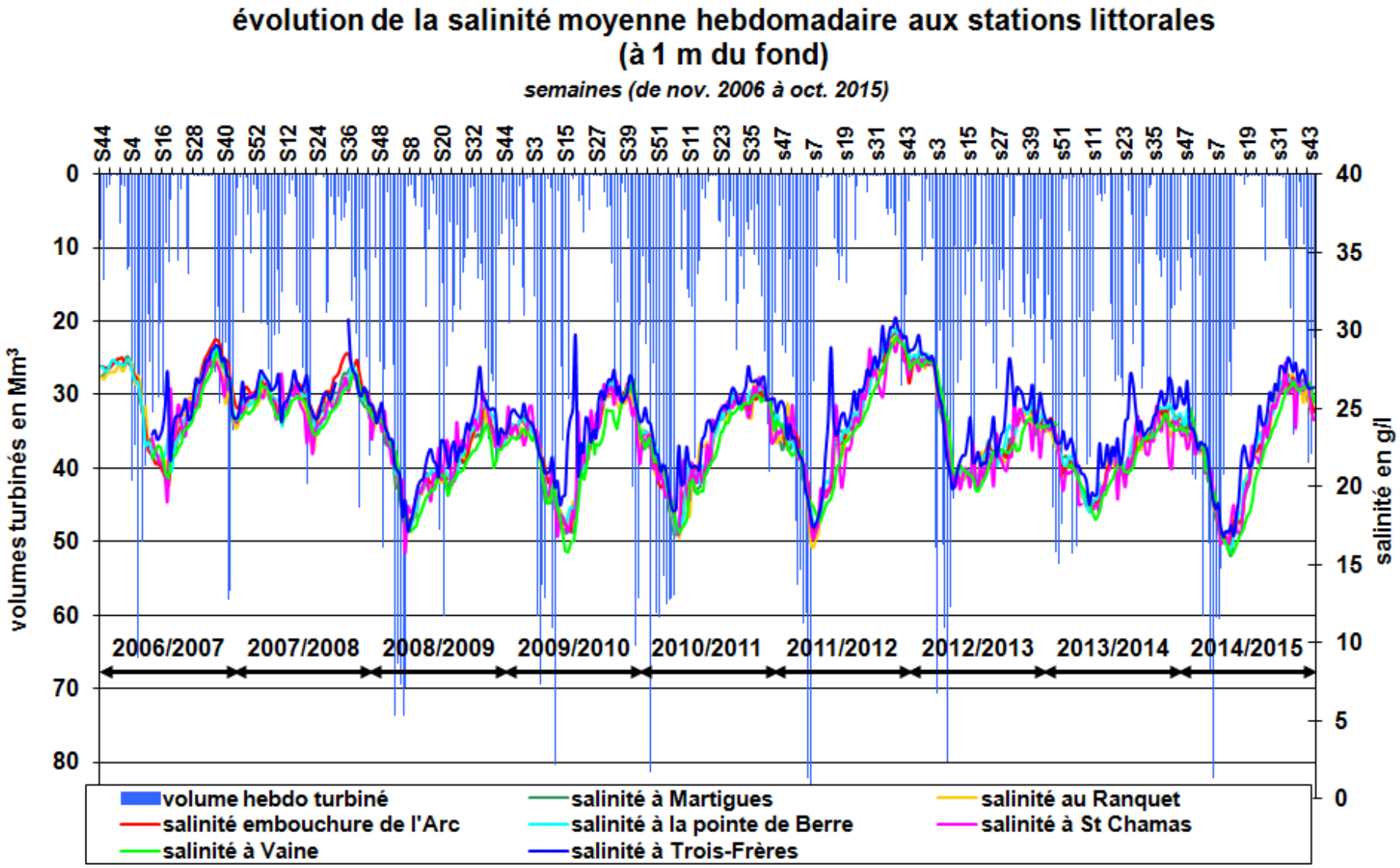
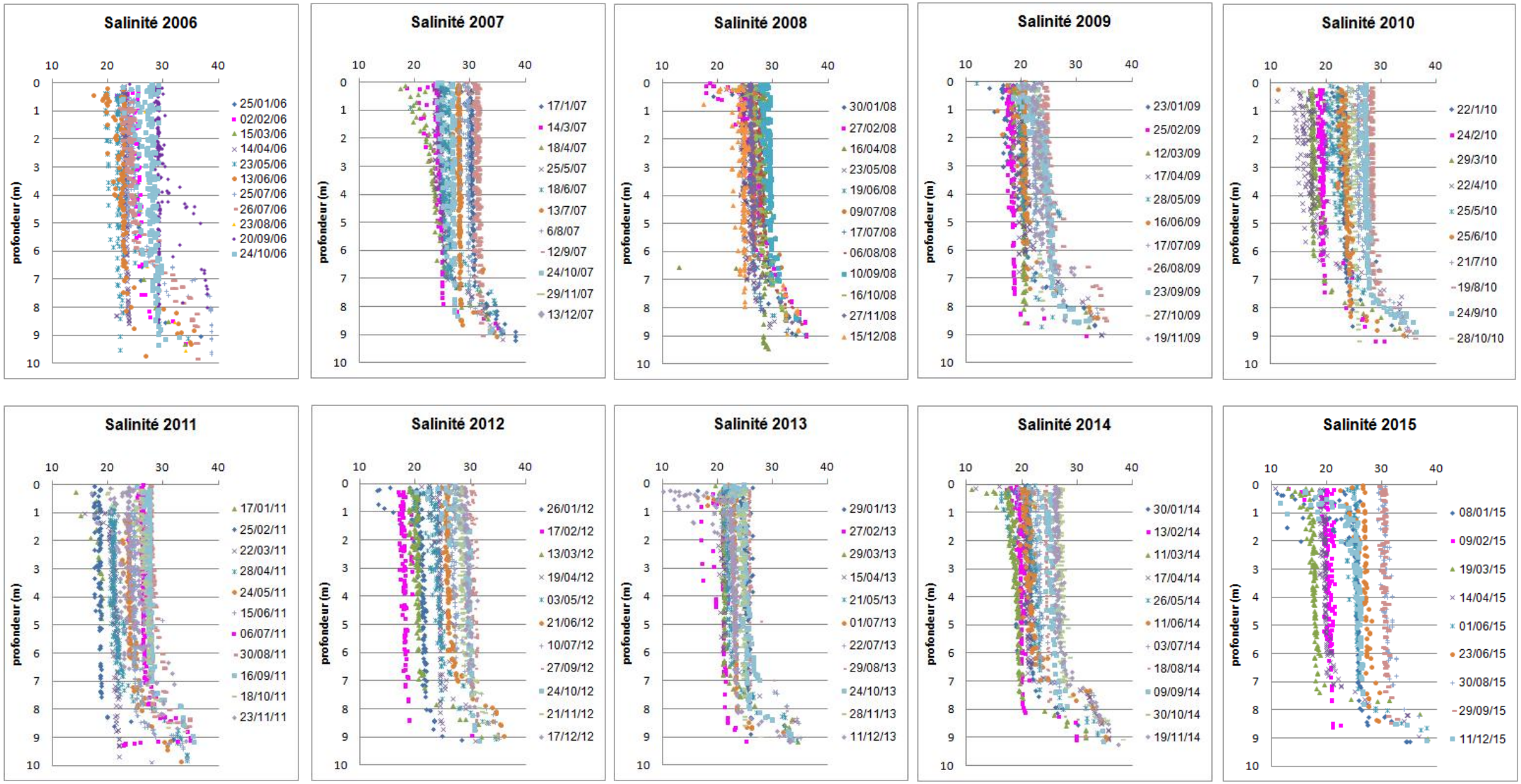


Figure 1. Evolution de la moyenne hebdomadaire de la salinité au fond aux stations littorales de l'Arc, Martigues, Pointe de Berre, Ranquet, St Chamas, Trois Frères et Vaine ; et volumes hebdomadaires turbinés de novembre 2006 à octobre 2015.



Profils de salinité mensuels enregistrés sur la période 2006 – 2015 (toutes stations confondues)

Un modèle hydrodynamique développé par EDF (*Laboratoire d'Hydraulique et d'Environnement*) a permis de comprendre les facteurs forçants sur le paramètre salinité (turbinages, marée, vents) et de décliner des modèles opérationnels en exploitation pour la gestion des turbinages par les objectifs de salinité.

En particulier, concernant l'influence des régimes de vent, en période de Mistral, par l'effet d'un upwelling, le coin salé présent au fond et au sud de l'étang remonte vers le nord et vers la surface avant un mélange total. A contrario, des vents d'est relativement forts et soutenus confinent le coin salé dans la partie sud de l'étang.

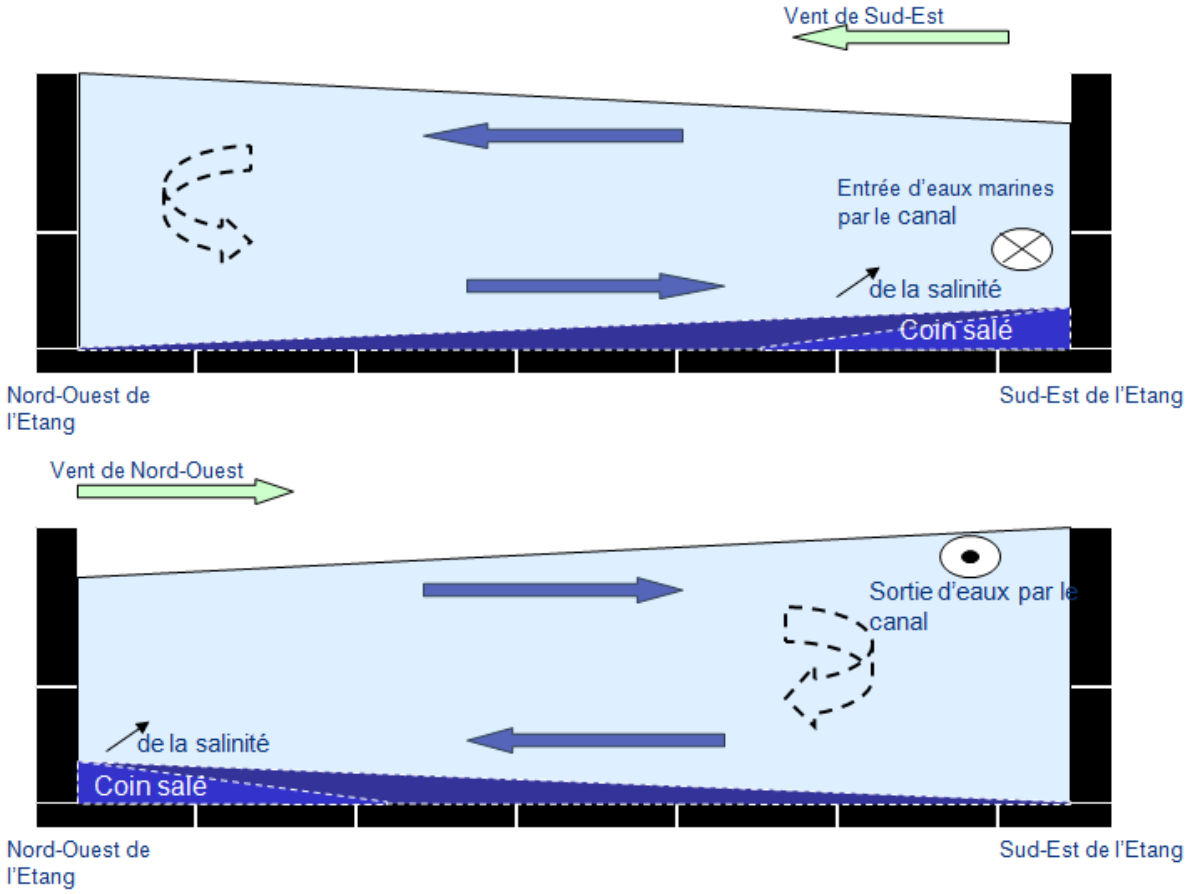
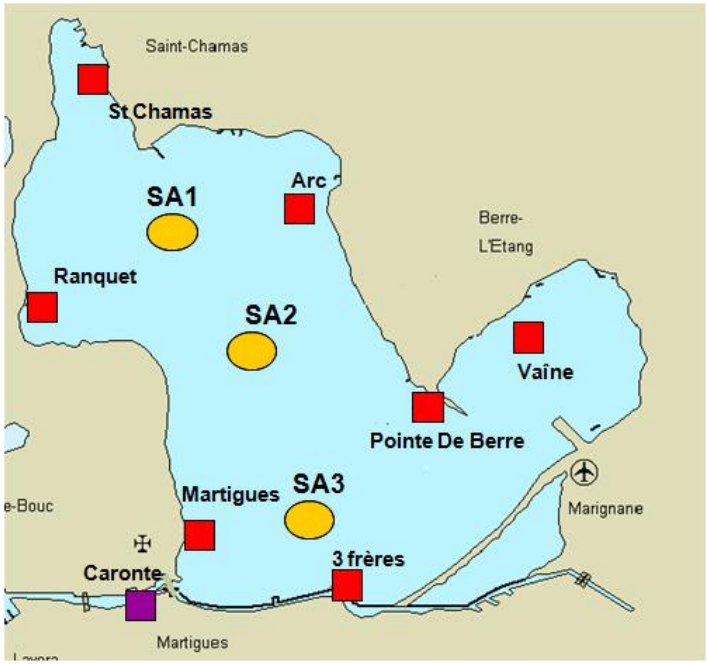


Schéma de circulation dans l'Etang par vent de Sud-Est (en haut) et par vent de Nord-Ouest (en bas).

Selon leur configuration notamment profondeur, confinement et exposition au vent, certaines stations peuvent être plus sensibles à certains forçages. Ainsi la station SA1 en surface est la plus sensible à l'influence du panache de turbinage alors que la station SA3 au fond est sous l'influence directe de l'entrée des eaux marines par le fond de l'étang. Ponctuellement, les stations de St Chamas et du Ranquet sont également plus sensibles aux dessalures

notamment lorsque turbinage et vent d'est se combinent, alors que la station des Trois-frères peut manifester des hausses de salinité particulière par vent de sud-est.



Rappel du dispositif de suivi EDF : les stations « centrales » sont représentées en jaune, les stations « littorales » en rouge, la station au niveau du chenal de Caronte en violet.

2.3. Lumière

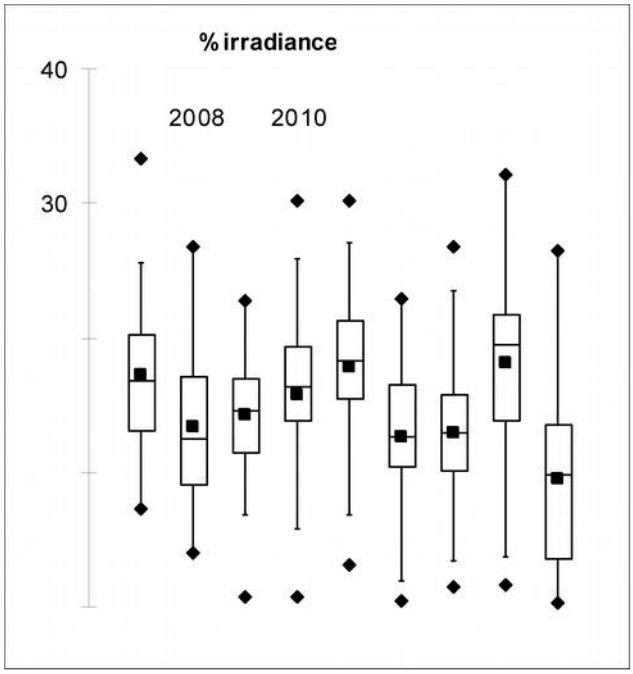
La quantité de lumière disponible sur le fond est un bon descripteur des conditions dans lesquelles se développent les herbiers. Les besoins minimaux en lumière de *Zostera noltii* tels que décrits dans la littérature sont compris entre 10 et 11 % de la lumière incidente. En deçà de ces valeurs, l'énergie lumineuse n'est plus suffisante pour permettre la croissance.

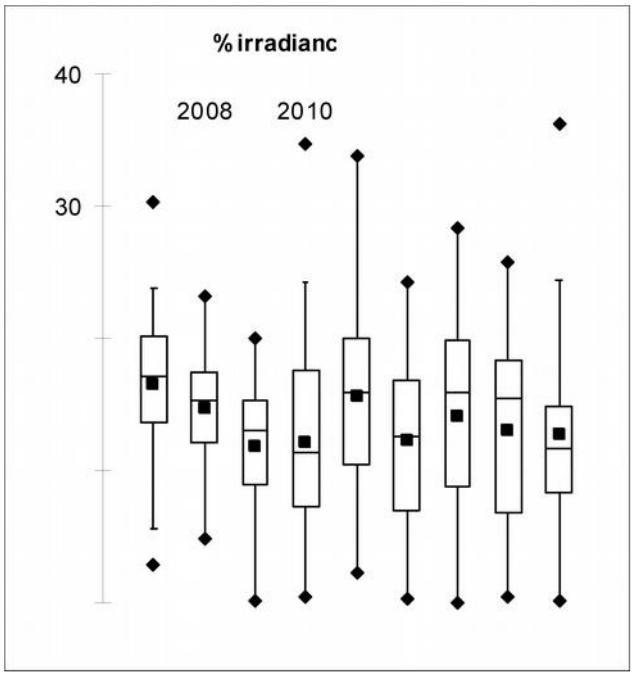
A l'échelle de l'étang des mesures au disque Secchi permettent en fonction de la profondeur de disparition du disque de calculer un coefficient d'atténuation de l'énergie lumineuse dans l'eau (Kd) en relation avec la turbidité.

Profondeurs moyennes de disparition du disque de Secchi (Zs) dans l'étang de Berre (les données mensuelles sont fournies en annexe) ; coefficient d'atténuation lumineuse lié aux propriétés physiques de la masse d'eau (Kd, calculé selon la formule Kd=1.7/Zs), profondeur de la couche euphotique (D1%) et profondeur des 10% de lumière incidente.

	Zs (m)	Kd (m^{-1})	D1% (m)	D10% (m)
2006	2.8	0.8	6.5	3.2
2007	2.7	0.7	7.4	3.6
2008	2.7	0.7	7.2	3.6
2009	2.0	1.0	5.4	2.7
2010	2.0	0.9	5.3	2.7
2011	2.8	0.7	7.5	3.8
2012	2.7	0.7	7.2	3.6
2013	2.2	0.8	6.0	3.0
2014	2.4	0.7	6.5	3.3
2015	2.5	0.9	6.2	3.4

A l’échelle très locale des deux sites témoins de l’Arc et de Berre, le pourcentage de lumière parvenant sur le fond a été calculé à partir du rapport entre la somme des irradiances mesurées, par cycle de 24h, en surface et à 1 m de profondeur (profondeur d’immersion du capteur). Une valeur (en %) est ainsi estimée pour chaque cycle complet de 24 h (Figure X).



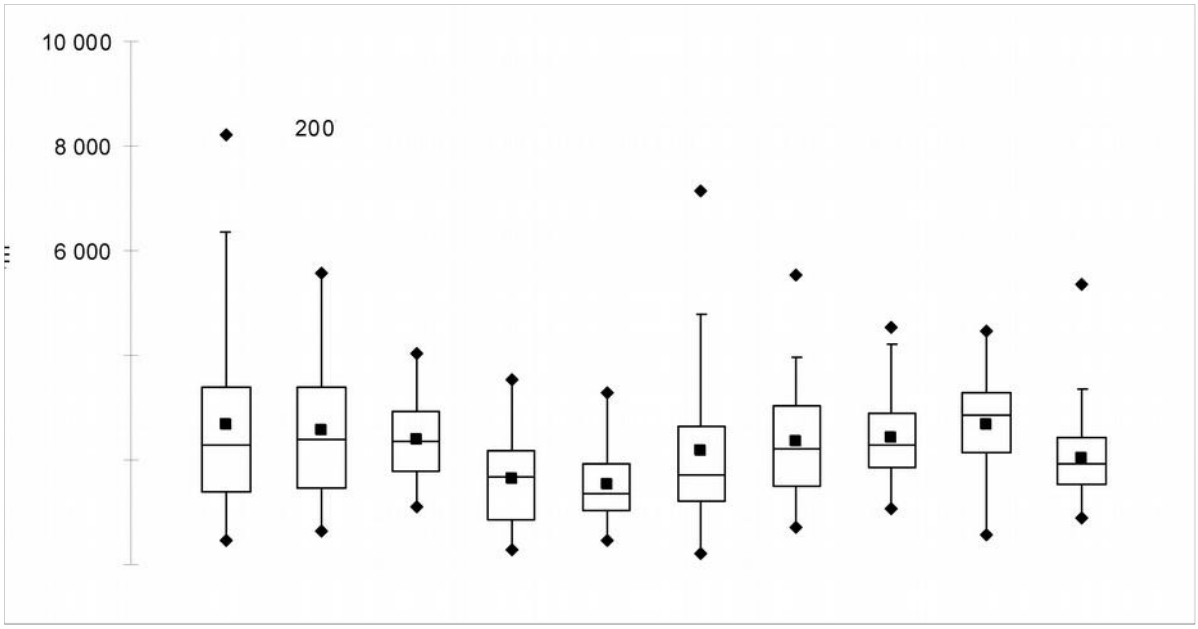


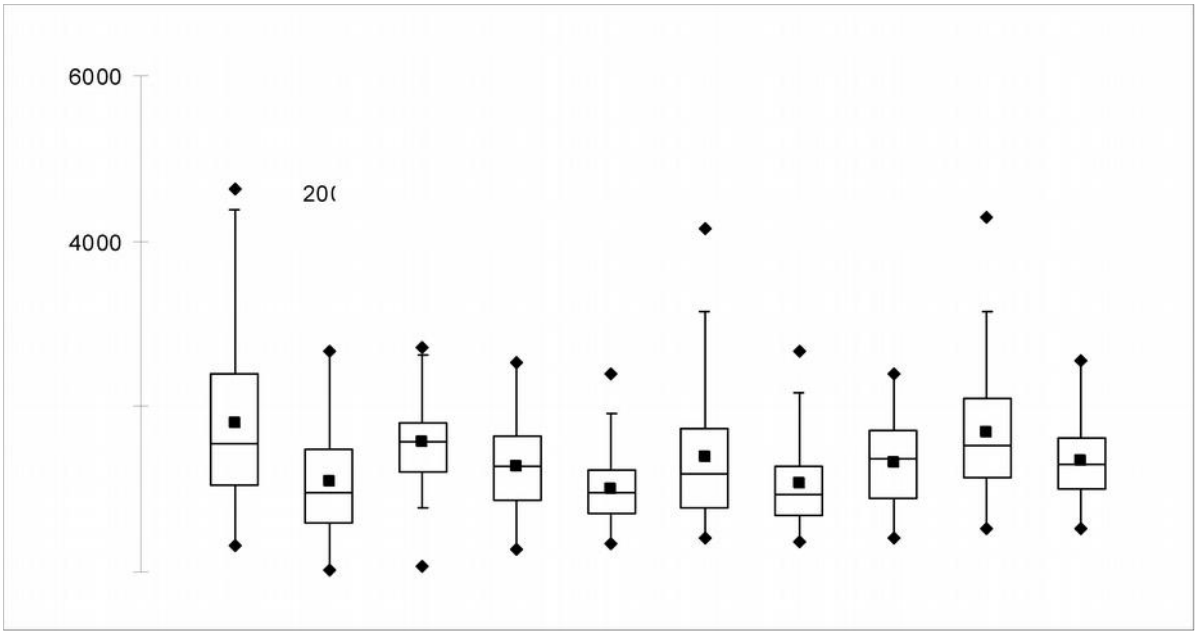
Pourcentages de lumière incidente calculés sur les sites témoins de l'Arc et de Berre, à 1 m de profondeur, mesurés de juin à octobre. (n = 97 à 135 ; Boites = 1er quartile, médiane, 3ème quartile ; marques rectangulaires = moyennes ; moustaches = 1.5 x intervalle inter-quartiles ; marques losanges =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

Depuis 2007, sur les deux sites témoins, la lumière parvenant au fond, au niveau de la limite profonde des herbiers (environ 1.2m) reste faible d'une manière générale : les valeurs médianes (soient 50% des valeurs mesurées) sont comprises entre 11 et 18 % de l'irradiance de surface. On observe de manière régulière des valeurs à 0 % liées principalement à de la remise en suspension suite à des épisodes de vents (Mistral notamment) ou à des eaux turbides. Toutes les valeurs maximales sont inférieures à 50 % de lumière incidente.

2.4. Macrophytes (sites témoins, transplantation)

Comme pour toutes les magnoliophytes marines, le développement végétatif de *Zostera noltii* se produit par l'élaboration de rhizomes qui portent des faisceaux de feuilles. Le suivi de la vitalité des herbiers est réalisé par la mesure de paramètres morphologiques standardisés. Les densités de faisceaux moyennes restent du même ordre de grandeur depuis 2006. Elles sont, toutefois, plus faibles sur le site de l'Arc que sur le site de Berre.





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 ; boites = 1er quartile, médiane, 3ème quartile ; marques rectangulaires = moyennes ; moustaches = 1.5 x intervalle inter-quartiles ; marques losanges = minimum - maximum).

A plus petite échelle, (échelle des faisceaux de feuilles), biomasse foliaire et surface utile (LAI en m² de surface foliaire par m² de surface d'herbier) intègrent les paramètres morphologiques tels que nombre de feuilles par faisceaux, longueur et largeur des feuilles.

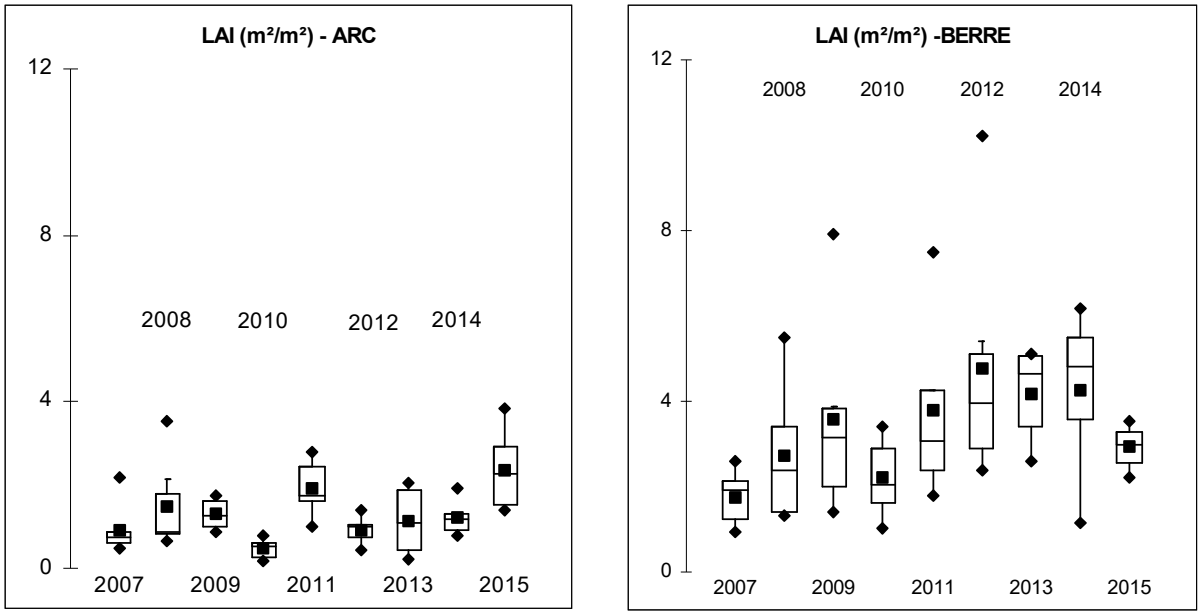


Figure. Surface utile (LAI en m^2 de feuilles/m² d'herbier) sur les sites de l'Arc et de la Pointe de Berre (n=3).

Les indices phénologiques (basés sur la morphologie des herbiers) suivent une nette variation saisonnière : les valeurs les plus élevées sont observées à la fin du printemps après une période de croissance maximale, puis déclinent dès juillet, au fur et à mesure de la chute des feuilles en lien avec la turbidité des eaux, et la charge en épiphytes. Ainsi l'indice de surface utile (LAI) est maximal au mois de juin et décroît au cours de la période estivale. On ne note pas de progression significative de la surface foliaire utile depuis 2007 sur le site de l'Arc. En revanche, sur le site de Berre les surfaces utiles sont en progression régulière. Ces augmentations (à densité de faisceaux équivalentes sur la période) sont le résultat conjoint d'une augmentation du nombre de feuilles par faisceaux et de leur longueur) (meilleure tenue à l'arrachement et à la charge en épibiontes).

Expérimentation de réimplantation d'herbiers.

La réimplantation expérimentale de *Zostera* réalisée dans l'étang de Berre avait pour objectif d'apporter des éléments de connaissance complémentaires sur la capacité du milieu à permettre le développement des herbiers. Des transplantations de Z. *noltii* et Z. *marina* ont été effectuées en juin 2009, sur six sites de l'étang de Berre et sur deux sites témoins (un site témoin dans l'anse de Carteau, site donneur situé dans le Golfe de Fos, et un site témoin dans l'étang sur la Pointe de Berre avec des transplants prélevés sur place et replantés quelques dizaines de mètres plus loin). Deux techniques ont été mises en œuvre :

des transplantations de boutures de faisceaux et des transplantations de mottes (conditionnées en pots de cellulose).

Trois ans après les réimplantations, le taux de survie moyen des zostères était comparable quelque soit l'espèce ou la technique de transplantation utilisée et restait inférieur à 10% à l'échelle de l'étang. L'essentiel des mortalités se sont produites dans les premières semaines suivant les réimplantations. D'une manière générale, les deux premières périodes estivales (T+1 à T+3 mois et T+15 mois) ont été des périodes critiques pour la survie des transplants. Les sites témoins présentaient également des taux de survie faibles entre 7 et 20% (du broutage par les poissons a été notamment signalé durant le suivi sur le site de Carteau).

En 2013, soit 4 ans après les réimplantations, les sites de transplantation ont fait l'objet d'une inspection visuelle. Les taux de survie observés sont donnés ci-dessous :

Taux de survie (%) des transplants sur les six sites de réimplantation dans l'étang de Berre en juin 2013 soit 4 ans après les réimplantations.

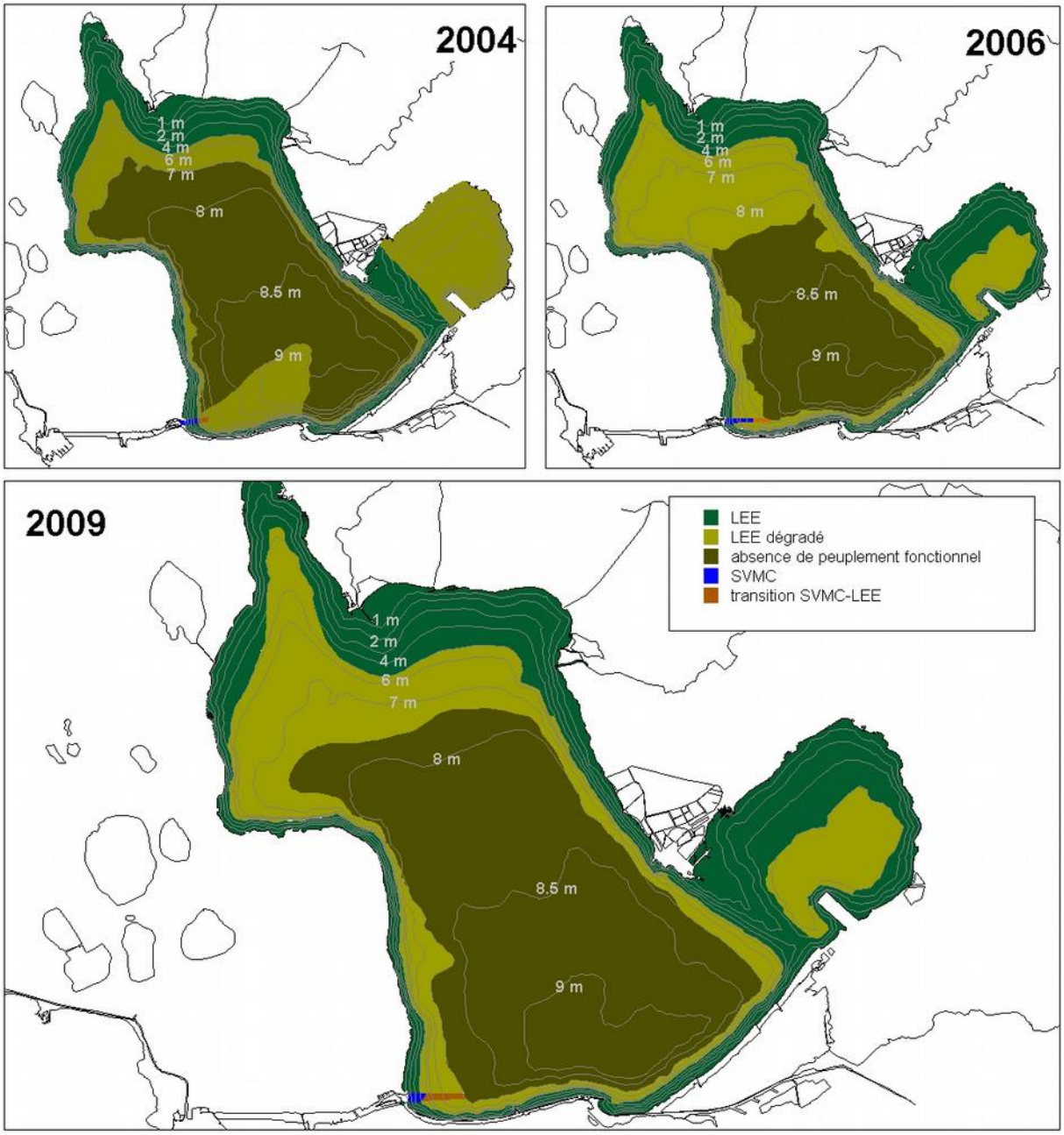
Station	*Z. noltii* boutures	*Z. noltii* mottes	*Z. marina* boutures
Figuerolles	3,3	0	0
Saint-Chamas	0	0	0
Anse des Merveilles	0	0	0
Embouchure de l'Arc	33,3	46,7	3,3
Pointe de Berre	6,7	0	0
Vaïne	0	0	0

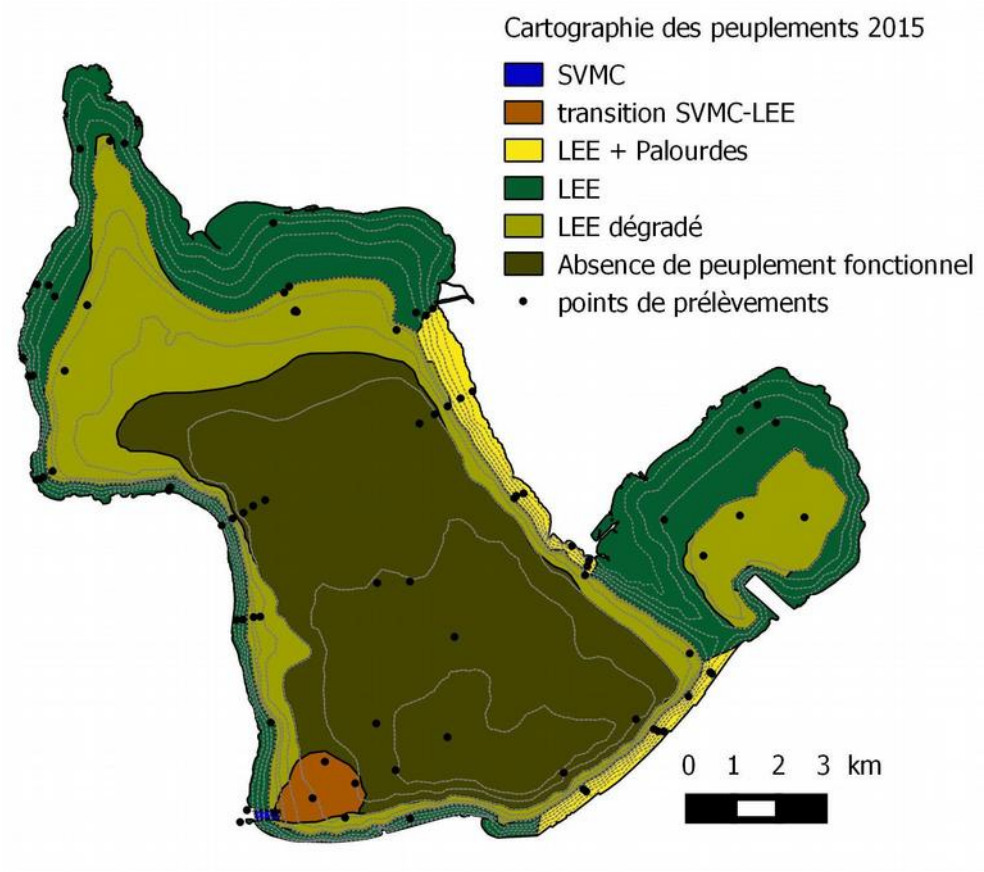
Seuls les sites de Figuerolles, l'Arc et la Pointe de Berre présentent des transplants vivants. Les taux de survie sont faibles et ont globalement chuté entre l'été 2012 et 2013, à l'exception de Z. *noltii* sur le site de l'Arc. En terme d'espèces, *Zostera noltii* semble mieux persister que *Zostera marina*. Les transplants de *Z. noltii* ayant survécu à l'Arc montrent une augmentation de leur diamètre maximal (174 cm pour les boutures), tandis que l'unique transplant de *Z. marina* ayant survécu sur ce même site en 2013 voit sa taille diminuer (50cm).

Toutefois, les prospections réalisées autour des sites de transplantation de l'Arc et Pointe de Berre ont montré la présence de nombreuses colonies isolées de Zostères à proximité immédiate des transplants. L'analyse génétique de ces colonies réalisée en 2013 pour en déterminer l'origine (i.e. celles-ci pouvant provenir soit des herbiers reliques par diffusion de propagules, soit des transplants par dissémination de fragments) confirme que ces colonies sont issues de fragments (graines, propagules) en provenance des herbiers en place et non pas des transplants.

2.5. Benthos (cartographie globale)

La répartition bathymétrique des différents assemblages présents dans l'étang de Berre a été cartographiée en 2004, 2006, 2009 et 2015. Deux assemblages principaux sont ainsi décrits dans l'étang de Berre : la biocénose Lagunaire Eurytherme et Euryhaline (LEE), largement dominante, et la biocénose des Sables Vaseux de Mode Calme (SVMC) constituée d'espèces à affinité marine. Ces deux assemblages sont présents avec différents niveaux de dégradation.





Ils 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)[1] ;

- La zone comprise entre l'isobathe 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.

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

- 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 proportion relative de ces quatre grands secteurs a globalement peu évolué sur la période. La zone centrale, dépourvue de tout peuplement fonctionnel (caractérisée par la seule présence, ponctuelle, de quelques individus d'une ou deux espèces résistantes au stress), reste la plus étendue (elle occupe 47% des fonds en 2015). Toutefois on note depuis 2009 de manière pérenne la présence d'espèces vivantes. 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. Ce développement en bordure littorale a été suivi par une augmentation de la pression de ramassage de ces espèces. Afin de pérenniser cette activité, des études de stock et classement sanitaire sont en cours. 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.

2.6. Moules (suivi littoral, moulières profondes)

L'extension des populations de moules, le long du rivage est suivie annuellement. Comme pour les herbiers de *Zostera noltii*, l'abondance des populations de moules, pour chacune des stations, est donnée selon un indice semi-quantitatif (IAM, Indice d'abondance moyen) qui rend compte à la fois de la fréquence et du recouvrement des moules.

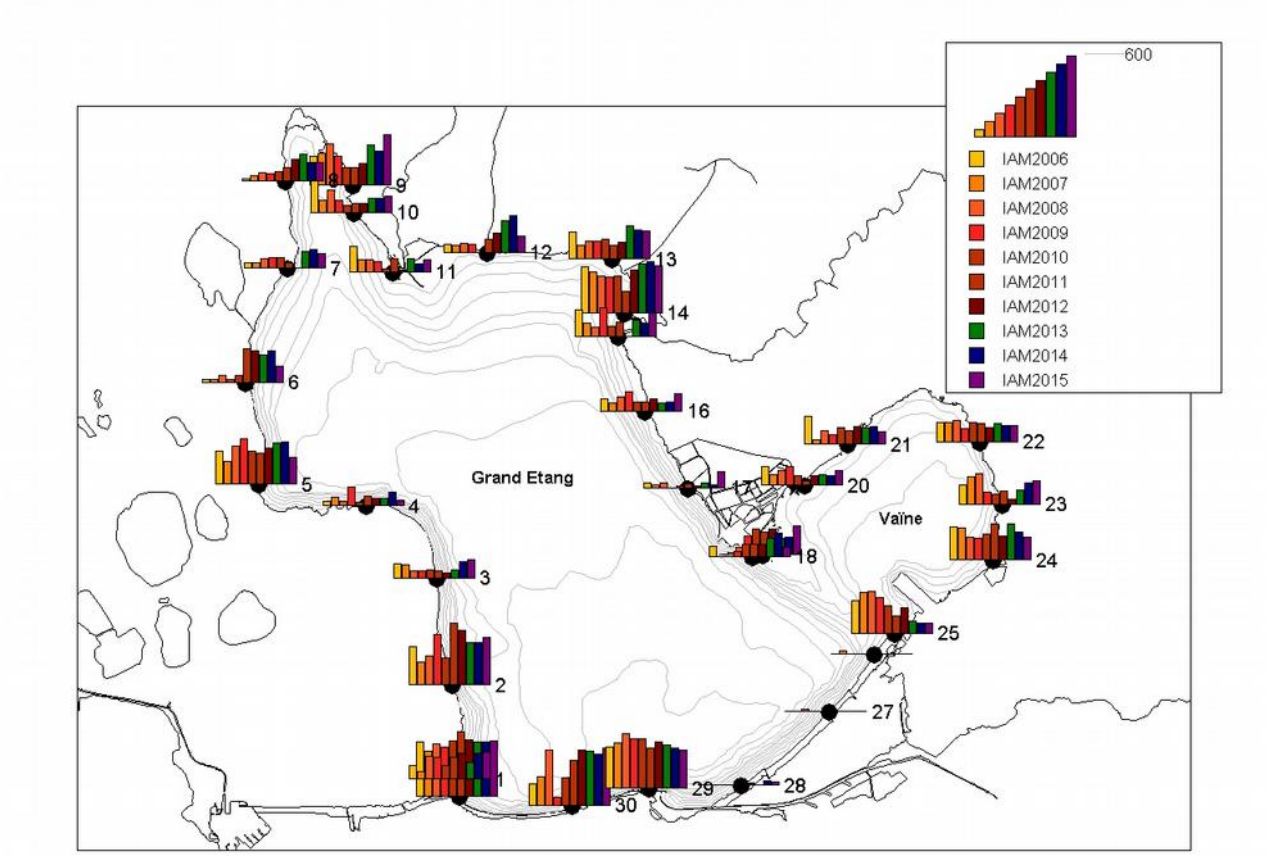
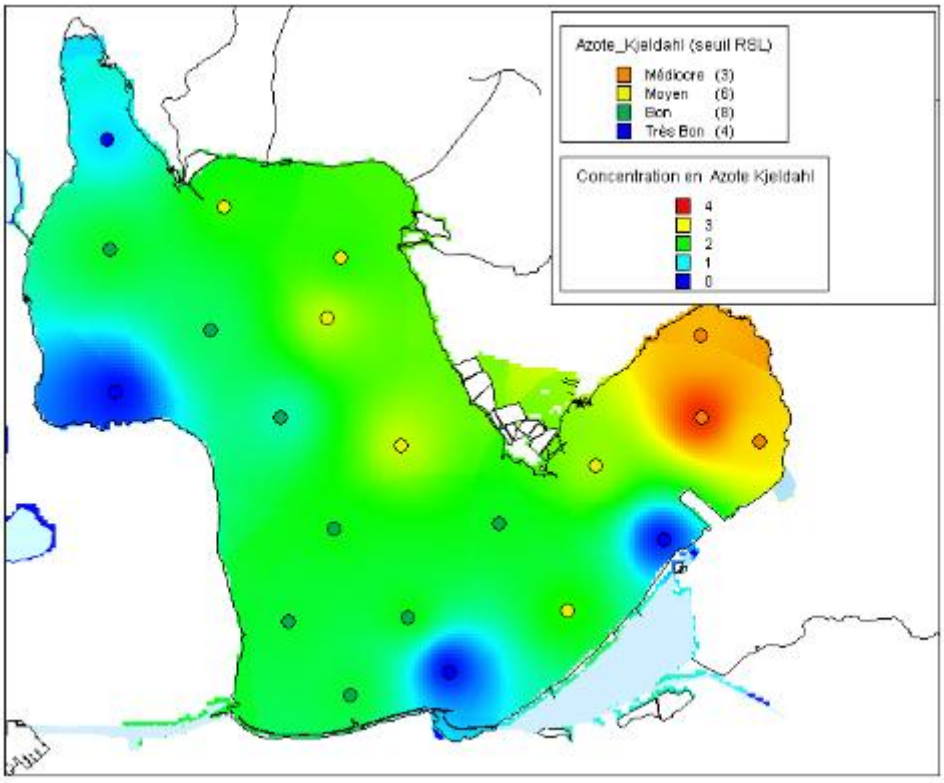


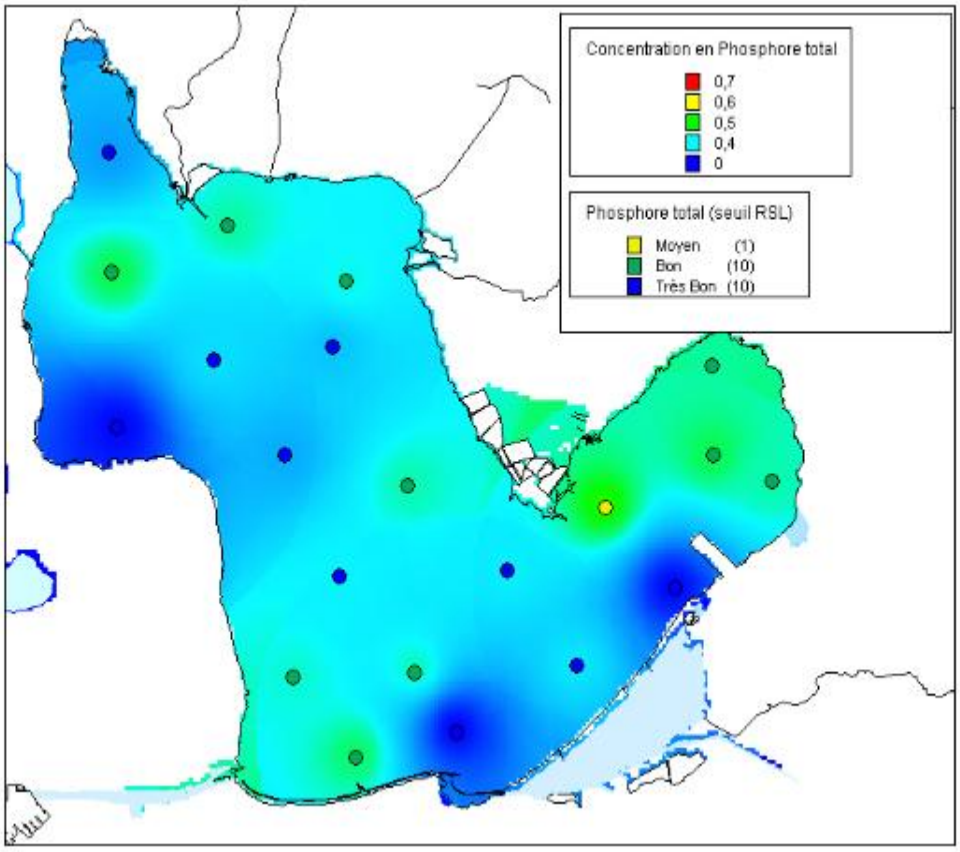
Figure. Répartition des populations de moules *Mytilus galloprovincialis* sur 31 transects du littoral de l'étang de Berre de juin 2006 à juin 2014.

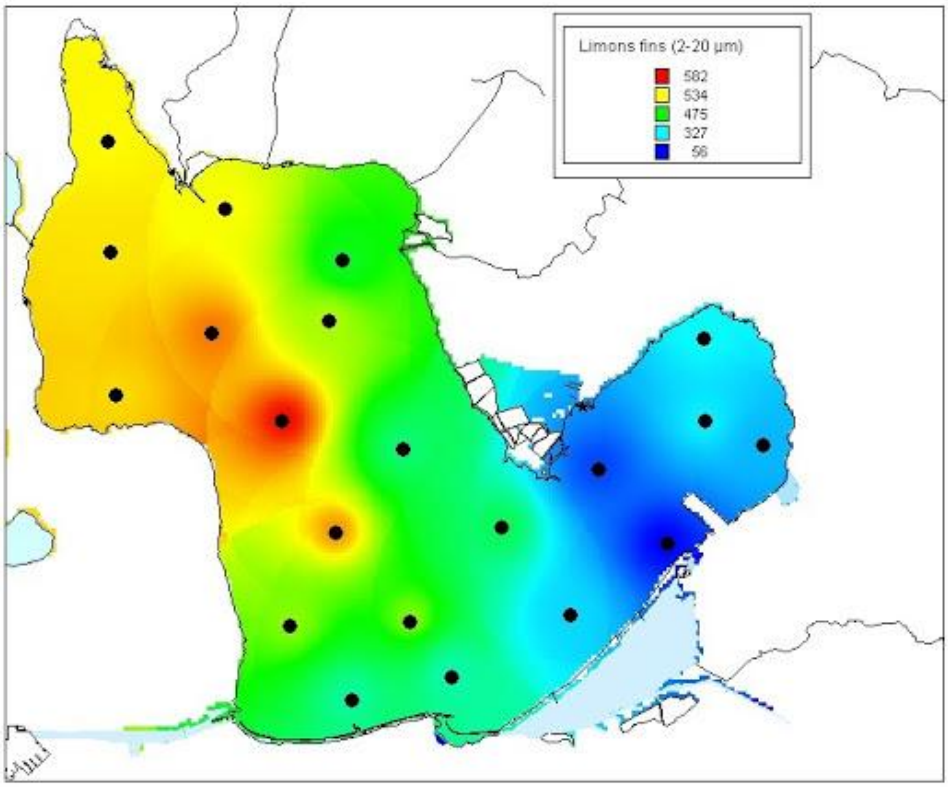
Les peuplements de moules ont été observés sur l'ensemble des stations d'étude. Ils se développent dès les premiers mètres du rivage, juste en dessous de la surface de l'eau, pour la majorité des stations. La répartition des moulières littorales est relativement constante depuis 2006, les plus fortes abondances sont observées dans le sud du Grand étang et de l'étang de Vaïne, ainsi que dans un quart nord-est du Grand Etang.

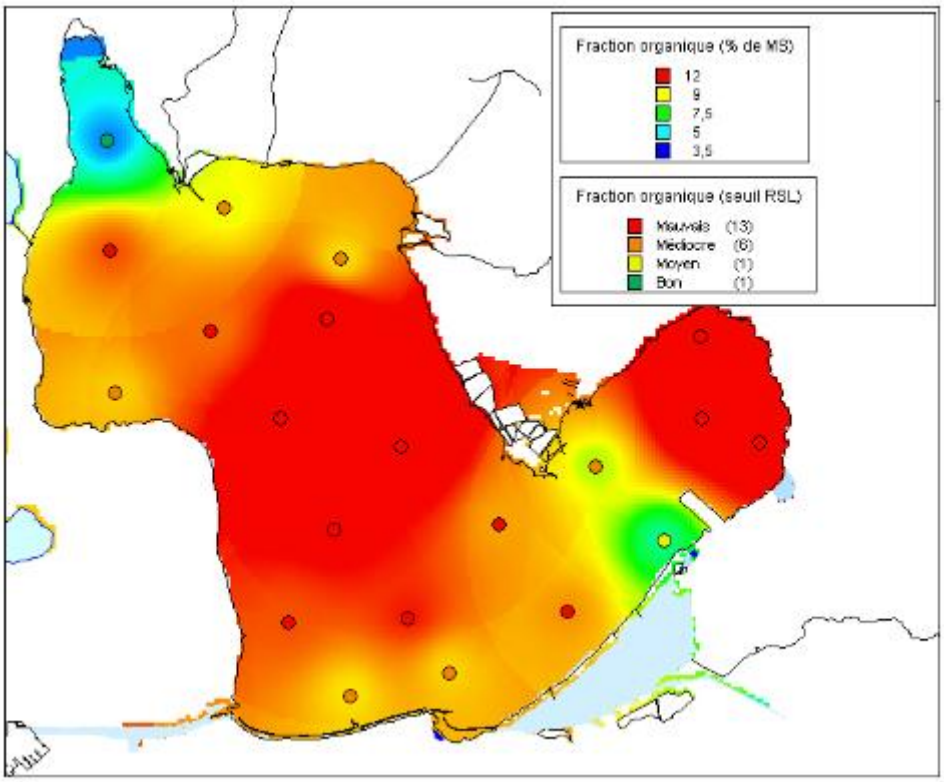
2.7. Chimie des sédiments

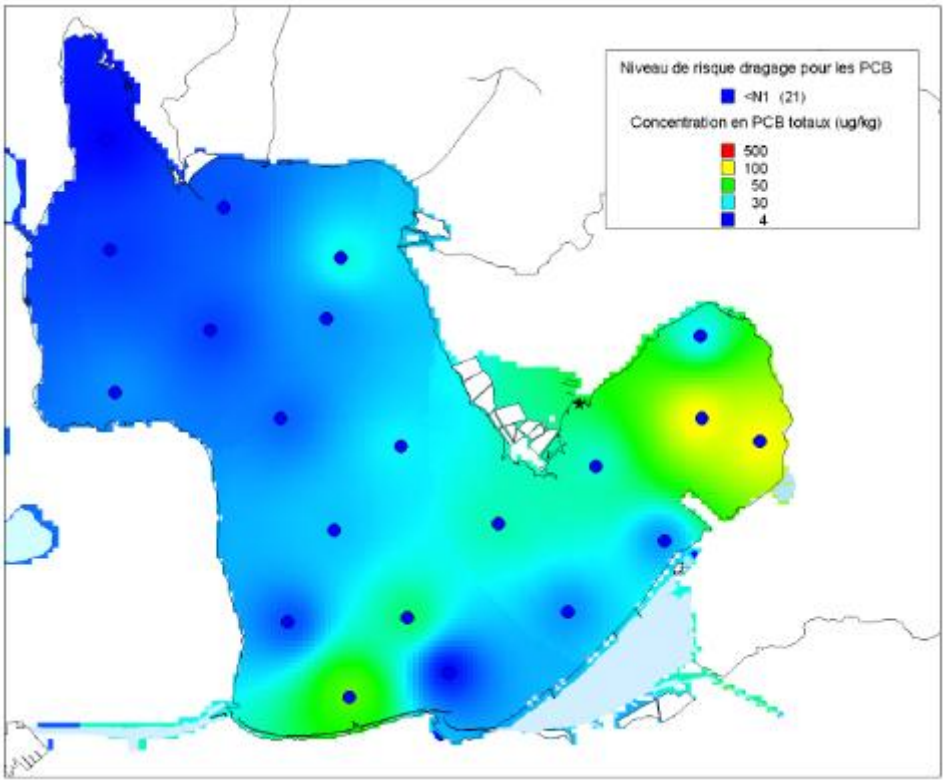
Les résultats d'une campagne de 20 prélèvements réalisés en 2011 sont représentés pour la matière organique, azote, phosphore, limons et principaux contaminants (PCB, métaux lourds).

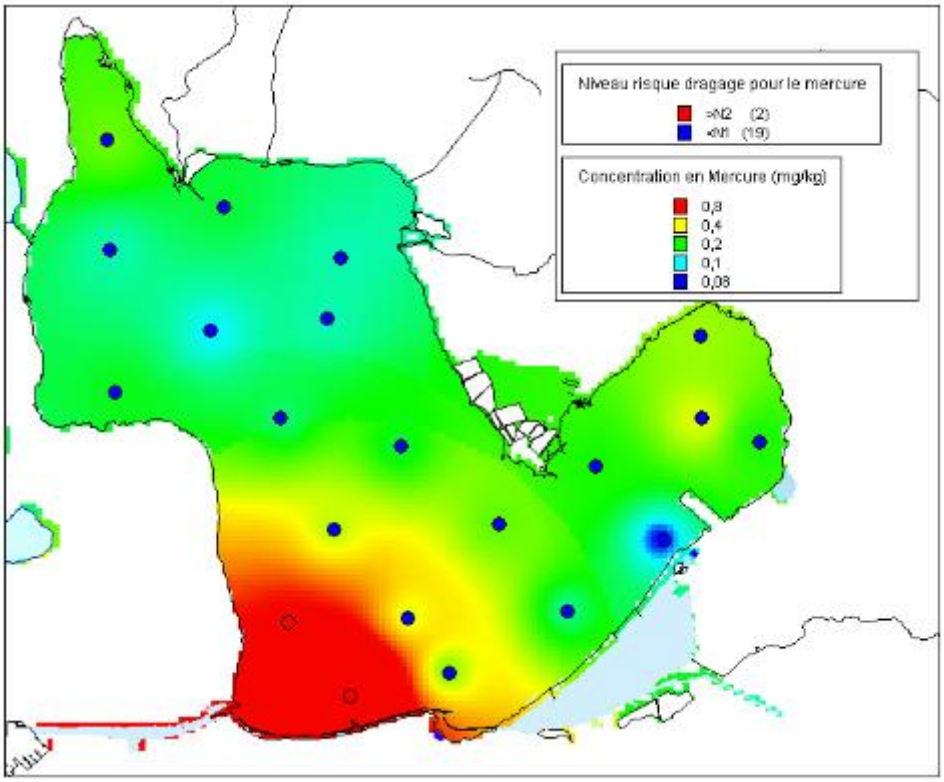


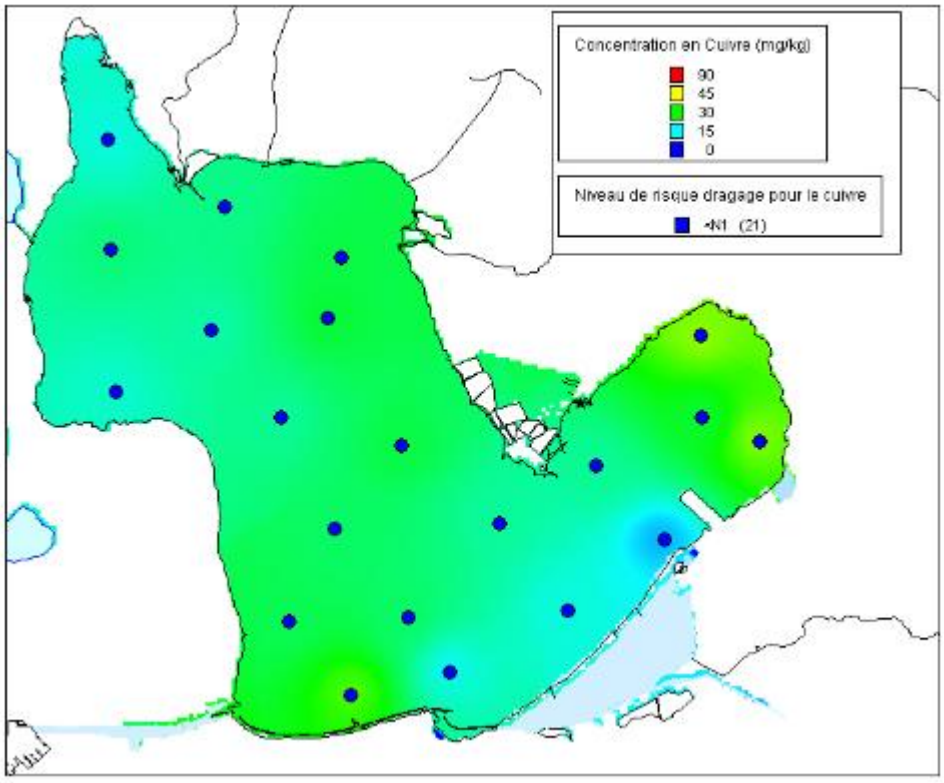

Concentration en Phosphore total
0,7
0,6
0,5
0,4
0
Phosphore total (seuil RSL)
Moyen (1)
Bon (10)
Très Bon (10)

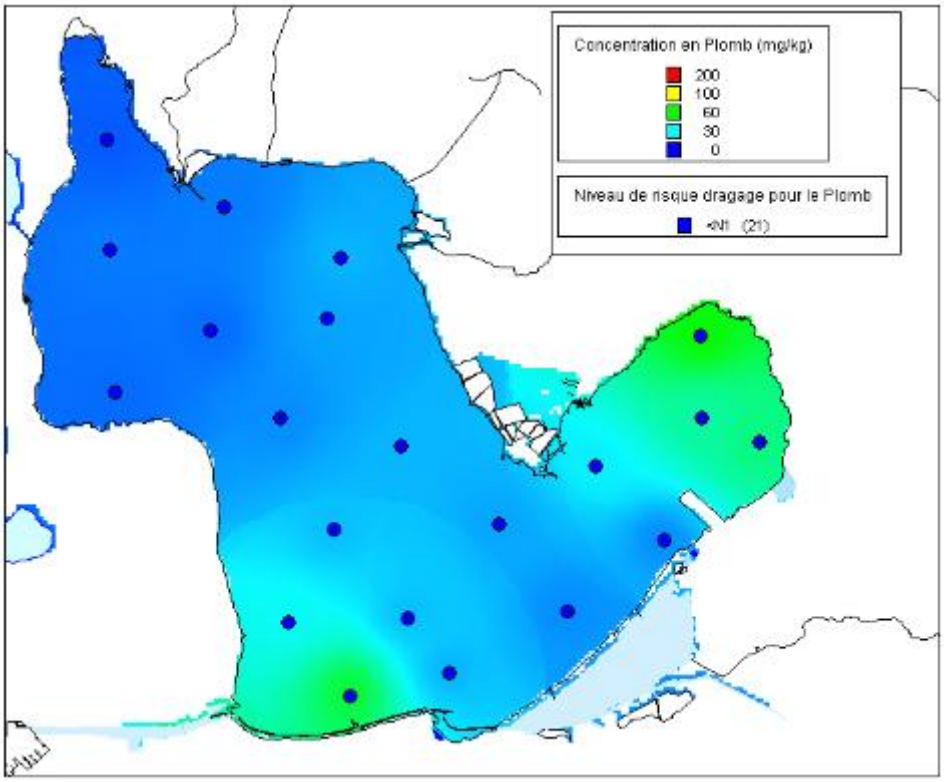

Limons fins (2-20 µm)
582
534
475
327
56

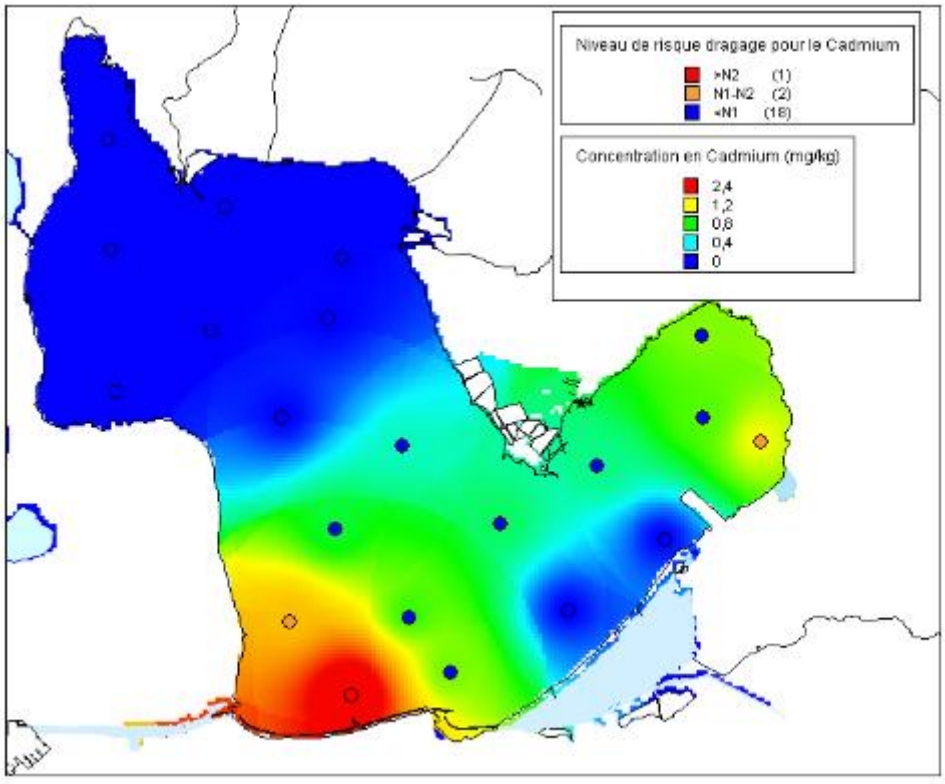

Fraction organique (% de MS)
12
9
7,5
5
3,5
Fraction organique (seuil RSL)
Mauvais (13)
Médiocre (6)
Moyen (1)
Bon (1)


Niveau de risque dragage pour les PCB
<N1 (21)
Concentration en PCB totaux (ug/kg)
500
100
50
30
4


Niveau risque dragage pour le mercure
>N2 (2)
<N1 (19)
Concentration en Mercure (mg/kg)
0,8
0,4
0,2
0,1
0,08


Concentration en Cuivre (mg/kg)
90
45
30
15
0
Niveau de risque dragage pour le cuivre
<N1 (21)



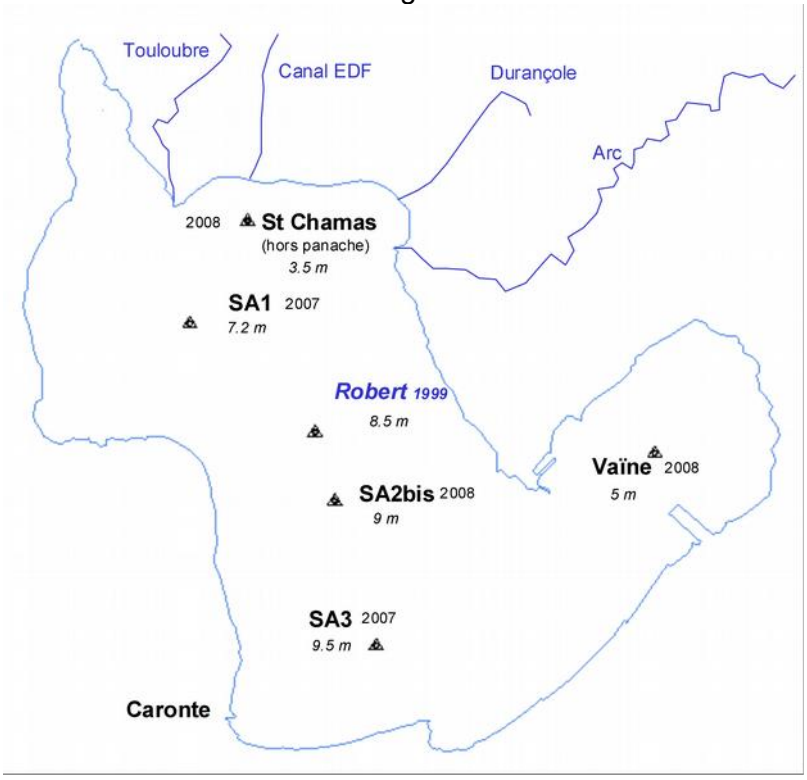


Mesures (et interpolations) d'éléments nutritifs et contaminants dans les sédiments. Les unités sont exprimées en mg/kg pour les métaux lourds; en µg/kg pour les PCB, en % de Matière Sèche pour la matière organique et en g/kg de Matière sèche pour l'azote le phosphore et les limons. Les points sont colorés selon la grille de qualité correspondante (grilles RSL pour la matière organique et les éléments nutritifs N et P) ; pour les métaux

lourds les points correspondent aux seuils N1 et N2 d'autorisation de dragage. Afin de mieux visualiser la distribution spatiale des concentrations, une interpolation spatiale est réalisée sur la base des concentrations mesurée sur les 20 points et avec une échelle arbitraire.

2.8. Sédimentation

Des datations aux radioéléments (^{7}BE, ^{137}Cs, ^{241}Am) de carottes sédimentaires ont permis de mesurer les taux de sédimentation dans l'étang.



Positionnement des carottes sédimentaires et profondeur d'eau mesurée à chaque station lors du carottage (Salençon *et al*. 2013, Lagun'Air - Gipreb 2013)

Taux de sédimentation	SA1	Carotte Robert	SA2bis	SA3	Vaïne	St- Chamas (hors panache)
Date du prélèvement	2007	1999	2008	2007	2008	2008
entre le prélèvement et 1986	0.86 $cm.an^{-1}$	0.61 $cm.an^{-1}$	0.37 $cm.an^{-1}$	0.19 $cm.an^{-1}$	0.34 $cm.an^{-1}$	0.84 $cm.an^{-1}$
entre 1986 et 1966	1.6 $cm.an^{-1}$	0.75 $cm.an^{-1}$	0.64 $cm.an^{-1}$	0.19 $cm.an^{-1}$	0.35 $cm.an^{-1}$	0.82 $cm.an^{-1}$
entre 1966 et 1963	1.56 $cm.an^{-1}$	0.74 $cm.an^{-1}$	0.63 $cm.an^{-1}$	0.20 $cm.an^{-1}$	0.35 $cm.an^{-1}$	0.82 $cm.an^{-1}$

Taux de sédimentation calculés entre les strates datées dans les différentes carottes

Il existe un gradient Nord-Sud de sédimentation : les sédiments apportés par la centrale EDF, l'Arc et la Touloubre se déposent dans la partie Nord du Grand étang.
Ces 3 sources sédimentaires (cf. §2.1 Apports du Bassin Versant, actuellement d'environ 100 000 tonnes de MES/an) représentent, pour une densité du sédiment de l'ordre de 1,5 tonnes/m^3, et rapportés à la moitié nord de la surface de l'étang environ 10% de ces taux de sédimentation.

3. Interprétation des résultats et évolutions – GIPREB

Partie 3

CONCLUSION, INTERPRETATION

Depuis l'état des lieux en 2006 jusqu'à 2012, les masses d'eau de l'étang de Berre (grand étang et étang de Vaïne) ne répondent pas aux exigences de la Directive cadre sur l'Eau. Elles sont classées respectivement dans un état « mauvais » et « médiocre » au titre de la DCE en 2009. Les principaux paramètres déclassants sont selon leur écart à la grille DCE : les macrophytes, la macrofaune benthique, les teneurs en oxygène dissous, la biomasse chlorophylienne, les concentrations en phosphore.

Le suivi scientifique réalisé par le Gipreb, qui s'appuie sur une plus grande fréquence de mesures confirme l'ensemble de ces observations.

Depuis 2006, avec la mise en place des nouvelles modalités de rejets de la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas, on observe pour certains paramètres, des évolutions positives comme pour les zostères mais une stagnation en ce qui concerne les éléments nutritifs, la lumière, l'oxygène…

Que disent les indicateurs ?

Maintien de l'eutrophisation

L'étang de Berre constitue un milieu eutrophe avec de fréquentes efflorescences algales (phytoplanctons et macroalgues) et des phénomènes récurrents d'appauvrissement ou de disparition de l'oxygène de ses eaux.

La salinité est un paramètre maîtrisé sur la période dans le cadre des contraintes réglementaire des rejets EDF, elle se maintient généralement dans une gamme comprise entre 15 et 25.

La qualité hydrologique de l'étang de Berre est marquée par des concentrations en éléments nutritifs stables depuis 2006, à l'exception des variations saisonnières (les teneurs en nitrates, en nitrites et ammonium sont très élevées en hiver). Les concentrations en phosphate restent globalement faibles (plus élevées en profondeur et en été, ce qui témoigne du caractère anoxique des eaux).

Les concentrations en chlorophylle a sont plus faibles depuis 2006 que dans les années 2000 ; suite à cette baisse on observe maintenant des concentrations comparables d'une année à l'autre avec des augmentations estivales de chlorophylle a, représentatifs d'une abondance de phytoplancton, supérieure au seuil du Bon état selon le Réseau de Suivi Lagunaire (7 $\mu g.l^{-1}$).

Anoxies quasi permanentes

On observe une stratification haline de la masse d'eau entre les eaux salées rentrant par le chenal de Caronte au sud et les eaux saumâtres issues du mélange entre les eaux marines et les eaux douves des tributaires naturels et du rejet EDF. Cette stratification haline, associée à la dégradation de la matière organique issue de la forte production primaire phytoplanctonique, a des conséquences sur les concentrations en oxygène dissous dans les secteurs les plus profonds (au dessous de six mètres) de l'étang. Ainsi, on observe des hypoxies voire des anoxies quasi-permanentes au fond de l'étang, qui vont progressivement se propager vers les bordures en remontant. Seul des épisodes de vents (Mistral notamment) suffisamment forts et durables peuvent rompre ponctuellement la stratification haline et permettre un mélange des eaux. Lors des pics estivaux de production phytoplanctonique, couplés à un régime de vent faible, les anoxies peuvent remonter vers trois à quatre mètres de profondeur. L'oxygénation des eaux est en relation directe avec la profondeur et la stratification haline. Dans l'étang de Vaïne les épisodes d'anoxie sont rares du fait de sa faible profondeur (quatre à cinq mètres),

La transparence de l'eau, facteur essentiel au développement de la flore aquatique, est directement conditionnée par la charge en matière particulaire dans l'eau (due notamment aux fortes teneurs en phytoplancton et aux rejets de limons). Dans l'étang de Vaïne, hydrologiquement isolé du grand étang, les eaux sont globalement plus transparentes.

Une vitalité faible de la macrofaune benthique

La persistance de conditions hypoxiques associée à des anoxies régulières a des impacts sur les peuplements de macrofaune benthique en provoquant des mortalités massives et en empêchant le développement d'un peuplement benthique diversifié. La vitalité des peuplements (nombre d'espèces, densité) reste faible au regard des niveaux relevés dans d'autres lagunes littorales comparables telles que l'étang de Thau. Dans les parties les plus profondes de l'étang de Berre, seules des espèces opportunistes et typiques des milieux enrichis en matières organiques sont présentes. Ces peuplements disparaissent suite aux anoxies estivales et peinent à se reconstruire durant la phase hivernale suivante.

La bordure littorale est moins touchée par ces phénomènes d'anoxie et on y observe des peuplements plus diversifiés, notamment avec le développement de coquillages fouisseurs, principalement de *Ruditapes philipinarum*, espèce de palourdes introduites et typiques des sédiments à forte charge organique. Cette présence qui signe toutefois une amélioration, pour une fine frange littorale peu profonde et largement oxygénée, est à mettre au crédit de la stabilisation de la salinité suite à la réduction des rejets EDF.

Une surface de zostères très modeste

Les macrophytes dans l'étang de Berre sont principalement représentées par le genre *Ulva*, qui regroupe des espèces fortement nitrophiles et témoin d'un environnement eutrophe.

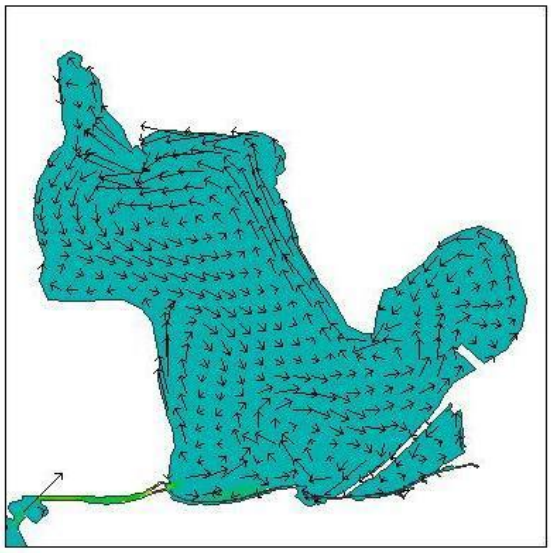
En ce qui concerne les phanérogames (espèce de référence de la DCE) les zostères marines (*Zostera marina)* sont absentes, et les zostères naines (*Zostera noltei*) ont des taux de recouvrement très faibles même si on assiste depuis 2006 à des croissances au niveau des herbiers reliques par coalescence des tâches. Cependant, la profondeur maximale atteinte par les herbiers ne progresse pas (1.5 à 2 m) et aucun nouvel herbier n'est apparu même si quelques taches se sont dispersées sur la côte est.

Cette croissance (en surface) est à mettre au crédit d'une augmentation de la transparence de l'eau liée à la baisse du phytoplancton (et de la chlorophylle a), et à la stabilisation de la salinité. Il est important de noter que la surface totale couverte reste cependant très modeste avec 4.5 ha en 2015 soit 0.03 % de la surface globale de l'étang de Berre.

Cette très lente progression des herbiers, et surtout leur non développement à plus de 3 mètres pourrait s'expliquer par le facteur lumière. En effet, l'irradiance (quantité de lumière disponible) à 2 m de fond est encore très faible (médiane comprise entre 11 et 18 % de l'irradiance de surface). Un tel niveau d'irradiance se retrouve à 10-15 m de profondeur en mer ouverte et correspond à un coefficient d'atténuation (Kd) de 1,5 en moyenne sur la période avec de faible variation interannuelle. A titre de comparaison, dans l'étang de Thau (lagune méditerranéenne profonde comme l'étang de Berre), ce coefficient d'atténuation moyen est de 0.5 (Auby *et al.,* 1999) et la surface totale couverte par les zostères (*Zostera marina* et *noltei*) est de 15 %. Les épiphytes (algues poussant sur les feuilles de zostères) sont favorisés par l'eutrophisation et participent également à la limitation de l'activité phototosynthétique des zostères.

Ainsi, la transparence de l'eau malgré une amélioration depuis les années 2000, semble toujours être le principal frein à une recolonisation des fonds par les zostères. Cette influence de la transparence des eaux se retrouve aussi dans la répartition des herbiers de zostères. Ce rejet est caractérisé, outre par l'eau douce, par une importante charge en matières en suspension (limon de la Durance) qui diminue fortement la transparence des eaux.

Ainsi, lors des épisodes de rejets, la transparence mesurée par le disque de Secchi passe de 3 m (Kd= 0.7) à 0.5 m (Kd=4). A l'échelle de l'étang, les sites d'émergence de taches de zostères coïncident avec ceux de plus grande concentration de palourdes et sont localisés essentiellement sur la façade est, qui est la moins sous influence du panache EDF.



Carte des courants de surface issue du modèle hydrodynamique de circulation de l'étang de Berre par Mistral modéré.

Quelles évolutions possibles dans le cadre du SDAGE ?

Le tableau ainsi présenté de l'état de l'écosystème de l'étang de Berre montre toutes les caractéristiques d'un milieu eutrophe : anoxie profonde avec mortalités d'invertébrés benthiques, diminution de la lumière, faible recouvrement par des espèces de phanérogames remplacé par des espèces opportunistes nitrophiles comme les ulves. Ce niveau d'eutrophisation constitue le principal frein à une nette amélioration de l'écosystème et est lié à des apports excessifs en éléments nutritifs. Or, le bilan des apports montre bien la prédominance des rejets EDF dans les apports en azote. Pour le phosphore, le bilan est plus contrasté avec une part importante liée au ruissellement et aux apports par l'Arc. De plus, une part des apports à la colonne d'eau pourrait venir du stock présent dans les sédiments notamment pour le phosphore (PO_4) lors des épisodes d'anoxies par diffusion depuis le sédiment. Mais justement, ce flux diffusif n'intervenant qu'en période d'anoxie, c'est-à-dire en condition de stratification de la masse d'eau, ne participe donc que très peu au développement du phytoplancton de surface. On ne peut donc pas expliquer le développement du phytoplancton par ce phénomène de relargage.
En revanche, la dominance du genre *Ulva* dans les espèces de macrophytes présentes dans l'étang de Berre tend au contraire à prouver que l'eutrophisation vient bien d'apports en azote trop importants.

Des actions prévues insuffisantes pour atteindre le bon état de la DCE
D'une manière générale, pour diminuer le niveau d'eutrophisation d'une lagune, il est nécessaire de diminuer les apports trophiques.

Le Contrat d'étang s'attache en partie à travailler sur les apports du bassin versant, à travers des actions sur les réseaux d'assainissement du bassin versant naturel et les réseaux pluviaux directs. Mais il est important de noter que l'ensemble des stations d'épuration du bassin versant direct et indirect (Arc, Touloubre et Cadière) sont déjà aux normes avec traitement des éléments nutritifs. Ainsi, même si des améliorations sont toujours possibles, elles ne joueront qu'à la marge sur le bilan des apports en éléments eutrophisants. D'autre part, dans le Contrat d'étang, ainsi que dans le plan d'actions et OT, beaucoup d'actions prévues restent à l'état d'études (schéma directeur pluviaux…) et on ne peut attendre d'elles une quelconque réduction des apports.

Le Contrat d'étang prévoit aussi d'améliorer le renouvellement des eaux grâce à la remise en circulation des eaux du canal du Rove et l'apport d'eau de mer qui améliorera la qualité des

eaux de l'étang de Berre en réduisant sa charge trophique notamment après les phases de mise en route. Néanmoins, cette action n'est pas en mesure de supprimer la stratification haline produite par les apports d'eau douce de la centrale EDF.

Dès lors, les mortalités estivales d'invertébrés benthiques liés aux anoxies seront toujours présentes et empêcheront l'installation d'un peuplement pérenne au fond de l'étang et sa diversification. Les zostères peuvent continuer à progresser légèrement par coalescence des taches au niveau des herbiers existants mais leur progression sera vite limitée par le manque de lumière et la concurrence avec les ulves. Ainsi, ces actions du Contrat ne sont pas suffisantes à l'atteinte du Bon état au titre de la Directive cadre sur l'eau.

La réduction des rejets EDF comme levier d'action pour améliorer l'écosystème

Pourtant, les améliorations perçues depuis les nouvelles modalités de gestion de la centrale EDF montrent bien que la réduction des rejets d'eau douce est le bon levier d'action et qu'une nouvelle diminution de ces rejets permettrait d'accroître la dynamique actuelle.

En effet, une nouvelle diminution de moitié des rejets EDF réduirait les apports en N de 25 % et P de 7.5 % (par rapport au bilan global actuel). Une telle réduction engendrerait une amélioration des conditions de transparence de l'eau, en diminuant les concentrations en Chlorophylle a et en limitant la turbidité (rejets de limons…) et les ulves, ce qui serait favorable à l'accélération de la recolonisation des fonds par les zostères.

De plus, la diminution des rejets d'eau douce limiterait la stratification haline des masses d'eaux et par là même, les épisodes anoxiques. Cela diminuerait les apports en Phosphore par diffusion depuis le stock sédimentaire et serait donc favorable aux peuplements benthiques. Pour mémoire, fin 1990, suite à une période de 16 mois de rejets très faibles de la centrale EDF, Stora *et al.* (1995)[1] montrent une recolonisation des fonds azoïque et une diversification importante des peuplements benthiques. Cette amélioration n'avait pas survécu à la remise en place du régime habituel de rejets de la centrale hydroélectrique.

Le projet de restauration écologique de l'étang de Berre doit être regardé dans son ensemble. Si la diminution des apports EDF augmenterait le temps de résidence de l'eau dans l'étang, cet effet sera compensé par des apports d'eau marine accrue par le tunnel du Rove (estimé à 300 millions de m^3 par an pour un débit moyen de $10m^3/s$). En outre, la diminution de la charge en MES (phytoplancton et limons) aura un rôle bénéfique sur la

[1] Stora G., Arnoux A., Galas M., 1995. Time and spatial dynamics f Mediterranean lagoon macrobenthos during an exceptionally prolonged interruption of freshwater inputs. Hydrobiologia, Vol. 300, Issue 1, pp 123-132.

transparence de l'eau et sera profitable aux herbiers de *zostera noltei* dont l'accroissement représente un potentiel de stockage pérenne de la matière organique.

Conclusion

La lecture de l'état de l'écosystème et de son évolution depuis 2006, date de la mise en place de nouvelles modalités de rejets EDF montre quelques évolutions positives. Cependant, celle-ci sont bien trop ténues et lentes pour envisager une atteinte du bon état des masses d'eau et cela malgré la poursuite des actions du Contrat d'étang et du SDAGE.

Pour le Gipreb, la piste prioritaire permettant la réhabilitation écologique de la lagune de Berre est la réduction de l'eutrophisation. Il s'agit donc de mettre en œuvre toutes les actions permettant de faire baisser le niveau trophique : augmentation des échanges avec la mer Méditerranée oligotrophe, baisse des apports du bassin versant, réduction du stock disponible d'éléments nutritifs.

Pour l'ensemble de ces mesures, des actions concrètes peuvent être mises en place. Au regard de leur efficacité dans la réduction de l'eutrophisation et de leur poids économique, toutes ne sont pas comparables. Cependant, le Contrat d'étang de Berre couplé aux Contrats de rivières des affluents, s'attache à lutter contre l'eutrophisation par tous les types d'actions. Les collectivités poursuivent les investissements sur les réseaux d'eaux usées et engagent des démarches de réduction des apports liés au ruissellement. Les apports industriels directs suivent une tendance à la réduction du fait de l'amélioration des process et de la baisse de l'activité dans le secteur pétrochimique notamment.

L'augmentation des échanges avec la mer sera mise en œuvre avec la réouverture à la circulation d'eau marine du tunnel du Rove. Les efforts entrepris par les collectivités pour le ramassage des ulves se poursuivent et des actions de protection des herbiers de zostères sont envisagées.

Toutefois, ces actions sont engagées depuis près de deux décennies et si elles participent à la poursuite des améliorations actuelles, elles ne seront certainement pas en mesure de produire une accélération franche de la réhabilitation de l'étang. C'est pourquoi, après 10 ans d'expérimentation des nouvelles modalités des rejets EDF, sur la base des données scientifiques les plus récentes de l'Observatoire du milieu et les retours d'expériences sur les

réactions de l’écosystème à la modification des pressions, les membres du Gipreb exigent aujourd’hui une nouvelle phase expérimentale de réduction de moitié des rejets EDF. Cette réduction doit être engagée dès à présent afin que ses bénéfices puissent être observés avant l’échéance réglementaire de 2027.

3. Interprétation des résultats et évolutions – EDF

Sur la période d'étude depuis 2006, les résultats DCE, complétés des suivis plus détaillés réalisés par EDF et le GIPREB montrent que les compartiments les plus dégradés et en écarts par rapport à la définition du Bon Etat de la DCE sont les macrophytes et la macrofaune benthique.

Dans cette partie, nous proposons de reprendre les principales observations sur ces deux descripteurs et d'analyser les principaux facteurs pouvant être à l'origine des évolutions ou limitants pour l'atteinte du Bon Etat.

Une réflexion prospective est proposée, par rapport à l'objectif de Bon Etat à l'horizon 2027, à partir de la connaissance acquise globalement sur le fonctionnement de l'écosystème.

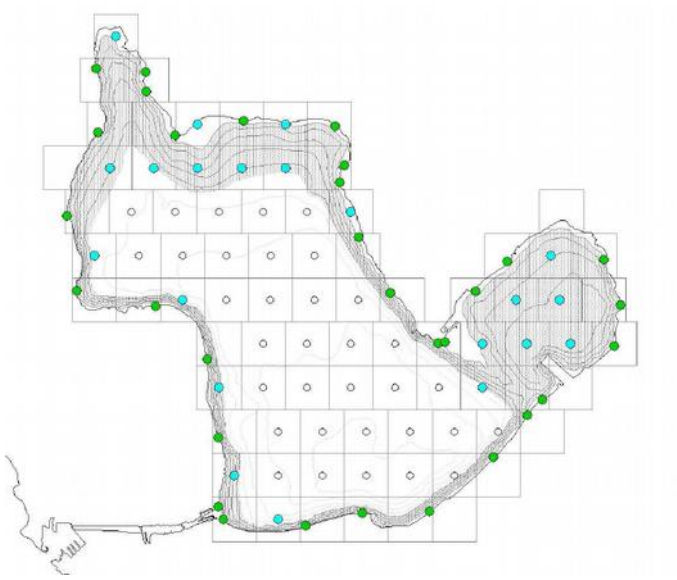
Evolution des macrophytes.

Les zostères montrent une dynamique de progression significative, avec des surfaces de recouvrement multipliées globalement par quatre entre 2009 et 2014.

Cette progression peut être une première réponse avec effet retardé de différents facteurs agissant probablement en synergie :

- La réduction des apports en nutriments (azote et phosphore) par les rivières et la centrale EDF, en relation avec la mise aux normes des rejets sur l'ensemble du bassin versant et la diminution des rejets EDF à partir de 2005.
- L'augmentation de la pénétration de la lumière dans l'eau, liée à la diminution des concentrations en phytoplancton dans l'eau à partir du début des années 2000.

Néanmoins, cette progression reste encore négligeable par rapport au recouvrement attendu pour atteindre le Bon Etat : il est attendu que les espèces de référence (comme les zostères) recouvrent au moins 50% de la surface définie comme potentiellement colonisable. Compte tenu du maillage des stations (200 ha), cela correspondrait à plus de 3000 ha de recouvrement soit presque 1000 fois plus qu'aujourd'hui.



Stratégie d'échantillonnage des macrophytes pour l'étang de Berre. Les 52 stations sont réparties selon un maillage régulier de 200 ha (Derolez et Oheix, 2012).

D'autre part, l'extension maximale des herbiers est limitée à 2m de profondeur, alors qu'il est attendu que l'extension se fasse jusqu'à 6m de fond (figure).

Les facteurs limitants potentiels sont discutés ci-dessous.

- Les températures et les valeurs de salinité de l'Etang de Berre sont compatibles avec l'écologie de *Zostera noltii*.

- Les mesures de contaminants dans le sédiment ne présentent pas de valeurs critiques par rapport aux normes de qualité environnementales. Toutefois, des apports polluants potentiels issus du bassin versant (*e.g.* plaine agricole de l'Arc) ne peuvent pas être exclus (cela pourrait potentiellement expliquer les différences de développement observées entre les herbiers de l'Arc et de Berre).

- L'extension en profondeur est limitée par la disponibilité de la lumière. Les 10% d'irradiance considérés comme le seuil minimal de lumière nécessaire à la croissance de *Zostera noltii* peuvent être atteints dans l'étang entre 2 et 3 m de profondeur. A l'échelle locale des stations de suivi de Pointe de Berre et l'Arc, ce seuil peut être atteint dès 1 m de fond.

  Le manque de lumière peut être dû à des blooms encore chroniques du phytoplancton, au brassage du sédiment sous l'effet du vent, ou aux matières en suspension issues des apports continentaux (centrale EDF, Arc, Touloubre).

En effet, la houle et les courants formés dans le grand étang sous l'action du vent (Mistral majoritairement en direction du sud-est conduisent à la remise en suspension du sédiment (facilitée par la faible densité des herbiers en place) affectant la transparence de l'eau.

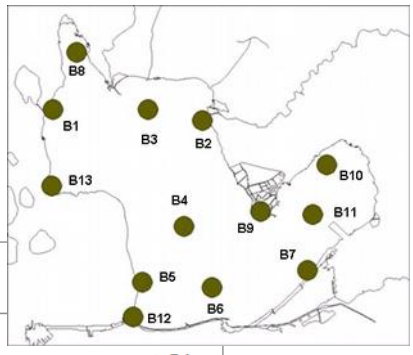
L'influence des apports directs en MES apparait secondaire compte tenu que la surface d'herbier la plus importante (de surcroit en phase d'expansion) se trouve au débouché de la centrale EDF. Cette zone est en outre moins soumise à l'agitation du fond sous l'effet du vent du fait de la présence de la digue EDF à l'ouest de la zone.

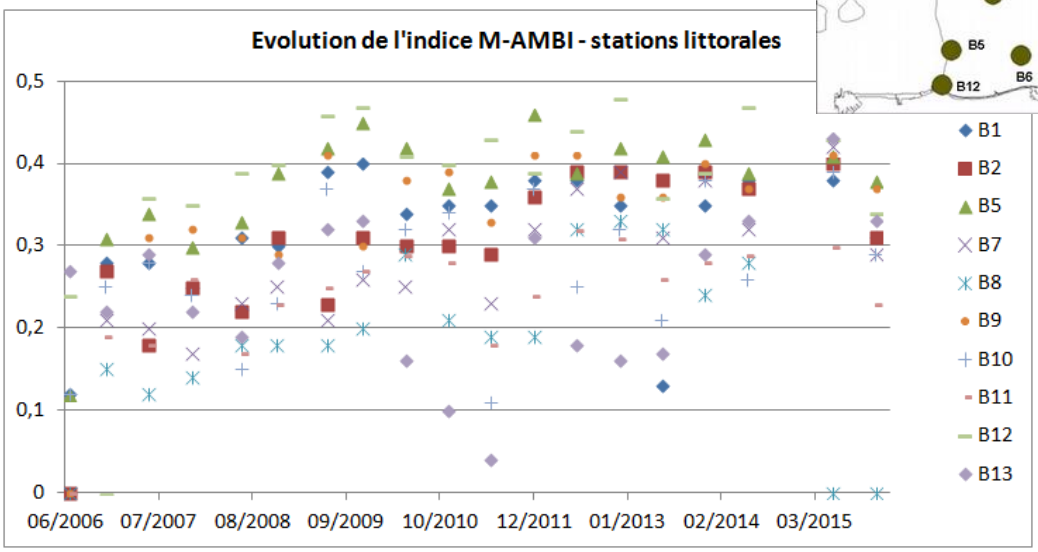
- La dynamique de recolonisation insuffisante des herbiers est nécessairement affectée par le contexte global d'eutrophisation de l'étang qui conduit à favoriser le développement d'épiphytes (auto-ombrage des herbiers) et de macrophytes opportunistes comme les ulves.

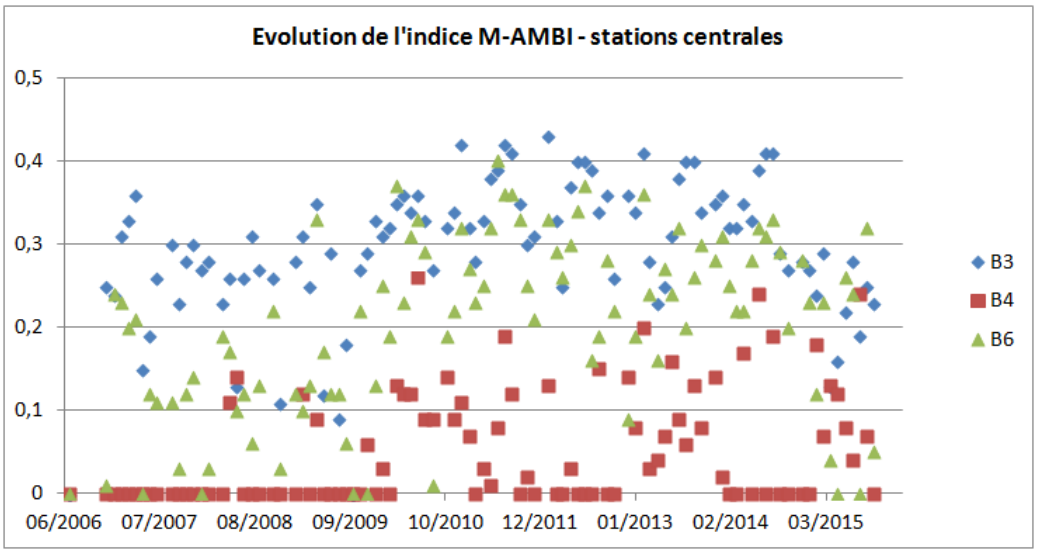
Evolution de la macrofaune benthique

La macrofaune benthique montre, tant pour les stations littorales que pour les stations centrales profondes une augmentation des richesses spécifiques et une relative stabilité des densités. Ces valeurs restent globalement faibles (ex. jusqu'à 30 espèces dans l'étang de Thau).

L'indice DCE M-AMBI illustre cette tendance positive, néanmoins perturbée par des baisses ponctuelles régulières au cours de la chronique (en particulier aux stations les plus confinées B13-Ranquet, B8-St Chamas, B11-Vaine) et des valeurs nulles aux stations centrales plus profondes.







Le principal facteur limitant est l'oxygénation à proximité du fond, avec des hypoxies et anoxies marquées pendant la période productive et pouvant perdurer plusieurs jours à plusieurs semaines.

Plusieurs facteurs peuvent être à l'origine de ces anoxies :

- le contexte global d'eutrophisation (production de matière organique importante, cycles de production régénérée, stocks sédimentaires en matière organique, d'autant plus favorisés que les temps de résidence sont longs)

- au niveau des stations profondes (>6m), la stratification accentuée par la dynamique des turbinages.

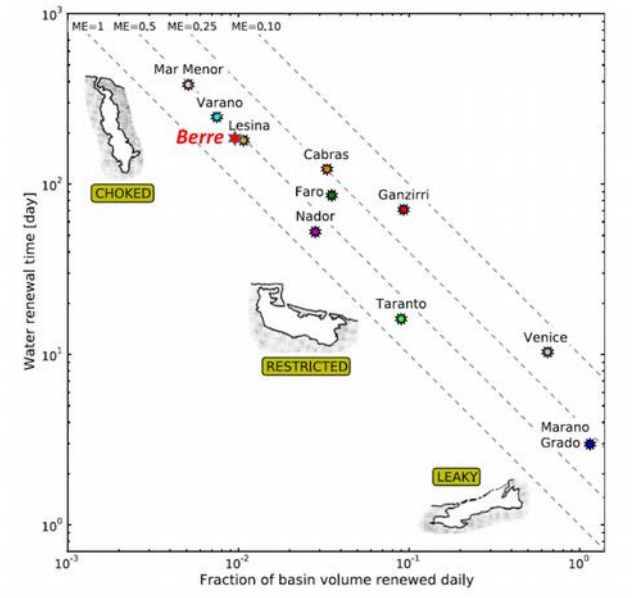
- la remise en suspension du sédiment favorisée par les épisodes de vent peut entrainer, notamment dans les zones peu profondes des échanges entre le sédiment superficiel et la colonne d'eau et ainsi contribuer à remobiliser des formes réduites du sédiment à oxyder ou remobiliser des nutriments susceptibles d'augmenter la production de matière organique à dégrader.

- par effet de synergie, la couverture négligeable des macrophytes ne favorise pas non plus la réoxygénation de la colonne d'eau.

Analyse du fonctionnement de l'étang et éléments de prospective sur son évolution

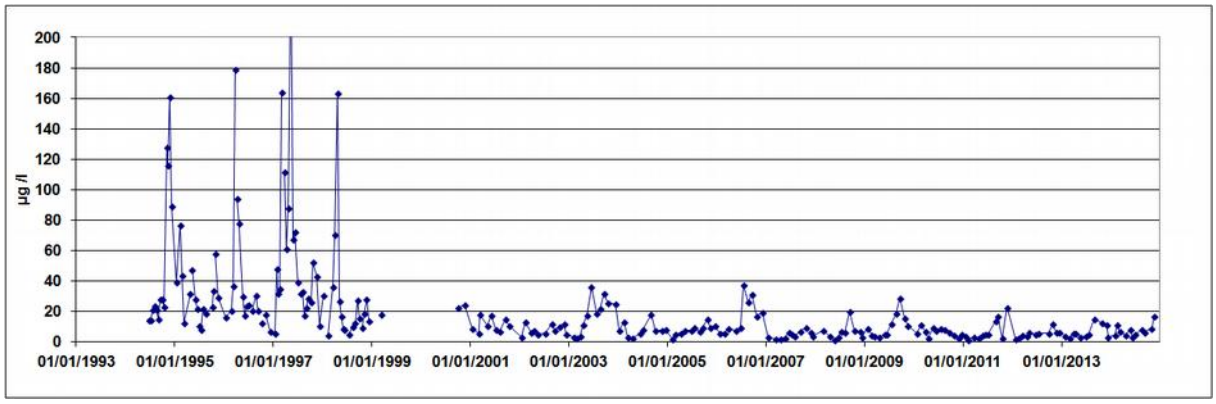
Les forçages hydrodynamiques principaux dans l'étang sont les échanges d'eau par le chenal de Caronte, sous l'influence des marées et des apports d'eau douce par la centrale EDF de St Chamas et les rivières. Cette communication avec la mer entraine une stratification haline (couche plus marine au fond) ; celle-ci étant d'autant plus intense que la salinité de l'étang est plus faible, et donc atténuée depuis que les turbinages de la centrale EDF ont été diminués. Le vent, est aussi un facteur forçant important ; le Mistral en particulier entraine fréquemment un brassage des masses d'eaux.

De par sa configuration géographique et son hydrologie, et malgré d'importants apports en eau douce continentale via la centrale EDF, l'étang de Berre se classe parmi les lagunes les plus confinées (cf. figure et synthèse sur l'eutrophisation du LNHE jointe au dossier). Cette caractéristique confère aux stocks de nutriments un rôle prépondérant et rend l'étang d'autant plus lent à réagir à la réduction des apports continentaux en nutriments. Le temps de résidence important des masses d'eau contribue à accroitre le phénomène d'eutrophisation.



Classification de l'étang de Berre parmi 10 autres lagunes méditerranéennes, basée sur le temps de renouvellement modélisé et la part quotidienne d'eau échangée avec le milieu marin adjacent. Les 4 droites en pointillés représentent l'efficacité de mélange (ME vaut 1 lorsque toute l'eau entrée est mélangée dans la lagune) (modifié d'après Umgiesser *et al*., 2014).

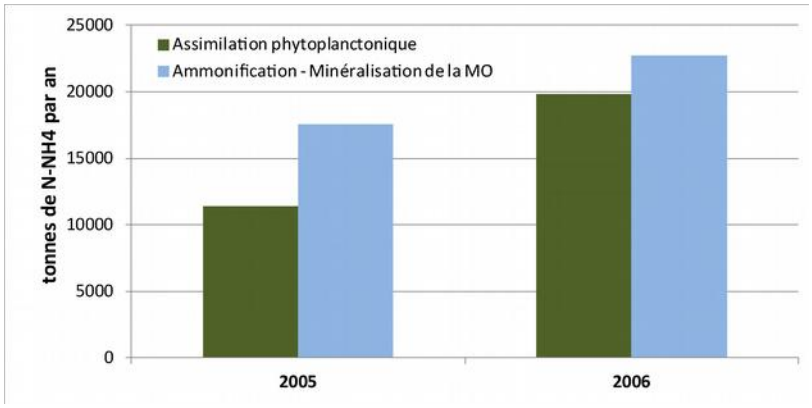
L'écologie de l'étang a évolué depuis les années 90. Cependant, la réponse de la lagune à la réduction des apports en nutriments du bassin versant n'est pas linéaire. La chute brutale de la teneur en chlorophylle (liée à la disparition du dinoflagellé Prorocentrum) au tout début des années 2000 en est une illustration (Raimbault *et al*., 2013).

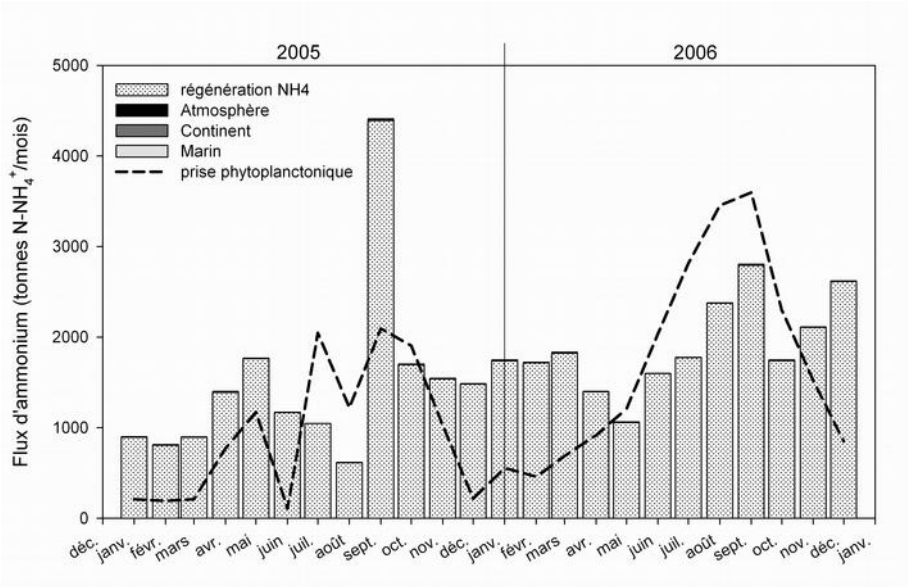


Evolution de la teneur en chlorophylle moyenne dans l'étang de Berre depuis 1994 (actualisé d'après Raimbault *et al*., 2013)

Aujourd'hui, le système est encore très productif avec des concentrations moyennes en chlorophylle entre 2 et 18 µg/l (suivi GIPREB). S'il peut se développer sur les apports de

nutriments dits « nouveaux » en provenance du bassin versant (rivières et apports issus du canal EDF, resp. riches en PO_4^{3-} et NO_3^-), le phytoplancton de l'Etang de Berre trouve les éléments nécessaires à sa croissance principalement au sein même de la lagune : les processus extrêmement dynamiques de minéralisation de la matière organique dans la colonne d'eau et au niveau du sédiment alimentent pour 95% la demande nécessaire à la croissance du phytoplancton, à l'échelle annuelle (Gouze *et al*., 2008). Ainsi le phytoplancton de l'étang se développe préférentiellement sur l'ammonium relativement aux nitrates (cf. note de synthèse du LNHE). Ce cycle de la matière organique, localisé au sein même de la lagune est d'autant plus favorisé que les temps de résidence sont longs.





Flux mensuels et annuels d'ammonium (en tonnes de N-NH4) dans l'étang de Berre en 2005 et 2006 mis en parallèle avec la prise d'ammonium par le phytoplancton. Les dépôts atmosphériques, les apports continentaux et marins sont négligeables (non visibles à cette échelle) face à la régéneration de l'azote au sein même de la colonne d'eau (Gouze *et al*., 2008)

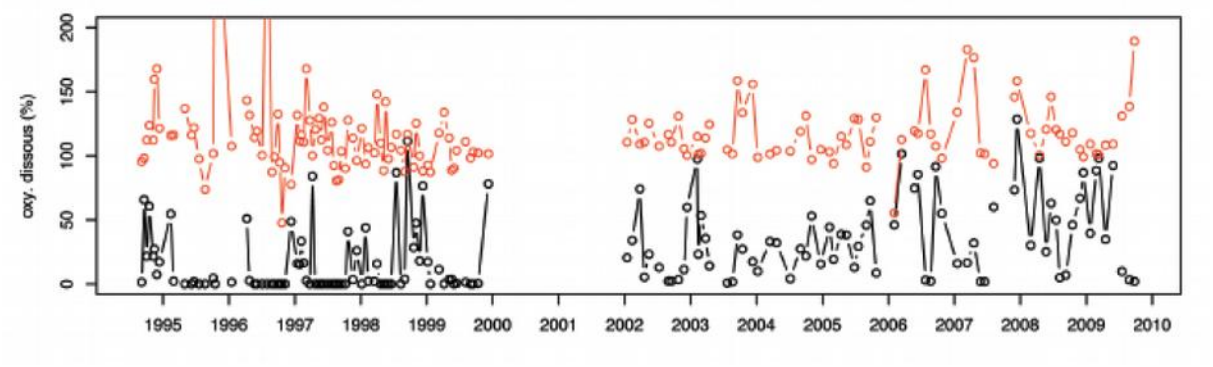
La dégradation de cette matière organique produite en quantité importante dans la colonne d'eau et qui sédimente vers le fond entraine une demande forte en oxygène au fond. Dans les zones les plus profondes, la stratification haline limite la diffusion d'oxygène de la masse d'eau vers le fond et accentue des anoxies de fond lorsque cette consommation d'oxygène est forte, soit essentiellement en période estivale. Le relargage en conditions anoxiques des composés du sédiment, notamment du phosphore vient enrichir la colonne d'eau et favorise en retour la production phytoplanctonique. Ainsi, l'anoxie de fond relativement à la surface est à la fois une cause et une conséquence du bloom de phytoplancton.

Le système est limité par la disponibilité du phosphore en période productive. Gouze et al (2016) montrent que les ulves sont limitées par le phosphore pendant leur phase de croissance. Des simulations de scénarios de réduction des apports montrent que le système n'évolue pas positivement en l'absence de réduction significative de phosphore (cf. note de synthèse du LNHE).

Le maintien de concentrations moyennes en chlorophylle (moyenne globalement inférieure à 15 µg/l) au cours des dernières années, et les tendances à la diminution de la biomasse des ulves et à la progression des zostères et gracilaires constituent des signaux indiquant que la lagune est en évolution, et diminue progressivement sa charge trophique. Toute extrapolation de ces tendances reste très prématurée.

Les herbiers de zostères ne sont aujourd'hui pas assez développés et sont considérés comme fonctionnellement éteints. Malgré des signaux de reprise de croissance, ils ne disposent pas de la biomasse critique pour leur permettre un développement rapide dans ces conditions du milieu (effet de la houle, manque de lumière lié aux blooms, épiphytes et remises en suspension).

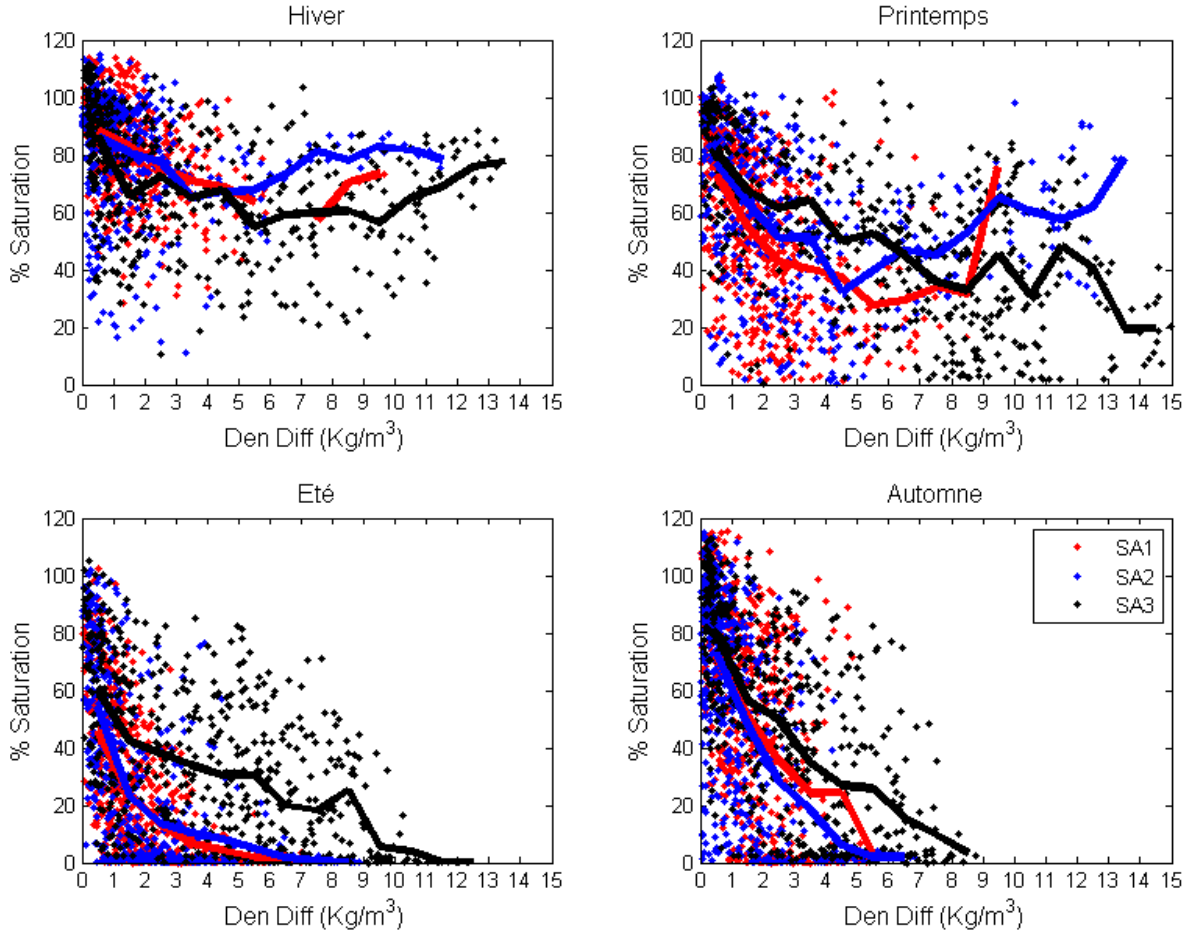
L'oxygénation du fond a tendance à augmenter au cours des dernières années par effet combiné de la diminution de la charge en matière organique dans la colonne d'eau (moins de phytoplancton à partir du début des années 2000) et d'une atténuation de la stratification (avec l'augmentation globale de la salinité de surface à partir de 2005) rendant la colonne d'eau plus facilement mélangeable sous l'effet du vent.



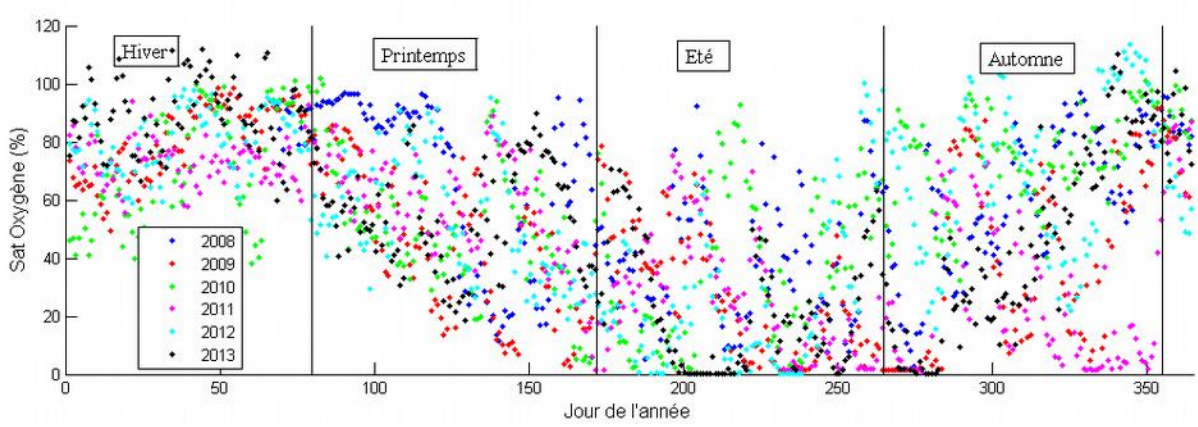
Série temporelle des minimas (courbes noires) et maximas (courbes rouges) du pourcentage de saturation en oxygène de 1994 à 2010 dans l'étang ; Ces valeurs extrêmes permettent de séparer les eaux de surface des eaux plus profondes, aux caractéristiques physico-chimiques différentes (d'après Nerini *et al*., 2013)

Malgré cela, les anoxies estivales au fond de l'étang ne permettent pas l'installation d'une macrofaune benthique diversifiée et pérenne.

Ces anoxies de fond sont accentuées par l'intensité de la stratification, néanmoins le facteur saisonnier reste prépondérant (pas d'anoxie en hiver quelle que soit l'intensité de stratification). Plus la colonne d'eau est stratifiée, moins il y a de diffusion turbulente d'oxygène et plus il y a de risque que le fond soit anoxique pendant les mois productifs. L'anoxie est toutefois observée en l'absence de stratification marquée alors que la colonne d'eau ne connait qu'un faible gradient de densité (différence de densité de 1 à 2 kg/m^3 correspondant grossièrement à une différence de 1 à 2 PSU de salinité entre la surface et le fond), indiquant que la demande benthique en oxygène est intense. Les températures élevées favorisent le développement microbien et les processus biologiques de respiration et de dégradation de la matière organique accumulée en grande quantité au niveau des sédiments.



Saturation en oxygène du fond (moyenne journalière en %) en fonction de l'intensité de stratification (différence de densité entre la couche de fond et de surface en kg/m^3 calculée à partir des salinités et des températures de chacune des 2 masses) pour les 3 stations (SA1, SA2 et SA3) au fil des saisons sur la période 2008-2013 (les points sont les observations journalières, les traits représentent la moyenne).



Saturation moyenne journalière en oxygène dissous au fond de l'Etang de Berre (stations profondes, moyenne de SA1, SA2 et SA3) sur la période 2008-2013.

Les stations de mesure DCE pour la macrofaune benthique sont des stations centrales profondes, néanmoins les données montrent que même aux stations littorales moins profondes, le descripteur macrofaune benthique ne serait pas au bon état DCE (les valeurs de M-AMBI étant comprises depuis 2006 entre 0.00 et 0.48 ; alors que le bon état est défini pour un seuil supérieur à 0.63). Les valeurs de saturation en oxygène à ces stations littorales sont, en été, nettement inférieures à 70 % de saturation qui correspond au bon état pour la métrique O_2 (cf. descripteur hydrologie).

Les hypoxies estivales apparaissent régulièrement en zones littorales moins profondes. Leurs durées, bien que plus courtes, restent incompatibles avec l'établissement d'une vie benthique diversifiée, montrant que la faune benthique est très sensible à la teneur en oxygène du milieu.

A partir de ces observations, en zones profondes soumises aux entrées d'eau de mer à chaque cycle de marée, et en zones littorales où la faune benthique montre une forte sensibilité/exigence en teneur en oxygène, on en déduit que l'atténuation de la stratification (maximum de 31 ± 3 PSU en surface atteignables lors d'une période prolongée sans apports de la centrale) ne permettrait pas d'observer une durée d'anoxie compatible avec le développement de la macrofaune benthique du fait de la demande benthique en oxygène et de la charge en matière organique accumulée au niveau du sédiment.

En outre, une telle période prolongée sans apports de la centrale tend à augmenter les temps de résidence contribuant ainsi à accentuer ces effets de l'eutrophisation (blooms, anoxies).

Conclusion

Depuis la mise en œuvre des réductions des apports polluants du bassin versant (réduction des pollutions industrielles et mise aux normes des stations d'épuration) et les nouvelles dispositions de 2006 concernant les apports de la centrale de St Chamas, l'état écologique de l'étang s'améliore mais cette évolution parait trop lente pour espérer une atteinte du Bon Etat des masses d'eau à l'échéance 2027.

Pour EDF, alors que les objectifs fixés en 2006 (visant à stabiliser la salinité de l'étang) sont complètement atteints et maîtrisés, la priorité pour la période à venir réside dans la baisse de l'eutrophisation ; dès lors dans ce milieu vaste et complexe, les apports de la centrale de St Chamas ne peuvent pas être considérés comme le paramètre pertinent sur lequel agir ; en effet, il apparaît que :

- l'eutrophisation de l'étang s'alimente aujourd'hui principalement par le recyclage de la matière organique dans la colonne d'eau (favorisé par les temps de résidence relativement longs) et la question de la diminution des stocks de nutriments est donc nettement prioritaire sur une éventuelle nouvelle réduction des apports qui n'aurait que des effets marginaux ; à ce sujet, l'étang de Berre est un milieu à phosphore limitant et seules des actions incluant une réduction significative du phosphore sont susceptibles d'avoir des effets positifs ; en l'occurrence, la charge en phosphore des apports de la centrale est faible ;

- dans les zones profondes, la stratification induite par la superposition de l'eau de mer entrant par Caronte sous la masse d'eau saumâtre de l'étang, empêche la diffusion turbulente de l'oxygène vers le fond et accentue les anoxies pendant les mois chauds de l'année où l'activité respiratoire et de dégradation de la matière organique du sédiment est intense. Toutefois, des anoxies sont également régulièrement observées dans des zones littorales en l'absence de stratification marquée, alors que la colonne d'eau ne connaît qu'un faible gradient de densité, traduisant l'intensité de la demande benthique en oxygène.

Or, on ne peut espérer voir disparaître des gradients de densité aussi faibles même lors de périodes prolongées d'arrêt de la centrale EDF, a minima un gradient de température peut se manifester (*).
Même si les anoxies sont plus courtes, la faune benthique a besoin de longues phases oxiques pour se développer et ne peut pas s'établir durablement. En réalité, l'absence des herbiers de zostères, producteurs benthiques en oxygène et l'accumulation de matière organique dans le sédiment depuis des décennies, rendent illusoire le retour à l'état d'oxygénation du fond de l'étang tel qu'il était dans la première moitié du XXè siècle, et ce, même en l'absence prolongée des apports de la centrale de St Chamas.

(*) *A cet égard, en 1990, Stora et al. (1995) observent lors d'une période de 6 mois de très faibles apports de la centrale EDF une amélioration de la colonisation de la macrofaune par des espèces à affinité marine. Cette situation hydrologique exceptionnelle s'est reproduite depuis à plusieurs reprises (2005, 2006, 2012, 2015), sans que des effets associés sur la macrofaune aient été observés, voire même avec des exemples contraires de dégradation (e.g. 2006, 2015). Pour autant depuis la mise en place des mesures de 2006, les richesses spécifiques et densités sont du même ordre que les niveaux exceptionnels observés en 1990.*

- le temps de résidence observé sur l'étang de Berre est parmi les plus longs des lagunes de Méditerranée ; à cet égard, préconiser une nouvelle réduction des apports de la centrale de St Chamas serait complètement contre-productif et ne manquerait pas de conduire à une nouvelle dégradation (*). Les apports de la centrale de St Chamas ont 2 effets antagonistes ; par les quantités d'eau qu'ils représentent (bien que la concentration en azote soit très faible dans l'eau du canal EDF) ils constituent une fraction importante des apports d'azote, mais en diminuant les temps de résidence dans l'étang ils contribuent à favoriser l'export de matière ; entre ces 2 effets antagonistes, on peut supposer l'existence d'un optimum dont la situation actuelle est peut-être proche. Les travaux de la R&D d'EDF (notamment la mise au point d'un modèle global de qualité d'eau) visent précisément à répondre à cette question.

(*) En 2004, une étude sous maitrise d'ouvrage Gipreb (« étude d'incidence de l'arrêt des rejets EDF » - GIPREB/Safege-Cetiis- 2004) prévoyait une dégradation des conditions de l'étang en cas de fermeture de la centrale EDF a minima à l'horizon de la première décennie.

Références bibliographiques.

Deroleiz et Oheix, 2012. Diagnostic de la qualité du compartiment macrophytes des lagunes profondes dans le contexte de la Directive Cadre sur l'Eau (bassin Rhône Méditerranée et Corse). Propositions d'évolutions de la stratégie d'échantillonnage, Ifremer - novembre 2012.

Gouze et al., 2008. Nutrient and suspended matter discharge by tributaries into the Berre Lagoon (France): the contribution of flood events to the matter budget. Comptes Rendus Géosciences 340: 233-244.

Gouze et al., 2016. Macroalgae growth limitation and biomass assessment in the Berre Lagoon (SE France). Species succession over the last 15 years. Colloque Lagunet, mars 2016.

Nerini *et al*., 2013. Analyse des données historiques issues du suivi d'indicateurs physiques et biologiques dans l'étang de Berre, Lagun'R – Rencontres scientifiques autour de l'étang de Berre, Gipreb 2013.

Raimbault *et al*., 2013. L'étang de Berre, cycle de la matière, production primaire et communautés phytoplanctoniques, Lagun'R – Rencontres scientifiques autour de l'étang de Berre, Gipreb 2013.

Etang de Berre : vers une compréhension des processus d'eutrophisation

Document reproduit à partir de la note EDF-R&D (Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement) réf. H-P76-2015-04586-FR

Synthèse

L'Etang de Berre a fait l'objet de nombreuses études visant à la compréhension de son fonctionnement.
Ses caractéristiques hydro-géographiques en font un système unique. L'Etang de Berre se classe parmi les lagunes les plus confinées. Bien qu'il reçoive actuellement près d'1.10^9 m^3 d'eau douce par an, le temps moyen de résidence des masses d'eau est long (187 jours) et lui confère une forte sensibilité aux polluants qu'il a donc tendance à stocker.

Les apports continentaux en nutriments (N et P) sont aujourd'hui bien connus : la centrale hydro-électrique de Saint Chamas est le contributeur majeur des apports en azote (55% de N total) alors que les rivières Arc et Touloubre sont les principales contributrices en phosphore (50% du P total). Certaines sources de nutriments restent à ce jour non quantifiées pour boucler le bilan total des apports allochtones à la lagune comme les apports par ruissellement, par les réseaux pluviaux et domestiques ainsi que les dépôts atmosphériques qui pourraient s'avérer non négligeables dans cette région industrialisée et à forte activité aéroportuaire. La labilité des formes organiques dissoutes et particulaires apportées à la lagune n'est pas connue, donc il reste difficile de définir la part réelle des formes de nutriments qui contribuent directement à l'eutrophisation du site. De façon globale, on peut toutefois affirmer que les efforts de mise aux normes des stations d'épuration sur le bassin versant, ainsi que les réductions d'apports en eau et en limons par la centrale de Saint Chamas ont eu pour conséquence directe une diminution des apports allochtones en N et P dans la lagune des 2 dernières décennies.

En réponse à la diminution de ces apports, le système a montré des réponses non linéaires. La biomasse chlorophyllienne a fortement diminué au début des années 2000. Cette chute nette a été attribuée à la disparition d'une espèce de dinoflagellé (*Prorocentrum minimum*). Le phytoplancton montre une production primaire annuelle très importante. La production primaire actuelle est supérieure à celle estimée dans les années 70-80 pendant lesquelles les apports en N et en P du bassin versant étaient pourtant plus importants. Il n'y a pas de relation linéaire entre les apports en N et P du bassin versant et la production primaire mais des interactions complexes entre processus biotiques et abiotiques : la production primaire actuelle est supérieure à celle du passé du fait des temps de résidence actuels qui sont plus longs et du fait que les pools de N et de P dans la lagune pourraient être plus importants (rétention de N et P favorisée par les temps de résidence plus longs).

La production primaire phytoplanctonique est basée sur des processus autochtones de minéralisation de matière organique et donc sur un turnover de matière organique très dynamique. La minéralisation pélagique subvient aux besoins en nutriments du phytoplancton. Le sédiment est également une source de nutriments. Ce compartiment reste toutefois peu étudié : il existe peu de connaissances sur les stocks de N et de P qu'il contient et sur la vitesse à laquelle ceux-ci sont alimentés ou évacués.

Comme la communauté phytoplanctonique, la communauté macrophytique a, elle aussi, évolué au fil des années : la biomasse des ulves était maximale au début des années 2000, mais la biomasse totale des algues tend à diminuer depuis 2005-2006. La part des algues rouges dans la communauté macrophytique tend à augmenter. Ce phénomène pourrait indiquer une meilleure pénétration de la lumière dans l'eau et/ou une diminution de la charge trophique du système. Des études complémentaires permettront de vérifier ces hypothèses. Les herbiers de zostères, magnoliophytes caractéristiques des plans d'eau en bon état, ont montré dès les années 1930 un fort déclin. Bien que toujours présentes dans la lagune, leur taux de recouvrement actuel est très faible et contribue à la notation « mauvaise » à « médiocre » de l'Etang de Berre dans le cadre de la DCE. Ces espèces font l'objet d'un suivi écologique intense depuis 2006. Les herbiers sont les plus développés dans l'embouchure de la centrale de Saint Chamas, à la Pointe de Berre et dans l'Etang de Vaïne et tendent à se répandre progressivement ces 2 dernières années. Plusieurs hypothèses sont avancées pour expliquer leur faible développement comme le manque de lumière, la faible diversité génétique,

la charge trop importante en nutriments et en polluants dans l'eau et le sédiment, l'affouillement des rhizomes et l'arrachage des feuilles par l'hydrodynamique locale, etc ; mais, comme sur le Bassin d'Arcachon, les liens directs entre la dynamique des herbiers et ces forçages biotiques/abiotiques restent difficiles à établir.
Au niveau de la Pointe de Berre, des travaux récents expliquent la lenteur de progression des herbiers par la dynamique sédimentaire liée à la houle de vent. Un projet d'installation d'herbiers artificiels atténuateur de houle et protecteur de l'herbier natif est en cours d'étude à EDF.

Les teneurs en oxygène au fond de la lagune sont caractéristiques des systèmes eutrophisés. Les anoxies actuelles sont moins longues que celles observées dans les années 90 et au début des années 2000 par un effet conjoint de diminution de biomasse produite dans la colonne d'eau et d'atténuation de la stratification de la colonne favorable à la diffusion turbulente de l'oxygène de la surface vers le fond. Toutefois, les stations profondes de la lagune présentent encore à ce jour des épisodes anoxiques fréquents du printemps à l'automne. L'anoxie peut être levée lors des épisodes de vent qui homogénéisent la colonne d'eau, mais elle se réinstalle très rapidement, dès que le vent s'arrête et que la stratification se réinstalle (l'eau saumâtre de la lagune au-dessus de l'eau de mer qui entre par Caronte à chaque cycle de marée). Plus la colonne d'eau est stratifiée, moins il y a de diffusion turbulente d'oxygène et plus il y a de risque que le fond soit anoxique. L'anoxie est toutefois observée même pour les plus faibles stratifications, indiquant que la demande benthique en oxygène est intense. Les zones littorales moins profondes, semblent ne pas être épargnées par les épisodes d'hypoxies/anoxies estivales.

Un modèle numérique 3D hydrodynamique et biogéochimique a été construit pour compiler l'ensemble de nos connaissances sur l'Etang de Berre. Il a été calé et validé sur une période de 12 ans. Même s'il ne peut pas représenter la disparition de *Prorocentrum* observée sur le terrain, il simule une diminution de la concentration en chlorophylle à partir du début des années 2000 et apporte des éléments de compréhension intéressants : le modèle montre que la communauté phytoplanctonique principalement limitée par la lumière au début des années 2000, caractérisée par de fortes teneurs cellulaire en chlorophylle, laisse progressivement sa place à une communauté limitée en phosphore aux teneurs cellulaires en chlorophylle plus faibles.
Des scenarios de réduction d'apports continentaux en N et en P sont réalisés, à hydrodynamique équivalente. Le système étant limité en P ne montre pas de sensibilité à la réduction d'azote seul. Seuls les scénarios de réduction conjointe d'azote et de phosphore entraînent une diminution significative de la biomasse tout en maintenant la biodiversité de la communauté sans générer de dystrophie.

Un des outils clés pour les gestionnaires des lagunes est le 'bilan net des entrées et des sorties des nutriments' qui permet d'évaluer si le système étudié est en voie d'eutrophisation (stocks internes en N et P en croissance) ou en voie d'oligotrophisation (stocks internes en N et P en décroissance). La diversité de la nature des processus (physiques, chimiques, biologiques), de leur cinétique et de leurs effets ambivalents (à l'image des apports continentaux qui sont à la fois source de nutriments et favorisent au contraire le transport vers l'extérieur), rend l'approche intuitive impossible. La modélisation raffinée hydrodynamique et biogéochimique des systèmes (EDF), comme les outils simplifiés en modèle de boîte (IFREMER) apporteront des éléments majeurs dans l'établissement d'un tel bilan.

Sommaire

SYNTHÈSE **117**

SOMMAIRE **119**

1. INTRODUCTION **121**

1.1. Eutrophisation des lagunes 121
1.2. Présentation générale de l'Etang de Berre 122

2. LES APPORTS ALLOCHTONES EN EAU DOUCE, EN MATIÈRES EN SUSPENSION ET EN NUTRIMENTS À L'ETANG DE BERRE **126**

2.1. Les apports en eau douce 126
2.2. Les apports en matières en suspension 127
2.3. Les apports en nutriments 128
2.3.1. Les apports par la centrale EDF de Saint Chamas *128*
2.3.2. Les apports par les rivières *129*
2.3.3. Autres apports *130*
2.4. Bilan des apports en azote et phosphore 131

3. EVOLUTION DE LA COMMUNAUTÉ PHYTOPLANCTONIQUE ET DES PROCESSUS BIOGÉOCHIMIQUES ASSOCIÉS **132**

3.1. Evolution de la biomasse et des espèces 132
3.2. Production primaire associée 133
3.3. Assimilation d'azote 134

4. SOURCES AUTOCHTONES EN NUTRIMENTS **135**

4.1. Sources pélagiques 135
4.2. Sources benthiques 136

5. EVOLUTION DE LA COMMUNAUTÉ DES MACROPHYTES **137**

5.1. Evolution historique 137
5.2. Les algues : focus sur les Ulves et Gracilaires 137
5.3. Les phanérogames (Magnoliophytes) : Zostères 140
5.3.1. Surfaces couvertes par les herbiers de Zostères – Etat des lieux 2014 (données GIPREB). *140*
5.3.2. Tests de transplantation *141*
5.3.3. La dynamique sédimentaire : une contrainte locale pour la croissance des herbiers ? *142*

6. EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN OXYGÈNE DISSOUS **144**

6.1. Oxygénation dans la colonne d'eau : les processus en jeu 144
6.2. Evolution historique des teneurs en oxygène dans l'eau 144
6.3. Influence de la stratification de la colonne d'eau sur l'oxygénation du fond 146

7. MODÉLISATION 3D DE L'HYDRODYNAMISME ET DE L'EUTROPHISATION DE L'ETANG DE BERRE **149**

7.1. Présentation générale du modèle 149
7.1.1. Le modèle hydrodynamique *149*
7.1.2. Le modèle biogéochimique *150*
7.2. Calibration et validation du modèle 151
7.3. Résultats 152
7.4. Sensibilité du système à des réductions d'apports allochtones en N et P 153
7.4.1. Réduction des apports allochtones en N *154*
7.4.2. Réduction des apports allochtones en P *156*
7.4.3. Réduction des apports allochtones en N et P *158*
7.4.4. Bilan des tests de sensibilité *160*
7.5. Pistes d'amélioration du modèle 160

8. LE TEMPS DE RÉSIDENCE DES MASSES D'EAU – QUELLE IMPLICATION SUR L'ÉVOLUTION DES STOCKS EN N ET P ? **162**

8.1. TEMPS DE RÉSIDENCE DES MASSES D'EAU 162
8.2. EVOLUTION DES STOCKS EN AZOTE ET EN PHOSPHORE 167
9. CONCLUSION 170
10. Références 172

1.

2. INTRODUCTION.

Eutrophisation des lagunes.

Les lagunes sont des écosystèmes de transition entre le milieu continental et marin. *Ce sont des milieux relativement confinés qui présentent un faible taux de renouvellement de leurs eaux et qui ont donc tendance à stocker naturellement les apports issus de leur bassin versant. Ce sont donc des écosystèmes naturellement riches en éléments nutritifs qui permettent l'installation et la cohabitation de nombreuses espèces animales et végétales, dont les interactions participent à la stabilité du milieu.*

L'accroissement des populations résidentes et les activités associées ont engendré une augmentation des apports en matières nutritives au niveau des lagunes.

L'enrichissement excessif d'un milieu aquatique en matière organique et en nutriments, notamment des composés azotés et phosphorés, caractérise le phénomène d'eutrophisation (European Commission, 1991)*. L'augmentation de la production primaire et le développement d'algues et de végétaux d'espèces supérieures qui s'en suit, entraînent une perturbation indésirable de l'équilibre entre les organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau. Les principales conséquences de l'eutrophisation des lagunes sont d'une part des dysfonctionnements écologiques, comme l'appauvrissement de la biodiversité et l'occurrence d'anoxie, et d'autre part, une perturbation des activités économiques qui en dépendent (conchyliculture et tourisme)* (Réseau de Suivi Lagunaire, 2009).

Malgré les avancées dans la connaissance des processus physiques et biogéochimiques en jeu, certaines questions demeurent notamment sur les interactions entre tous ces processus au regard du délai et de la nature des réponses souvent « site-spécifique » aux forçages extérieurs et aux opérations de restauration (e.g. Kjerfve 1994 ; Zaldivar et al. 2008).

En France, les lagunes font l'objet d'une surveillance particulière :

- le Bassin d'Arcachon est la seule lagune du littoral Atlantique. La bonne qualité de ses eaux en fait l'un des premiers sites de production ostréicole d'Europe. La lagune est toutefois sensible aux apports en nutriments issus de l'urbanisation et de la maïsiculture sur le bassin versant et peut montrer des épisodes chroniques d'eutrophisation (*e.g.* Rimmelin et al. 1998, Blanchet et al. 2005, De Wit et al. 2005, Deborde, 2007). L'IFREMER assure le suivi qualitatif et quantitatif du phytoplancton potentiellement toxique pour les coquillages et leurs consommateurs. L'Université de Bordeaux, le CNRS (laboratoire EPOC : Environnements et Paléo-Environnements Océaniques et Côtiers) et IRSTEA mènent des travaux sur la lagune et son bassin versant afin de comprendre l'influence des forçages anthropiques et du changement climatique sur le système lagunaire. Le déclin des herbiers de zostères observé sur la période 1988-2008 fait l'objet d'une préoccupation particulière (Plus et al. 2010, Delgard et al. 2013). L'eutrophisation semble ne pas être responsable de cette régression : les liens avec la variabilité de la température, de la salinité, de la charge en matières en suspension, en nutriments ou en chlorophylle n'ont pas pu être établis. Les hypothèses avancées pour expliquer leur déclin sont : le manque de lumière et l'enfouissement des plantes liés à la remise en suspension du sédiment lors des dragages fréquents (entretien des ports et des plages de sable), la prédation par broutage plus importante par les oiseaux migrateurs et autochtones (dont les populations augmentent), une maladie liée à un protiste, les herbicides/pesticides (atrazine, TBT etc) issus des activités agricoles et nautiques (Plus et al. 2010). La lagune est classée « Parc Marin » depuis 2014.
- Sur le littoral méditerranéen, un chapelet d'une vingtaine de lagunes environ s'étend sur le littoral du Golfe du Lion principalement et une demi-douzaine sur la façade Est de la Corse. Chaque lagune présente des caractéristiques géographiques et hydrologiques spécifiques et des forçages anthropiques variables. La qualité d'eau de chacune d'entre elles peut aller du « Très Bon Etat » comme à Bages-Sigean, au « Mauvais Etat » comme l'Etang de l'Or. La plus grande d'entre elle, aussi grande que le Bassin d'Arcachon, est l'Etang de Berre et ses 155 km² (l'état des lieux de son eutrophisation est résumé dans le présent rapport), suivi de

l'Etang de Thau deux fois plus petit. La qualité des eaux de l'Etang de Thau autorise une importante activité conchylicole (10% de la production nationale). La flore aquatique est particulièrement préservée et présente une grande diversité. Des blooms toxiques de phytoplancton, des pollutions à *Escherichia coli* ou les épisodes d'anoxies (malaïgues) peuvent toutefois être observés de façon chronique et font l'objet d'une étroite surveillance afin de limiter les impacts sur les élevages d'huîtres et de moules. Les équipes universitaires, CNRS, IFREMER et IRD de l'Unité MARBEC MARine Biodiversity, Exploitation and Conservation à Montpellier étudient la biodiversité des milieux lagunaires et les usages de cette biodiversité par l'Homme. Plus spécifiquement sur l'Etang de Berre, les groupes de recherche d'Aix-Marseille (Mediterranean Institute of Oceanography et CEREGE) ainsi que le Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement (R&D de EDF) participent, en association avec le GIPREB (Syndicat Mixte Gestion Intégrée, Prospective et Restauration de l'Etang de Berre) à l'acquisition de connaissances sur la qualité de l'eau, du sédiment et sur les peuplements faunistiques et floristiques de la lagune. Au total dans la région méditerranéenne, ce sont près d'une centaine d'organismes (gestionnaires, scientifiques, socio-professionnels, services de l'Etat, collectivités, établissements publics etc) qui suivent l'eutrophisation de l'ensemble des lagunes, participent à l'acquisition de connaissances et se concertent pour soumettre et engager des programmes de gestion et de restauration.

Présentation générale de l'Etang de Berre.

L'Etang de Berre est situé au Sud-Est de la France (43°30'N et 5°10'E) (figure 1). C'est une lagune semi-fermée (profondeur moyenne de 6.5 m). Sa surface de 155 km² fait d'elle une des plus grandes lagunes méditerranéennes. Son seul lien avec la mer Méditerranée se fait au sud-ouest de la lagune, par le canal de Caronte (figure 1). L'Etang de Berre reçoit l'eau douce de deux tributaires naturels au Nord : l'Arc et la Touloubre. Chaque rivière présente un débit moyen journalier proche de 3 m^3/s (www.hydro.eaufrance.fr). Le bassin versant naturel (environ 1500 km²) est occupé par 600000 habitants et par des zones urbaines, industrielles et commerciales (raffineries pétrolières, aéro-nautique) construites dès le début du XXème siècle et supportant aujourd'hui les principales activités économiques de la région. Historiquement, l'étang reçoit également de l'eau douce en provenance des canaux de la Durance. Les débits de retours d'irrigation en provenance des canaux de Craponne et des Alpines (dérivant les eaux de la Durance pour l'irrigation de la Crau) se déversant dans l'étang ont été estimés jusqu'à hauteur de 32 à 37 m^3/s (Chevallier, 1917). A partir de 1966 avec la mise en service de la centrale hydro-électrique de Saint Chamas (SC), le canal EDF devient le principal tributaire de l'Etang (Minas 1973, Arfi 1989, Gouze et al 2008b et 2014). L'eau douce turbinée provient de la rivière Durance, en partie canalisée en chaîne hydraulique dite « Durance-Verdon » qui fait près de 250 km de long (figure 2) et qui draine un bassin versant de 13000 km². Elle représente actuellement un apport moyen de 29 m^3/s.

En réponse à l'ensemble de ces apports, la lagune a présenté, dès la moitié du XXème siècle, des dysfonctionnements écologiques :

- Physiques : avant la mise en service de la centrale hydro-électrique, la salinité de la lagune était de 31 ± 3 psu sur la période 1925-1966 (après élargissement et creusement du canal de Caronte à 9m). Les apports en eau douce par la centrale hydro-électrique ont conduit à une chute et une variabilité saisonnière de la salinité : de 2 à 30 psu en fonction de l'activité de la centrale sur la période 1966-1993 (Minas 1973). De plus, les eaux douces ont du mal à se mélanger avec les eaux marines denses entrant par Caronte : la colonne d'eau s'est donc stratifiée et l'installation de cette halocline plus ou moins marquée et plus ou moins pérenne a accentué les anoxies dans les régions les plus profondes (Minas 1973, Nerini et al. 2000).

- Biogéochimiques : les rejets incontrôlés des industries du pourtour de l'Etang ont conduit à l'empoisonnement des organismes aquatiques et notamment des poissons (la pêche a été interdite en 1957). Les eaux sont devenues turbides et colorées notamment à cause de la charge importante en matières minérales en suspension et des développements phytoplanctoniques générés par les apports en limons et en nutriments de la centrale hydro-électrique, des rivières, des industries et des stations d'épuration. Les herbiers à zostères ont progressivement disparu (Bernard et al. 2007). Les macro-algues se sont développées et s'accumulent épisodiquement sur les plages. La matière organique déposée au niveau du sédiment conduit à des anoxies d'autant plus favorisées par la stratification de la colonne d'eau. Ces anoxies conduisent à la mort des organismes benthiques qui n'ont pas la capacité de fuir (moules etc) et à une perte générale de biodiversité (Stora et al. 1983).

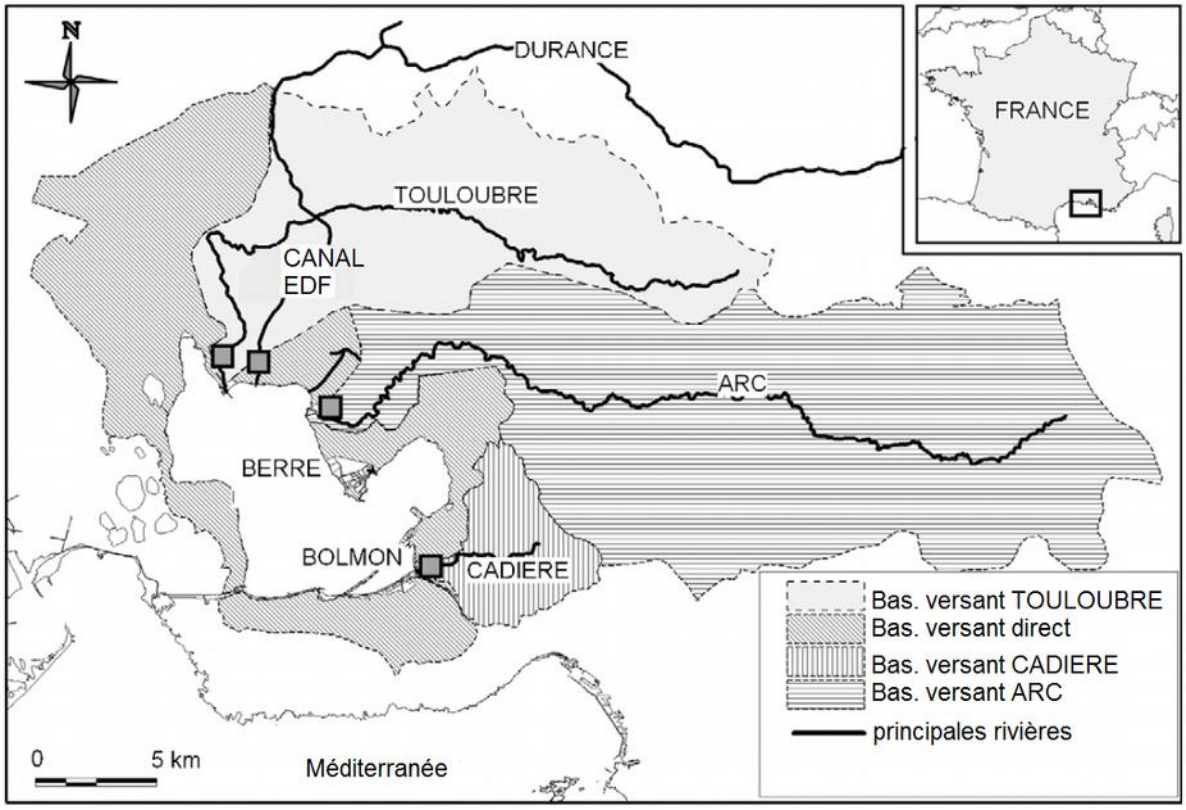


Figure 1 : Bassin versant naturel de l'Etang de Berre composé 1/ du bassin versant direct de la lagune, 2/ du bassin versant de la rivière Touloubre, 3/ du bassin versant de la rivière Arc et 4/ du bassin versant de la Cadière (Gouze et al. 2008b, modifié).

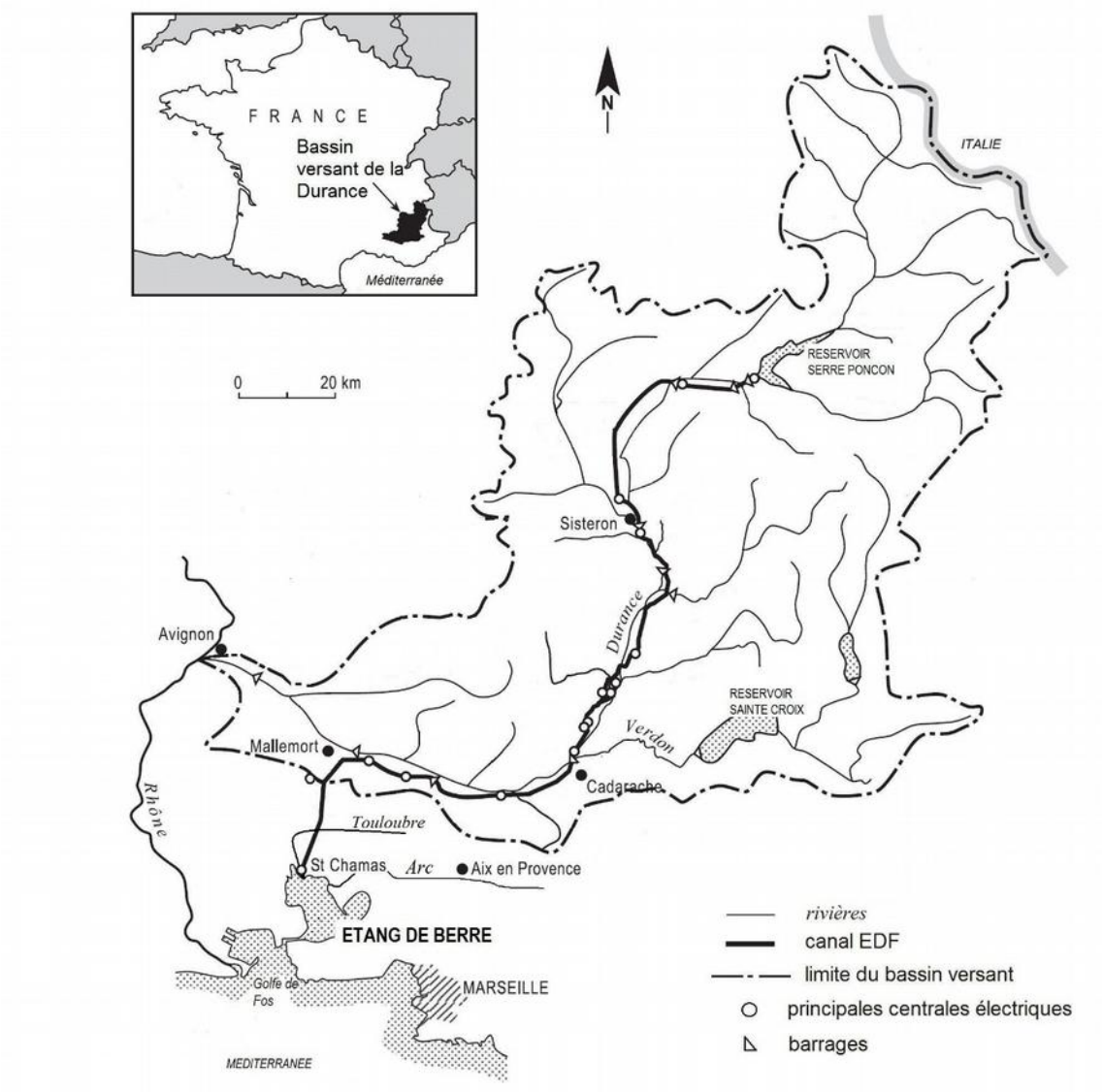


Figure 2 : L'Etang de Berre et le bassin versant de la Durance. La centrale de Saint Chamas termine la chaine de production hydro-électrique « Durance-Verdon » (Gouze et al., 2014). L'eau douce qui parvient à l'Etang de Berre par la centrale de Saint Chamas provient de la chaîne hydraulique « Durance-Verdon » qui fait près de 250 km de long. Les rivières Durance et Verdon, drainent un bassin versant de 13000 km². Elles ont été fortement aménagées depuis le milieu du XXème siècle (Houille Blanche, 1963). La construction de barrages en amont a généré deux réservoirs de tête : le lac de Serre-Ponçon sur la Durance et le lac de Sainte Croix sur le Verdon, dont la capacité utile est de 1000 et 300 millions de m^3 respectivement. L'eau est utilisée pour produire de l'électricité (énergie hydraulique) mais sert également à l'agriculture, à la consommation d'eau potable et permet aux activités touristiques de se développer notamment autour des grandes retenues. A partir des barrages, les eaux sont transportées via un canal sur lequel se succèdent une vingtaine d'usines hydrauliques. L'énergie potentielle de l'eau est utilisée tout le long de la chaîne, pour produire 7 milliards de kWh/an en moyenne, soit 10 % de l'énergie hydraulique française. Au niveau de Mallemort, le canal est détourné vers le Sud et l'Etang de Berre, où l'eau traverse encore 3 usines. La dernière usine de la chaîne est l'usine de St Chamas. L'eau douce parvient à l'Etang de Berre lorsque les usines au sud de Mallemort sont en fonctionnement (débit maximal : 250 m^3/s). Dans le cas où, pour la gestion des limitations de rejets en eau et en limons ou pour le respect d'objectifs règlementaires de salinité dans la lagune, les écoulements de la chaîne de production amont ne peuvent pas être rejetés vers l'Etang, ils sont restitués à la Durance à partir de Mallemort et rejoignent le Rhône.

Des mesures ont été progressivement prises pour restaurer l'écosystème :
- 1971 : Plan de réduction des pollutions industrielles et domestiques, avec la création du SPPPI (Secrétariat Permanent pour les Problèmes de Pollution Industrielle) (la pêche ayant été interdite dans l'Etang en 1957, pour risque sanitaire).
- 1980 : mise en service d'un bassin de délimonage sur le canal usinier de la Durance, à Cadarache, limitant de moitié les apports en limons par la centrale hydro-électrique.
- A partir de 1990 : « Plan de reconquête » : visant à maîtriser les apports polluants par les rivières, à mieux traiter la pollution domestique des communes riveraines et du bassin versant, à poursuivre l'effort de réduction de la pollution industrielle et diffuse et à modifier les conditions d'exploitation de la centrale de St Chamas.
- 1991 : la Directive « Eaux Résiduaires Urbaines » impose la mise à niveau des systèmes d'épuration (réseaux et ouvrages de traitement). Trois échéances sont fixées : 31 décembre 1998 pour les agglomérations de plus de 10 000 EH (équivalent-habitant) ; 31 décembre 2000 pour les agglomérations de plus de 15 000 EH hors zone sensible ; 31 décembre 2005 pour les autres agglomérations. Des retards ont été enregistrés dans la mise en conformité des systèmes d'assainissement des communes du bassin versant mais la situation actuelle fait état de 92 % de rejets conformes.
- 1993 : « Plan Barnier » : ce plan avait pour but de mettre en place un suivi écologique, de poursuivre l'effort de réduction des pollutions urbaines et industrielles, et a instauré les premiers quotas de rejets pour la centrale hydro-électrique à : 2,1 milliards de m^3 d'eau douce/an et 200000 tonnes de limons par an. La pêche est à nouveau autorisée à partir de 1994.
- 1999 : le quota de rejet de limons par la centrale hydro-électrique est révisé et fixé à 100000 tonnes par an.
- 2004 à 2006 : « Contentieux européen » : la Cour Européenne de Justice condamne l'Etat français (concédant les aménagements hydro-électriques) pour non respect de la Convention de Barcelone, lequel impose en réponse de nouvelles restrictions de rejets à EDF : 1,2 milliards m^3/an et 60000 tonnes de limons/an. Des quotas hebdomadaires sont également fixés pour lisser les variations de salinité. Un suivi continu de la salinité est mis en place sur 16 points avec des objectifs réglementaires associés : sur une année, 95% des moyennes hebdomadaires doivent être supérieures à 15 psu, et 75% de ces mêmes valeurs doivent être supérieures à 20 psu.

En réponse à ces mesures, les caractéristiques physiques, biogéochimiques et écologiques, mises en lumière par les suivis du GIPREB, de EDF et des différents organismes de recherche, montrent une évolution au fil du temps. Le présent rapport compile les dernières observations des compartiments affectés par l'eutrophisation et les derniers travaux dédiés à la compréhension des interactions entre les processus biotiques et abiotiques du système.

3. LES APPORTS ALLOCHTONES EN EAU DOUCE, EN MATIÈRES EN SUSPENSION ET EN NUTRIMENTS À L'ETANG DE BERRE.

Les apports en eau douce.

Les débits de la centrale de St Chamas sont relevés depuis sa mise en service en 1966 par EDF. Les apports en eau douce de la centrale hydro-électrique de SC étaient en moyenne de $3{,}3.10^9$ m^3 par an entre 1966 et 1994, avec un maximum de $6{,}5\ .10^9$ m^3 en 1977 et un minimum de $1{,}2\ .10^9$ m^3 pendant l'année sèche 1989 sur cette période (figure 3). Suite au plan Barnier fixant un quota de rejet à $2{,}1.10^9$ m^3 par an à compter de 1995 (calculé du 1er novembre au 31 octobre), l'apport moyen annuel de la centrale est réduit en moyenne à $1{,}9.10^9$ m^3 par an sur la période 1995-2005. Puis, **les apports en eau douce sont réduits en moyenne à $0{,}9.10^9$ m^3 par an sur la période 2006-2014** (après quota fixé en 2005).

Les débits de l'Arc et de la Touloubre sont suivis et reportés dans la Banque Hydro (www.hydro.eaufrance.fr). **Sur la période suivie 1971-2014, l'apport moyen de l'Arc est de $0{,}1.10^9$ m^3 par an en moyenne.** L'apport annuel maximal a atteint $0{,}38.10^9$ m^3 en 1978. Pendant les périodes de sécheresses, notamment 2004-2007, l'apport est compris entre 0,03 et $0{,}05\ .10^9$ m^3 par an (figure 3). **L'apport moyen annuel de la Touloubre est de $0{,}08.10^9$ m^3 par an sur la période 1998-2014.** Le débit de la Touloubre est artificialisé par des apports et des prélèvements de canaux d'irrigation et par le fonctionnement de micro centrales hydro-électriques, donc les variabilités interannuelles (sécheresse etc) sont moins visibles que sur l'Arc. L'apport annuel de la Touloubre atteint un minimum de $0{,}06.10^9$ m^3 en 2005 et un maximum de $0{,}11.10^9$ m^3 en 2014 (figure 3).

D'autres apports en eau douce existent :

- les apports atmosphériques : les apports moyens annuels sont de 500 mm soit $0.075\ .10^9$ m^3 par an.
- les stations de traitement d'eaux usées (STEP) déversent l'équivalent de 0.3 m^3/s d'eau douce dans la lagune (données d'autosurveillance compilées par le DDTM).
- les industries déversent l'équivalent de 0,4 m^3/s d'eau douce dans la lagune (données d'autosurveillance compilées par le DDTM).
- le ruissellement sur le bassin versant direct
- les apports du bassin versant direct par la Durançole
- les potentielles résurgences souterraines,
- les retours des canaux d'irrigation,
- les communications avec les Etangs de Bolmon et de l'Olivier,
- les eaux du réseau pluvial,
- les rejets des particuliers.

Au total, ce sont près de 270 points de rejets sur le littoral de la lagune qui ont été identifiés par le GIPREB (Ginger, 2011). Une étude est actuellement en cours afin de quantifier leurs rejets plus précisément (GIPREB, marché obtenu par Artelia). Une première estimation évalue de 0,1 à $0.2\ .10^9$ m^3 par an l'apport en eau douce par les rejets continentaux dits « secondaires ».

Les 2 rivières apportent donc entre 0,1 et $0{,}3.10^9$ m^3 d'eau douce par an à la lagune. Les autres sources continentales (STEP, industries, ruissellement, canaux etc) sont estimées entre 0,1 et $0.2\ .10^9$ m^3 par an. La centrale de St Chamas, bien que limitée par les quotas, reste le principal tributaire de la lagune en assurant en moyenne 77% de cet apport continental annuel en eau douce, sur la période 2005-2014.

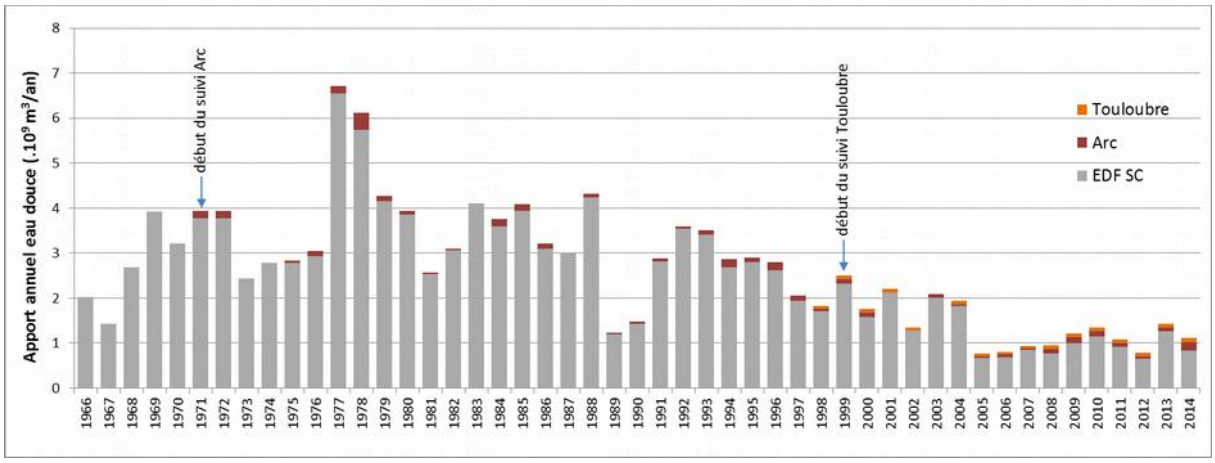


Figure 3 : Apports annuels en eau douce continentaux à l'Etang de Berre en milliards de m^3 par an, par la centrale hydro-électrique de Saint Chamas (données EDF, 1966-2014), **par l'Arc** (données Banque Hydro disponibles sur la période 1971-2014 uniquement) **et par la Touloubre** (données Banque Hydro disponibles sur la période 1998-2014 uniquement). Les autres sources (STEP, industries, canaux irrigation etc) ne sont pas représentées dans la chronologie par manque d'observations sur le terrain sur l'ensemble de la période.

Les apports en matières en suspension.

Les apports en matières en suspension (MES) par la centrale hydro-électrique sont suivis depuis la mise en service par EDF. Ils s'élèvent à 691 000 tonnes par an en moyenne sur la période 1966-1979 (figure 4). Suite à la construction d'un bassin de délimonage au niveau de Cadarache en 1980, les apports en limons par la centrale sont réduits à 350 000 tonnes par an en moyenne sur la période 1980-1994. La réduction des apports annuels en MES se poursuit dans les années 90 et 2000 : en application des quotas, l'apport est en moyenne de 92 000 tonnes par an sur la période 1995-2005, puis de 49 000 tonnes par an sur la période 2006-2014.

Les apports en MES par le bassin versant naturel de l'Etang de Berre, ont été estimés entre 37 700 et 45 500 tonnes par an (Fiandino et al. 2004). Gouze et al. (2008b) estiment l'apport annuel en MES par l'Arc et la Touloubre entre 15 000 et 36 800 tonnes en 2005 et 2006 respectivement, qui sont des années marquées par la sécheresse (figure 4).

Il existe peu de données sur les apports en MES par les « sources secondaires » atmosphériques et continentales.

A partir de 2005, les apports en MES à l'Etang de Berre sont les plus faibles observés depuis la mise en service de la centrale de SC. En tenant compte du quota imposé, les apports annuels de la centrale de St Chamas (39700 à 59500 tonnes par an) sont du même ordre de grandeur que ceux des rivières Arc et Touloubre (37700 à 45500 tonnes par an estimées).

Salençon et al. (2013) retracent l'évolution des taux de sédimentation de 1966 à nos jours, à la fois par comparaison des bathymétries de 1962 et 1992, et par datation de carottes sédimentaires. Le taux de sédimentation sur la période 1986-2007 au nord du grand étang (8.5 mm/an) est du même ordre de grandeur que celui mesuré avant 1962 (8 mm/an) c'est-à-dire avant l'ouverture de la centrale de Saint Chamas. La zone de dépôt des MES transportées par l'usine de St Chamas doit avoir une emprise localisée autour du point de rejet, mais, du point de vue du taux de sédimentation, la zone nord du grand étang est actuellement sortie de la zone d'influence directe du panache de la centrale relativement aux années 70. Les apports en MES portées par la centrale sur la période 1966-1986 (580 000 tonnes/an en moyenne) représenteraient un dépôt direct de 2.5 mm/an sur la surface totale de l'étang (ou de 10 mm/an sur le quart nord). Un dépôt actuel de 60 000 tonnes/an (quota annuel actuel) correspondrait à un dépôt de 0.25 mm/an sur l'ensemble de l'étang (ou 1 mm/an sur le quart nord) : soit une part minime du taux sédimentaire effectivement observé sur le terrain (environ 8 mm/an). Les processus de production organique et les dépôts atmosphériques contribuent donc majoritairement au taux de sédimentation dans la lagune.

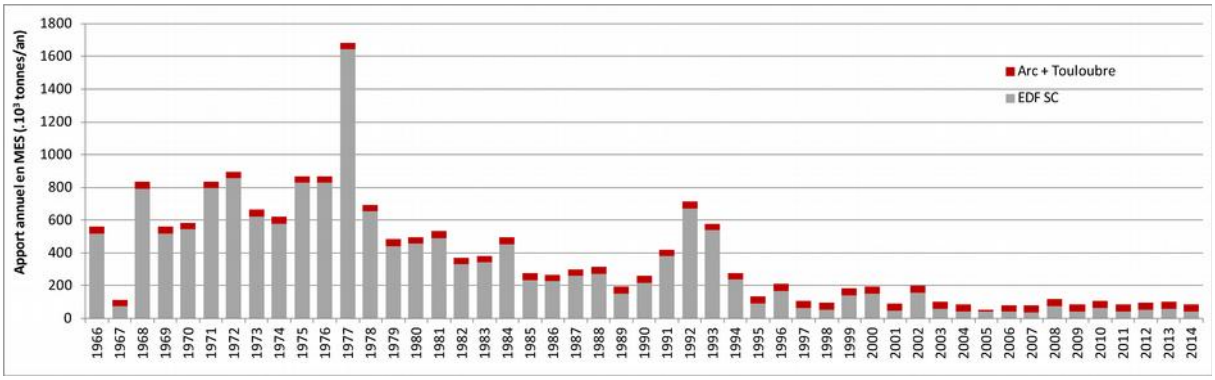


Figure 4 : Apports annuels en MES à l'Etang de Berre (en milliers de tonnes par an) par la centrale hydro-électrique SC (données EDF) et par les rivières Arc et Touloubre (estimation de Fiandino et al. (2004) sauf 2005-2006 données Gouze et al. 2008b).

Les apports en nutriments.

Les apports par la centrale EDF de Saint Chamas.

Gouze et al. (2014) proposent une étude haute fréquence de la qualité d'eau de la Durance turbinée par la centrale de Saint Chamas (SC) et rejetée dans l'Etang de Berre. Les auteurs montrent, sur une année (Novembre 2008 à Octobre 2009) que la centrale de SC apporte 38 450 tonnes de MES. Le flux annuel en azote total est de 1085 tonnes dont 48% est sous forme inorganique dissoute (NID) c'est-à-dire sous forme directement assimilable par les autotrophes (tableau 1, figure 5). Les nitrates (NO3) représentent la forme principale du NID (510 tonnes de N, soit 98% du NID). Les apports en ammonium (NH4) et en nitrites (NO2) sont similaires et relativement faibles : 4 et 5 tonnes de N respectivement. La deuxième forme de N est l'azote organique dissous NOD (504 tonnes de N) : elle est équivalente aux apports en NO3. Une autre forme d'azote apportée à la lagune est l'azote particulaire (NP) (63 tonnes de N) : cet apport relativement faible peut s'expliquer par la nature minérale des MES charriées par la Durance. L'apport annuel en P total est de 30 tonnes. La principale forme de P apportée à la lagune est du P particulaire (PP) : 24 tonnes de PP, soit 80% du P total. L'apport de la forme minérale dissoute représentée par les phosphates (PO4) directement disponible pour les autotrophes représente 2 tonnes de P, soit 7 % du P total.

Si la biodisponibilité des formes minérales dissoutes de N et de P est totale, le degré de labilité des formes organiques dissoutes et particulaires n'est pas connu.

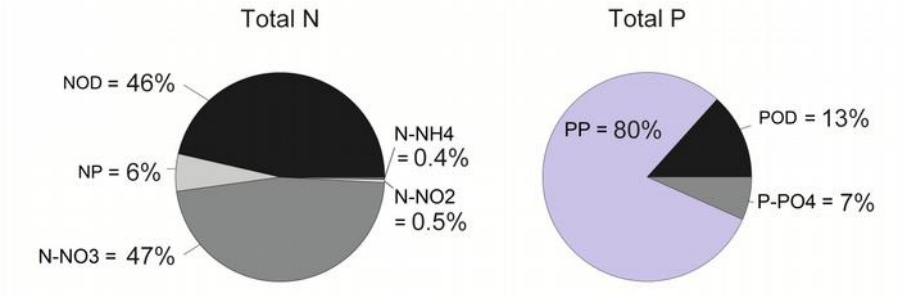


Figure 5 : Formes d'azote et de phosphore apportées à l'Etang de Berre par la centrale hydroélectrique de SC sur la période Novembre 2008-Octobre 2009. Parts relatives des formes organiques dissoutes (NOD et POD à labilité non connue), des formes particulaires (NP et PP à labilité non connue) et des formes minérales dissoutes (NO3, NH4, NO2 et PO4 entièrement biodisponibles) de l'azote total et du phosphore total (extrait de Gouze et al. 2014).

L'eau de la Durance turbinée au niveau de St Chamas a fait l'objet de nombreuses études dans le

passé. L'échantillonnage pouvait être ponctuel, réalisé sur une période courte ou à fréquence irrégulière et les valeurs de concentrations en N et P étaient extrapolées au volume annuel turbiné pour calculer le bilan annuel des apports en nutriments (cas de la fin des années 60 et 70, années 2005 et 2006) (tableau 1). L'échantillonnage pouvait également être réalisé de façon régulière (mensuel à bi-mensuel) et sur une période annuelle (cas des années 80). Les stratégies de prélèvement et d'analyses ainsi que les méthodes de calculs de bilans annuels étant très différentes, il reste difficile de comparer les bilans entre eux. Gouze et al. (2014) montrent que l'erreur sur le calcul du bilan annuel augmente avec la diminution de la fréquence d'échantillonnage et mettent également en évidence la non-représentativité d'un prélèvement ponctuel pour établir des bilans annuels. Ainsi, alors que les études passées sont basées sur des prélèvements ponctuels, Gouze et al. (2014) réalisent des dosages sur des échantillons moyens journaliers (intégrant plusieurs prélèvements ponctuels et la variabilité horaire).

Dans tous les cas, l'apport en azote (Total N) se faisant préférentiellement par voie dissoute (à 95 %), et l'apport en phosphore (Total P) se faisant préférentiellement par voie particulaire (à 80 %), la réduction des apports en eau douce et en limons de la centrale hydro−électrique de SC dans l'Etang de Berre a eu pour conséquence directe une réduction des apports en nutriments à la lagune.

| Références | | N | | |

et 7). La mise aux normes progressive des stations d'épuration sur le bassin versant a participé à diminuer les concentrations en N et en P dans les rivières, et a donc contribué à diminuer les apports en nutriments à la lagune.

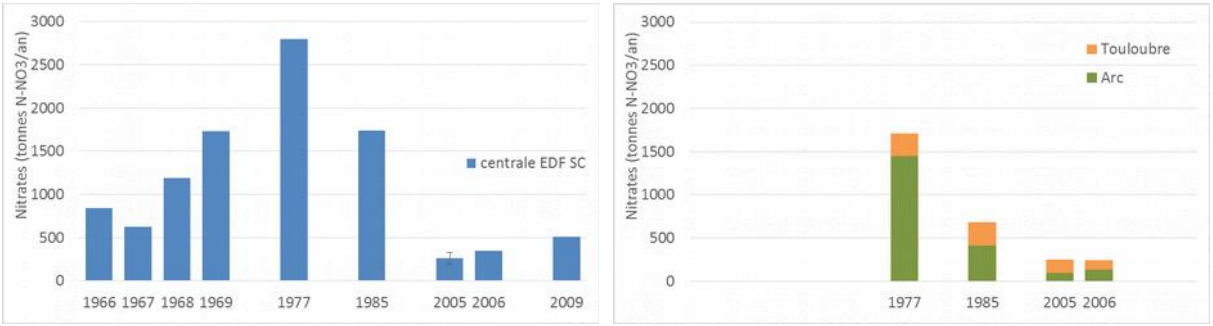


Figure 6 : Apports annuel en nitrates (N-NO3 en tonnes/an) de la centrale de Saint Chamas et des rivières Arc et Touloubre entre 1966 et 2009. Compilation des données bibliographiques disponibles.

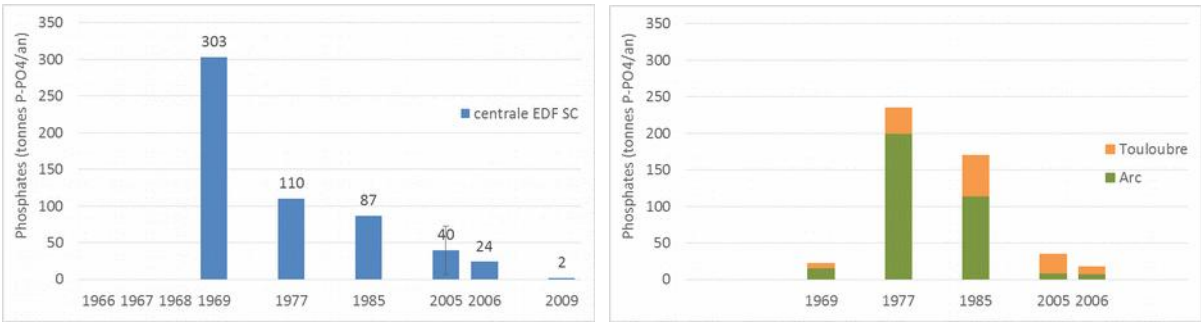


Figure 7 : Apports annuel en phosphates (P-PO4 en tonnes/an) de la centrale de Saint Chamas (SC) et des rivières Arc et Touloubre entre 1966 et 2009. Compilation des données bibliographiques disponibles.

Autres apports.

Il existe peu d'informations sur les apports en N et P des sources secondaires à l'Etang de Berre, en termes qualitatif et quantitatif. Les industries et les stations d'épuration sont contraintes à un suivi d'auto-surveillance et donc peuvent établir une chronologie de leurs rejets. Mayot et al. (2013) estiment que les stations d'épuration apportent entre 35 et 78 tonnes de N total et entre 3 et 30 tonnes de P total par an sur la période 2000-2009. Les apports par les industries sont estimés entre 73 et 120 tonnes de N total et entre 1 et 10 tonnes de P total par an sur la période 2000-2009.

Le ruissellement sur le bassin versant direct apporterait 100 tonnes de N total et 35 à 60 tonnes de P total (Mayot et al. 2013, GIPREB 2002).

L'apport annuel en N-NO3 par la plaine alluviale de l'Arc est estimé à 40 tonnes de N (GIPREB, 2002).

Les flux annuels de la Durançole ont été estimés à la fin des années 70 par Kim et Travers (1997 a et b) à 33 tonnes de N-NO3 et 2 tonnes de P-PO4.

Au total, le GIPREB a identifié 270 sources directes dites « secondaires » provenant des réseaux pluviaux ou d'irrigation (Ginger, 2011) et a initié en 2014 un suivi de leurs rejets afin d'affiner le bilan complet des apports en nutriments à la lagune.

Bilan des apports en azote et phosphore.

On peut estimer le bilan total des apports en azote et en phosphore à la lagune en 2006, année pour

laquelle nous disposons d'un maximum d'observations de terrain, bien que ce soit une année marquée par la sécheresse (Gouze et al. 2014).

En 2006, la centrale EDF, les rivières Arc et Touloubre et les sources « secondaires » représentées par les stations d'épuration, les industries, le ruissellement et le dépôt atmosphérique ont apporté 2050 tonnes de N total à l'Etang de Berre (Tableau 2) : environ 55 % de l'apport est lié à l'activité de la centrale hydro−électrique de SC. Les rivières représentent 25 % de cet apport annuel. Les STEP, les industries et les eaux de ruissellement ne sont pas négligeables puisqu'elles portent 280 tonnes de N. La dernière source identifiée est l'atmosphère, mais ce bilan pourrait être sous−estimé par la non-prise en compte des rejets atmosphériques aéroportuaires et industriels de la zone.

Sur cette même année, l'apport en phosphore total est estimé à environ 205 tonnes : les rivières Arc et Touloubre représentent 50 % de cet apport. La deuxième source importante identifiée vient des eaux de STEP, d'industries et du ruissellement puisqu'elle représente 72 tonnes de P. La centrale hydro−électrique de SC a un apport de 28 tonnes soit 14 % de l'apport annuel identifié.

Ce bilan devra être corrigé et complété par l'étude du GIPREB en cours, qui vise à une meilleure estimation des flux liés au ruissellement, de la Durançole, des réseaux pluviaux et domestiques, des canaux d'irrigation et des dépôts atmosphériques (marché obtenu par Artelia).

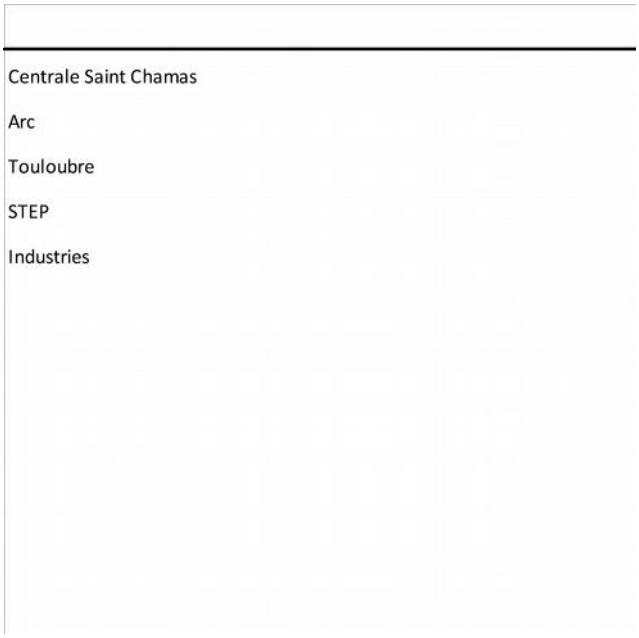


Tableau 2 : Bilan annuel des apports en N total et en P total (en tonnes) des différentes sources à l'Etang de Berre, en 2006 (année où les observations sur le terrain sont les plus complètes pour chacun des compartiments).

4. EVOLUTION DE LA COMMUNAUTÉ PHYTOPLANCTONIQUE ET DES PROCESSUS BIOGÉOCHIMIQUES ASSOCIÉS.

Evolution de la biomasse et des espèces.

Avant la mise en service de la centrale hydro-électrique de St Chamas (avant mars 1966), nous ne disposons que d'une mesure de chlorophylle *a* sur la lagune : Blanc et al. (1967) relèvent une concentration moyenne de 5,2 ± 2,1 µg/l sur les 40 stations suivies, le 4 novembre 1965 (figure 8).

A l'exception des années 1968 et 1972, pour lesquelles le suivi n'a été effectué que sur quelques mois, les mesures de chlorophylle *a* ont été réalisées à une fréquence mensuelle à bi-mensuelle sur la période 1969-2013 au niveau des stations hydrologiques H04 au Nord du Grand Etang et/ou H12 au Sud du Grand Etang (figure 8).

Dans les années 70 et au tout début des années 80, la concentration moyenne en chlorophylle est de 10 à 15 µg/l. La communauté est essentiellement composée d'espèces dulçaquicoles en relation avec les importants apports en eau douce par la centrale de SC.

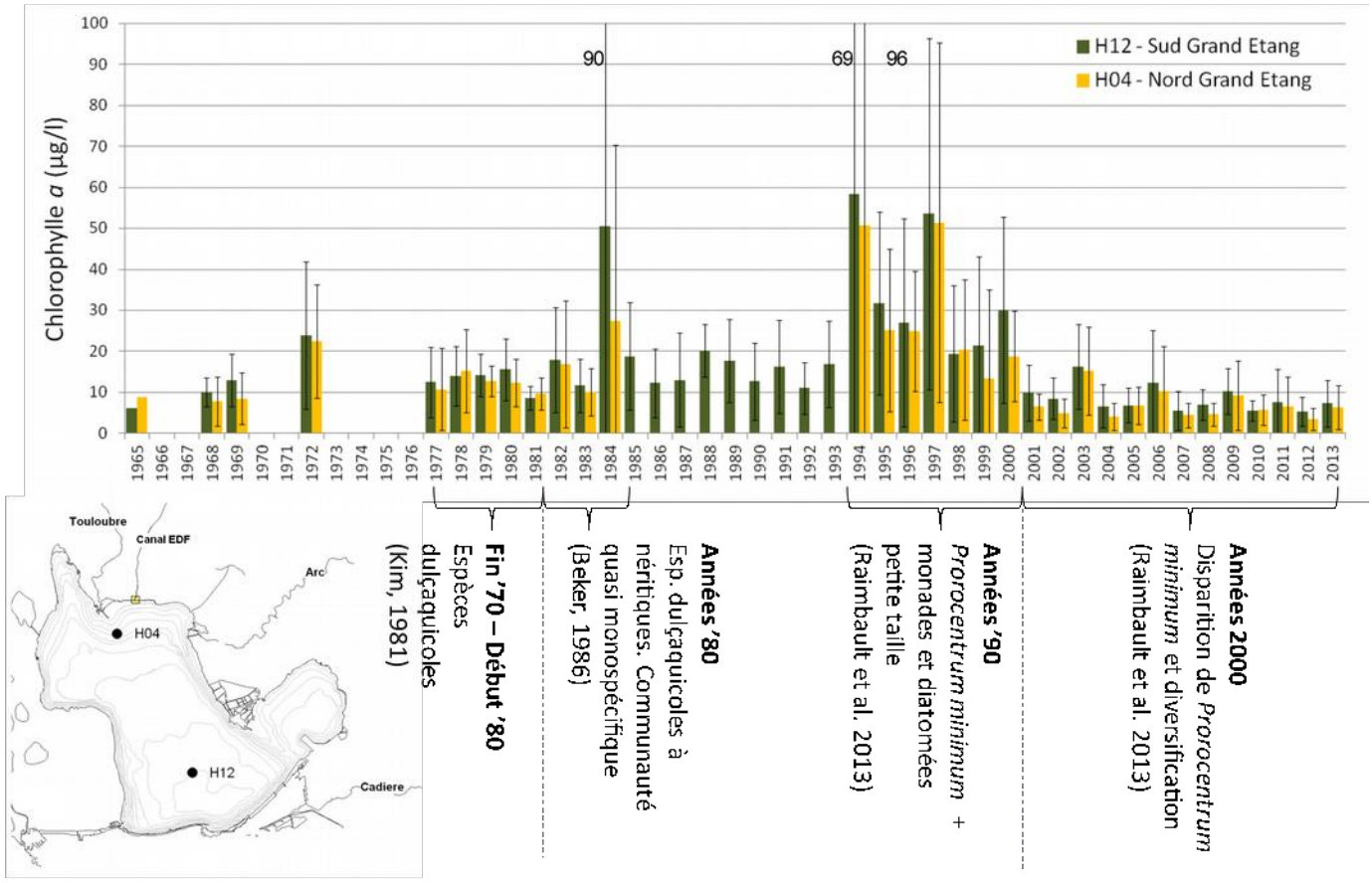


Figure 8 : Chronologie des concentrations en chlorophylle *a* (en µg/l) aux stations H12 (Sud du Grand Etang) et H04 (Nord du Grand Etang). Valeurs moyennes et écart-types sur séries annuelles disponibles dans la bibliographie. Description succincte de la composition spécifique de la communauté phytoplanctonique. (Minas 1973, Kim 1981, Beker 1986, Kim 2002, Gouze 2008, Raimbault et al. 2013, RNO IFREMER, GIPREB).

Dans les années 80, les teneurs moyennes annuelles en chlorophylle sont globalement comprises entre 10 et 20 µg/l. L'année 1984 se distingue avec des valeurs moyennes annuelles atteignant 50 µg/l. Pendant cette période, Beker (1986) montre que les espèces d'origine dulçaquicole se développent en période de basse salinité et des espèces néritiques adaptées aux milieux saumâtres peuvent se développer pendant les phases d'augmentation de la salinité. Cependant, peu d'espèces tolèrent les grandes variabilités intra-annuelles de salinité : les communautés sont quasi-monospécifiques et dominées par *Prorocentrum minimum*, *Cyclotella sp.* ou *Chlorella sp.*.

Les années 90 sont marquées par de fortes concentrations moyennes annuelles en chlorophylle qui dépassent 20 µg/l à partir de 1994 (figure 8). Les pics printaniers atteignent parfois 100 à 200 µg/l. *Prorocentrum minimum* est responsable des eaux colorées. Ce dinoflagellé disparaît quasiment de l'Etang à partir du début des années 2000 et la communauté phytoplanctonique se diversifie : les teneurs moyennes annuelles en chlorophylle n'excèdent plus 10 µg/l (sauf 15 µg/l en 2003) sur la période 2000-2013 (Raimbault et al. 2013). La diversité actuelle de la population, mise en lumière par la cytométrie en flux au niveau de l'Etang de Vaïne, est comparable voire supérieure à celle mesurée en Baie de Marseille (Dugenne et al. 2014).

Il n'y a pas de relation linéaire directe triviale (quelque soit la saison) entre les teneurs en chlorophylle et les apports allochtones en eau douce et en nutriments. Les communautés phytoplanctoniques (d'un point de vue quantitatif et qualitatif) se sont succédées, certes en fonction des conditions nutritives, mais aussi en fonction d'autres conditions abiotiques comme la salinité, la température, les caractéristiques hydrodynamiques de la colonne d'eau (stabilité, dilution) ou la turbidité de l'eau. Des facteurs biotiques pourraient également influer sur les concentrations en chlorophylle observées. D'après Delpy (comm. pers. et retranscription dans Lagun'R), le broutage par les copépodes (zooplancton) n'interviendrait que pour 1% de la régulation du phytoplancton de la lagune. En revanche, nous n'avons pas d'information sur l'effet des coquillages filtreurs (et notamment les moules) sur la biomasse phytoplanctonique.

Production primaire associée.

La production primaire phytoplanctonique a été mesurée à plusieurs reprises dans l'Etang de Berre (figure 9).

En 1965, avant la mise en service de la centrale, Minas (1976) et Blanc et al. (1967) montraient que la production primaire avait une évolution saisonnière avec des taux minimaux en hiver et maximaux à mi-automne. A l'échelle de l'année 1965, la production primaire phytoplanctonique était de 192 $gC.m^{-2}.an^{-1}$.

Après la mise en service de la centrale et pendant les années de fort turbinage, Minas (1976) et Kim (1981) estiment la production primaire entre 100 et 400 $gC.m^{-2}.an^{-1}$ entre 1966 et 1969 et 1978 (figure 9).

En 2005-2006, années marquées par des apports continentaux en eau douce très faibles, Gouze et al. (2008a) mettent en évidence comme Minas (1976) et Blanc et al. (1967) l'évolution saisonnière de la production primaire et estiment une production annuelle de 500 à 750 $gC.m^{-2}.an^{-1}$. Ces valeurs classent donc l'Etang de Berre comme un système très productif. En effet, ces valeurs sont supérieures à celles estimées dans Thau : entre 200 et 400 $gC.m^{-2}.an^{-1}$ (Hénard, 1978 ; Vaulot et Frisoni, 1986 ; Chapelle et al. 2000) valeurs généralement admises en milieux lagunaires et côtiers (Nixon, 1982).

Il n'y a pas de lien direct et linéaire entre la production primaire et les apports continentaux. Les forts taux de production primaire de 2005-2006, relativement aux taux mesurés à la fin des années 60 pendant les années de fort turbinage pourraient s'expliquer par (Gouze et al. 2008a) :

- L'augmentation des temps de résidence de l'eau dans la lagune et la réduction de la dilution des cellules autotrophes.
- Les fortes températures (particulièrement élevées en 2006) favorisant les taux de croissance, la photosynthèse et l'activité microbienne de minéralisation de matière organique (source autochtone de nutriments)
- La diminution de la turbidité favorable à la pénétration de la lumière dans l'eau et donc à la photosynthèse, liée à la réduction des apports en limons (en moyenne 691000 tonnes par an pendant la période 1966-1979 et 49000 tonnes par an sur la période 2006-2014).

- L'accumulation progressive d'azote et de phosphore au fil du temps, en particulier au niveau des sédiments. Ce stock augmenté de nutriments peut subvenir ultérieurement à la demande autotrophe via les processus de minéralisation.

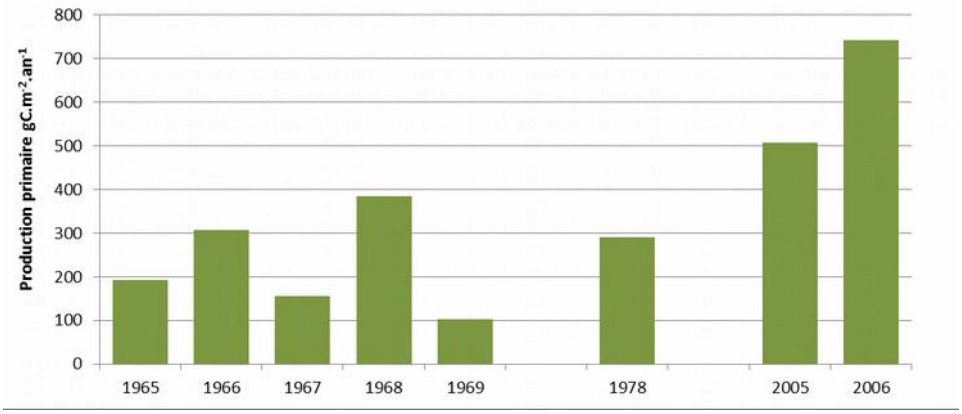


Figure 9 : Production primaire phytoplanctonique annuelle dans l'Etang de Berre (en gC.m^{-2}.an^{-1}) (Minas 1976, Kim 1981, Gouze et al. 2008a).

Assimilation d'azote.

Parallèlement à l'assimilation de carbone par le phytoplancton, Gouze et al. (2008a) ont également mesuré l'assimilation de l'azote, sous forme de nitrates (N-NO_3^-) et sous forme d'ammonium (N-NH_4^+), en 2005 et 2006 avec des techniques de marquages isotopiques.

L'assimilation d'azote inorganique dissous par le phytoplancton, indispensable pour sa croissance, montre, comme la production primaire une variabilité saisonnière avec des taux minimaux en hiver et maximaux en fin d'été. Le substrat azoté favori du phytoplancton est l'ammonium. Le phytoplancton assimile entre 3500 et 4500 tonnes de N-NO_3^- par an, en 2005 et 2006 respectivement. La quantité d'ammonium assimilé sur une année est plus importante : 11400 et 19800 tonnes de N-NH_4^+ en 2005 et 2006 respectivement (figure 10).

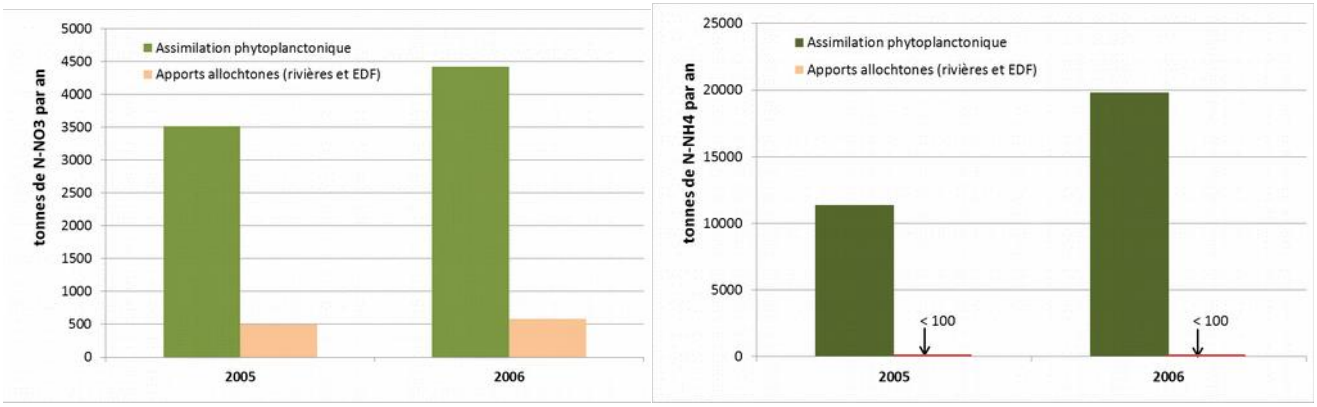


Figure 10 : Assimilation annuelle d'azote inorganique dissous par le phytoplancton. a/ Nitrates en tonnes de N par an ; b/ Ammonium en tonnes de N par an. Comparaison avec l'apport annuel allochtone continental par les rivières et la centrale de St Chamas (mesures réalisées en 2005 et 2006, Gouze et al. 2008 a et b).

Si on compare les besoins annuels en azote minéral dissous du phytoplancton avec les apports allochtones (figure 10), on met en évidence que, à l'échelle annuelle : les apports en nitrates par les rivières et la centrale hydro-électrique peuvent contribuer à environ 15% de la demande phytoplanctonique, alors que les apports allochtones en ammonium contribuent à moins de 1% de la demande (Gouze, 2008). **D'autres sources en azote sont donc exploitées par les autotrophes, comme les sources autochtones de nutriments (minéralisation de la matière organique dans la colonne d'eau (pélagique) et dans le sédiment (benthique)).**

5. SOURCES AUTOCHTONES EN NUTRIMENTS.

Sources pélagiques.

Les processus de minéralisation de la matière organique (MO) ont été estimés à partir d'expérimentations isotopiques dans la colonne d'eau. Le flux d'ammonification, c'est-à-dire de remise à disposition de l'ammonium via la dégradation de la MO (appelé également azote « régénéré »), est mesuré.

Gouze et al. (2008a) estiment que 17500 à 22700 tonnes de N-NH4 sont issues de la minéralisation pélagique de la MO, en 2005 et 2006 respectivement (figure 11). **Cette source autochtone de nutriments peut, à elle seule, à l'échelle annuelle, subvenir aux besoins en azote du phytoplancton** (figure 11).

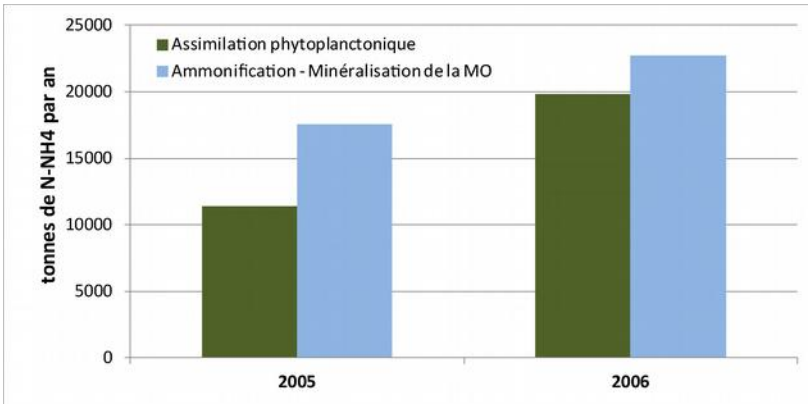


Figure 11 : Assimilation annuelle d'ammonium par le phytoplancton (en tonnes de N par an, en 2005 et 2006). Quantité annuelle d'ammonium produit par minéralisation de la MO dans la colonne d'eau (en tonnes de N par an, en 2005 et 2006) (Gouze et al. 2008a).

A l'échelle annuelle, les apports exogènes en ammonium sont négligeables par rapport aux apports autochtones (endogènes) d'azote par la régénération pélagique de minéralisation, c'est-à-dire le turnover de matière dynamique dans la colonne d'eau.

Si la régénération en ammonium seule, dans la colonne d'eau, peut subvenir à la demande en ammonium du phytoplancton à l'échelle annuelle, ce n'est pas le cas à l'échelle mensuelle (figure 12) : en 2005, la régénération pélagique en ammonium assure seule la demande phytoplanctonique pendant la majeure partie de l'année. On note toutefois qu'elle n'est pas suffisante en juillet et août (50% de la demande environ), indiquant alors l'existence d'une source supplémentaire en ammonium. La reprise d'une activité intense de minéralisation pélagique permet la reprise de l'activité d'absorption du phytoplancton au mois de septembre. En 2006, la régénération pélagique de l'ammonium suffit à subvenir à la demande phytoplanctonique pendant la moitié de l'année (hiver, début de printemps, et fin d'automne). Bien que très active au printemps et en été, elle ne répond que de 60 à 90% de la demande phytoplanctonique. Pendant cette période, une autre source vient subvenir aux besoins du phytoplancton. Cette source manquante en ammonium pourrait être le flux diffusif benthique du sédiment vers la colonne d'eau.

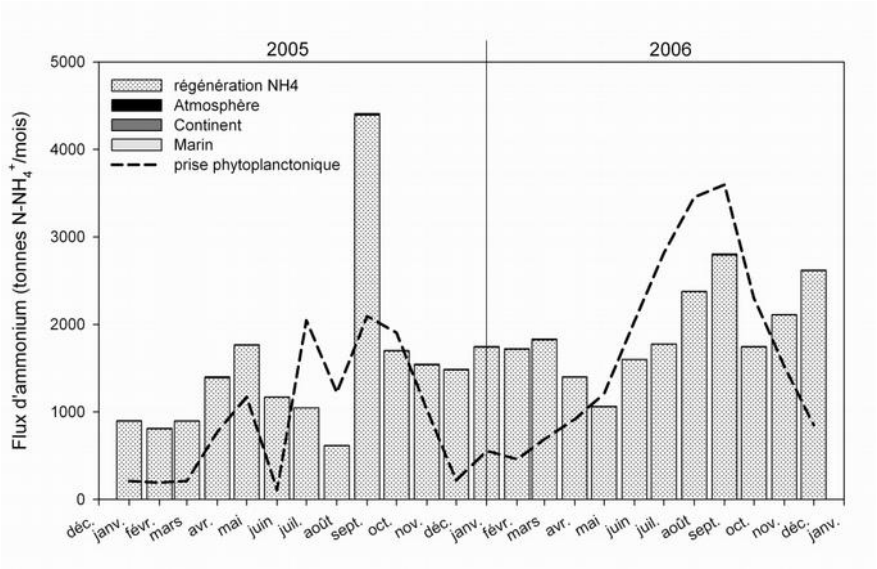


Figure 12 : Flux mensuels d'ammonium (en tonnes de N-NH4 par mois), en 2005 et 2006 dans l'Etang de Berre (apports atmosphériques, continentaux et marins et régénération dans la colonne d'eau ; mise en parallèle avec la prise d'ammonium par le phytoplancton). Extrait de Gouze, 2008. L'échelle pour les dépôts atmosphériques, les apports continentaux et marins annuels est volontairement choisie identique à celle des flux de régénération pour montrer la différence d'ordre de grandeur entre les flux. A l'échelle annuelle, les dépôts atmosphériques, les apports continentaux et marins sont négligeables face aux processus de turn-over de l'azote au sein même de la colonne d'eau.

Sources benthiques.

Le sédiment, où se dépose la matière organique, est également une source de nutriments pour les autotrophes de la colonne d'eau. Il existe peu d'études sur le sédiment de l'Etang de Berre.

Rigaud et al. (2013) et Gouze et al. (2013) ont montré, par des techniques différentes, que le sédiment était un puits à oxygène et une source de nutriments : le flux diffusif d'ammonium du sédiment vers la colonne d'eau est estimé entre 8 et 22 mgN-NH4.m^{-2}.j^{-1}. Le flux diffusif de phosphates est estimé entre 0,1 et 3,6 mgP-PO4.m^{-2}.j^{-1}. **En conditions anoxiques, le flux de phosphates dirigé vers la colonne d'eau est multiplié par 5, par des processus de relargage** (Gouze et al. 2013)**.**

Zaghmouri et al. (2013) ont montré que le sédiment de l'Etang de Berre était le siège d'une intense dénitrification : c'est-à-dire que l'ammonium est nitrifié en nitrates, puis dénitrifié en N_2 gazeux qui quitte le système vers l'atmosphère. **Ce processus, très dynamique dans l'Etang de Berre, permet donc à la lagune d'éliminer une partie de sa charge en azote.**

Peu d'informations existent sur les stocks de nutriments présents dans le sédiment de la lagune : beaucoup de questions restent posées sur leur mise à disposition, leur évolution au fil des années (en croissance ? en décroissance ?) et le temps qu'il faudra pour que le stock diminue et cesse d'alimenter la production primaire de la colonne d'eau et de maintenir l'eutrophisation. IFREMER propose des outils génériques applicables sur l'ensemble des lagunes méditerranéennes françaises : l'application de ces outils sur Berre montrent que, selon la méthode utilisée, le sédiment est déjà caractéristique d'un système restauré et donc qu'il n'y a pas de temps de restauration à estimer ; ou alors qu'il faudrait 50 ans pour restaurer le sédiment en termes d'azote et plus de 170 ans pour le phosphore (Ouisse et al. 2013 et 2014). On note ici la grande variabilité de la conclusion selon l'outil appliqué, liée à la complexité des processus et aux nombreuses incertitudes qui rendent cet exercice extrêmement complexe et délicat. De plus, ces outils utilisent un taux générique de renouvellement des eaux au sein de la lagune qui ne prend pas en compte les spécificités de Berre comme les apports en eau douce par la centrale de SC et le Canal de Caronte long de 7 km.

Le projet PREDHYPO mené par le CEREGE en 2015 vise à l'estimation des flux benthiques de nutriments à l'interface eau/sédiment en lien avec l'oxygénation de la colonne d'eau et apportera des éléments de réponse aux questions concernant les dynamiques biogéochimiques et des anoxies et les interactions eau/sédiment.

6. EVOLUTION DE LA COMMUNAUTÉ DES MACROPHYTES.

Evolution historique.

Bernard et al. (2007 et 2013) décrivent l'évolution historique de la communauté macrophytique de l'Etang de Berre. Jusqu'au début du 20ème siècle, les fonds de la lagune étaient colonisés par une végétation abondante et diversifiée. Les herbiers de zostères (*Zostera sp.*), considérés comme des indicateurs de bonne qualité des eaux, sont présents à partir d'1 m jusqu'à 6-7 m de profondeur et côtoient des peuplements d'eaux douces (potamots, dans le nord de l'étang) ou d'eaux saumâtres ou marines (corallines, *ceramium*, cystoseires, *ruppia*, etc). Les taxons d'eau douce (*Potamogeton, Chara*) disparaissent presque entièrement avec l'augmentation de la salinité (Germain, 1917). Au cours du 20ème siècle, l'industrialisation progressive des rives, l'augmentation de la turbidité, l'eutrophisation, la diminution et les variations de la salinité, ont conduit à une grande modification de la flore de la lagune, avec une régression progressive des herbiers (moins profonds). Les espèces sensibles aux pollutions et/ou aux dessalures ont progressivement disparu.

A partir de 1996, le GIPREB effectue annuellement un suivi annuel qualitatif et quantitatif des espèces sur 31 transects distribués de façon homogène sur le littoral. Pour les zostères, le suivi a été renforcé en 2005 à partir de prises de vues aériennes.

Dans le cadre de la DCE, l'Etang de Berre est découpé en deux masses d'eau : le Grand Etang et l'Etang de Vaïne. Les résultats des suivis mis en œuvre de 2004 à 2009 indiquent que les macrophytes y affichent un état « mauvais » et « médiocre » respectivement, du fait du faible taux de recouvrement des espèces de référence que constituent les herbiers de zostères (Derolez et al., 2013). En effet, à ce jour, les herbiers de zostères de Berre sont considérés comme « fonctionnellement éteints » et recouvrent une surface d'environ 4,5 ha (Bernard et al. 2013, Liger 2014). L'eutrophisation du site a entraîné la perte de la diversité macrophytique : les macroalgues par exemple sont principalement représentées par les Ulves (laitue de mer, chlorophycée) caractéristiques des milieux fortement enrichis en nutriments (RSL, 2011). Cependant, à partir du début des années 2000, les algues rouges (rhodobiontes), comme les gracilaires par exemple, refont leur apparition et sont, après les ulves, le groupe le plus abondant dans l'Etang de Berre (Bernard et al. 2013). **Le retour et le développement progressif des rhodobiontes dans la lagune pourraient s'expliquer par l'augmentation de la salinité (en conséquence de la diminution des rejets d'eau douce de la centrale EDF), mais pourraient également indiquer une meilleure pénétration de la lumière dans l'eau et/ou une diminution de la charge trophique du système (RSL, 2011 et Nadège Rossi, communication personnelle).**

Les algues : focus sur les Ulves et Gracilaires

Les macroalgues qui poussent dans l'Etang de Berre peuvent s'accumuler sur les plages de façon récurrente causant des nuisances locales notamment sur les activités nautiques et touristiques. Leur dégradation provoque de mauvaises odeurs pour les riverains. Des campagnes de ramassage s'organisent régulièrement, mais il existe très peu d'informations sur la quantité de biomasse présente dans la lagune.

Lheritier (2014) propose une première estimation des biomasses estivales des macroalgues dans l'Etang de Berre. Les 2 genres ciblés sont les ulves (*Ulva sp.*) et les gracilaires (*Gracilaria sp.*) qui sont les principaux genres représentant les algues vertes et rouges respectivement. A partir du suivi historique des 31 transects réalisé par le GIPREB et des pesées réalisées sur le terrain, Lheritier (2014) estime que la biomasse d'algues immergées sur une frange de 100m à la côte est comprise entre 1000 et 2500 tonnes pour les ulves et entre 200 et 900 tonnes pour les gracilaires en 2014 (poids frais).

D'un point de vue historique, les ulves ont montré les plus fortes biomasses au début des années 2000 (figure 13a). Les biomasses maximales sont estimées pour les années 2002 et 2004 (entre 4000 et 8000 tonnes d'ulves estimées). Elles ont ensuite progressivement diminué à partir de la moitié des années 2000 et se sont relativement stabilisées autour de 2000 tonnes en moyenne à partir des années 2010.

Parallèlement, les gracilaires étaient relativement peu représentées jusqu'au début des années 2010

(globalement inférieures à 500 tonnes, à l'exception de l'année 2006) (figure 13b). Depuis 2011, leur biomasse tend à augmenter et à se stabiliser autour de 500 à 700 tonnes en moyenne.

La biomasse immergée totale des algues tend à diminuer depuis la moitié des années 2000. L'algue verte du genre *Ulva* est largement majoritaire. La biomasse des algues rouges du genre *Gracilaria* tend à augmenter au début des années 2010. Minoritaire relativement aux ulves, la part des gracilaires dans la biomasse totale d'algues est passée de 6% dans les années 2000 à 20% dans les années 2010. Des études physiologiques sont en cours (GIPREB, CEVA et EDF) et pourraient apporter des éléments complémentaires sur la compétitivité des algues rouges en milieux moins eutrophes.

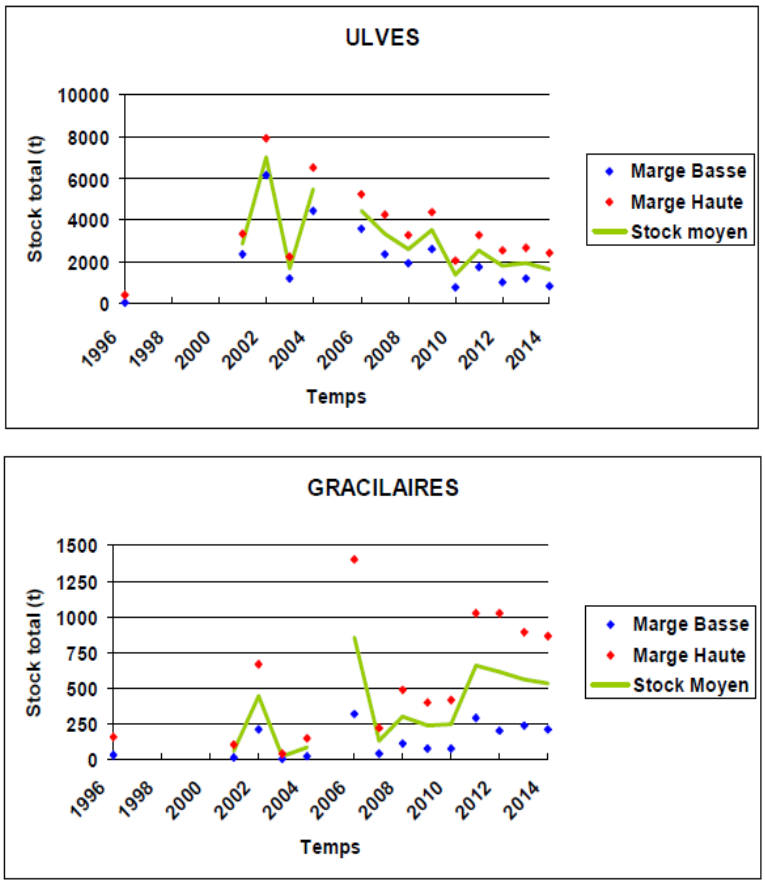


Figure 13 : Estimation des biomasses immergées a/ des Ulves et b/ des Gracilaires, dans la frange de 100 m à la côte de l'Etang de Berre, entre 1996 et 2014 (Lhéritier, 2014). L'auteur propose 2 méthodes de calcul afin de prendre en compte l'incertitude des mesures sur le terrain et fournit donc, pour chaque année une estimation basse de la biomasse et une estimation haute.

Un suivi bi-mensuel des teneurs en N et P dans les Ulves est réalisé en 2014 (figure 14), sur 3 sites de pousse (Arc, Ranquet et Pointe de Berre). Les travaux du Centre d'Etudes et de Valorisation des Algues en Bretagne montrent que pour des quotas internes inférieurs à 2% de N, les ulves ne sont plus capables d'assurer leur taux maximal de croissance (c'est le quota critique). Pour le phosphore, le quota critique est de 0.12% de P. Si le quota interne diminue en dessous de 1% pour N ou de 0.05% pour P, le taux de croissance de l'ulve est nul (quota de subsistance). Le suivi saisonnier des quotas des ulves dans Berre montre que :

- au Ranquet, à l'exception de la fin du printemps où les ulves sont limitées en P, les ulves ont suffisamment de nutriments dans le milieu pour assurer leur taux maximal de croissance.
- Seules les ulves de la station Berre peuvent montrer, en plus d'une limitation par le P, une limitation par l'azote en fin de printemps.
- Au printemps et en début d'été sur les stations Berre et Arc, pendant leur phase de croissance, les

ulves ont globalement leur croissance limitée par la disponibilité en P.

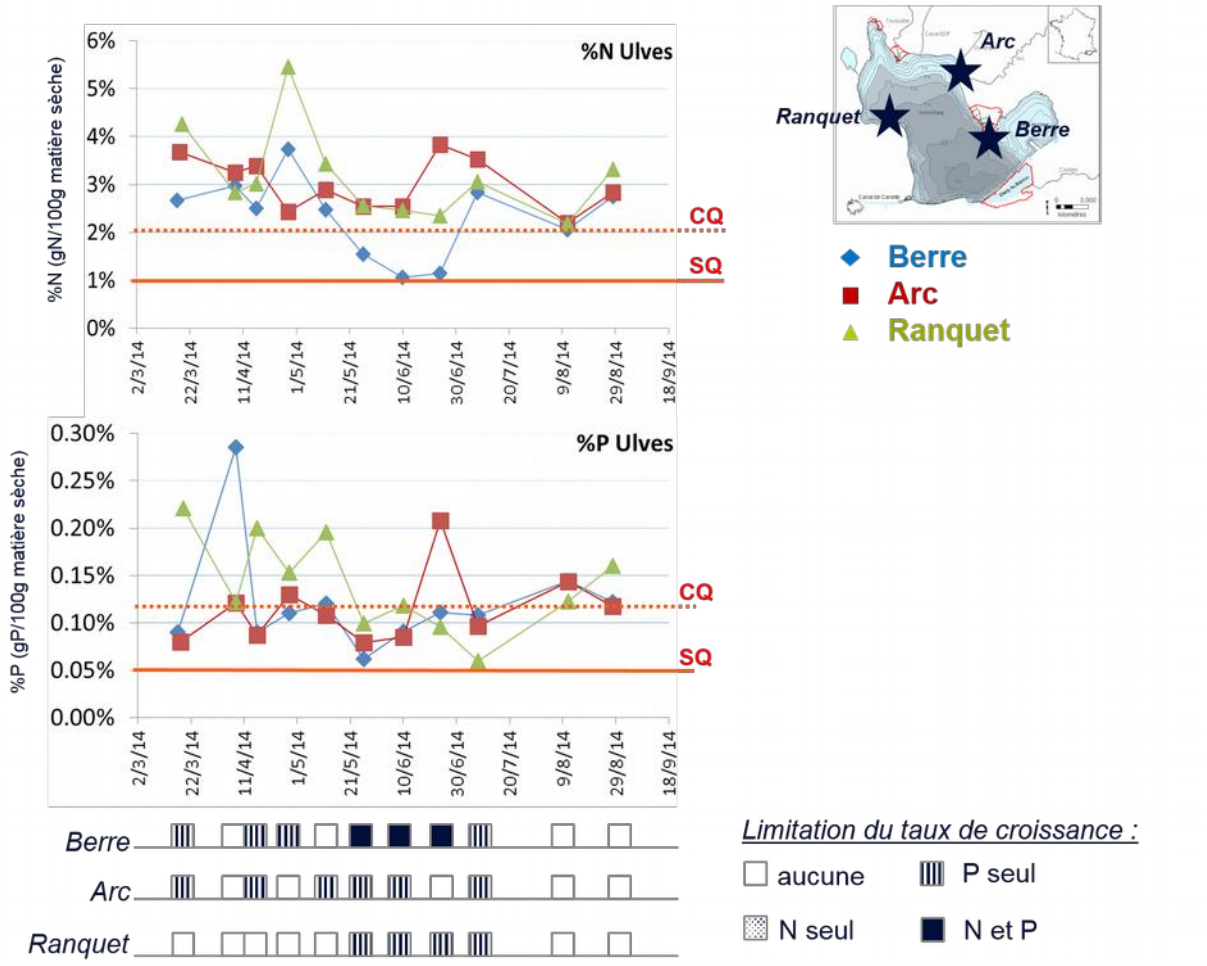


Figure 14 : Evolution des teneurs en azote et en phosphore dans les thalles des Ulves, de mars à août 2014 (exprimées en %N ou %P en g/100g de poids sec d'algues) (Gouze et al. 2016). Le quota critique (CQ) est la teneur interne en N ou P en dessous de laquelle l'algue n'est plus capable d'assurer son taux maximum de croissance. Le quota de subsistance (SQ) est la teneur interne en N ou P en dessous de laquelle le taux de croissance de l'algue est nul. Chronologie de la limitation du taux de croissance par la disponibilité en nutriments N et/ou P.

Les phanérogames (Magnoliophytes) : Zostères

Surfaces couvertes par les herbiers de Zostères – Etat des lieux 2014 (données GIPREB).

En 2014, la surface totale couverte par les herbiers dans l'Etang est estimée à 4,4 ha. Les principaux herbiers sont localisés sur 5 zones (figure 15) : la station de délimonage de la centrale EDF de St Chamas (15 140 m²), le site témoin (ST) de l'Arc (832 m²), les Salins de Berre (5 829 m²), la Pointe de Berre (le port et ST : 9546 m²), l'Etang de Vaïne (Nord, Marettes et Sud : 12868 m²) (EDF & GIPREB, 2014). Cette estimation a été réalisée à partir de photographies aériennes. **La précédente campagne avait eu lieu en 2009 où la surface totale recouverte par les herbiers était estimée à 1,2 ha. Les herbiers ont donc montré une nette progression sur la période 2009-2014** : les herbiers déjà en place ont montré une nette expansion (les surfaces 'nouvelles' les plus importantes pour la station de délimonage de la centrale EDF, Vaïne Marettes et le site témoin de Berre) et de nouvelles tâches sont apparues (Vaïne Sud).

De façon plus régulière, les herbiers sont suivis sur des sites dits « témoins » : le Delta de l'Arc et la Pointe de Berre : les surfaces couvertes par les herbiers y sont estimées à l'aide de photographies aériennes chaque année, depuis 2006 (figure 16). Sur le site de l'Arc, les herbiers ont tout d'abord fortement régressé pour presque disparaître en 2007, puis la surface couverte a augmenté progressivement pour atteindre 830 m² en 2014. Cette surface de couverture, bien qu'en croissance significative, reste faible au regard de l'emprise des photos aériennes sur le site témoin (17 ha): elle représente 0,5%. Sur le site de la Pointe de Berre, l'observation est similaire (figure 16) : après une régression entre 2006 et 2007, la surface couverte par les herbiers tend à augmenter pour atteindre près de 8000 m² en 2014. Sur ce site, la croissance de l'herbier se fait à la fois par croissance des rhizomes et par reproduction sexuée (développement des graines produites par les individus autochtones) (Jahnke et al. 2015). En 2014, cette surface couverte par les herbiers représente environ 9% de l'aire totale photographiée.

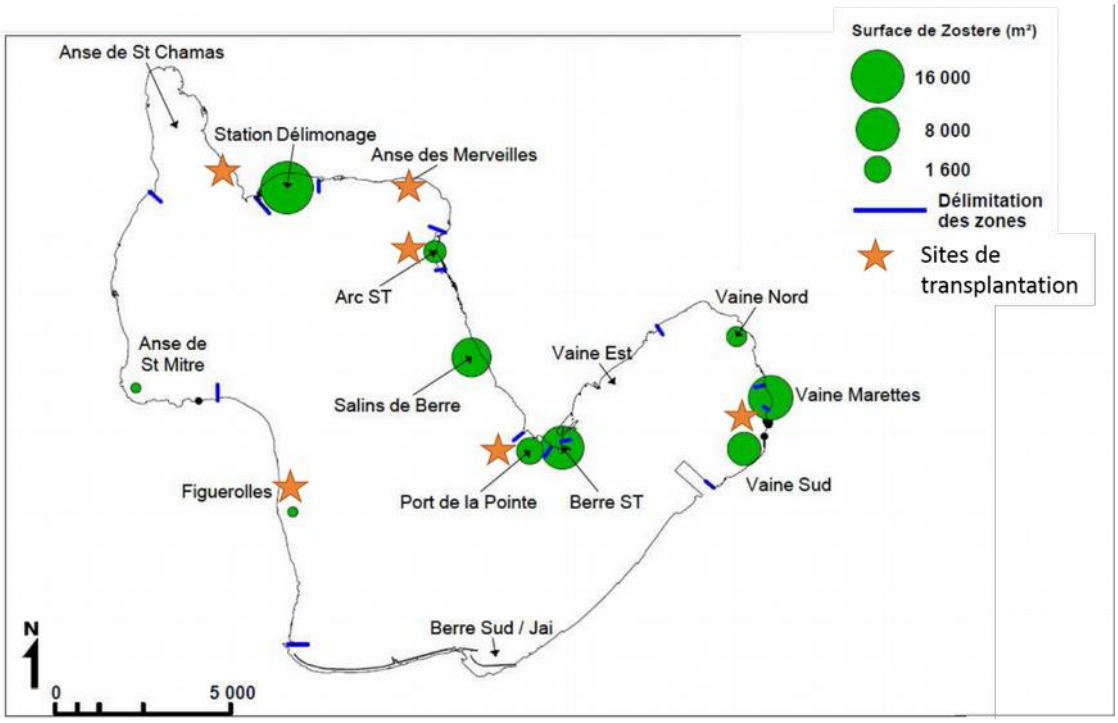


Figure 15 : Répartition schématique des surfaces des herbiers de *Zostera noltii* en 2014, dans l'Etang de Berre. Surfaces des cercles proportionnelles aux surfaces d'herbiers relevées (échelle logarithmique). Localisation des stations de transplantations (expérimentation de 2009). (EDF & GIPREB 2014, modifié)**.**

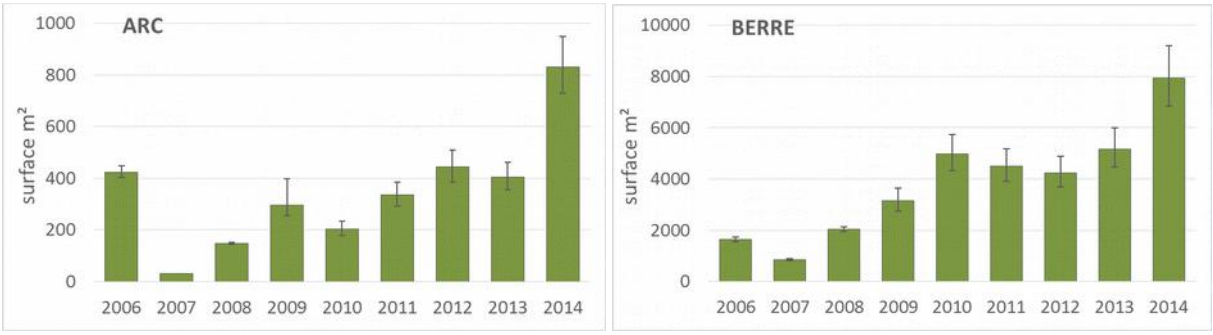


Figure 16 : Surface couverte par les herbiers de zostères (en m²) estimées à partir des photos aériennes sur les 2 sites témoins « Delta de l'Arc » et « Pointe de Berre » de 2006 à 2014 (données du GIPREB, EDF & GIPREB 2014).

En plus de la surface qu'ils couvrent, le suivi écologique prend également en compte la vitalité des herbiers (densité de feuilles, biomasse endogée (rhizomes et racines), biomasse épigée (feuilles), biomasse des épiphytes) (EDF & GIPREB, 2014). La densité de faisceaux à la station du Delta de l'Arc tend à être inférieure à celle de la Pointe de Berre. Quelle que soit la station, la densité foliaire reste dans le même ordre de grandeur depuis 2006 (figure 17).

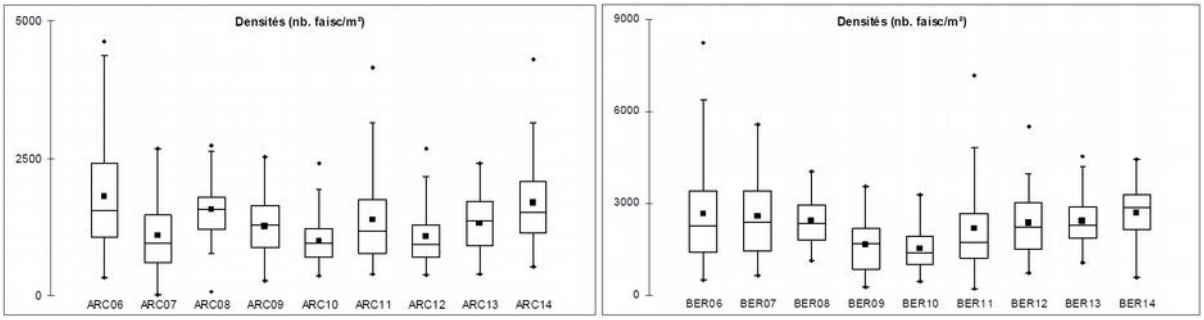


Figure 17 : Densités de faisceaux (nb de feuilles/m²) relevées par comptage *in situ* dans les herbiers à *Zostera noltei* sur les stations témoins du delta de l'Arc (a.) et de la Pointe de Berre (b.), de 2006 à 2014 (données du GIPREB, EDF & GIPREB 2014).

Bien qu'une tendance à la croissance de leur surface de répartition soit observée, les herbiers de zostères représentent une biomasse trop faible pour être fonctionnellement actifs et bénéfiques pour l'ensemble du biotope de la lagune (comme la production en oxygène, l'accueil de larves/juvéniles pour la faune etc). Plusieurs hypothèses sont avancées pour expliquer la lenteur de leur croissance : la pollution dans les sédiments (métaux, nutriments), le manque de lumière (épiphytes, turbidité de l'eau liée au phytoplancton ou à la remise en suspension du sédiment), l'affouillement des rhizomes constituant des contraintes physiques empêchant leur expansion. Les tolérances des herbiers à ces contraintes sont encore mal comprises (Liger, 2014) et nécessitent des travaux complémentaires.

Tests de transplantation.

Une expérimentation de transplantation de zostères a été réalisée au cours de l'été 2009 sur 6 stations de l'Etang de Berre (figure 15) (Bernard et al. 2013). Trois ans après les réimplantations, le taux de survie moyen était inférieur à 10%. Après 4 ans de suivi, seules 3 stations (Figuerolles, du Delta de l'Arc et de la Pointe de Berre) présentent des transplants vivants. En 2013, parmi ces 3 stations, le taux de survie des transplants de zostères varie de 3% à Figuerolles, à 47% au niveau du Delta de l'Arc.

Au niveau des stations de la Pointe de Berre et du Delta de l'Arc, de nombreuses colonies ont été observées à proximité des transplants. Il ne s'agit pas de transplants qui ont été arrachés et qui ont poussé à distance de leur zone de plantation. Ces nouvelles colonies ont la même signature génétique que les individus autochtones, indiquant que ceux-ci étaient capables d'avoir une reproduction sexuée (Jahnke et al. 2015, Procaccini et al. 2013). La floraison n'est cependant pas un

indicateur de bonne ou de mauvaise santé des zostères : en effet, ceux-ci peuvent fleurir et former des graines lorsque les conditions sont bonnes, ou sous l'effet du stress pour assurer leur survie.

La dynamique sédimentaire : une contrainte locale pour la croissance des herbiers ?

Parmi les contraintes extérieures qui pourraient limiter l'expansion des herbiers, la dynamique sédimentaire et les processus d'érosion/accrétion sous l'effet de la houle due au vent, dans les zones peu profondes, est avancée. En effet, en conditions naturelles équilibrées, les herbiers de phanérogames denses présentent un feuillage abondant qui favorise la sédimentation par atténuation de la turbulence locale. La pénétration de la lumière dans l'eau est augmentée et est profitable pour leur photosynthèse. Le développement des rhizomes et les faibles turbulences participent également à diminuer la remise en suspension du sédiment local. Le tout est profitable en retour aux herbiers qui génèrent et profitent en même temps de ces conditions hydro-sédimentaires (« cercle vertueux ») (figure 18). En-dessous d'une biomasse « critique », les herbiers ne sont plus assez denses pour assurer la diffusion de l'énergie des courants : la sédimentation n'est pas favorisée, les contraintes de courant au contraire favorisent la remise en suspension. La pénétration de la lumière dans l'eau est réduite. Le substrat est érodé, les rhizomes sont déchaussés. Les conditions ne sont pas favorables à la croissance de l'herbier (figure 18).

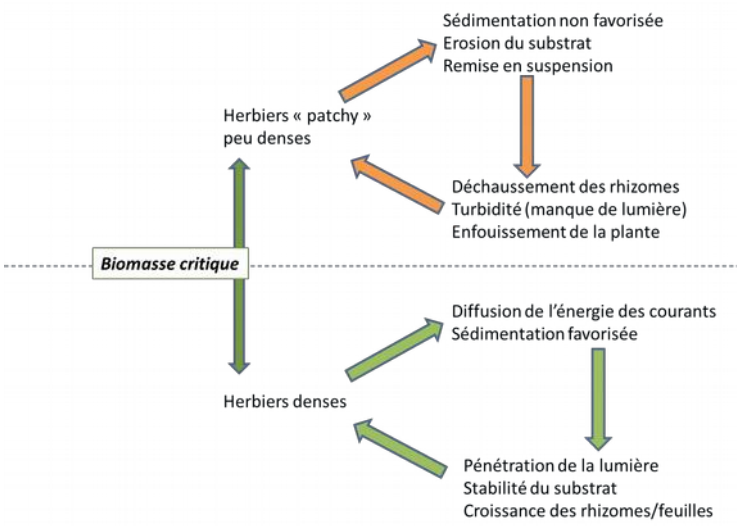


Figure 18 : Schéma des liens, en cercles vertueux, entre l'état de santé d'un herbier (dense ou peu dense) et la dynamique sédimentaire.

Au niveau de la « Pointe de Berre », Meulé et al. (2013), Paquier et al. (2014) montrent que, les processus d'érosion et d'accrétion sont variables au cours du temps. Par l'observation de terrain, et la modélisation, Meulé et al. (2013) mettent également en évidence que l'énergie des vagues est dissipée lorsqu'elles se propagent au-dessus d'un herbier. A l'aide d'un modèle 3D de la « Pointe de Berre » associant la modélisation de l'hydrodynamisme (TELEMAC3D) et de la houle (TOMAWAC), Bacchi et al. (2014 et en préparation) montrent que le vent de Mistral semble être à l'origine des conditions hydrodynamiques les plus contraignantes en termes de potentiel d'érosion. Au niveau de la Pointe de Berre, l'érosion est très intense et atteindrait jusqu'à 10 fois la condition de mise en mouvement du sédiment. Ces résultats tendent à montrer que les contraintes hydrosédimentaires "ralentissent" (ou pénalisent) la capacité de l'herbier à recouvrer une surface minimale au delà de laquelle il est en capacité d'agir sur ces contraintes".

L'option potentielle de restauration consisterait donc à atténuer la houle pour ainsi atténuer la contrainte générée par les vagues sur le fond au moyen de tapis de zostères artificiels par exemple. Le modèle 3D de la zone permettrait de tester *a priori* l'effet de la localisation et du dimensionnement

de tapis artificiels sur la contrainte du fond via différents scenarii. Les résultats permettraient de définir une solution optimale pour laquelle un minimum de tapis est installé sur des points stratégiques, permettant la dissipation de l'énergie des vagues et donc limitant la contrainte physique sur une surface la plus grande possible, créant ainsi une zone physiquement colonisable par les herbiers. Ces travaux sont en cours au département R&D de EDF. Une expérimentation (démonstrateur) permettant de valider cette hypothèse est envisageable à court terme (2016-2018) sur la Pointe de Berre.

7. EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN OXYGÈNE DISSOUS.

Oxygénation dans la colonne d'eau : les processus en jeu.

La teneur en oxygène dissous dans l'eau dépend tout d'abord de sa solubilité qui est fonction de la température et de la salinité (équation UNESCO, Benson & Krause 1984). Plus l'eau est froide, plus la solubilité de l'oxygène augmente. Plus l'eau est douce, plus la solubilité de l'oxygène dans l'eau augmente. Le maximum de solubilité théorique physique pour une eau à température et salinité données est appelée la saturation. On peut calculer l'équivalent de la solubilité de l'oxygène dans l'eau en mg/l à saturation pour chaque masse d'eau caractérisée par une salinité (conductivité) et une température.
En milieu naturel, les teneurs en oxygène dissous dans l'eau (caractérisée par une salinité et une température) peuvent s'éloigner de la valeur théorique physique de la saturation. En effet, la concentration en oxygène dissous dépend également des processus biogéochimiques sources d'oxygène dans l'eau (l'oxygène produit par la photosynthèse des macrophytes et du phytoplancton) et des processus puits d'oxygène (consommation d'oxygène par la respiration des organismes animaux, végétaux et bactériens, réactions rédox).
L'oxygène diffuse dans l'eau dans les 3 directions, via 2 types de diffusion : la diffusion moléculaire et la diffusion turbulente. Dans le cas d'une colonne d'eau stratifiée, la colonne d'eau est physiquement stable et la turbulence est réduite. La diffusion turbulente de l'oxygène de la couche de surface photique et oxygénée vers la couche de fond est donc fortement réduite. La consommation biologique de l'oxygène dans la couche du fond liée à la dégradation de la MO accumulée peut être très active, au point que le flux vertical de diffusion d'oxygène de la surface vers le fond ne soit pas suffisant pour subvenir à la demande. La concentration en oxygène dans la couche du fond, physiquement isolée, diminue alors, jusqu'à être nulle. On parle alors d'anoxie.

Evolution historique des teneurs en oxygène dans l'eau.

Des données anciennes montrent que des périodes anoxiques étaient déjà observées en 1912, favorisée par la stratification thermique de la colonne d'eau (Chevallier, 1917). Minas (1973) met aussi en évidence des anoxies estivales profondes lors de ses observations sur la période 1967-1969.

Les teneurs en oxygène dans la colonne d'eau sont suivies plus précisément depuis les années 90 avec des profils mensuels réalisés par le GIPREB depuis 1994. Nérini et al. (2013) montrent que la couche de surface présente généralement une saturation voire une sur-saturation en oxygène, alors que le fond est affecté par des phases d'anoxie (figure 19).

Au regard des résultats présentés par Nérini et al. (2013), nous pouvons distinguer 3 périodes (figure 19) :

-période 1 : A la fin des années 90, le fond de l'Etang de Berre semble présenter des anoxies fréquentes au niveau du fond, pouvant se maintenir une grande partie de l'année

-période 2 : Au début des années 2000, les anoxies du fond, bien que toujours présentes, sont moins fréquentes en été et les teneurs minimales observées sont moins basses que celles de la fin des années 90. Cette première tendance à l'augmentation des saturations du fond peut être attribuée à la chute généralisée des teneurs en chlorophylle dans la colonne d'eau (voir §3.1). Le fait qu'il y ait moins de matière organique produite, entraîne une relative diminution de la demande en oxygène lors de sa dégradation.

-période 3 : A partir de 2005, les anoxies du fond sont toujours présentes, mais une nouvelle tendance à l'augmentation globale des teneurs en oxygène du fond se dessine (figure). Ceci est attribuable au fait que la biomasse chlorophyllienne soit restée relativement basse (autour de 10 µg/l) et que la stratification de la colonne d'eau soit moins marquée. En effet, à partir de 2005, la diminution des apports en eau douce par la centrale de Saint Chamas a entraîné une augmentation de la salinité de surface. Ceci a eu pour effet une atténuation de la stratification, rendant la colonne d'eau plus facilement mélangeable en cas de coup de vent et donc mieux oxygénée (voir § suivant 6.3) (Nérini et

al. 2013).

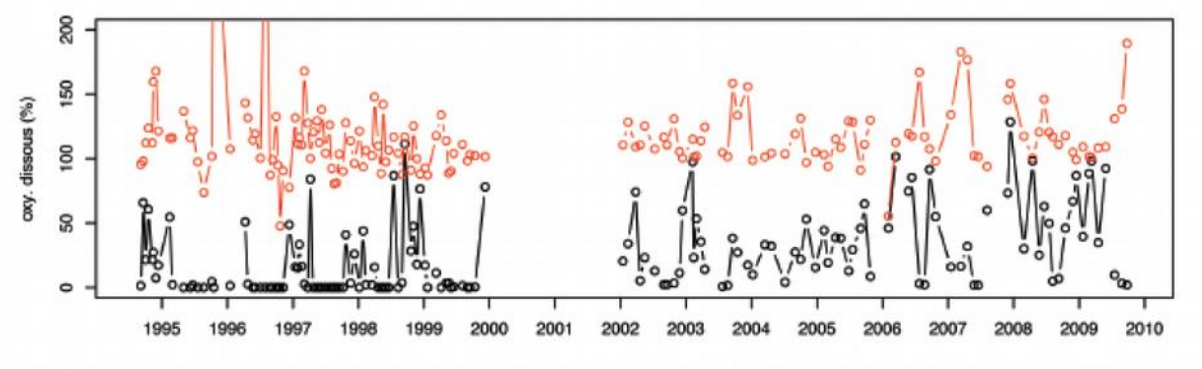


Figure 19 : Série temporelle des minimas (en noir) et des maximas (en rouge) de pourcentage de saturation en oxygène (%) de 1994 à 2010 dans l'Etang de Berre (Nerini et al. 2013).

A partir de 2008, au cœur de la période 3, EDF installe des bouées équipées de capteurs en oxygène (stations automatisées SA) qui permettent une observation « en continu » des concentrations en oxygène en surface et au fond de 3 stations profondes (respectivement à SA1, SA2 et SA3 (figure 20). Malgré la tendance à l'augmentation des teneurs en oxygène du fond au début des années 2000 puis à partir de 2005, le suivi haute fréquence réalisé avec les sondes montre que l'anoxie des fonds se met en place à la fin du printemps. Elle peut être levée par aération du fond lors des épisodes de vent et de brassage des eaux, mais se réinstalle très rapidement dès que le vent s'arrête. Ceci jusqu'au début de l'automne (voire fin d'automne en 2011) (figure 20).

Même réduites en temps et en intensité relativement aux années 90, les anoxies actuelles du fond de la lagune, d'autant plus favorisées par l'absence totale d'herbiers de zostères producteurs 'benthiques' en oxygène, sont toujours trop longues pour permettre l'établissement pérenne d'une faune benthique diversifiée.

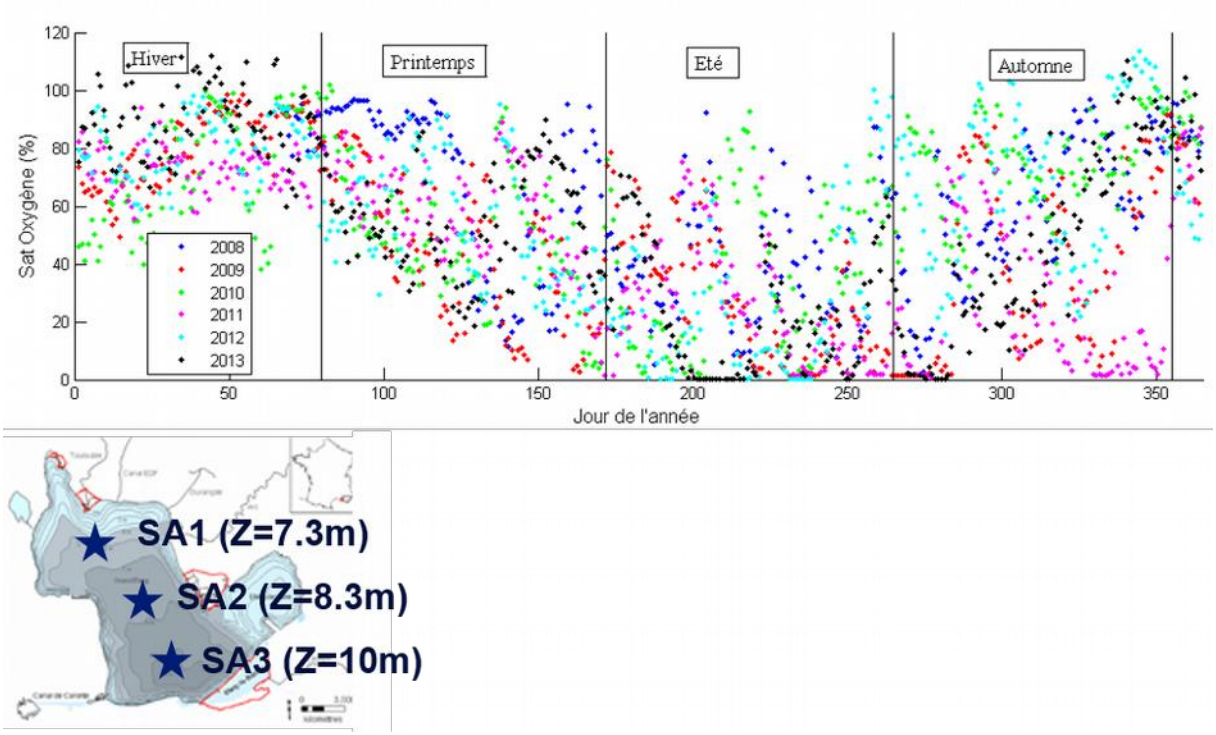


Figure 20 : Saturation moyenne journalière en oxygène dissous au fond de l'Etang de Berre (stations profondes, moyenne de SA1, SA2 et SA3) sur la période 2008-2013.

Influence de la stratification de la colonne d'eau sur l'oxygénation du fond.

La stratification d'un milieu aquatique est la superposition sur la verticale, de couches d'eau de densité différente, la couche la moins dense surplombant la couche la plus dense. La densité d'une masse d'eau (en $kg.m^{-3}$) dépend de sa salinité et de sa température. A pression atmosphérique équivalente et normale, plus l'eau est froide, plus elle est dense. Plus l'eau est salée, plus elle est dense. A température équivalente, une augmentation de la salinité d'environ +5 psu entraîne une augmentation de densité de +5 kg/m^3 (figure 21). A salinité équivalente, une telle augmentation de densité de +5kg/m^3 serait obtenue pour une diminution d'environ -30°C. La densité de la masse d'eau est préférentiellement contrôlée par sa salinité.

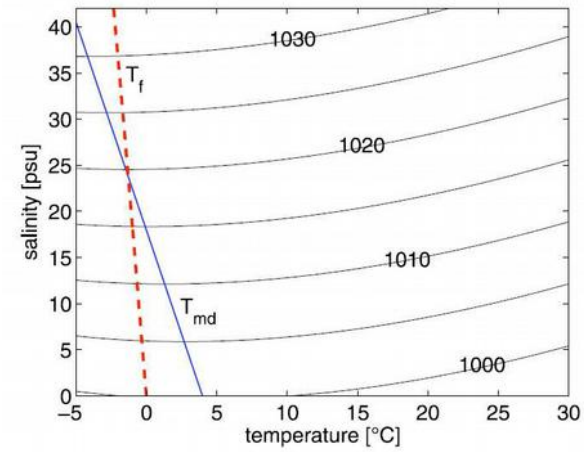


Figure 21 : Contour de densité en fonction de la température et la salinité de l'eau de mer et de l'eau pure en kg/m^3 sous la pression atmosphérique normale. La ligne en pointillés indique le point de congélation respectif à la salinité, et la ligne bleue représente la température de la densité maximale pour une salinité donnée.

Mesurer la salinité et la température sur toute la hauteur de la colonne d'eau permet donc d'évaluer l'état de mélange de celle-ci : si les températures et les salinités sont constantes sur toute la hauteur d'eau, cela signifie que la colonne d'eau est mélangée (il y a beaucoup de turbulence) et la diffusion turbulente de l'oxygène est favorisée et peut se faire de la surface vers le fond. En revanche, si la température et/ou la salinité varient sur la verticale, 2 ou plusieurs masses d'eau, de densité différente se différencient et se superposent, indiquant donc que le mélange est réduit et que la turbulence, bien qu'existant au sein de chaque couche, n'est pas assez forte pour homogénéiser l'ensemble de la colonne d'eau en une seule et même masse d'eau. La stratification de la colonne d'eau est donc l'indicateur d'une turbulence réduite, défavorable à la diffusion de l'oxygène de la surface vers le fond.
Afin d'établir l'influence de la stratification de la colonne d'eau sur l'oxygénation, on peut utiliser les mesures *in situ* haute fréquence, en surface (-1m) et au fond (fond + 0,5 à 1m) des stations SA1, SA2 et SA3 : température, salinité, oxygène, chlorophylle de 2008 à 2013 (moyennes journalières). On considère ici que la masse d'eau est « anoxique » lorsque la saturation de l'oxygène dissous dans l'eau est < 6 %. Cette valeur a été choisie pour prendre en compte les incertitudes sur les calages et les mesures des sondes Oxygène YSI et constitue la limite supérieure des événements à hypoxie sévère.
On définit ici la stratification comme la différence de densité (DenDiff en kg/m^3) entre la couche du fond et la couche de surface. DenDiff est toujours nulle ou positive. Plus DenDiff est élevée, plus la stratification entre la couche de surface et la couche du fond est marquée.

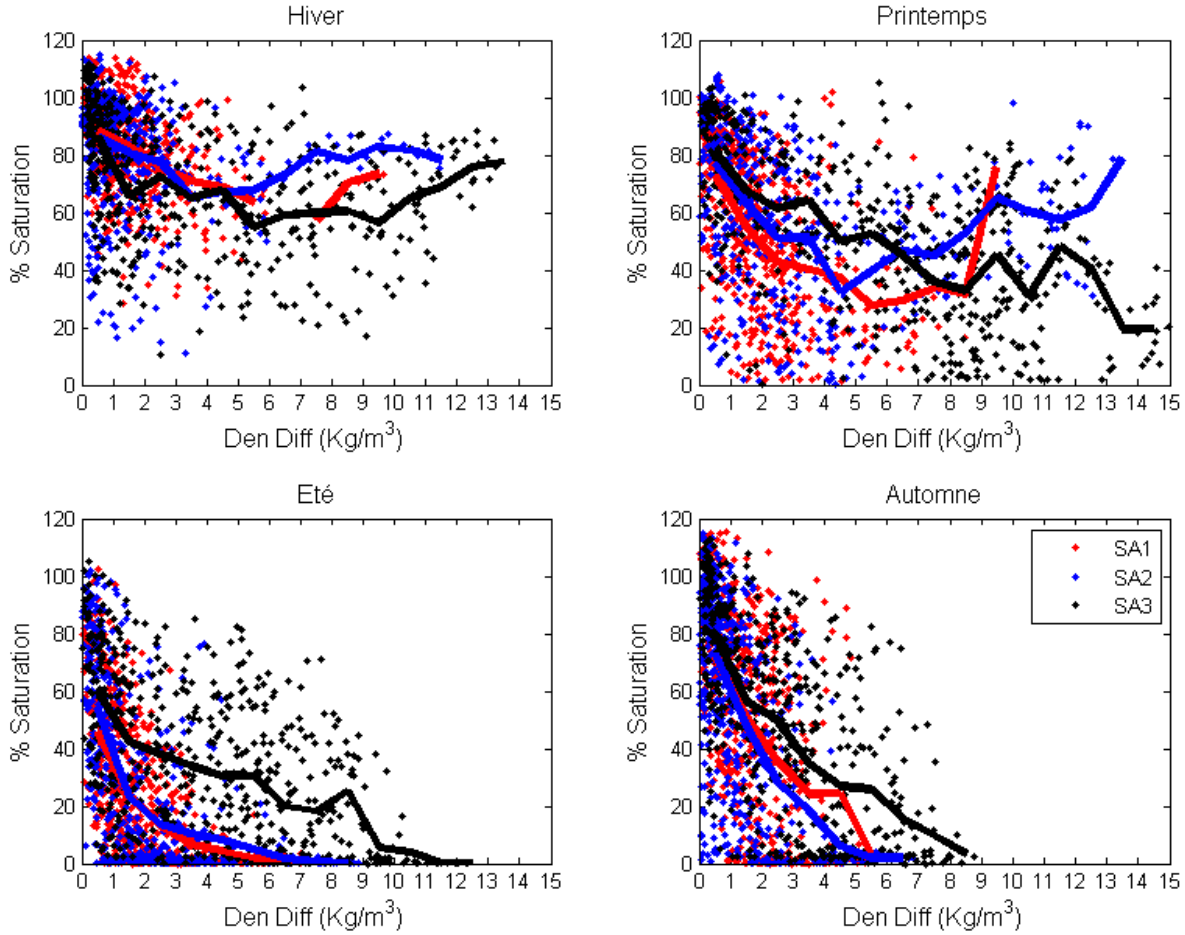


Figure 22 : Saturation en oxygène du fond (moyenne journalière en %) en fonction de l'intensité de stratification (différence de densité entre la couche de fond et de surface en kg/m^3) pour les 3 stations (SA1, SA2 et SA3) au fil des saisons sur la période 2008-2013 (les points sont les observations journalières, les traits représentent la moyenne).

Les figures 22 et 23 mettent en relation les teneurs moyennes journalières en oxygène au fond (fond + 0,5 à 1m) de chacune des SA en fonction de l'intensité de la stratification de la colonne d'eau (DenDiff définit ci-dessus), pour chaque saison. On fait l'hypothèse que, sur une même station, la demande benthique en oxygène ne varie pas de jour en jour au cours d'une même saison.

Le lien entre l'oxygénation du fond et l'intensité de stratification de la colonne d'eau varie en fonction des saisons et des stations :

- En hiver, quelle que soit la station, quelle que soit l'intensité de la stratification, il n'y a pas d'anoxie. La demande benthique en oxygène (DBO) est ralentie : les basses températures ne favorisent pas l'activité respiratoire des micro-organismes qui dégradent la MO du fond.
- Plus les températures augmentent, plus les processus biotiques sont actifs (production de MO en surface et dégradation de MO au fond, globalement). Une tendance s'installe progressivement du printemps à l'automne : plus la stratification de la colonne d'eau est marquée, plus l'anoxie est observée.
- En été, pour une même intensité de stratification, le fond des stations SA1 et SA2 est plus souvent anoxique qu'en SA3 (figures 22 et 23). Par exemple, pour une différence de densité de 2 kg/m^3 entre la surface et le fond en été, 10% des observations (soit environ 12 jours de la saison) sont anoxiques, alors que 40 à 45% de la saison est anoxique en SA1 et SA2 (figure 23). Ceci tend à montrer que, la DBO en SA1 et SA2 est plus importante qu'en SA3. Ceci est cohérent avec les expérimentations de chambres benthiques (Gouze et al. 2013).
- Les observations montrent que le manque de turbulence et donc les fortes stratifications sont

corrélés avec les épisodes d'anoxies. Les anoxies sont observées pour les stratifications les plus fortes comme pour les stratifications les plus atténuées (différence de densité inférieure à 3 kg/m3), indiquant que, même lorsque la colonne d'eau est faiblement stratifiée, la turbulence ne suffit pas à faire diffuser assez d'oxygène pour alimenter la forte demande benthique.

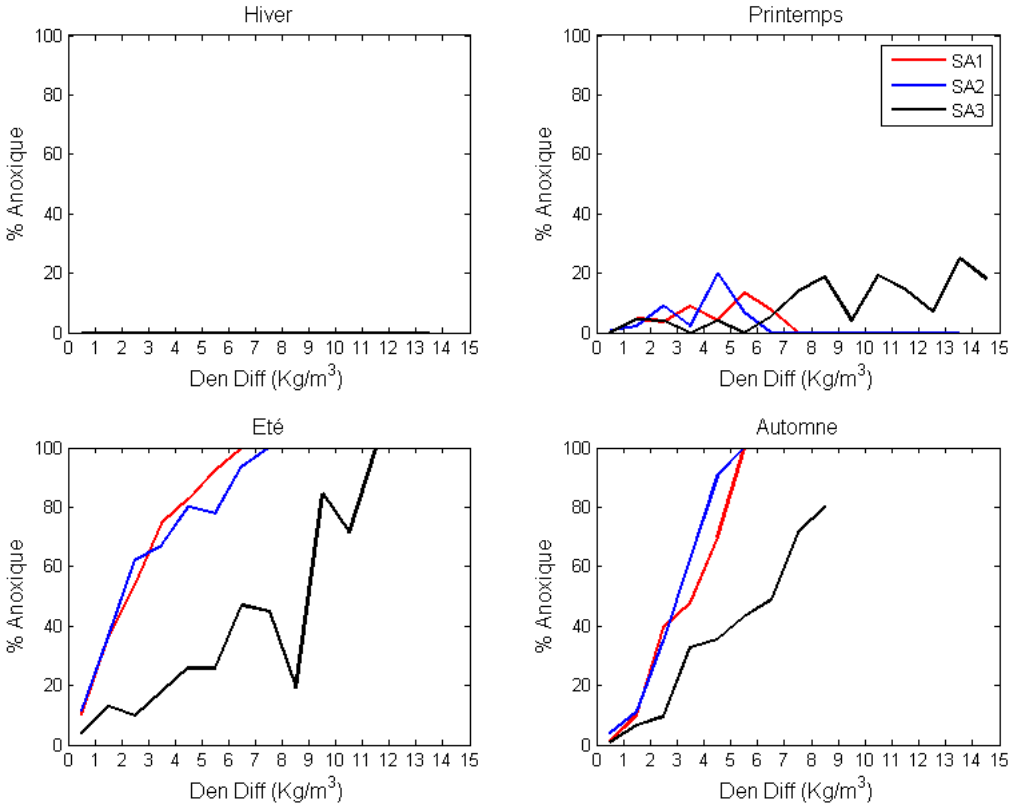


Figure 23 : Pourcentage d'événements anoxiques en fonction de la force de stratification, au cours des différentes saisons, sur la période 2008-2013. La force de stratification est définie comme la différence de densité entre la couche du fond et la couche de surface (DenDiff en kg/m^3).

8. MODÉLISATION 3D DE L'HYDRODYNAMISME ET DE L'EUTROPHISATION DE L'ETANG DE BERRE.

Si les études de terrain nous permettent d'améliorer nos connaissances des processus biotiques et abiotiques dans la lagune, l'outil de modélisation permet de toutes les compiler. Le modèle numérique 3D d'eutrophisation développé à EDF a pour but également d'améliorer nos connaissances, notamment sur les interactions entre les différents processus, il pourra également être une aide pour expliquer *a posteriori* certains phénomènes observés sur la lagune (anoxies, blooms). Il peut permettre de tester différents scénarii de gestion, et donc d'identifier des leviers pour diminuer l'eutrophisation de la lagune (Martin et al. 2013).

Présentation générale du modèle.

Le modèle numérique 3D d'eutrophisation de l'Etang de Berre consiste au chaînage de 2 modèles : un modèle hydrodynamique (basé sur le code TELEMAC-3D) et un modèle biogéochimique (DelWAQ).

Le modèle hydrodynamique.

Le modèle hydrodynamique est basé sur le logiciel TELEMAC 3D (*e.g.* Hervouet, 2007, http://www.opentelemac.org/) : c'est un code de calcul en éléments finis qui est appliqué à la modélisation des écoulements à surface libre, maritimes et fluviaux. En chaque point du maillage 3D (figure 24), le logiciel calcule la hauteur d'eau, la vitesse et la direction des courants, la température et la salinité, en fonction des forçages météorologiques (température de l'air, vitesse et direction du vent, précipitation etc), des marées au niveau du Golfe de Fos, des débits des rivières et de la centrale hydro-électrique de Saint Chamas.

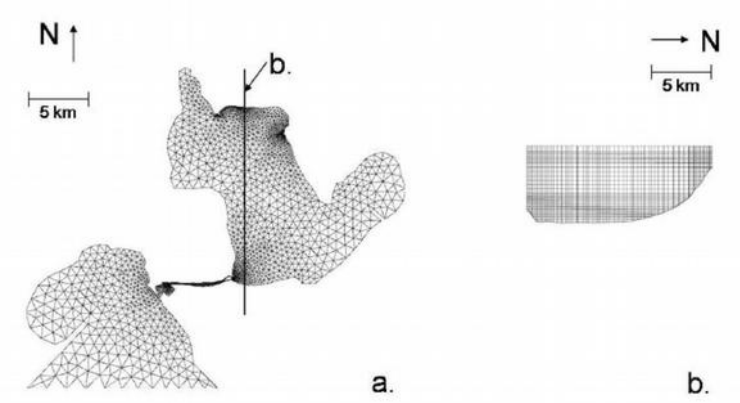


Figure 24 : Maillage du modèle a/ horizontal, b/vertical, coupe longitudinale (Martin et al. 2013).

Le modèle biogéochimique.

Le logiciel Delft3D-WAQ de Deltares est utilisé pour modéliser les cycles biogéochimiques de l'azote, du phosphore, du carbone et de l'oxygène. Il prend en compte les différentes variables impliquées dans les processus d'eutrophisation (Los, 2005 ; Los et al. 2008 ; Blauw et al. 2009, http://oss.deltares.nl/web/delft3d/delwaq) (Figure 25).

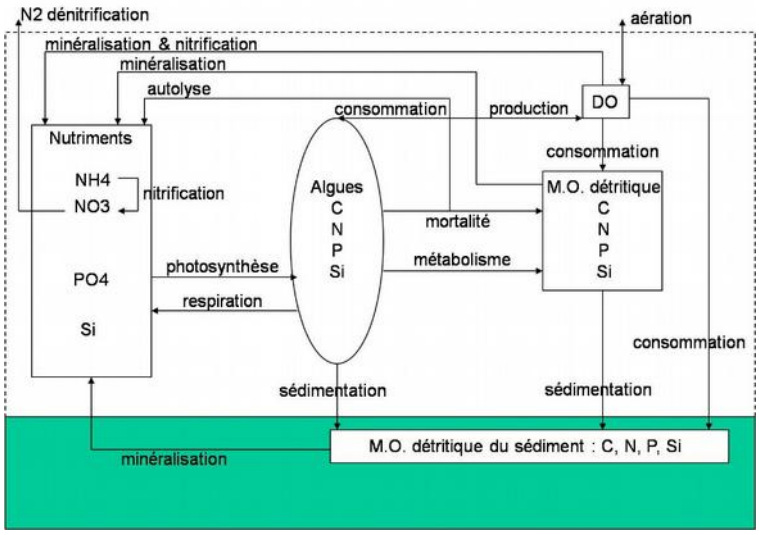


Figure 25 : schéma des variables et des processus activés dans DelWAQ pour la modélisation de l'Etang de Berre (Martin et al. 2013 adapté de Los et al. 2008).

Les formes minérales dissoutes représentées dans le modèle sont les suivantes : nitrates (NO3), ammonium (NH4), phosphates (PO4) et silicates (Si(OH)4). Les algues modélisées consistent en 3 espèces de phytoplancton (diatomées, flagellés et dinoflagellés) et 2 formes de macro-algues (les ulves fixées et les ulves en suspension). La matière organique particulaire pélagique morte est représentée par des variables distinctes pour le carbone organique particulaire (POC), l'azote organique particulaire (PON), le phosphore organique particulaire (POP) et la silice biogénique (POSi). Dans le compartiment sédimentaire, la matière organique morte est définie par des variables propres (POCs, PONs, POPs et POSis) en lien avec celles de la colonne d'eau via les processus de minéralisation, de dépôt et de remise en suspension.

Les principaux processus simulés sont :
- les processus biologiques liés aux algues (production primaire, respiration, mortalité),
- les processus biologiques liés à la décomposition de la matière organique particulaire dans l'eau et dans le sédiment,
- la nitrification et la dénitrification dans l'eau et dans le sédiment,
- les processus de sédimentation et de remise en suspension de la matière vivante et détritique,
- l'aération de l'eau par brassage.

Le modèle calcule donc, en chaque point du maillage, à chaque pas de temps, les concentrations en azote, phosphore, carbone et silice sous toutes leurs formes (minérales, dissoutes, organiques, particulaires), les concentrations en oxygène dissous et les biomasses algales. Les concentrations en nutriments injectées au niveau des conditions-limites (centrale EDF, rivières, stations d'épuration (STEP), industries) sous forme de séries temporelles, sont renseignées à partir de la bibliographie, des mesures réalisées par l'Agence de l'Eau et des démarches d'auto-surveillance des STEP/industries. On considère que la fraction organique dissoute dans les tributaires n'est pas biodisponible.

Les herbiers à zostères ne sont pas représentés dans le modèle : on pose l'hypothèse que leur rôle n'influe pas significativement sur les cycles de l'azote et du phosphore, ni sur l'oxygénation à l'échelle globale de la lagune. Les échelons trophiques supérieurs (comme le zooplancton ou les poissons) ne sont pas représentés non plus : d'après Delpy (communication personnelle), la pression de broutage du zooplancton n'exerce pas un contrôle majeur sur la biomasse phytoplanctonique.

Calibration et validation du modèle.

On considère que le modèle est calé lorsque les paramètres dans l'ensemble des équations sont cohérents avec des valeurs physiques théoriques et lorsqu'ils permettent au modèle de représenter les processus et les variables observées sur le terrain.

La calibration du modèle hydrodynamique a été réalisée en 2 phases. La première consistait à reproduire les flux échangés à Caronte, à la fois en termes de masse d'eau et en quantité de sel. La deuxième a consisté à calibrer le modèle de turbulence utilisé afin de reproduire les stratifications thermiques et halines présentes dans la lagune.
Le modèle biogéochimique a été calé grâce aux observations de terrain réalisées en 2005-2006 dans le cadre de la thèse de Gouze (2008). La Figure 26 donne un exemple de résultats obtenus avec le modèle calé, à la station centrale H08 : la simulation reproduit correctement les variations saisonnières des nutriments et des processus biogéochimiques (i.e. production primaire, assimilation d'ammonium). Les anoxies dans les régions profondes sont également bien simulées.
Une fois les modèles calés, ils sont validés sur une période plus longue afin de tester leur robustesse. Ici, les modèles ont été calés sur une période de 13 ans (1998-2010) : aucune dérive n'a été observée, l'évolution des différents processus et variables, physiques et biogéochimiques, est bien reproduite pour cette période de treize années (exemple des concentrations en nitrates NO3 et en chlorophylle pour la station H12 au sud du Grand Etang, figure 27 a et b).

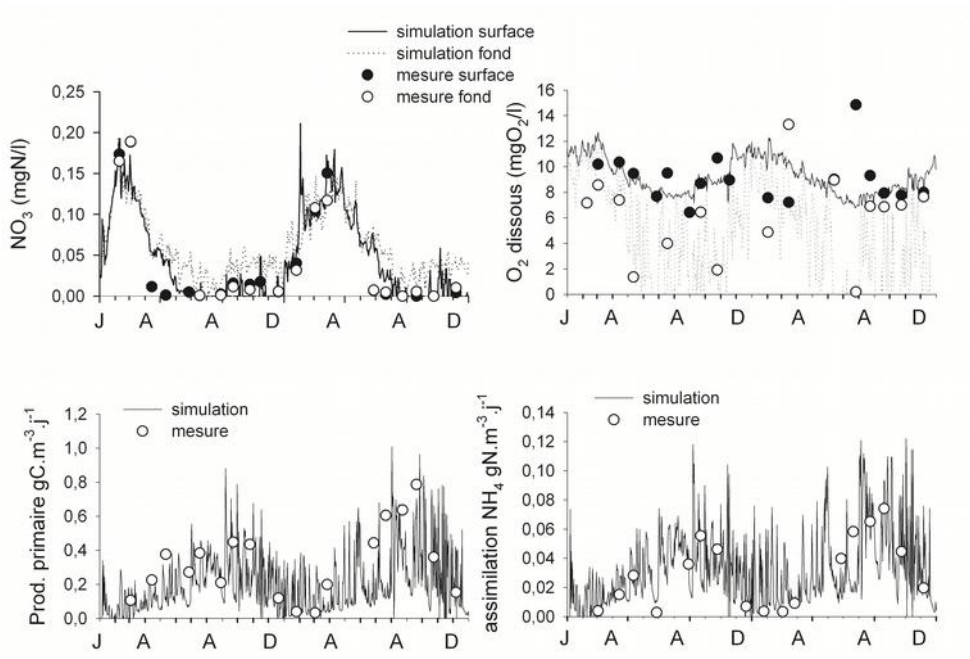


Figure 26 : Comparaison entre les valeurs mesurées et simulées de nitrates, d'oxygène dissous, de production primaire et d'assimilation d'ammonium, en surface et au fond de la station H08, de janvier 2005 à décembre 2006.

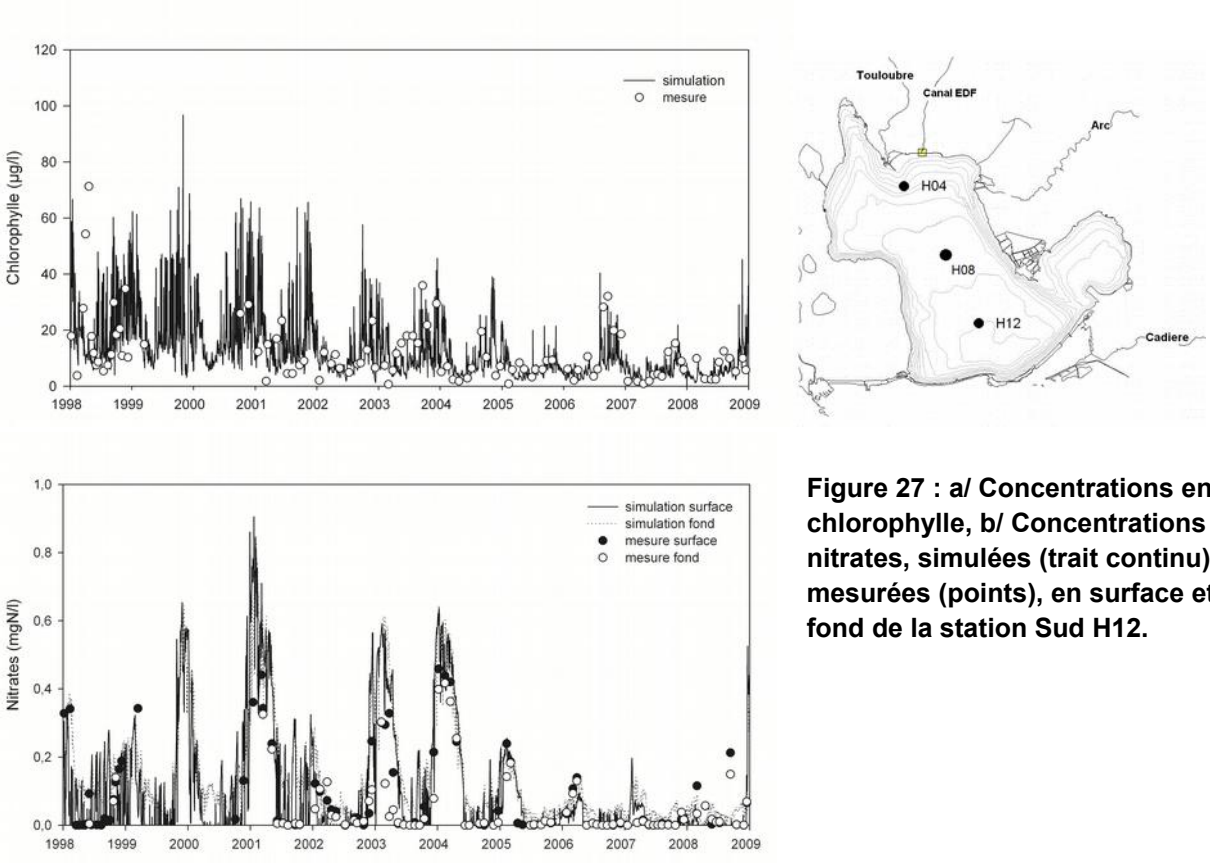


Figure 27 : a/ Concentrations en chlorophylle, b/ Concentrations en nitrates, simulées (trait continu) et mesurées (points), en surface et au fond de la station Sud H12.

Résultats.

La simulation dite de « Référence » utilise les forçages météorologiques et les conditions-limites réels, c'est-à-dire mesurés *in situ*. Les variables/processus en lien avec l'eutrophisation ainsi calculés, sont semblables à ceux observés sur le terrain sur la période de treize ans 1998-2010. En plus de reproduire globalement les phénomènes observés, la simulation « Référence » apporte des éléments de réflexion intéressants (Martin et al. 2013).

Sur la période 1998-2010, la production primaire phytoplanctonique varie entre 70 000 et 110 000 tonnes de C/an (Figure 28). Pour les années 2005 et 2006, le modèle calcule une production primaire de 75 600 tonnes de C et 92 900 tonnes de C respectivement, soit 488 gC. $m^{-2}.an^{-1}$ et 599 $gC.m^{-2}.an^{-1}$. Ces résultats coïncident avec les travaux de Gouze et al. (2008a) qui estimait la production primaire phytoplanctonique annuelle à 507 et 742 gC/m² en 2005 et 2006 respectivement, à partir de mesures sur le terrain.

Il est intéressant de constater que la biomasse chlorophyllienne simulée montre une diminution nette sur la période (Figure 27a). Ceci est en accord avec les observations de terrain qui mettent en évidence une décroissance nette des teneurs en chlorophylle *a* depuis le début des années 2000 (voir § 3.1. ; Raimbault et al. 2013). Le modèle ne peut en revanche pas simuler la disparition nette et brutale du dinoflagellé *Prorocentrum minimum* au début des années 2000 (figures 28 et 29) : si, sur le terrain, la diminution nette de chlorophylle est attribuée à la disparition de ce dinoflagellé, les résultats du modèle amènent une nouvelle piste de réflexion. **Le modèle montre que la communauté phytoplanctonique, principalement limitée par la lumière jusqu'au début des années 2000, caractérisée par de forts ratios Chla/C, laisse progressivement sa place à une communauté très active d'un point de vue de la production primaire, mais qui est limitée en phosphore et présente un ratio Chla/C plus faible.**

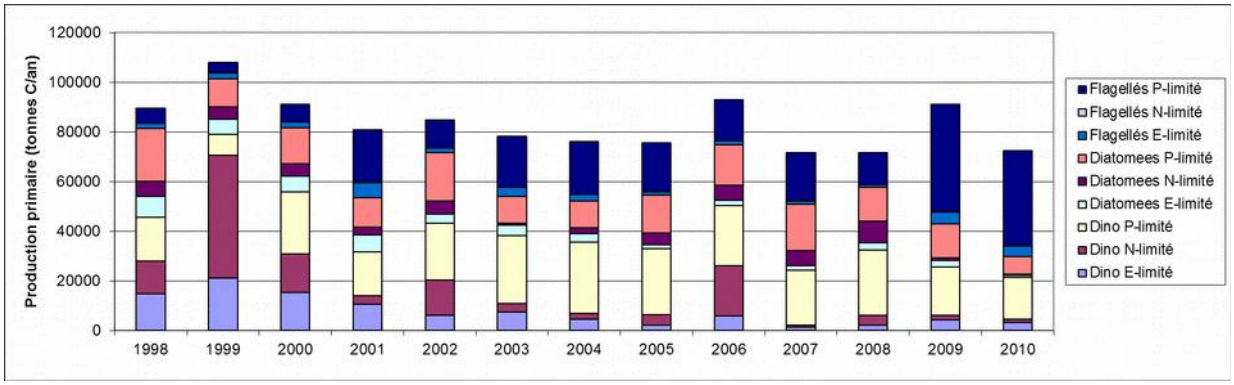


Figure 28 : Production primaire phytoplanctonique annuelle (en tonnes de carbone par an) calculée par le modèle dans l'Etang de Berre de 1998 à 2010 (simulation « Référence », le bilan annuel 2010 n'est pas complet, la simulation est stoppée à la fin du mois octobre 2010. Les 3 « groupes » phytoplanctoniques simulés (flagellés, diatomées et dinoflagellés), ainsi que leur « phénotype » (tels que définis dans DelWAQ) (limité en phosphore, limité en azote, limité en énergie lumineuse) sont présentés distinctement (extrait de Martin et al. 2013).

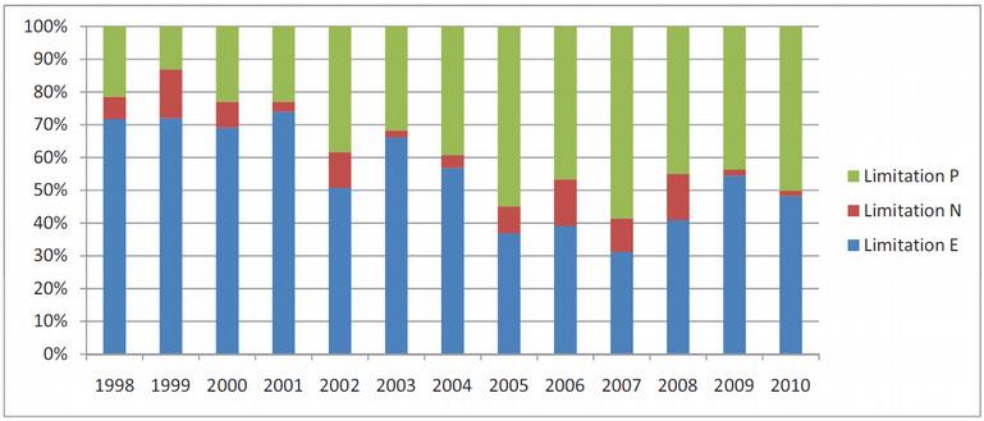


Figure 29 : Evolution des « phénotypes » de la communauté phytoplanctonique (tels que définis dans DelWAQ) simulés dans l'Etang de Berre pour la période 1998-2010 (limitée en phosphore, limitée en azote et limitée en énergie lumineuse) (extrait de Martin et al. 2013).

Sensibilité du système à des réductions d'apports allochtones en N et P.

Les tests de sensibilité sont réalisés à partir de la simulation "Référence ». A partir du 1/1/2004, les apports allochtones en N et en P sont modifiés. Les débits aux conditions limites sont identiques au cas "Référence" : les débits d'entrée en eau douce imposés au niveau de l'Arc, de la Touloubre, de la centrale EDF de St Chamas, des précipitations, ne sont pas modifiés ; et les hauteurs d'eau dans le Golfe de Fos sont identiques. Seules les concentrations en N et en P au niveau des entrants (Arc, Touloubre, centrale de St Chamas, stations d'épuration et industries) sont modifiées. Pour rappel, dans le modèle, 6 stations d'épuration (Berre, Miramas, Chateauneuf, Rognac, Marignane, Martigues) et 3 industries (Cabot, LyondellBasell et Total) sont représentées.

Les modifications des apports sont effectuées sur les concentrations des formes NO3 (nitrates), NH4 (ammonium) et DetN (azote particulaire organique détritique) pour l'azote ; et sur les formes PO4 (phosphates) et DetP (phosphore organique particulaire détritique) pour le phosphore.

Pour rappel, les formes particulaires organiques vivantes sont nulles aux conditions limites : on considère que toutes les formes de N et de P rentrent par les tributaires/STEP/industries sous formes minérales dissoutes ou organiques particulaires.

Les tests effectués sont :

- Une réduction des apports en **azote seul** : 10%, 30%, 50%, 75% et 90% d'abattement des concentrations en azote au niveau des tributaires sont testés
- Une réduction des apports en **phosphore seul** : 10%, 30%, 50%, 75% et 90% d'abattement des concentrations en phosphore au niveau des tributaires sont testés
- Une réduction des apports en **azote et en phosphore** : 10%, 30%, 50%, 75% et 90% d'abattement des concentrations en azote et en phosphore au niveau des tributaires sont testés.

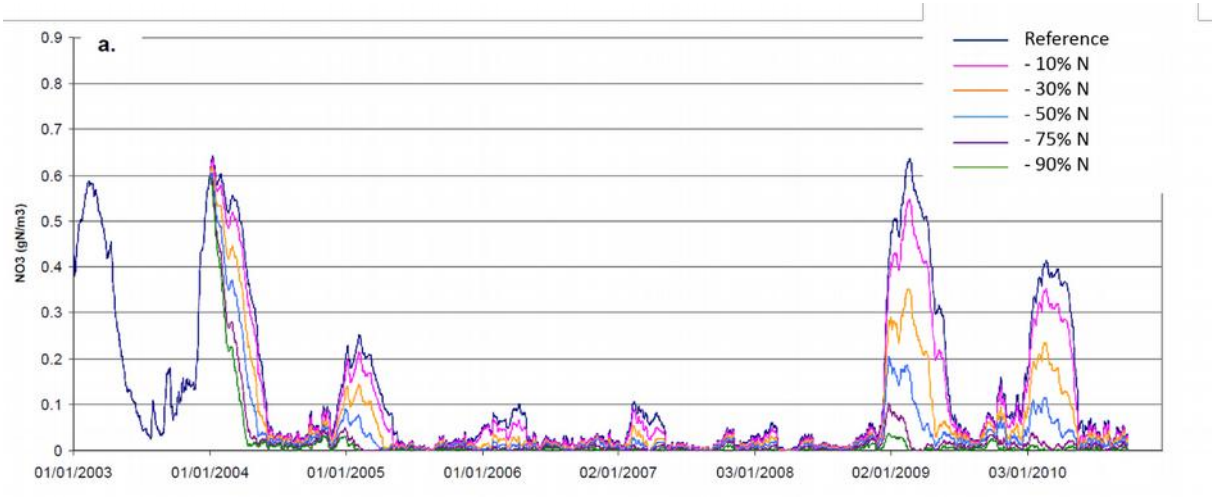
Réduction des apports allochtones en N.

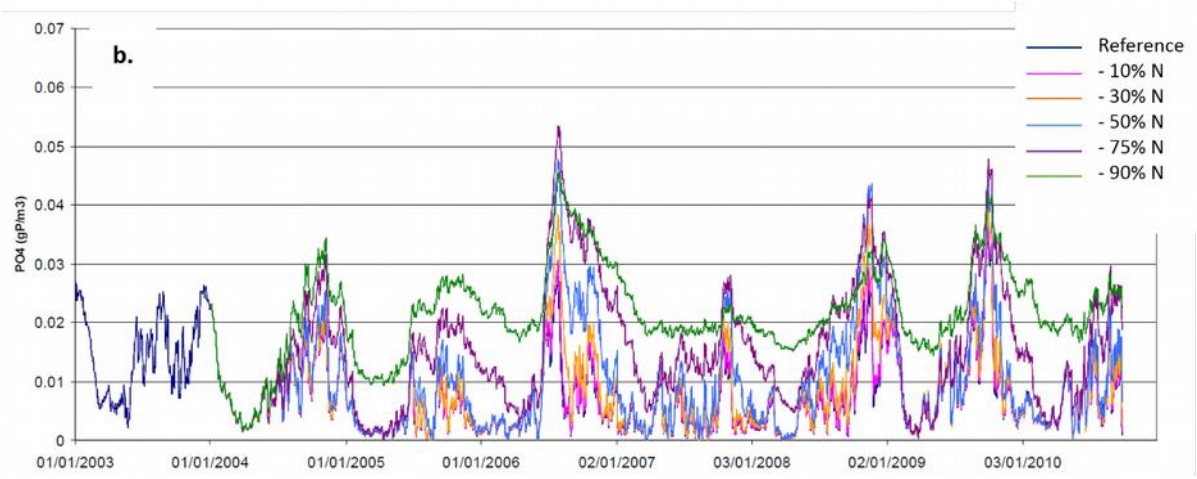
Les apports continentaux en N se font essentiellement sous forme NO3. Diminuer les apports allochtones en « N » conduit donc à la diminution des concentrations hivernales en NO3 dans l'eau quel que soit le test de réduction en N seul effectué (figure 30a).

Pour des réductions d'apports allochtones inférieures ou égales à 50% par rapport à la simulation de "Référence", les teneurs en chlorophylle restent inchangées (figure 30c). La biomasse phytoplanctonique en C et en P ne montre pas d'évolution particulière. La biomasse des ulves reste inchangée. Les taux de production primaire sont équivalents. L'oxygénation de l'eau n'est pas significativement améliorée (figure 30d) : l'évolution saisonnière des teneurs est toujours observée et les anoxies estivales dans les régions profondes sont également observées. Seul le contenu cellulaire en azote tend progressivement à diminuer avec la réduction des apports allochtones, en parallèle à la raréfaction du substrat dans la colonne d'eau.

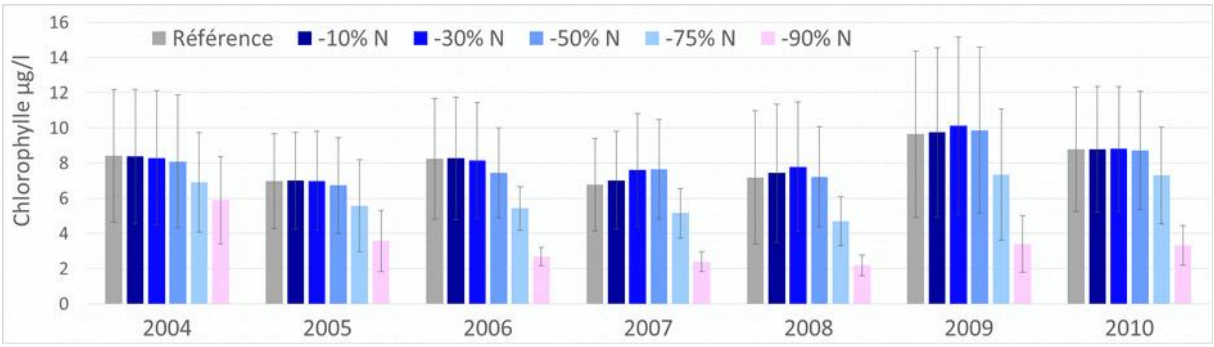
Ce n'est que pour les tests de réduction d'apports allochtones en N supérieurs à 50% que les processus biogéochimiques se différencient de la simulation de "Référence" : la biomasse phytoplanctonique diminue en réponse à la raréfaction de l'azote dans l'eau (figure 30c). La teneur moyenne en chlorophylle diminue en dessous de 5 µg/l pour les tests de réduction de N supérieurs à 75% (figure 30c). Le phytoplancton est limité en azote (figure 31), au point que les phosphates ne sont plus totalement consommés et s'accumulent dans la masse d'eau (figure 30b). L'auto-ombrage généré par le phytoplancton moins abondant est donc réduit et la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau augmente avec un effet bénéfique sur les ulves, dont la biomasse tend à augmenter (données non présentées). La biomasse totale des macroalgues reste toutefois très inférieure à la biomasse du phytoplancton sur l'ensemble de la lagune. La limitation importante de la production primaire par l'azote entraîne une moindre accumulation de matière organique dans l'écosystème. Les anoxies, bien que toujours présentes, sont moins fréquentes, et l'oxygénation globale de la lagune est augmentée (figure 30d), notamment en été.

Quel que soit le test, la lagune fonctionne sur des processus de régénération très dynamiques : les sources autochtones alimentent la production primaire phytoplanctonique (PPP). Le système fonctionne de la même façon, quelle que soit la quantité de MO produite dans les tests de réduction d'apports allochtones en N, la PPP reste basée sur la minéralisation locale de la MO en « turn-over », c'est-à-dire en recyclage « perpétuel » de la matière.


a.
Reference
- 10% N
- 30% N
- 50% N
- 75% N
- 90% N
NO3 (gN/m3)
0.9
0.8
0.7
0.6
0.5
0.4
0.3
0.2
0.1
0
01/01/2003
01/01/2004
01/01/2005
01/01/2006
02/01/2007
03/01/2008
02/01/2009
03/01/2010

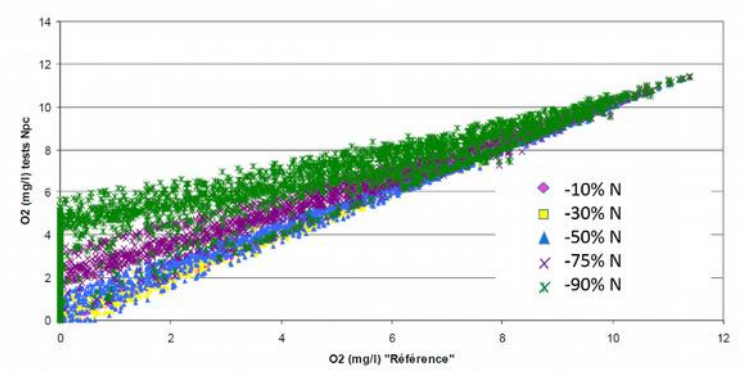

b.
Reference
- 10% N
- 30% N
- 50% N
- 75% N
- 90% N
PO4 (gP/m3)
0.07
0.06
0.05
0.04
0.03
0.02
0.01
0
01/01/2003
01/01/2004
01/01/2005
01/01/2006
02/01/2007
03/01/2008
02/01/2009
03/01/2010

c.


Référence
-10% N
-30% N
-50% N
-75% N
-90% N
Chlorophylle µg/l
16
14
12
10
8
6
4
2
0
2004
2005
2006
2007
2008
2009
2010

d..

Figure 30 : Tests de simulation de réduction d'apports allochtones en azote. Concentration moyenne journalière dans la lagune a/ en nitrates b/ en phosphates simulées dans la lagune. c/ Concentrations moyennes annuelles simulées en chlorophylle dans la lagune, d/ Concentrations moyennes journalières mesurées et simulées en oxygène dissous, au fond de la station centrale H08.



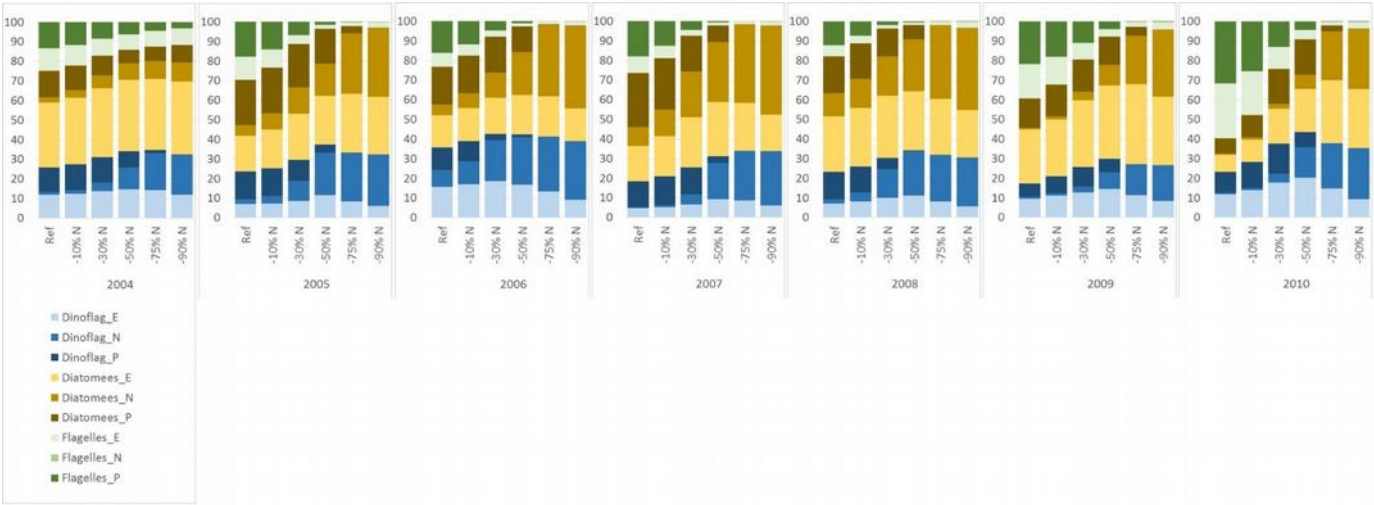
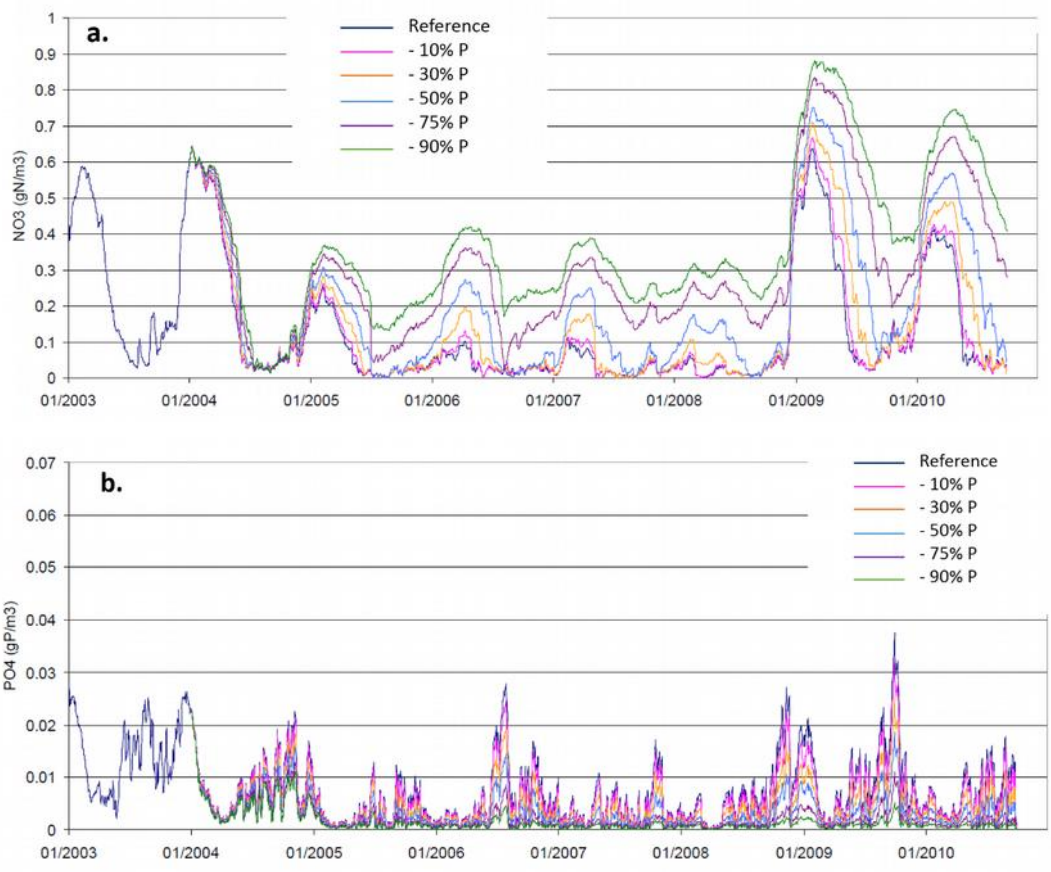


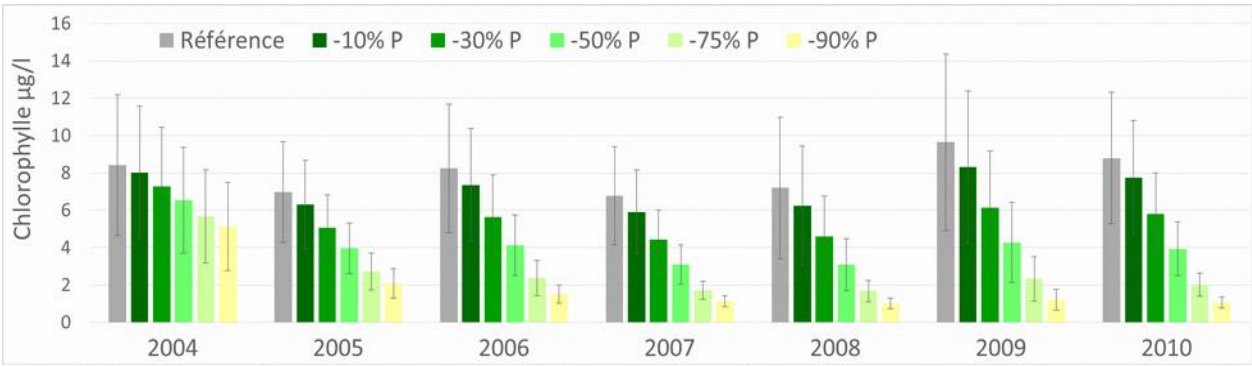
Figure 31 : Test de simulation de réduction des apports allochtones en N à l'Etang de Berre. Part moyenne annuelle des groupes de dinoflagellés, de diatomées et de flagellés dans la biomasse chlorophyllienne phytoplanctonique totale de la lagune. Distinction entre les groupes limités par l'énergie lumineuse (_E), par l'azote (_N) et par le phosphore (_P).

Réduction des apports allochtones en P.

Le système étant initialement limité en P dans la simulation de « Référence », montre une grande sensibilité à la diminution des apports allochtones en P. Dès 10% de réduction des apports continentaux en P, les concentrations en PO4 dans le milieu diminuent (figure 32b) et le modèle calcule une diminution de la biomasse phytoplanctonique produite (en terme de chlorophylle, de C, de N et de P) (figure 32c). La MO produite étant moins abondante, la quantité d'oxygène nécessaire à sa

dégradation est donc réduite. L'oxygénation de la colonne d'eau tend donc à augmenter, notamment au fond en été (figure 32d).
La limitation de la production primaire par le P s'accentue au point que le NO3 issu des apports continentaux en N (non modifiés), n'est plus consommé et s'accumule dans la colonne d'eau (figure 32a). Les concentrations en NH4, nutriment principalement issu de la minéralisation de la MO, diminuent en relation avec la diminution de la quantité de MO produite (données non présentées).
Dans ces conditions particulières d'accentuation de la limitation en P, peu d'espèces représentées dans le modèle peuvent s'adapter (figure 33). Les caractéristiques nutritives tendent à n'être favorables qu'aux flagellés de type _P, d'où un appauvrissement spécifique de la communauté phytoplanctonique. Les ulves sont insensibles à ces variations de conditions du milieu : malgré l'augmentation de l'éclairement de la colonne d'eau, les ulves n'explosent pas de par la rareté du P rendant le système beaucoup moins eutrophe.
Quel que soit le test de sensibilité et l'importance du système productif, à temps de résidence équivalent, la demande phytoplanctonique en nutriments est assouvie principalement par les sources autochtones en nutriments (e.g. 110 à 130% de la demande azotée annuelle).





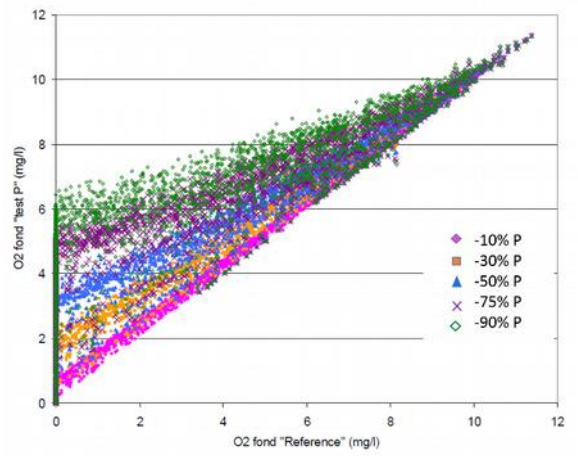


Figure 32 : Tests de simulation de réduction d'apports allochtones en phosphore. Concentration moyenne journalière dans la lagune a/ en nitrates b/ en phosphates simulées dans la lagune. c/ Concentrations moyennes annuelles simulées en chlorophylle dans la lagune, d/ Concentrations moyennes journalières mesurées et simulées en oxygène dissous, au fond de la station centrale H08.

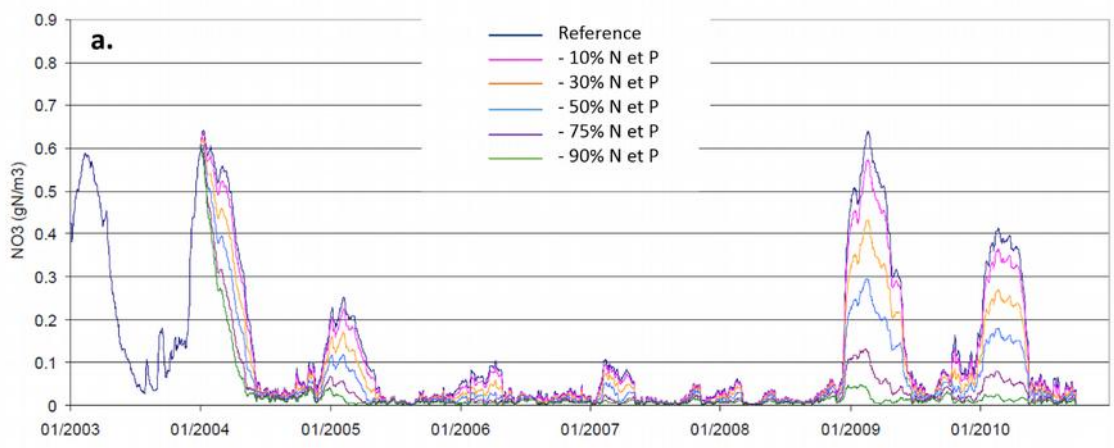
Figure 33 : Test de simulation de réduction des apports allochtones en P à l'Etang de Berre. Part moyenne annuelle des groupes de dinoflagellés, de diatomées et de flagellés dans la biomasse chlorophyllienne phytoplanctonique totale de la lagune. Distinction entre les groupes limités par l'énergie lumineuse (_E), par l'azote (_N) et par le phosphore (_P).

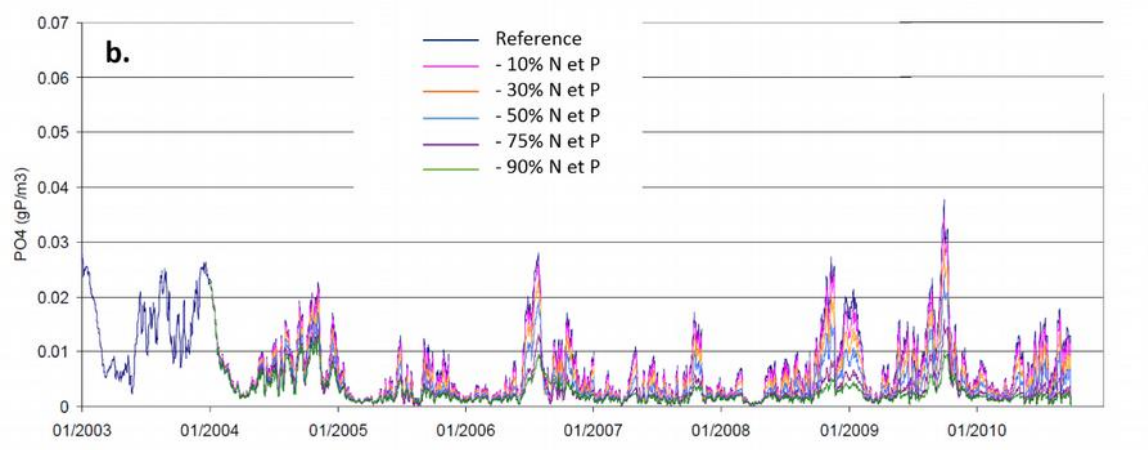
Réduction des apports allochtones en N et P.

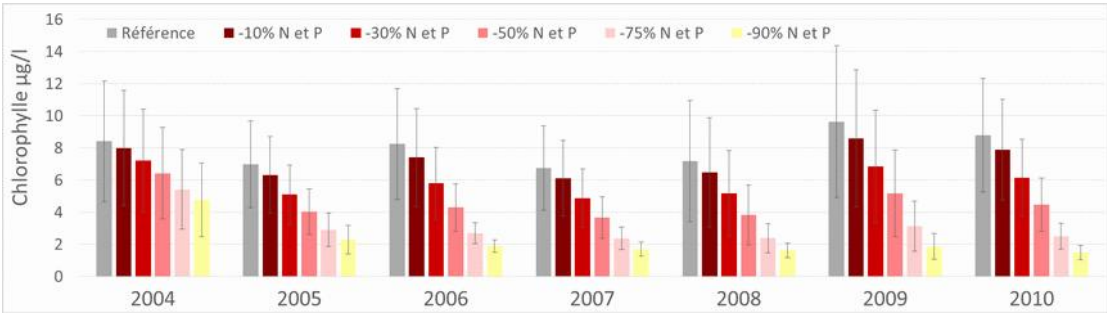
Les processus biogéochimiques modélisés dans la lagune sont sensibles aux apports allochtones en N et en P. La réduction couplée des apports continentaux en N et en P entraîne une diminution des concentrations en NO3, NH4 et PO4 (figure 34 a et b). La production primaire principalement assurée par le phytoplancton est diminuée dès 10% de réduction des apports. La biomasse (en termes de chlorophylle, de C, N et P) du phytoplancton dans la colonne d'eau diminue (figure 34c). La pénétration de la lumière dans l'eau est donc améliorée, mais les conditions nutritives et notamment la raréfaction des substrats ne permettent pas l'expansion des ulves.

La quantité de MO produite est diminuée donc la consommation en oxygène nécessaire à sa dégradation est réduite. L'oxygénation globale de la colonne d'eau est améliorée, mais les anoxies estivales moins longues et moins étendues, ne disparaissent pas (figure 34d).

La réduction couplée des apports allochtones en N et P entraîne une diminution couplée des stocks internes en N et en P de la lagune. A ces conditions nutritives peuvent s'adapter des espèces phytoplanctoniques relativement variées : malgré les flagellés qui tendent à diminuer, les diatomées et les dinoflagellés, de types _E, _N et _P (limités en énergie lumineuse, en azote et en phosphore respectivement) se succèdent au cours de l'année (figure 35).







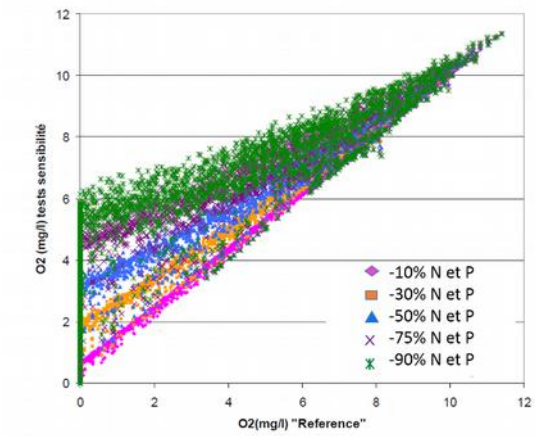


Figure 34 : Tests de simulation de réduction d'apports allochtones en azote ET en phosphore. Concentration moyenne journalière dans la lagune a/ en nitrates b/ en phosphates simulées dans la lagune. c/ Concentrations moyennes annuelles simulées en chlorophylle dans la lagune, d/ Concentrations moyennes journalières mesurées et simulées en oxygène dissous, au fond de la station centrale H08.

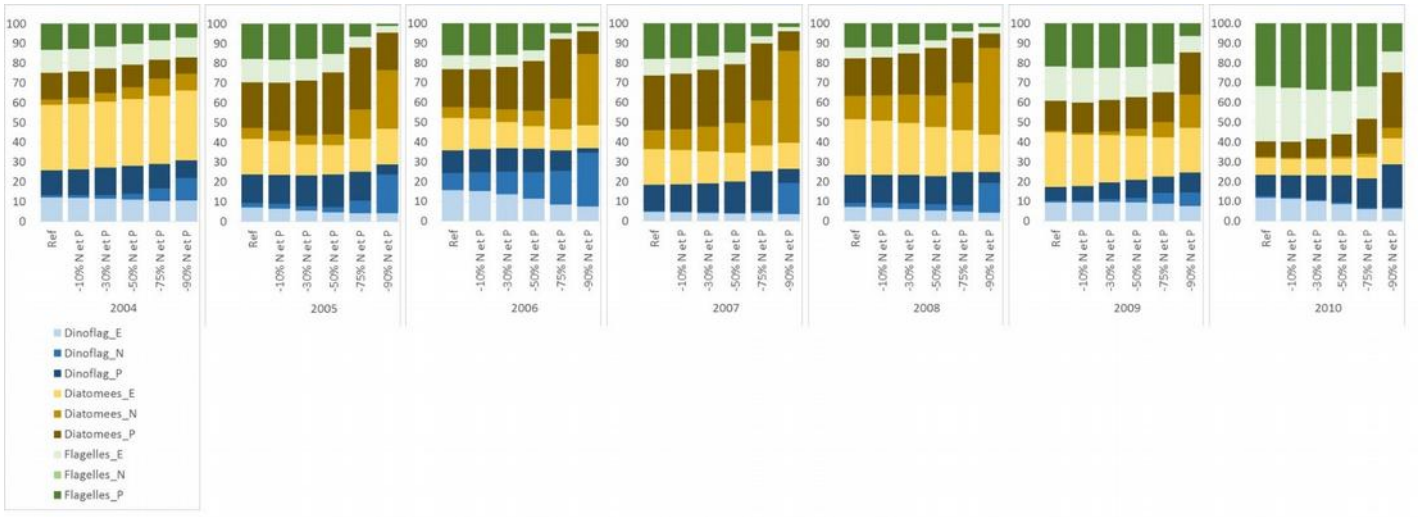


Figure 35 : Test de simulation de réduction des apports allochtones en N et P à l'Etang de Berre. Part moyenne annuelle des groupes de dinoflagellés, de diatomées et de flagellés dans la biomasse chlorophyllienne phytoplanctonique totale de la lagune. Distinction entre les groupes limités par l'énergie lumineuse (_E), par l'azote (_N) et par le phosphore (_P).

Bilan des tests de sensibilité.

Le modèle d'eutrophisation de l'Etang de Berre validé sur la période 1998-2010 met en évidence que la communauté phytoplanctonique de la lagune tend, chaque année depuis 2005, à être majoritairement limitée par la disponibilité en phosphore.

A temps de résidence équivalent, les tests de réduction des apports allochtones montrent que la diminution des apports en azote seule, influence peu l'eutrophisation. Il faut que la réduction appliquée au niveau des concentrations en N des tributaires continentaux soit au moins de 50% pour observer une diminution de la biomasse phytoplanctonique produite. La teneur en chlorophylle est inférieure à 5 µg/l pour les tests de réduction des apports en N d'au moins 75% et en conséquence de la diminution de la matière organique produite, la demande en oxygène nécessaire à la minéralisation est moins importante.

Le système étant initialement limité en P, les tests montrent que la diminution de l'eutrophisation passe par la diminution des sources en P.
Dès 10% de réduction des apports en P seul, la biomasse phytoplanctonique est moins abondante. La matière organique produite étant moins abondante, cela conduit à une meilleure oxygénation globale de la lagune. La limitation par le P est progressivement accentuée au fur et à mesure que les apports en P sont réduits. Peu d'espèces peuvent s'adapter à ces conditions nutritives particulières d'intense limitation par le P et de forts ratios N/P. La raréfaction du P seul entraîne donc une forte diminution de la diversité de la communauté phytoplanctonique.
Dès 10% de réduction conjointe de N et P, la production de biomasse phytoplanctonique est également moins abondante et l'oxygénation globale de la lagune tend à augmenter. La diminution couplée des apports en N et P maintient une disponibilité en nutriments dans des ratios compatibles avec les demandes phytoplanctoniques de plusieurs groupes : la diversité dans la communauté phytoplanctonique reste relativement importante.

Pistes d'amélioration du modèle.

Dans le modèle hydrodynamique, la dynamique de stratification/mélange des masses d'eau en fonction des apports d'eau douce, de la marée et des conditions météorologiques est bien décrite. Les vitesses dans la lagune sont toutefois sous-estimées par le modèle ce qui peut avoir un impact sur la biogéochimie via une surestimation potentielle du temps de résidence des masses d'eau dans la lagune. Le modèle hydrodynamique devra donc être amélioré dans le sens d'une meilleure représentation des vitesses dans la lagune et ainsi des temps de résidence des masses d'eau. Ceci implique, entre autres, de raffiner le maillage 3D sur la verticale et sur l'horizontale et pose de nouveaux défis notamment numériques comme les temps et les puissances de calcul pour résoudre à la fois les équations du modèle hydrodynamique et du modèle biogéochimique.

Dans le modèle biogéochimique, une attention particulière doit être portée sur la représentation du compartiment benthique. Le sédiment modélisé aujourd'hui est très simplifié : le stock plus ou moins profond de N et de P n'est pas pris en compte. Pourtant, ces stocks et leurs dynamiques via les échanges à l'interface eau/sédiment notamment, pourraient jouer un rôle crucial dans les temps et l'intensité de résilience de la lagune. Les expérimentations de terrain pourront apporter des éléments de compréhension qui pourront aider à critiquer et améliorer le modèle biogéochimique actuel.

9. LE TEMPS DE RÉSIDENCE DES MASSES D'EAU – QUELLE IMPLICATION SUR L'ÉVOLUTION DES STOCKS EN N ET P ?

Temps de résidence des masses d'eau.

Les lagunes sont des milieux quasi-fermés. Elles ont tendance à stocker naturellement les nutriments qui leur parviennent du bassin versant, ce qui les rend particulièrement sensibles aux forçages anthropiques et sujettes à l'eutrophisation (RSL, 2009). L'hydrodynamique joue un rôle important : elle contrôle le transport, la dilution des nutriments dissous et particulaires et leur potentiel export vers le milieu marin adjacent (Menesguen, 2001). Le temps de résidence est un indicateur hydrodynamique qui prend en compte les processus de mélange et de transport au sein d'une masse d'eau : c'est le temps que passe une masse d'eau dans un système avant de le quitter définitivement.

Le temps de résidence peut être estimé à l'aide d'un modèle hydrodynamique. La méthode consiste à introduire, en condition initiale, une concentration homogène d'un traceur conservatif dans la lagune et de suivre son évolution : la quantité de matière diminue progressivement au fur et à mesure qu'elle est diluée par les apports en eau douce continentale et atmosphérique et les entrées d'eau marine et qu'elle est exportée du système vers la mer. Le temps de résidence est le temps nécessaire pour que 64% de la concentration initiale du traceur ait disparu (Monsen et al. 2002, Rueda et al. 2006). Cette méthode a été appliquée sur quelques unes des lagunes françaises (Plus et al. 2006 ; Fiandrino et al. 2012), dont l'Etang de Berre (Gant et Vidal-Hurtado, en préparation).

Sur l'Etang de Berre, le modèle Telemac3D présenté dans la partie précédente est utilisé (Gant et Vidal-Hurtado, en préparation). Un traceur conservatif est introduit dans toute la lagune et l'hydrodynamique est calculée à partir des forçages réels sur la période allant du 01/09/2006 au 31/12/2008. **Le temps de résidence moyen dans l'Etang de Berre est de 187 jours, soit environ 6 mois**. Il est de 182 jours dans le Grand Etang et vaut 201 jours dans l'Etang de Vaïne.

A l'échelle locale, si l'on considère le temps de résidence moyenné sur la verticale, on distingue 4 zones (figure 36a) :

- La zone sud-ouest du Grand Etang : les temps moyens de résidence y sont parmi les plus faibles (inférieurs à 170 jours). Les entrées d'eau marine par le Canal de Caronte entraînent un renouvellement des eaux plus important dans la lagune, notamment dans le chenal de navigation.
- La zone Nord dans l'influence du turbinage de la centrale de St Chamas et des rivières Arc et Touloubre présente également les temps de résidence les plus faibles (entre 145 et 165 jours).
- La zone centrale du Grand Etang qui présente un temps de résidence moyen relativement homogène, autour de 185 jours. Le temps de résidence moyen des masses d'eau n'est pas directement influencé ni par les panaches des tributaires, ni par les entrées d'eau marines. Dans cette zone, l'Anse du Ranquet présente, relativement, les temps de résidence les plus longs de par sa configuration géographique.
- L'Etang de Vaïne est isolé du Grand Etang et présente les temps de résidence moyens les plus élevés (autour de 200 jours et jusqu'à 210 jours). Le haut fond séparant les 2 Etangs dissocie la dynamique de l'Etang de Vaïne du reste de l'Etang de Berre. Isolé des apports des tributaires et des échanges avec la Méditerranée, le renouvellement de l'eau de l'Etang de Vaïne est nettement moins important que celui des eaux du Grand Etang.

Le temps de résidence moyen de l'Etang de Berre (187 jours) correspond à un taux de renouvellement journalier de 0.53% par jour. Ce taux de renouvellement est inférieur à ceux des autres lagunes françaises étudiées. Fiandrino et al. (2012) estiment à 100 jours le temps de résidence de l'eau dans l'Etang de Thau (figure 36d, tableau 3), c'est-à-dire que son volume est renouvelé à hauteur de 1% par jour. A l'exception de Bages-Sigean où le temps de résidence est de 150 jours, les autres lagunes étudiées ont toutes un temps de résidence inférieur à 100 jours, c'est-à-dire que leur taux de renouvellement est supérieur à 1% par jour.

Le Bassin d'Arcachon, de par sa grande ouverture à la mer et l'intensité des marées, a le temps de résidence le plus court des lagunes étudiées : entre 13 et 16 jours en fonction des saisons, soit un taux de renouvellement journalier de 6 à 8% (Plus et al. 2006).

L'Etang de Berre, de par son volume et son étroit et long lien avec la Méditerranée (le Canal de Caronte fait presque 7 km de long) se classe donc parmi les lagunes françaises étudiées les plus confinées : il a le temps de résidence le plus long et se distingue donc par son faible taux de renouvellement journalier, favorisant ainsi la rétention des polluants dans le système.

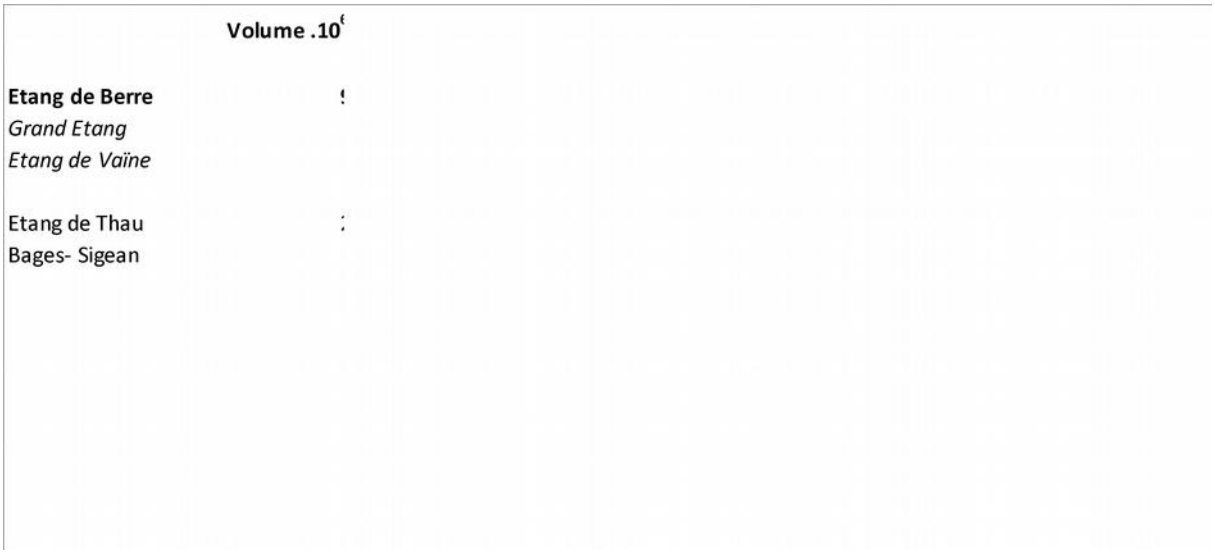


Tableau 3 : Temps de résidence moyen de quelques lagunes françaises, calculés à partir des modèles hydrodynamiques Telemac3D pour l'Etang de Berre (Gant et Vidal-Hurtado, en cours), MARS3D pour les étangs de Thau, Bages-Sigean et palavasiens (Fiandrino et al. 2012) et de MARS2D pour le Bassin d'Arcachon (Plus et al. 2006).

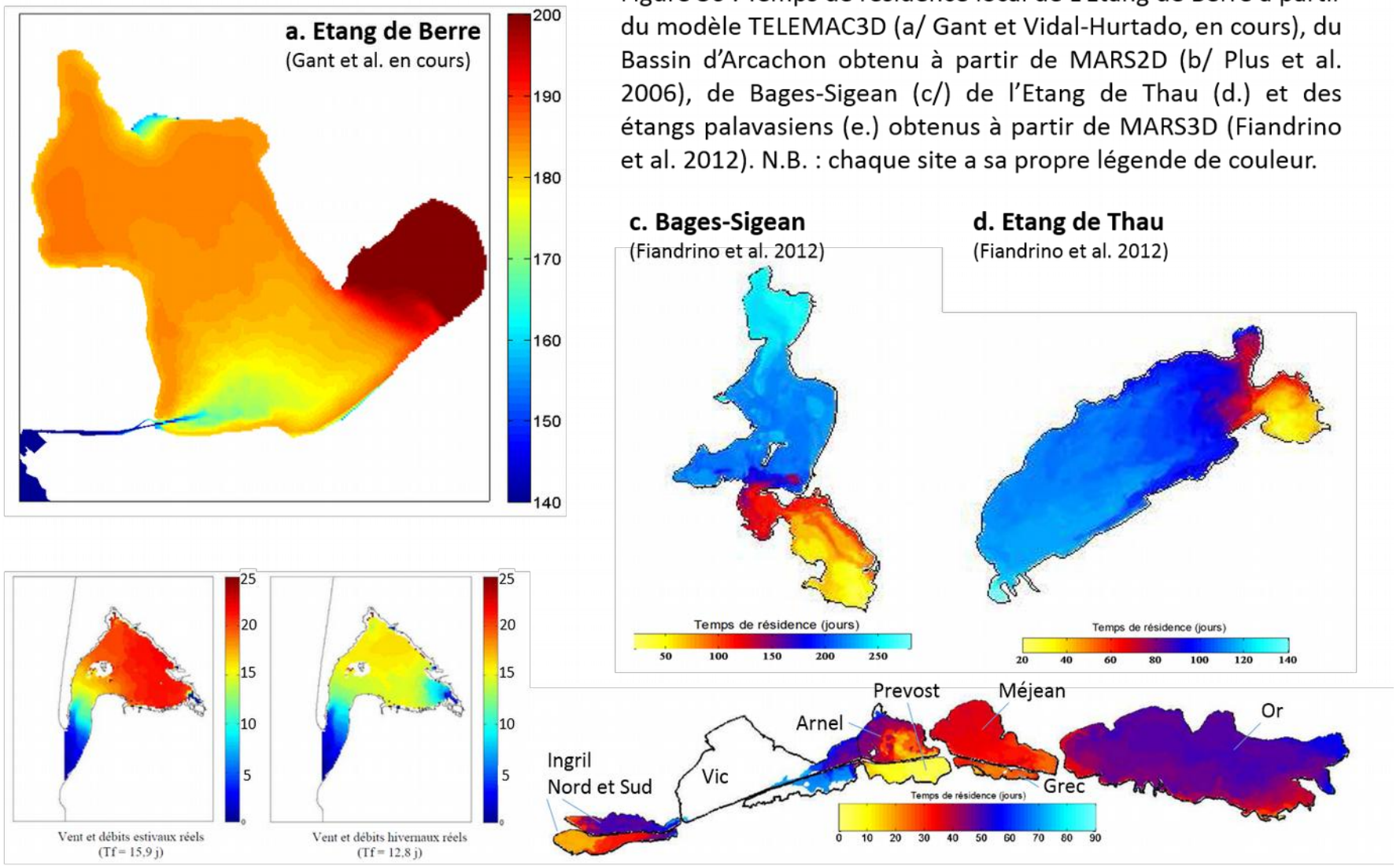


Figure 36 : Temps de résidence local de L'Etang de Berre à partir du modèle TELEMAC3D (a/ Gant et Vidal-Hurtado, en cours), du Bassin d'Arcachon obtenu à partir de MARS2D (b/ Plus et al. 2006), de Bages-Sigean (c/) de l'Etang de Thau (d.) et des étangs palavasiens (e.) obtenus à partir de MARS3D (Fiandrino et al. 2012). N.B. : chaque site a sa propre légende de couleur.

b. Bassin d'Arcachon (Plus et al. 2006)

e. Complexe des étangs palavasiens (Fiandrino et al. 2012)

A l'échelle globale, les lagunes sont classées en 3 catégories selon leur degré croissant d'ouverture avec le milieu marin adjacent (Kjerfve et Magill, 1989) : les lagunes « confinées » (*choked*), les lagunes « semi-confinées » (*restricted*), et les lagunes « ouvertes » (*leaky*) (figure 37). Le temps de résidence calculé à partir du modèle hydrodynamique nous permet d'évaluer le degré de confinement de l'Etang de Berre. Les résultats confirment les conclusions précédentes tirées de la comparaison avec les lagunes françaises : **dans son fonctionnement hydrologique actuel, l'Etang de Berre se classe dans la catégorie des lagunes « confinées » (*choked*)** (figure 37) **et présente un des degrés de confinement le plus fort des lagunes méditerranéennes** (Vidal-Hurtado et Gouze, non publié ; Umgiesser et al. 2014) après Mar Menor en Espagne et la lagune Varano en Italie.

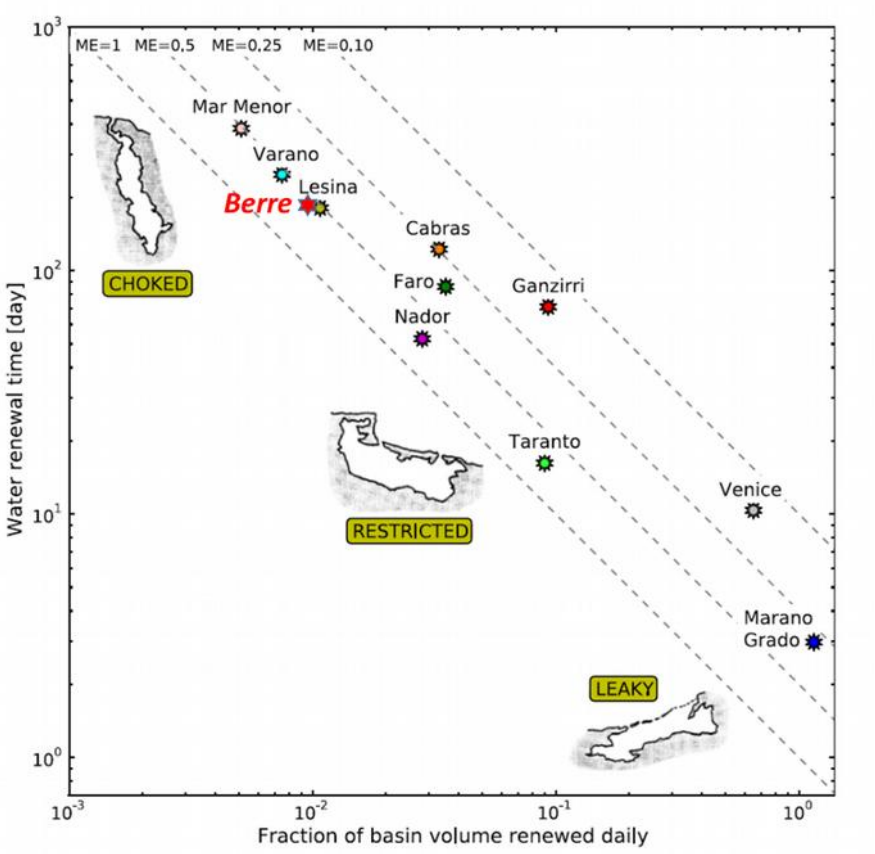


Figure 37 : Classification de l'Etang de Berre parmi 10 autres lagunes méditerranéennes, basée sur le temps de renouvellement modélisé et la part quotidienne d'eau échangée avec le milieu marin adjacent. Les 4 droites en pointillés représentent l'efficacité de mélange (ME vaut 1 lorsque toute l'eau entrée est mélangée dans la lagune) (modifié de Umgiesser et al. 2014).

Dans l'Etang de Berre, Gant et Vidal-Hurtado (en cours) détaillent l'influence du débit turbiné par la centrale de Saint Chamas et des débits d'échanges au niveau du Canal de Caronte sur le temps de résidence.

Le premier test consiste à évaluer la sensibilité du temps de résidence aux débits turbinés par St Chamas (figure 38) : 2 simulations sont lancées sur une période de 10 mois (correspondant au temps à partir duquel le calcul du temps de résidence est stable) l'une avec un turbinage nul, l'autre avec un turbinage constant de 100 m^3/s ; l'année de référence prise pour les autres données d'entrée est 2006/2007 (cet exercice de sensibilité permet de tester des scénarios qu'on ne pourrait mettre en pratique).

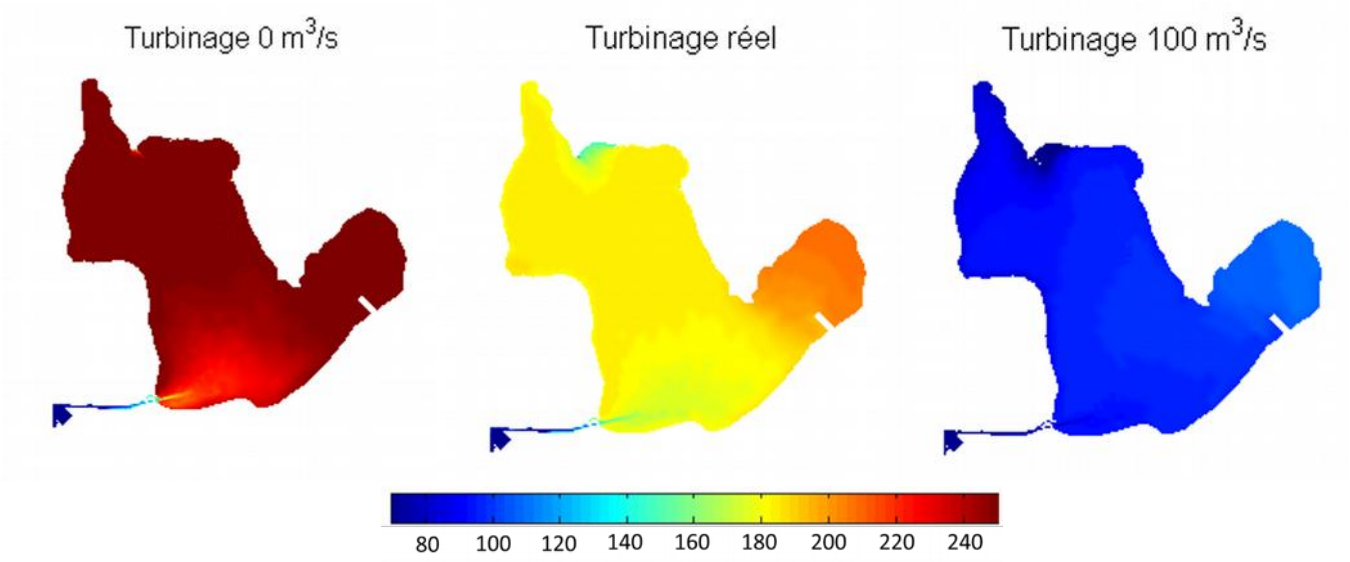


Figure 38 : Temps de résidence (en jours) moyenné sur la verticale dans l'Etang de Berre, d'après 3 configurations de rejet de la centrale hydro-électrique de Saint Chamas : a/ aucun turbinage, b/ turbinage réel (équivalent à 30m^3/s moyen), c/ turbinage constant de 100 m^3/s.

Le temps de résidence est sensible au turbinage de la centrale (figure 38) : plus le débit de la centrale augmente, plus le temps de résidence des masses d'eau dans l'Etang de Berre diminue**.** Pour un turbinage nul, seules les entrées marines et les apports des rivières participent au renouvellement de l'eau de l'Etang : le temps de résidence est de 257 jours en situation d'arrêt de centrale, soit 70 jours de plus qu'en situation réelle de turbinage. Dans le cas d'un turbinage constant intense de 100 m^3/s, la centrale hydro-électrique déverse plus de 3 fois le volume de l'Etang en une année : le temps de résidence des masses d'eau dans la lagune diminue, il est de 98 jours en moyenne (soit 89 jours de moins qu'en situation réelle).

Le deuxième test consiste à évaluer l'influence des entrées marines par Caronte sur le temps de renouvellement. Pour cela, on calcule le temps de renouvellement à partir des mesures des entrées d'eau à l'étang ($Q_{entrant\ Berre}$), τ étant le temps de résidence :

$$\tau = \frac{V}{Q_{entrant\ \ Berre}} = \frac{V}{Q_{entrant\ \ Caronte} + Q_{rivières} + Q_{EDF} + Q_{pluie}} \qquad (1)$$

où V est le volume total de l'étang, $Q_{rivières,}$ Q_{EDF} et Q_{pluie} sont respectivement les débits des tributaires naturels, de la centrale de Saint Chamas et des précipitations directes. $Q_{entrant\ Caronte}$ est le débit d'eau marine (« eau nouvelle » qui entre dans l'étang et qui ne ressort pas immédiatement à la marée suivante et contribue ainsi au renouvellement de l'eau de l'étang). Ce dernier est calculé avec l'ADCP installé au canal de Caronte (débit à Caronte) et les sondes CTD de salinité, en différenciant la masse d'eau marine et la masse d'eau saumâtre (sortie de l'étang à la marée précédente donc pas « nouvelle »). Les résultats du temps de résidence moyen obtenus à partir des mesures sont très proches de ceux obtenus avec le modèle ; donc, on peut utiliser les premiers pour caractériser l'influence des entrées marines. La figure 39 montre le temps de renouvellement global de l'Etang de Berre en fonction du turbinage (les points sont colorés en fonction de la valeur du débit d'eau marine nouvelle entrant à Caronte), calculé à partir de l'équation (1) avec les débits entrant moyennés sur 20 jours. A noter qu'on utilise la moyenne de 20 jours (inferieure au temps de résidence) pour montrer le plus de variabilité possible. On observe une forte corrélation entre turbinage et temps de renouvellement dont la valeur moyenne suit le trait bleu (moyenne du temps de renouvellement en

fonction du débit de la centrale EDF). La figure 39 permet toutefois de rendre compte de l'influence du débit marin « nouveau » entrant à Caronte sur le temps de renouvellement. Le débit entrant à Caronte dépend de plusieurs forçages, notamment la marée, la pression atmosphérique, le vent, le débit de la centrale EDF et des affluents. **Pour une même valeur de turbinage, la variabilité du débit entrant à Caronte influence la variabilité du temps de résidence** : si le débit à Caronte est intense (jusqu'à 62 m^3/s au maximum) le temps de résidence s'approchera des valeurs minimales. Inversement, à turbinage équivalent, si le débit de Caronte est minimal (jusqu'à 21 m^3/s), le temps de résidence augmente et s'approche des valeurs maximales.

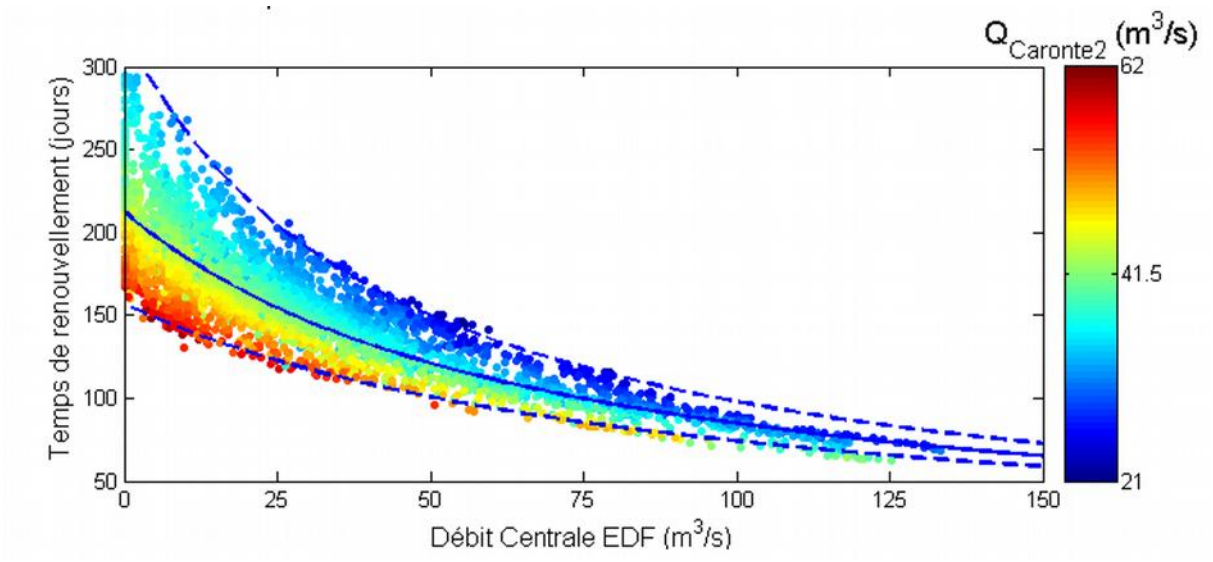


Figure 39 : Temps de renouvellement global de l'Etang de Berre en fonction du turbinage moyenné de la centrale EDF sur les 20 derniers jours. Les points sont colorés en fonction de la valeur du débit d'eau marine nouvelle entrant à Caronte.

Evolution des stocks en azote et en phosphore.

Afin d'évaluer si la lagune est en voie de stockage ou de déstockage de sa charge eutrophisante, on peut réaliser des bilans d'entrées et de sorties d'eau et de nutriments (figure 40). Le bilan net des entrées et des sorties d'azote et de phosphore, s'il est positif, indique que la lagune stocke les nutriments qui lui parviennent et est en voie d'eutrophisation. Au contraire, s'il est négatif, la lagune évacue sa charge eutrophe vers les milieux adjacents (notamment la Méditerranée et l'atmosphère). La réalisation d'un tel bilan entrées/sorties n'est pas triviale. Une difficulté provient par exemple des effets ambivalents des apports continentaux des rivières et de la centrale EDF de St Chamas sur le bilan entrées/sorties : plus ils sont importants, plus les apports en nutriments à la lagune sont importants, mais plus les sorties vers la mer sont importantes (temps de résidence plus court). Les premières estimations réalisées par Arfi (1989) et Gouze (2008) montrent que la lagune se comporte comme un puits net de nutriments en conservant 50% du N et 90% du P qu'elle reçoit du continent et de l'atmosphère chaque année. Il existe cependant de grandes incertitudes ou méconnaissances sur certains flux d'entrées/sorties :

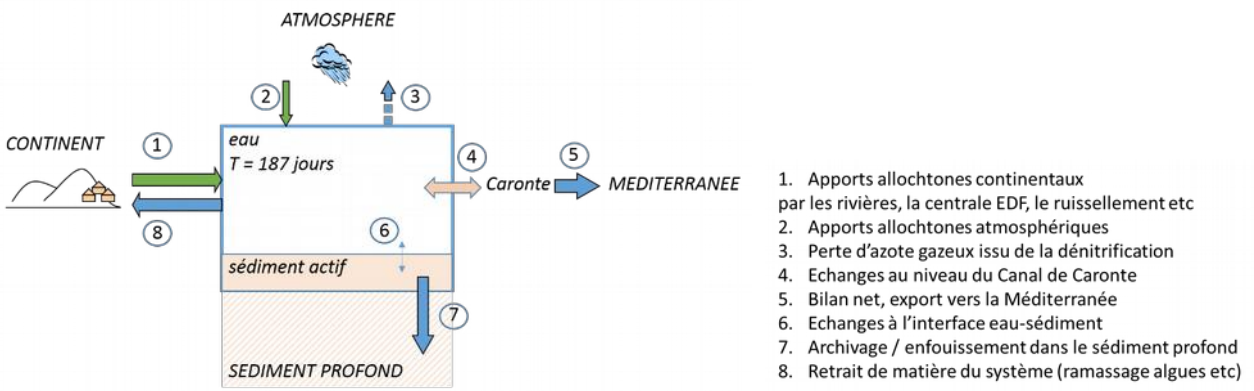


Figure 40 : Schéma des entrées et des sorties de nutriments dans le système Etang de Berre. Flux de matière en provenance de/vers les milieux adjacents (continent, atmosphère, Méditerranée et sédiment profond). Ce bilan est contrôlé par les processus physiques de transport et de mélange (dont un des indicateurs est le temps de résidence T) et par des processus biogéochimiques aux cinétiques différentes et aux effets ambivalents (processus 1 à 8). Si le bilan net des entrées/sorties est positif, la lagune est en voie de stockage de matière/eutrophisation. Si le bilan net des entrées/sorties est négatif, la lagune est en voie de déstockage/oligotrophisation.

- Les apports allochtones en azote et en phosphore commencent à être bien documentés (voir § 2). Toutefois, il reste encore un manque de connaissance sur la nature et la quantité des apports en provenance des rejets dits « secondaires » (ruissellement, rejets domestiques et industriels) et des dépôts atmosphériques qui pourraient représenter une source non négligeable dans cette zone industrielle et aéroportuaire (flux 1 et 2, figure 40).
- La perte d'azote par la voie gazeuse de dénitrification (flux 3, figure 40) est un flux difficilement mesurable de façon routinière. Zaghmouri et al. (2012) montrent que l'Etang de Berre est le siège d'une intense dénitrification : ce processus bactérien anaérobie transforme le nitrate NO_3^- dissous en diazote N_2 gazeux qui s'échappe du système. Il permet donc l'évacuation de l'azote du système eutrophisé vers l'atmosphère. Les taux mesurés par Zaghmouri et al. dans Berre sont parmi les plus hauts de la littérature. Les communautés de micro-organismes dans le sédiment de Berre sont donc très dynamiques et permettent l'évacuation d'azote du système.
- Les nutriments du compartiment benthique sont, au moins en partie et dans la couche superficielle dite « active » du sédiment, disponibles pour les communautés bactériennes et autotrophes. Les échanges à l'interface eau/sédiment sont contrôlés par des processus physiques (i.e. température, remise en suspension), biologiques (i.e. bactéries, macrofaune benthique) et chimiques (i.e. potentiel redox lié à l'oxygénation de la colonne d'eau) (flux 6, figure 40). Certains processus favorisent le relargage de nutriments vers la colonne d'eau et donc favorisent la croissance du phytoplancton de la lagune et potentiellement leur export sous formes minérale ou organique vers la Méditerranée par transport. Au contraire, d'autres processus favorisent le stockage des nutriments dans le sédiment par adsorption, tassement et diagénèse et favorisent donc leur retrait définitif du système par archivage dans le sédiment profond (flux 7, figure 40) (i.e. Gouze et al. 2013, Rigaud et al. 2013)
- Le bilan net des échanges de matière au niveau de Caronte, entre l'Etang et la Méditerranée est difficilement estimable (flux 4 et 5, figure 40). La charge en nutriments qui sort effectivement de la lagune n'est pas quantifiée à ce jour.

Le bilan net des entrées et des sorties de nutriments des systèmes lagunaires constituerait un outil qui nous permettrait de caractériser la voie d'évolution du système aquatique et d'évaluer s'il est en voie d'eutrophisation ou de restauration via l'export net de sa charge trophique. En ce sens, il constitue un verrou de compréhension et de formulation de perspectives de travail pour tous les gestionnaires de ces milieux (i.e. Ouisse et al. 2013)**. La mise en application d'un**

tel bilan est extrêmement complexe. Malgré les avancées sur la compréhension du fonctionnement du système « Etang de Berre », la diversité de la nature des processus (physiques, chimiques, biologiques), de leur cinétique et de leurs effets ambivalents (à l'image des apports continentaux qui sont à la fois source de nutriments et favorisent au contraire le transport vers l'extérieur), rend l'approche intuitive impossible.

Les travaux d'IFREMER sur l'estimation des volumes de mélange et leurs caractéristiques biogéochimiques associées, basés sur les théories de Gordon et al. (1996) (RSL, 2013), comme la modélisation tri-dimensionnelle du système (travaux EDF) permettront d'avancer sur ce sujet. Parallèlement, l'observation sur le terrain des « symptômes de l'eutrophisation » (i.e. teneur en chlorophylle et oxygène dissous) doit être maintenue pour suivre leur évolution au fil des années, en réponse à la modification potentielle des apports.

10. CONCLUSION.

L'Etang de Berre a fait l'objet de nombreuses études visant à la compréhension de son fonctionnement.
Ses caractéristiques hydro-géographiques en font un système unique. L'Etang de Berre se classe parmi les lagunes les plus confinées. Bien qu'il reçoive actuellement près d'1.10^9 m^3 d'eau douce par an, le temps moyen de résidence des masses d'eau est long (187 jours) et lui confère une forte sensibilité aux polluants qu'il a donc tendance à stocker.

Les apports continentaux en nutriments (N et P) sont aujourd'hui bien connus : la centrale hydro-électrique de Saint Chamas est le contributeur majeur des apports en azote (55% de N total) alors que les rivières Arc et Touloubre sont les principales contributrices en phosphore (50% du P total). Certaines sources de nutriments restent à ce jour non quantifiées pour boucler le bilan total des apports allochtones à la lagune comme les apports par ruissellement, par les réseaux pluviaux et domestiques ainsi que les dépôts atmosphériques qui pourraient s'avérer non négligeables dans cette région industrialisée et à forte activité aéroportuaire. La labilité des formes organiques dissoutes et particulaires apportées à la lagune n'est pas connue, donc il reste difficile de définir la part réelle des formes de nutriments qui contribuent directement à l'eutrophisation du site. De façon globale, on peut toutefois affirmer que les efforts de mise aux normes des stations d'épuration sur le bassin versant, ainsi que les réductions d'apports en eau et en limons par la centrale de Saint Chamas ont eu pour conséquence directe une diminution des apports allochtones en N et P dans la lagune des 2 dernières décennies.

En réponse à la diminution de ces apports, le système a montré des réponses non linéaires. La biomasse chlorophyllienne a fortement diminué au début des années 2000. Cette chute nette a été attribuée à la disparition d'une espèce de dinoflagellé (*Prorocentrum minimum*). Le phytoplancton montre une production primaire annuelle très importante. La production primaire actuelle est supérieure à celle estimée dans les années 70-80 pendant lesquelles les apports en N et en P du bassin versant étaient pourtant plus importants. Il n'y a pas de relation linéaire entre les apports en N et P du bassin versant et la production primaire mais des interactions complexes entre processus biotiques et abiotiques : la production primaire actuelle est supérieure à celle du passé du fait des temps de résidence actuels qui sont plus longs et du fait que les pools de N et de P dans la lagune pourraient être plus importants (rétention de N et P favorisée par les temps de résidence plus longs).

La production primaire phytoplanctonique est basée sur des processus autochtones de minéralisation de matière organique et donc sur un turnover de matière organique très dynamique. La minéralisation pélagique subvient aux besoins en nutriments du phytoplancton. Le sédiment est également une source de nutriments. Ce compartiment reste toutefois peu étudié : il existe peu de connaissances sur les stocks de N et de P qu'il contient et sur la vitesse à laquelle ceux-ci sont alimentés ou évacués.

Comme la communauté phytoplanctonique, la communauté macrophytique a, elle aussi, évolué au fil des années : la biomasse des ulves était maximale au début des années 2000, mais la biomasse totale des algues tend à diminuer depuis 2005-2006. La part des algues rouges dans la communauté macrophytique tend à augmenter. Ce phénomène pourrait indiquer une meilleure pénétration de la lumière dans l'eau et/ou une diminution de la charge trophique du système. Des études complémentaires permettront de vérifier ces hypothèses. Les herbiers de zostères, magnoliophytes caractéristiques des plans d'eau en bon état, ont montré dès les années 1930 un fort déclin. Bien que toujours présentes dans la lagune, leur taux de recouvrement actuel est très faible et contribue à la notation « mauvaise » à « médiocre » de l'Etang de Berre dans le cadre de la DCE. Ces espèces font l'objet d'un suivi écologique intense depuis 2006. Les herbiers sont les plus développés dans l'embouchure de la centrale de Saint Chamas, à la Pointe de Berre et dans l'Etang de Vaïne et tendent à se répandre progressivement ces 2 dernières années. Plusieurs hypothèses sont avancées

pour expliquer leur faible développement comme le manque de lumière, la faible diversité génétique, la charge trop importante en nutriments et en polluants dans l'eau et le sédiment, l'affouillement des rhizomes et l'arrachage des feuilles par l'hydrodynamique locale, etc ; mais, comme sur le Bassin d'Arcachon, les liens directs entre la dynamique des herbiers et ces forçages biotiques/abiotiques restent difficiles à établir.
Au niveau de la Pointe de Berre, des travaux récents expliquent la lenteur de progression des herbiers par la dynamique sédimentaire liée à la houle de vent. Un projet d'installation d'herbiers artificiels atténuateur de houle et protecteur de l'herbier natif est en cours d'étude à EDF.

Les teneurs en oxygène au fond de la lagune sont caractéristiques des systèmes eutrophisés. Les anoxies actuelles sont moins longues que celles observées dans les années 90 et au début des années 2000 par un effet conjoint de diminution de biomasse produite dans la colonne d'eau et d'atténuation de la stratification de la colonne favorable à la diffusion turbulente de l'oxygène de la surface vers le fond. Toutefois, les stations profondes de la lagune présentent encore à ce jour des épisodes anoxiques fréquents du printemps à l'automne. L'anoxie peut être levée lors des épisodes de vent qui homogénéisent la colonne d'eau, mais elle se réinstalle très rapidement, dès que le vent s'arrête et que la stratification se réinstalle (l'eau saumâtre de la lagune au-dessus de l'eau de mer qui entre par Caronte à chaque cycle de marée). Plus la colonne d'eau est stratifiée, moins il y a de diffusion turbulente d'oxygène et plus il y a de risque que le fond soit anoxique. L'anoxie est toutefois observée même pour les plus faibles différences de densités, indiquant que la demande benthique en oxygène est intense. Les zones littorales moins profondes, semblent ne pas être épargnées par les épisodes d'hypoxies/anoxies estivales.

Un modèle numérique 3D hydrodynamique et biogéochimique a été construit pour compiler l'ensemble de nos connaissances sur l'Etang de Berre. Il a été calé et validé sur une période de 12 ans. Même s'il ne peut pas représenter la disparition de *Prorocentrum* observée sur le terrain, il simule une diminution de la concentration en chlorophylle à partir du début des années 2000 et apporte des éléments de compréhension intéressants : le modèle montre que la communauté phytoplanctonique principalement limitée par la lumière au début des années 2000, caractérisée par de fortes teneurs cellulaire en chlorophylle, laisse progressivement sa place à une communauté limitée en phosphore aux teneurs cellulaires en chlorophylle plus faibles.
Des scenarios de réduction d'apports continentaux en N et en P sont réalisés, à hydrodynamique équivalente. Le système étant limité en P ne montre pas de sensibilité à la réduction d'azote seul. Seuls les scénarios de réduction conjointe d'azote et de phosphore entraînent une diminution significative de la biomasse tout en maintenant la biodiversité de la communauté sans générer de dystrophie.

Un des outils clés pour les gestionnaires des lagunes est le 'bilan net des entrées et des sorties des nutriments' qui permet d'évaluer si le système étudié est en voie d'eutrophisation (stocks internes en N et P en croissance) ou en voie d'oligotrophisation (stocks internes en N et P en décroissance). La diversité de la nature des processus (physiques, chimiques, biologiques), de leur cinétique et de leurs effets ambivalents (à l'image des apports continentaux qui sont à la fois source de nutriments et favorisent au contraire le transport vers l'extérieur), rend l'approche intuitive impossible. La modélisation raffinée hydrodynamique et biogéochimique des systèmes (EDF), comme les outils simplifiés en modèle de boîte (IFREMER) apporteront des éléments majeurs dans l'établissement d'un tel bilan.

11. RÉFÉRENCES.

Arfi R. 1989. Annual cycles and budget of nutrients in Berre lagoon (Mediterranean Sea, France). Internationale revue der gesamten hydrobiologie 74 : 29-49.

Bacchi V., Gagnaire-Renou E., Durand N., Benoit M. 2014. Wave energy dissipation by vegetation in TOMAWAC. 21st Telemac and Mascaret user club, Grenoble, 5pp.

Bacchi V. en préparation. Mise en place d'une chaîne de modélisation numérique en vue de l'établissement d'une stratégie de recolonisation des herbiers de l'Etang de Berre. Rapport EDF R&D Laboratoire Saint Venant.

Beker B. 1986. Communautés phytoplanctoniques en milieu côtier à salinité variable, Etang de Berre, Golfe de Fos. Thèse de l'Université Aix-Marseille.

Benson B.B., Krause D. 1984. The concentration and isotopic fractionation of oxygen dissolved in freshwater and seawater in equilibrium with the atmosphere. Limnology and Oceanography 29: 620-632.

Bernard G., Boudouresque C.F., Picon P. 2007. Long term changes of Zostera meadows in the Berre Lagoon (Provence, Southern France). Estuarine, coastal and shelf science, 73 : 617-629.

Bernard G., Bonhomme P., Boudouresque C.F. 2013. La végétation aquatique submergée dans l'Etang de Berre. Lagun'R – Rencontres Scientifiques autour de l'Etang de Berre, 193-207.

Bernard G., Morancy R., Jouvenel J.Y., Javel F., Meinesz A. 2013. Etude des possibilités de restauration des herbiers de Zostera dans l'Etang de Berre par des réimplantations expérimentales. Lagun'R – Rencontres Scientifiques autour de l'Etang de Berre, 345-359.

Blanc F., Coste B., Minas H.J., Szekielda K.H. 1967. Distribution et correlations des principaux facteurs hydrobiologiques dans un milieu de forte production organique (Etang de Berre). Marine Biology 1: 43-55.

Blanchet H., de Montaudouin X., Chardy P., Bachelet G., 2005. Structuring factors and recent changes in subtidal macrozoobenthic communities of a coastal lagoon, Arcachon Bay (France). Estuarine, Coastal and Shelf Science 64 (4), 561-576.

Blauw A. N., Los H.F.J., Bokhorst M., Erftemeijer P.L.A. 2009. GEM: a generic ecological model for estuaries and coastal waters. Hydrobiologia 618: 175-198.

Chapelle A. Menesguen A., Deslous-Paoli J.M., Souchu P., Mazouni N., Vaquer A., Millet B., 2000. Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of oysters farming and inputs from the watershed. Ecological modelling 127: 161-181.

Conley D.J., Paerl H.W., Howarth R.W., Boesch D.F., Seitzinger S.P., Havens K.E., Lancelot C., Likens G.E. 2009. Controlling eutrophication : nitrogen and phosphorus. Science 323 : 1014-1015.

Deborde J. 2007. Processus biogéochimiques des zones intertidales des systèmes lagunaires : le Bassin d'Arcachon (S.W. France). Thèse de l'Université de Bordeaux, 211 pp.

Delgard M.L., Deflandre B., Deborde J., Richard M., Charbonnier C., Anschutz P. 2013. Changes in nutrient biogeochemistry in response to the regression of *Zostera noltii* meadows in the Arcachon Bay (France). Aquatic Geochemistry 19: 241-259.

De Wit R., Leibreich J., Vernier F., Delmas F., Beuffe H., Maison P., Chossat JC., Laplace-Treyture C., Laplana R., Clave V., 2005. Relationship between land-use in the agro-forestry system of les Landes, nitrogen loading to and risk of macro-algal blooming in the Bassin d'Arcachon coastal lagoon (SW France). Estuarine, Coastal and Shelf Science 62 (3), 453-465.

Derolez V, Giraud A., Andral B., Sargian P., Malet N., Laugier T., Munaron D., Oheix J. 2013. Les indicateurs écologiques de la DCE. Le point sur l'Etang de Berre et les lagunes méditerranéennes. Lagun'R – Rencontres Scientifiques autour de l'Etang de Berre, 56-69.

Dugenne M., Thyssen M., Nerini D., Mante C., Poggiale J.C., Garcia N., Garcia F., Gregori G.J. 2014. Consequence of a sudden wind event on the dynamics of a coastal phytoplankton community: an

insight into specific population growth rates using a single cell high frequency approach. Frontiers in Microbiology 5, n°485.

EDF et GIPREB 2014. Rapport Annuel 2014 – Suivi physique et écologique de l'Etang de Berre - Résultats des suivis des nouvelles modalités d'exploitation des centrales de Salon et de Saint Chamas, 152pp.

European Commission, 1991. Council Directive 91/271/EEC du 21 mai 1991. O.J. L135, 30.5.1991.

Fiandrino A. Giraud A., Robin S., Pinatel C. 2012. Validation d'une méthode d'estimation des volumes d'eau échangés entre la mer et les lagunes et définition d'indicateurs hydrodynamiques associés. Rapport Ifremer R.INT.ODE/UL/LER/LR.12-35.

Fiandino M. et Martin C. 2004. Flux de matières en suspension des fleuves côtiers se jetant dans l'Etang de Berre (Bouches-du-Rhône, France). La Houille Blanche 4, 97-101.

Gant M. et Vidal-Hurtado J. en préparation. Caractérisation du temps de renouvellement de l'Etang de Berre, rapport EDF.

Germain L, 1917 : L'étang de Berre. In : Annales de Géographie, t26.n°143, pp329-343.

Ginger, 2011. Inventaire quantitatif et qualitatif des rejets directs dans l'Etang de Berre. Rapport final, 100pp pour le GIPREB.

GIPREB 2002. Etang de Berre – Bilan des connaissances, état de santé du milieu.

Gordon D.C., Boudreau P.N., Mann K.H., Ong J.E., Silvert W.L., Smith S.V., Wattayakorn G., Wulff F., Yanagi T. 1996. Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ), Core project of the international geosphere-biosphere programme: a study of global change (IGBP) of the international council of scientific unions. LOICZ Reports and Studies n°5.

Gosse P., De Villele X., Royer T. 2000. Evaluation d'apports d'azote et de phosphore dans le bassin versant de l'étang de Berre : résultats de la campagne de mesures mai - novembre 1999. Electricité de France R&D (Paris) rapport n°HP-71/00/02/A

Gouze E. 2008. Bilan de matière de l'Etang de Berre : influence des apports des tributaires et des processus de régénération dans le maintien de l'eutrophisation. Thèse de l'Université Aix-Marseille.

Gouze E., Raimbault P., Garcia N., Picon P. 2008a. Nutrient dynamics and primary production in the eutrophic Berre Lagoon (Mediterranean, France). Transitional Waters Bulletin 2, 17-40.

Gouze E., Raimbault P., Garcia N., Bernard G., Picon P. 2008b. Nutrient and suspended matter discharge by tributaries into the Berre Lagoon (France): the contribution of flood events to the matter budget. Comptes Rendus Géosciences 340: 233-244.

Gouze E., Salençon M.J., Restituito F., Martin L., Raimbault P. 2013. Lagun'R – Rencontres Scientifiques autour de l'Etang de Berre, Estimation des flux benthiques dans l'Etang de Berre, 169-177.

Gouze E., Martin L., Gosse P., Raimbault P., Bernardara P. 2014. Qualité de l'eau de la Durance à St Chamas - Les apports en nutriments et en matières en suspension de la centrale hydro-électrique à l'étang de Berre. La Houille Blanche 3, 64-76.

Gouze E., Bernard G., Lhéritier V., Raimbault P., Bonhomme P., Rossi N. 2016. Macroalgae growth limitation and biomass assessment in the Berre Lagoon (SE France). Species succession over the last 15 years. 7th European coastal lagoons Symposium, Murcia (Espagne).

Hénard D. 1978. Production primaire d'une lagune méditerranéenne : étang de Thau (Hérault) Année 1976. Thèse de l'Université de Montpellier, 85 pp.

Houille Blanche, 1963. Houille Blanche (1963) — L'aménagement de la Durance. http://dx.doi.org/10.1051/lhb/1963038. La Houille Blanche 5: 561−578.

Hervouet, J.-M., 2007. Hydrodynamics of free surface flows, modelling with the finite element method. John Wiley and Sons Ltd, 360 pp.

Jahnke M., Serra I.A., Bernard G., Procaccini G. 2015. The importance of genetic make-up in seagrass restoration: a case study of the seagrass *Zostera noltei*. Marine Ecology Progress Series 532: 111-122.

Kim K.T. 1981. Le phytoplancton dans l'Etang de Berre : composition spécifique, biomasse et production ; relation avec les facteurs hydrologiques, les cours d'eau afférents et le milieu marin voisin (Méditerranée Nord-Occidentale). Thèse de l'Université Aix-Marseille.

Kim K.T., Travers M. 1997a. Les nutriments de l'Etang de Berre et des milieux aquatiques contigus (eaux douces, saumâtres et marines : Méditerranée NW). 2. Les nitrates. Marine Nature 5 : 35-48

Kim K.T., Travers M. 1997b. Les nutriments de l'Etang de Berre et des milieux aquatiques contigus (eaux douces, saumâtres et marines : Méditerranée NW). 4. Les nitrites. Marine Nature 5 : 65-78

Kim K.T. 2002. Ecosystème de l'Etang de Berre en Méditerranée Nord-Occidentale II – Editeur coréen.

Kjerfve B., 1994. Coastal lagoon processes. Elsevier Science B.V., 577pp.

Kjerfve B., Magill K.E. 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. Marine Geology 88: 187-199.

Lagun'R – Rencontres scientifiques autour de l'Etang de Berre, actes du colloque, 426pp.

Lheritier V. 2014. Dynamique, écologie et physiologie des algues dans l'Etang de Berre 2014. Rapport Master Professionnel GIPREB, EDF, Université de Bordeaux, Direction G. Bernard, E. Gouze, 53 pp.

Liger P. 2014. Cartographie et suivi des herbiers à zostères (*Zostera noltei*) de l'Etang de Berre (Paca, France). Rapport Master Professionnel GIPREB, Université Aix-Marseille, Direction G. Bernard, 47 pp.

Los F.J. 2005. An algal biomass prediction model. In Loucks, D.P. & E. Van Beek (eds), Water resources systems planning and management – an introduction to methods, models and applications. UNESCO, 408-416.

Los F.J., Villars M.T., Van Der Tool M.D.T. 2008. A 3-dimensional primary production model (BLOOM/GEM) and its applications to the (southern) North Sea (coupled physical-chemical-ecological model). Journal of Marine Systems 74: 259-294.

Martin L., Gouze E., Durand N., Razafindrakoto E., Hervouet J.M., Pham C.T. Sferratore A. 2013. Modélisation tridimensionnelle de l'hydrodynamisme et de la biogéochimie de l'Etang de Berre. Construction d'un outil de connaissances et d'aide à la décision. Lagun'R – Rencontres Scientifiques autour de l'Etang de Berre, 316-344.

Mayot N., Gouze E., Malet N. 2013. Bilan des apports à l'Etang de Berre et état des lieux de l'eutrophisation. Lagun'R – Rencontres Scientifiques autour de l'Etang de Berre, 128-141.

Menesguen A. 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport IFREMER DEL/EC/01.02.

Meulé S., Alekseenko E., Paquier A.E., Roux B., Kotarba R., Khariff C. 2013. Prise en compte de la dynamique sédimentaire locale pour la restauration des herbiers, approche *in situ*. Lagun'R – Rencontres Scientifiques autour de l'Etang de Berre, 361-375.

Minas M. 1973. Synthèse et dégradation de la matière organique dans l'écosystème de l'étang de Berre - Dynamique et bilans - Rapports avec le régime hydrologique. Thèse de l'Université Aix-Marseille.

Minas M. 1974. Distribution, circulation et évolution des éléments nutritifs, en particulier du phosphore mineral dans l'Etang de Berre. Influence des eaux duranciennes. Int. Revue ges. Hydrobiol. 59 : 509-542.

Minas M. 1976. Primary Organic Production in a Brackish Eutrophic Environment (Etang De Berre) - Effects of Strong Dilution (Diversion of Waters of Durance). Marine Biology 35: 13-29.

Monsen N.E., Cloern J.E., Lucas L.V., Monismith S.G. 2002. A comment on the use of flushing time, residence time and age as transport time scales. Limnology and Oceanography 47: 1545-1553.

Nerini D., Durbec J.P., Mante C., Garcia F., Ghattas B. 2000. Forecasting physicochemical variables by a classification tree method. Application to the Berre Lagoon (South France). Acta Biotheoretica 48: 181−196.

Nerini D., Manté C., Michez N., Malkassian A., Bayle S. 2013. Analyse des données historiques issues du suivi d'indicateurs physiques et biologiques dans l'Etang de Berre. Lagun'R – Rencontres Scientifiques autour de l'Etang de Berre, 219-232.

Nixon S.W. 1982. Nutrients dynamics, primary production, fisheries yields of lagoons, p 357-371. Proceedings International Symposium on coastal lagoons.

Ouisse V., Fiandrino A., de Wit R., Malet N. 2013. Restauration des écosystèmes lagunaires : évaluation du rôle du sédiment et des herbiers à phanérogames. Rapport IFREMER http://archimer.ifremer.fr/doc/00166/27774/

Ouisse V. Fiandrino A., de Wit R., Giraud A., Malet N. 2014. Devenir du phosphore et de l'azote dans un contexte de restauration des milieux lagunaires méditerranéens – DEPART - Rapport IFREMER 47pp.

Paquier A.E., Meulé S., Anthony E.J., Bernard G. 2014. Sedimentation and erosion patterns in a low shoot-density Zostera noltii meadow in the fetch-limited Berre Lagoon, Mediterranean France. *In*: Green, A.N. and Cooper, J.A.G. (eds.), Proceedings 13th International Coastal Symposium (Durban, South Africa), Journal of Coastal Research, Special Issue No. 70, pp. 563-567.

Plus M. Maurer D., Stanisière J.Y., Dumas F. 2006. Caractérisation des composantes d'une lagune mésotidale, le Bassin d'Arcachon. Rapport Scientifique et Technique IFREMER RST/LER/AR/06.007.

Plus M., Dalloyau S., Trut G., Auby I., de Montaudouin X., Emery E., Noel C., Viala C. 2010. Long-term evolution (1988-2008) of *Zostera spp.* meadows in Arcachon Bay (Bay of Biscay). Estuarine and coastal and shelf science 87: 357-366.

Procaccini G, Serra I., Bernard G. 2013. Evaluation de la diversité et de la connectivité génétique de *Zostera noltii* dans l'Etang de Berre. Comparaison à d'autres sites de Méditerranée occidentale. Lagun'R – Rencontres Scientifiques autour de l'Etang de Berre, 208-218.

Raimbault P., Beker B., Garcia N., Fornier M., Gouze E. 2013. L'Etang de Berre, cycle de la matière, production primaire et communauté phytoplanctonique. Lagun'R – Rencontres Scientifiques autour de l'Etang de Berre, 143-157.

Réseau de Suivi Lagunaire, 2009. Suivi des flux en azote et phosphore en sortie de station d'épuration et de l'impact de ces apports sur le milieu lagunaire récepteur. Note technique, 44 pages.

Réseau du Suivi Lagunaire, 2011. Guide de reconnaissance et de suivi des macrophytes des lagunes du Languedoc-Roussillon, 148 pages.

Réseau du Suivi Lagunaire, 2013. Guide méthodologique – Lagunes de la région Languedoc-Roussillon – Outil d'aide à la gestion des milieux eutrophisés, Outil GAMELAG sous ExtendSim, 142 pages.

Rigaud S., Radakovitch O., Couture R.M., Deflandre B., Cossa D., Garnier C. 2013. Mobilty and fluxes of trace elements and nutrients at the sediment-water interface of a lagoon under contrasting water column oxygenation conditions. Applied Geochemistry 31: 35-51.

Rimmelin P., Dumon, J.C., Maneux, E., GonCalves, A., 1998. Study of Annual and Seasonal Dissolved Inorganic Nitrogen Inputs into the Arcachon Lagoon, Atlantic Coast (France). Estuarine, Coastal and Shelf Science 47 (5), 649-659.

Romana L.A., Arnoux A., Gachelin S., Mori J.P., Philippe-Loeillet S., Poulaillon F. 1985. Etude régionale intégrée, Etang de Berre, Etude des apports limniques (Canaux et rivières), Rapport IFREMER.

Rueda F., Moreno-Ostos E., Armengol J. 2006. The residence time of river water in reservoirs. Ecological modelling, 260-274.

Salençon M.J., Reyss J.L., Gosse P. 2013. Evolution du dépôt sédimentaire dans l'Etang de Berre depuis 1966. Lagun'R – Rencontres Scientifiques autour de l'Etang de Berre, 90-102.

Stora G., Arnoux A. 1983. Effects of large freshwater diversion on benthos of a Mediterranean lagoon. Estuaries 6 :115−125.

Travers M., Kim K.T. 1997. Les nutriments de l'Etang de Berre et des milieux aquatiques contigus (eaux douces, saumâtres et marines : Méditerranée NW). 1. Les phosphates. Marine Nature 5 : 21-34.

Umgiesser G., Ferrarin C., Cucco A., De Pascalis F., Bellafiore D., Ghezzo M., Bajo M. 2014. Comparative hydrodynamics of 10 Mediterranean lagoons by means of numerical modeling. Journal of Geophysical Research, Oceans 119: 2212-2226.

Vaulot D., Frisoni G.F. 1986. Phytoplanktonic productivity and nutrients in 5 Mediterranean Lagoons. Oceanologica Acta 9: 57-63.

Zaghmouri I., Michotey V.D. Guasco S., Raimbault P., Garcia N., Bernard G., Bonin P.C. 2013. Trends in salinity and inorganic compounds in the Berre Lagoon (1994 – 2011) bacterial activities and nitrogen budgets. Marine Pollution Bulletin 67: 55-65.

Zaldivar J.M, Cardoso A.C., Viaroli P., Newton A., de Wit R., Ibanez C., Reizopoulou S., Somma F., Razinkovas A., Basset A., Holmer M., Murray N, 2008. Eutrophication in transitional waters: an overview. Transitional Waters Monographs 1: 1-78.

Sites internet :

Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse : www.eaurmc.fr

Banque Hydro, Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, www.hydro.eaufrance.fr

Modélisation hydrodynamique TELEMAC et MASCARET : communauté d'utilisateurs, logiciels téléchargeables, notices, forum : www.opentelemac.org

Modélisation biogéochimique DelWAQ Deltares : communauté d'utilisateurs, logiciels téléchargeables, notices et forum : http://oss.deltares.nl/web/delft3d/delwaq

4. Compléments/Annexes

Panorama synthétique de l'évolution historique des apports par le canal EDF et des paramètres physiques et biologiques indicateurs de l'étang de Berre suivis dans le cadre de l'avenant à la concession des centrales de Salon et St Chamas

1. OBJECTIFS

L'objectif de ce rapport est de dresser un panorama de l'évolution historique des paramètres suivis dans le cadre de l'avenant à la concession des centrales de Salon et St Chamas.

Les données disponibles pour chaque volet de suivi sont repris ici jusqu'à 2004/2005 soit avant la mise en place des dispositions de l'avenant, et serviront de base pour replacer les données actuelles au terme du bilan de l'expérimentation dans un contexte historique.

Pour rappel, les paramètres suivis dans le cadre de l'avenant Salon-St Chamas sont :

- les apports d'eau douce et de limons par les centrales de Salon-St Chamas

- la salinité de l'étang

- la qualité d'eau du canal EDF (substances dangereuses et eutrophisantes)

- les compartiments biologiques suivants :

- les herbiers de zostères (*Zostera noltii*)

- la moule de méditerranée (*Mytilus galloprovincialis*)

- la macrofaune benthique

- l'ichtyofaune

Il s'agit de dresser l'inventaire des éléments disponibles dans la littérature, et non pas de faire une nouvelle interprétation des évolutions. Une grande hétérogénéité des données disponibles et une multiplicité des facteurs externes pouvant influencer l'évolution du milieu sont à noter.

2. INTRODUCTION : CONTEXTE HISTORIQUE

Les centrales de Salon et St Chamas sont exploitées depuis 1966 dans le cadre de l'aménagement de la Durance (loi du 5 janvier 1955). L'étang de Berre constitue alors l'exutoire des eaux turbinées à l'amont sur la chaîne hydroélectrique Durance-Verdon et reçoit via ces deux usines aval les apports d'eau douce et les matières en suspension associées (limons, sables fins) résultants de l'exploitation de la chaîne.



Figure 1. Chaîne d'aménagements hydroélectriques Durance-Verdon exploités par EDF.

A partir de 1994 dans le cadre du Plan de reconquête de l'étang de Berre (Plan Barnier, 1993), des restrictions successives sur les rejets d'eau douce et de limons ont été appliquées (détail au §3.1). Ces dispositions ont été renforcées à partir de septembre 2005 dans le cadre de l'avenant à la concession des centrales de Salon-St Chamas, avec mise en œuvre d'une phase expérimentale.

Aux fins de compréhension et de mise en perspective des résultats de l'expérimentation, une analyse bibliographique synthétique de l'évolution historique des conditions de l'étang avant la mise en œuvre de l'avenant est présentée dans ce document.

Dans ce cadre, il semble important de rappeler les évènements majeurs ayant affecté les conditions hydrologiques et de qualité d'eau de l'étang.

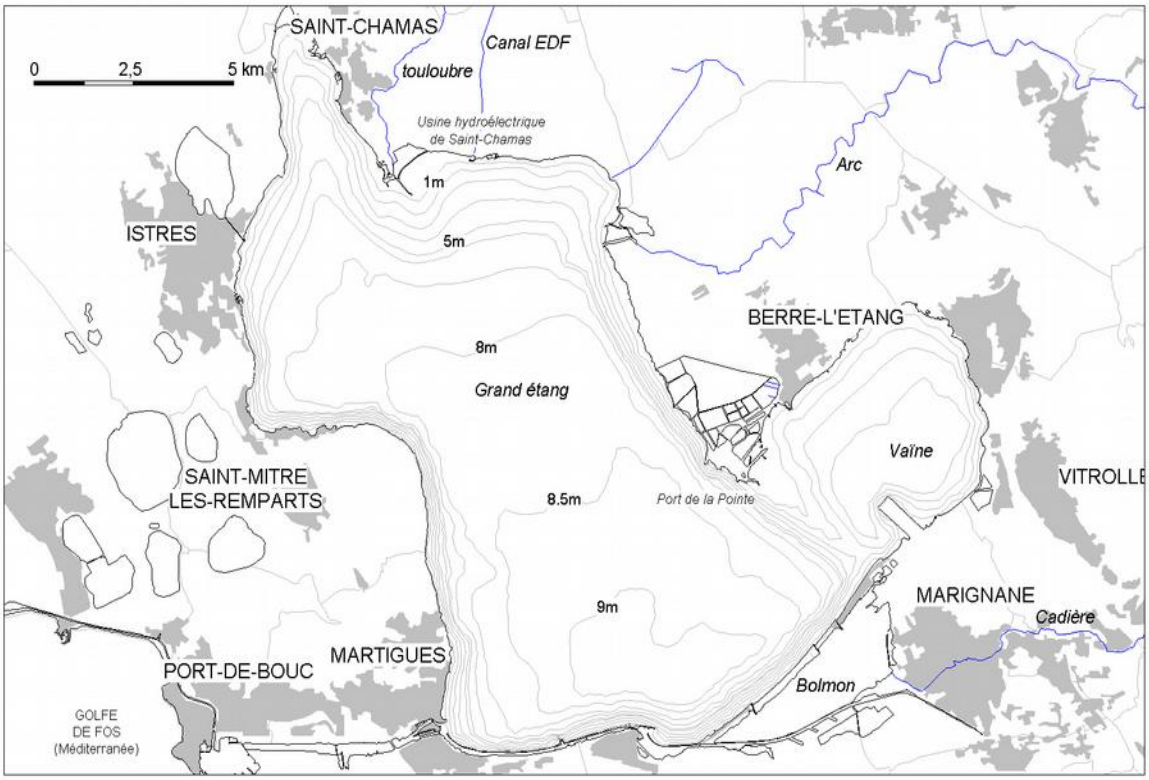
2.1. Rappel des principales caractéristiques de l'étang

L'étang de Berre est une lagune méditerranéenne présentant les caractéristiques suivantes :

- Superficie : 155 km^2
- Volume : 900 Mm^3
- Profondeur moyenne : 6 m ; profondeur maximale : 9 m



Figure 2. Carte de situation de l'étang de Berre



2.2. Rappel des évènements majeurs de l'étang depuis le début du 20e siècle

- augmentation de la salinité de l'étang au début du 20e siècle, suite au creusement significatif du Chenal de Caronte (à - 3 m en 1863, - 6 m en 1874, puis - 9 m en 1925) et à l'ouverture du tunnel du Rove reliant l'étang à Marseille (l'Estaque) en 1925 (jusqu'à la fin du 19e siècle, la salinité de l'étang était relativement basse en raison des échanges limités avec la mer).

- industrialisation des rives à partir des années 30-40 (pétrochimie…)

- interdiction de la pêche en 1957, suite à la pollution des eaux de l'étang (rejets industriels). L'activité restait toutefois globalement tolérée, avec notamment des dérogations fournies pour la pêche à l'anguille.

- éboulement du tunnel du Rove en 1963

- exploitation des usines de Salon-St Chamas à partir de 1966

- plan de réduction des pollutions industrielles (mise en place du SPPPI Secrétariat Permanent pour la Prévention des Pollutions Industrielles, 1971) et des pollutions domestiques à partir des années 1970

- mise en service du bassin de décantation de Cadarache en 1981 (réduction des apports de limons par les centrales hydroélectriques)
- réduction des apports du canal EDF à l'étang par les quotas successifs de rejets à partir de 1993

- rétablissement du droit de pêche officiel en 1994

- identification comme zone sensible de l'étang et son bassin versant au titre de la Directive pour les Eaux Résiduaires Urbaines (pour le traitement des rejets en azote et phosphore des stations d'épuration) en 1994

- création de la Mission pour la reconquête de l'étang (MREB) en 1994 et mise en place d'un suivi régulier repris et poursuivi par le Gipreb créé en 2000

3. LES APPORTS D'EAU DOUCE ET DE LIMONS PAR LES CENTRALES DE SALON-ST CHAMAS

3.1. L'évolution des contraintes de déversement

L'évolution des contraintes de déversements d'eau douce et de limons dans l'étang de Berre avant la mise en œuvre des dispositions de l'avenant (soit jusqu'au 31 août 2005) est rappelée dans le tableau ci-dessous :

Tableau 1. Evolution des modalités d'exploitation des centrales de Salon-St Chamas

		Cadre légal		Engagements d'EDF	
		Cahier des charges initial	Plan Barnier 1993	Plan Barnier 1995	CIADT 23/07/99
Apports d'eau douce	annuels	Pas de contrainte	2700 Mm^3	2100 Mm^3	2100 Mm^3
	mai-sept.	Pas de contrainte	100 Mm^3 (juil à sept)	400 Mm^3	400 Mm^3
	hebdo	Pas de contrainte	Pas de contrainte	Pas de contrainte	Pas de contrainte
Apports en limons	annuels	Pas de contrainte	200 000 t	200 000 t	100 000 t en année moyenne
Tx de MES		5 g/l max instantané	2 g/l max instantané	2 g/l max instantané	1 g/l moyenne journalière

3.2. Les apports annuels

Les apports annuels à l'étang en eau douce et en limons par les turbinages des usines de Salon-St Chamas sont représentés sur les Figures 3 et 4.

Nota : les apports annuels à l'étang sont comptabilisés du 1er novembre de l'année n au 31 octobre de l'année n+1.

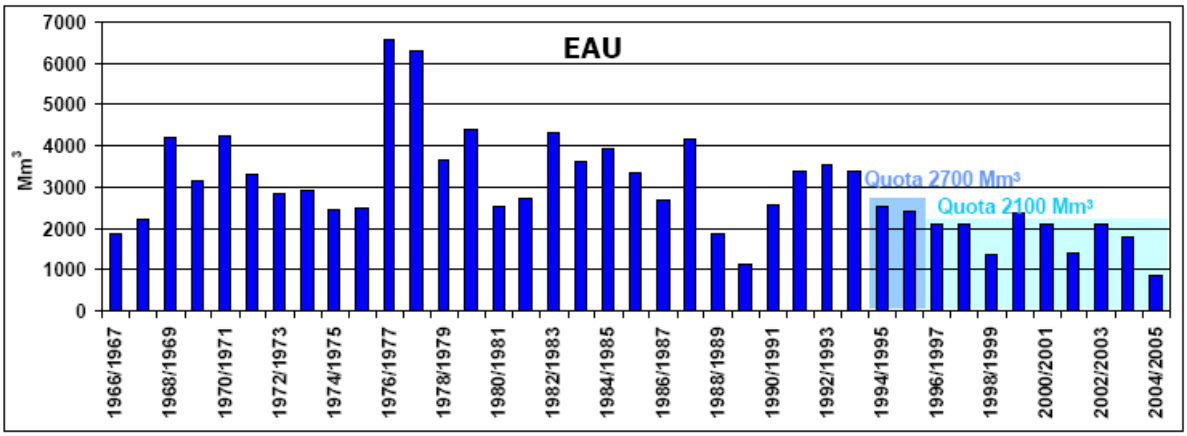


Figure 3. Volumes annuels d'eau douce apportés à l'étang de Berre par les centrales hydroélectriques de Salon-St Chamas de l'exercice annuel 1966/1967 à l'exercice annuel 2004/2005. Les apports annuels sont comptabilisés sur les périodes allant de novembre de l'année *n* à octobre de l'année *n+1*.

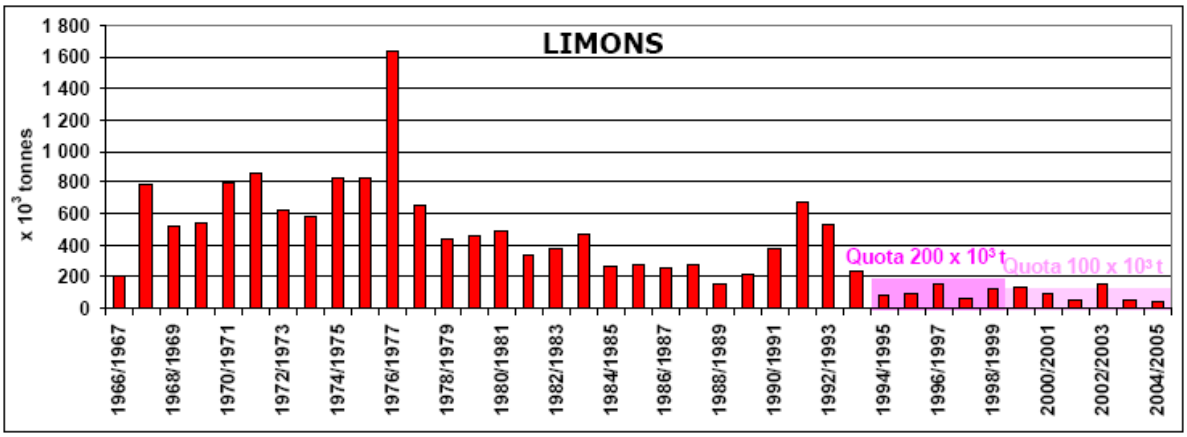


Figure 4. Tonnages annuels de limons apportés à l'étang de Berre par les centrales hydroélectriques de Salon-St Chamas de l'exercice annuel 1966/1967 à l'exercice annuel 2004/2005. Les apports annuels sont comptabilisés sur les périodes allant de novembre de l'année *n* à octobre de l'année *n+1*.

3.1.1. Apports annuels d'eau douce

Entre 1966/1967 et 1993/1994, les apports d'eau douce par la centrale EDF ont varié entre 1123 Mm^3 (minimum en 1989/1990) et 6580 Mm^3 (maximum en 1976/1977). Les volumes moyens déversés sur cette période 1966/1967-1993/1994 sont de :

3351 ± 1198 Mm^3 (n = 28 années, médiane : 3324 Mm^3)

A partir de 1994/1995, les apports ont été réduits compte tenu des quotas sur les rejets imposés par le Plan de reconquête de l'Etang de Berre (cf. tableau 1, §3.1). Entre 1994/1995 et 2004/2005 (quotas annuels à 2700 puis 2100 Mm^3), les apports d'eau douce ont varié entre 860 Mm^3 (2004/2005) et 2539 Mm^3 (1994/1995), pour un volume moyen de :

1923 ± 518 Mm^3 (n= 11, médiane : 2099 Mm^3)

Nota : sur l'année 1999/2000, un dépassement de ~15% du quota annuel sur les rejets en eau (le quota en limons est défini à l'époque en moyenne interannuelle) a eu lieu pour des raisons de sûreté du réseau électrique, suite à la tempête de décembre 1999 qui a touché la France, et à des problèmes d'approvisionnement en charbon de la centrale de Gardanne, qui ont entraîné une sollicitation plus importante des installations hydrauliques de la Durance.

3.1.2. Apports annuels de limons

Entre 1966/1967 et 1980/1981, les apports de limons par la centrale EDF ont varié entre 200 509 tonnes (minimum en 1966/1967) et 1 641 134 tonnes (maximum en 1976/1977). Les tonnages moyens apportés à l'étang sur cette période 1966/1967-1980/1981 sont de :

681 882 ± 322 624 tonnes (n = 15 années ; médiane : 622 490 tonnes)

En 1981, la mise en service du bassin de décantation à Cadarache a permis de réduire de moitié les apports en limons à l'étang. De 1981/1982 à 1993/1994 (avant l'entrée en vigueur du Plan Barnier), les tonnages ont varié entre 152 892 (1988/1989) et 672 291 (1991/1992) tonnes, la valeur annuelle moyenne étant de :

341 170 ± 144 844 tonnes (n = 13, médiane : 271 699 tonnes)

A partir de 1994/1995, les apports ont été réduits compte tenu des quotas sur les rejets imposés par le Plan de reconquête de l'Etang de Berre (cf. tableau 1, §3.1).

Entre 1994/1995 et 2004/2005 (quotas annuels à 200 000 puis, en moyenne interannuelle 100 000 tonnes de limons), les apports en limons ont varié entre 37 608 (2004/2005) et 155 250 (2002/2003), pour une moyenne de :

93 164 ± 42 375 tonnes (n= 11, médiane : 92 075 tonnes)

3.3. Saisonnalité des turbinages

La variation saisonnière des turbinages est représentée sur la figure 5 par les apports mensuels en eau sur les périodes 1966/1967-1993/1994 (avant quotas) et 1994/1995-2004/2005 (Plan de reconquête). Pour ces deux périodes, les apports sont en moyenne maxima sur la période automne-hiver et minima en été. Néanmoins, on note une variabilité interannuelle forte.

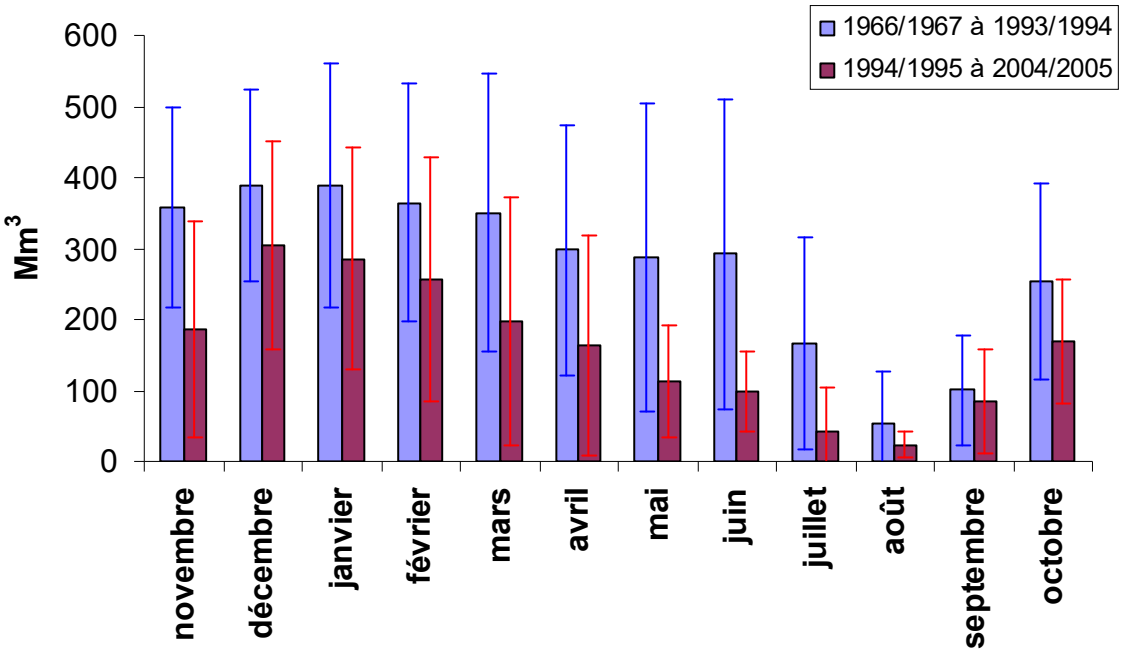


Figure 5. Distribution mensuelle moyenne des apports en eau sur les périodes 1966/1967 à 1993/1994 et 1994/1995 à 2004/2005.

Les apports à l'étang sont influencés par l'hydraulicité, et la gestion de la chaîne hydroélectrique Durance-Verdon (*i.e.* objectifs de remplissage des réservoirs de tête Serre-Ponçon et Ste Croix, prélèvements, demande en énergie, prix de marchés…) et la contribution des apports de BVI aux régimes hydrologiques (apports du bassin versant intermédiaire liés aux précipitations, avec taux de MES élevés).

A partir de 1994, les apports à l'étang sont également contrôlés par le respect des quotas annuels. Dans le cadre des dispositions de l'avenant, l'impact sur la salinité et les contraintes plus fortes sur la turbidité de l'eau sont également pris en compte.

4. LA SALINITÉ

Le Tableau 2 liste les références disponibles concernant les données de salinité.

Tableau 2. Données de salinité disponibles.

Réf.	Période d'échantillonnage	Fréquence d'échantillonnage	Profondeurs	Nombre de stations/échelle locale ou globale sur l'étang
Chevallier, 1917	Juill. 1912	Ponctuelle	Surface et fond	Globale
Mars, 1949	Avr. 1947-Juin 1948	mensuelle	Surface et fond	Globale
Schachter, 1954	1952-1953	mensuelle	Surface et fond	16 st., globale
Mars, 1961	1955-1956	mensuelle	Surface et fond	16 st., globale
Blanc *et al.*, 1967	Nov.1965	2 jours	surface	40 st.
Minas, 1973	1965-1966-1967	mensuelle	Surface et fond	5 st. Nord et Centre
SPPPI	1972-1978	ponctuelle	surface	ponctuel
Kim, 2002 *in* Gouze (2008)	1976-1978	mensuelle	surface	6 st., globale du N au S
RNO	1978-2002	mensuelle	Surface et fond	2 st. Sud
GIPREB	A partir de 1994	mensuelle	Profils verticaux	10 st., globale

Les premières données de salinité dans l'étang datent de 1912 (Chevallier, 1917). La salinité est alors, avant le creusement à 9 m du chenal de Caronte, de l'ordre de 24 (voir Annexe 1). L'ensemble des données disponibles par la suite à partir de 1947 est représenté sur la Figure 6. Avant 1966, les salinités calculées sont comprises entre 24 et 35.

A partir de 1966, les données disponibles montrent une chute globale de la salinité et des variations importantes, avec des valeurs de salinité descendant jusqu'à 2 dans les années 1970's. Les variations saisonnières fortes sont notamment en lien avec la saisonnalité des turbinages (typiquement des minima à l'hiver et des maximas en été). Le cumul des apports d'eau douce pendant les fortes périodes de turbinage accentue la stratification haline, isolant les eaux de fond plus salées du reste de la masse d'eau.

A partir de la mise en place des quotas en 1993, un suivi mensuel régulier de la salinité a été mis en œuvre par la mission pour la reconquête de l'étang de Berre et repris par le Gipreb (ce suivi est encore opérationnel à ce jour). La figure 7 représente les distributions annuelles des salinités (moyennes, min, max, quartiles) sur cette période. Les mesures de salinité sont comprises entre 5 et 30. Si les apports ont été réduits, les variations saisonnières de salinité restent importantes, avec des valeurs de salinités moyennes dans l'étang inférieures à 10 en hiver (fig. 6).

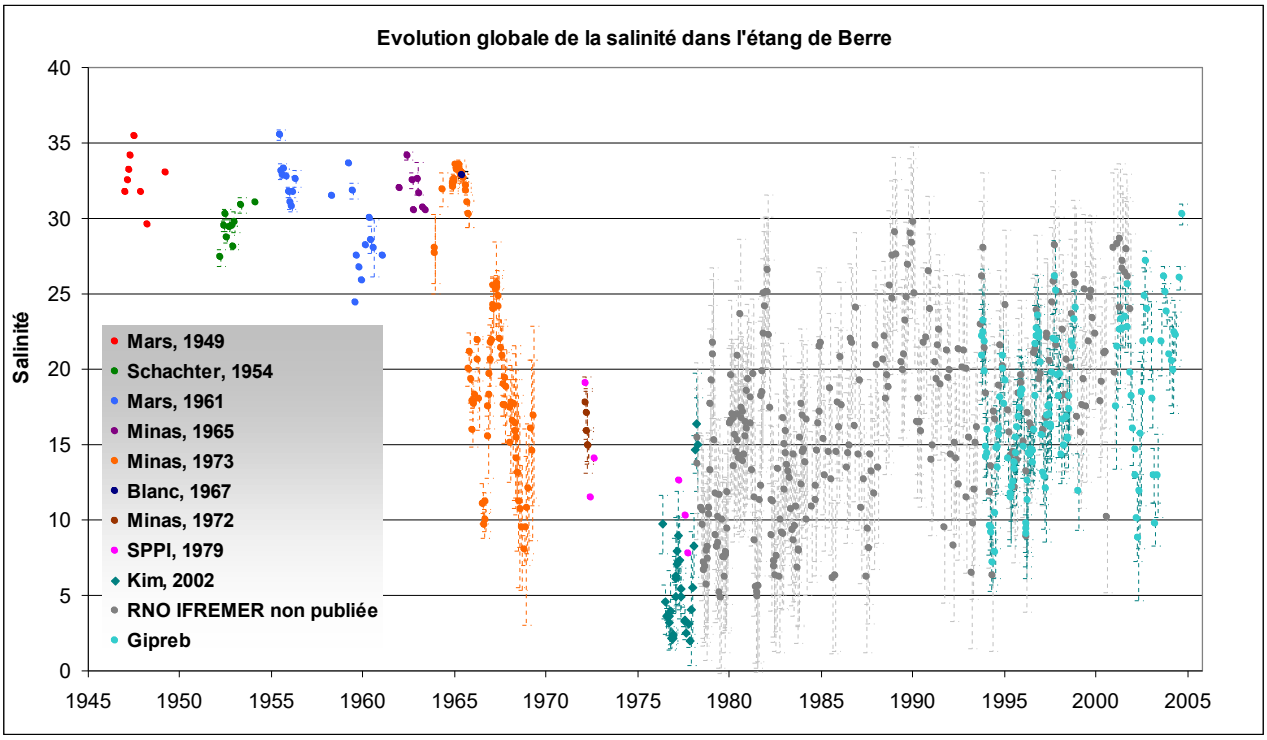
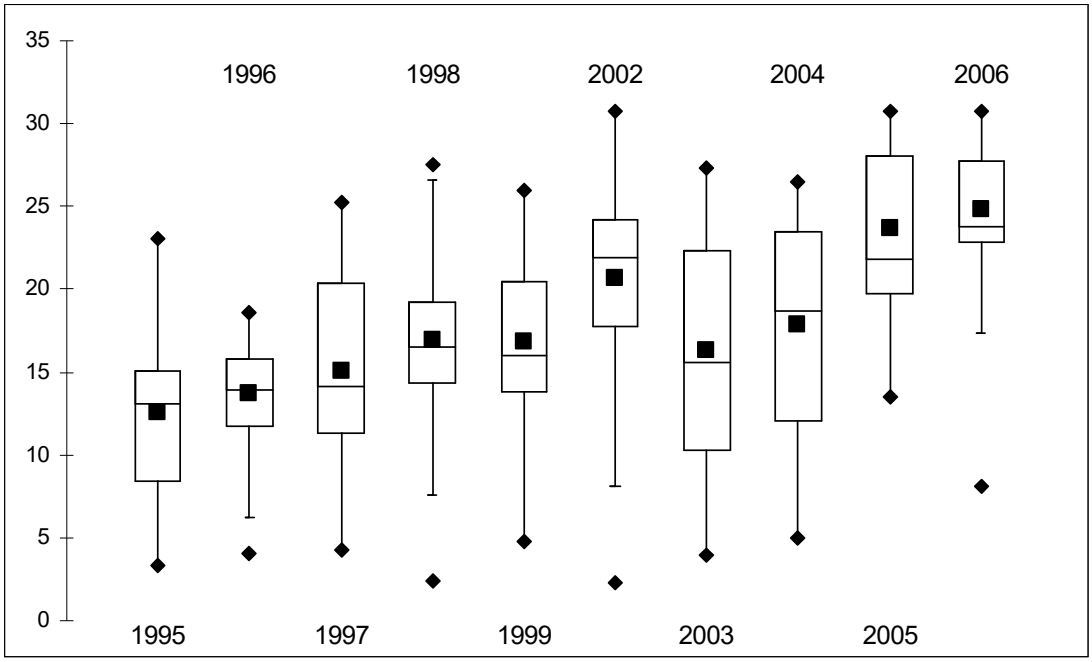


Figure 6. Données moyennes de salinité (moyenne des stations échantillonnées) issues des références bibliographiques disponibles à partir de 1947. Pour des raisons de lisibilité du graphique, les premières données de 1912 (Chevallier, 1917 ; Annexe 1) ne sont pas représentées sur la Figure ; la salinité était de l'ordre de 24). D'après Gouze (2008).

Figure 7. Salinité dans l'étang de Berre de 1995 à 2006. (Boîtes = 1er quartile, médiane, 3ème



quartile ; marques rectangulaires = moyennes ; moustaches = 1.5 x intervalle inter-quartiles ; marques losanges = minimum - maximum). Source : suivi hydrologique GIPREB (10 stations, profils verticaux avec un pas de 0.5 m, mesures mensuelles).

5. L'OXYGÈNE DISSOUS

Les premières données quantitatives d'oxygène dans l'étang datent des années 1960's (Tableau 3).

Tableau 3. Données d'oxygène disponibles.

Réf.	Période d'échantillonnage	Fréquence d'échantillonnage	Profondeurs	Nombre de stations/échelle locale ou globale sur l'étang
Minas, 1973	1965-1966-1967	mensuelle	Surface et fond	5 st. Nord et Centre
SPPPI, 1979	1972-1978	ponctuelle	surface	ponctuel
Kim, 2002 in Gouze (2008)	1976-1978	mensuelle	surface	6 st., globale du N au S
RNO	1978-2002	mensuelle	Surface et fond	2 st. Sud
GIPREB	A partir de 1994	mensuelle	Profils verticaux	10 st., globale

Globalement, la tendance générale des eaux de surface de l'étang est à la sursaturation, en relation avec une forte production phytoplanctonique. Plus en profondeur, les teneurs en oxygène diminuent en raison 1) du manque de lumière ne permettant pas la production primaire productrice d'oxygène, 2) de la consommation d'oxygène liée à la dégradation bactérienne de la matière organique détritique qui sédimente et de celle qui est accumulée dans le sédiment, 3) à la respiration de la macrofaune benthique. Les sous saturations en oxygène peuvent évoluer en événements hypoxiques voire anoxiques dans le cas où l'hydrodynamisme ne permet pas la ré-aération de la colonne d'eau (brassage induit par les vents, la marée, les apports des tributaires, *etc*). Les anoxies sont plus particulièrement favorisées lorsque la colonne d'eau est stratifiée (stratification thermique et/ou haline) : la barrière physique séparant les 2 masses d'eau ne permet plus la diffusion des gaz, l'oxygène des eaux productives sursaturées de surface ne peut plus diffuser vers le fond, et l'oxygène est entièrement consommé dans la couche isolée du fond. Ces phénomènes sont caractéristiques des milieux lagunaires. Des périodes anoxiques étaient déjà observées en 1912, favorisée par la stratification thermique de la colonne d'eau : Chevallier (1917)

décrivait déjà des épisodes de fortes mortalités de moules durant l'été à la suite d'échauffement des eaux qui n'étaient pas suffisamment brassées par le Mistral et surtout de dégagements gazeux provoqués par la décomposition de la végétation dans le fond.

Après 1966, à noter l'influence paradoxale des apports massifs en eau douce à la lagune : ils participent à l'oxygénation de la lagune, notamment dans les régions peu profondes proches du rejet au nord de l'étang ; mais ils conduisent à accentuer la stratification haline de la colonne d'eau des régions profondes centrale et sud et donc à l'isolement de la masse d'eau marine du fond en provenance de Caronte. On observe des conditions anoxiques plus ou moins durables (Kim, 1981) : dès 5-6m de profondeur la halocline est fréquemment associée à une oxycline (Nérini, 2000 ; Nerini et al, 2000).
On peut schématiser de la manière suivante la distribution verticale de l'oxygène dissous pendant la majeure partie de l'année : une couche supérieure bien oxygénée et souvent sursaturée, puis vers 6 m le passage à une zone sous-saturée, un gradient négatif très serré aboutissant fréquemment à des conditions anoxiques. L'amenuisement de la quantité d'oxygène au fond relève à la fois de processus physiques (stratification) et biologiques (dégradation de la matière organique).
L'anoxie fréquente et prolongée des fonds de la zone centrale de l'étang a conduit, en particulier, à la régression de la macrofaune benthique dans les parties les plus profondes de l'étang. Les stations littorales peu profondes dans la baie de St Chamas ou du Ranquet sont fréquemment soumises à des hypoxies voire anoxies.

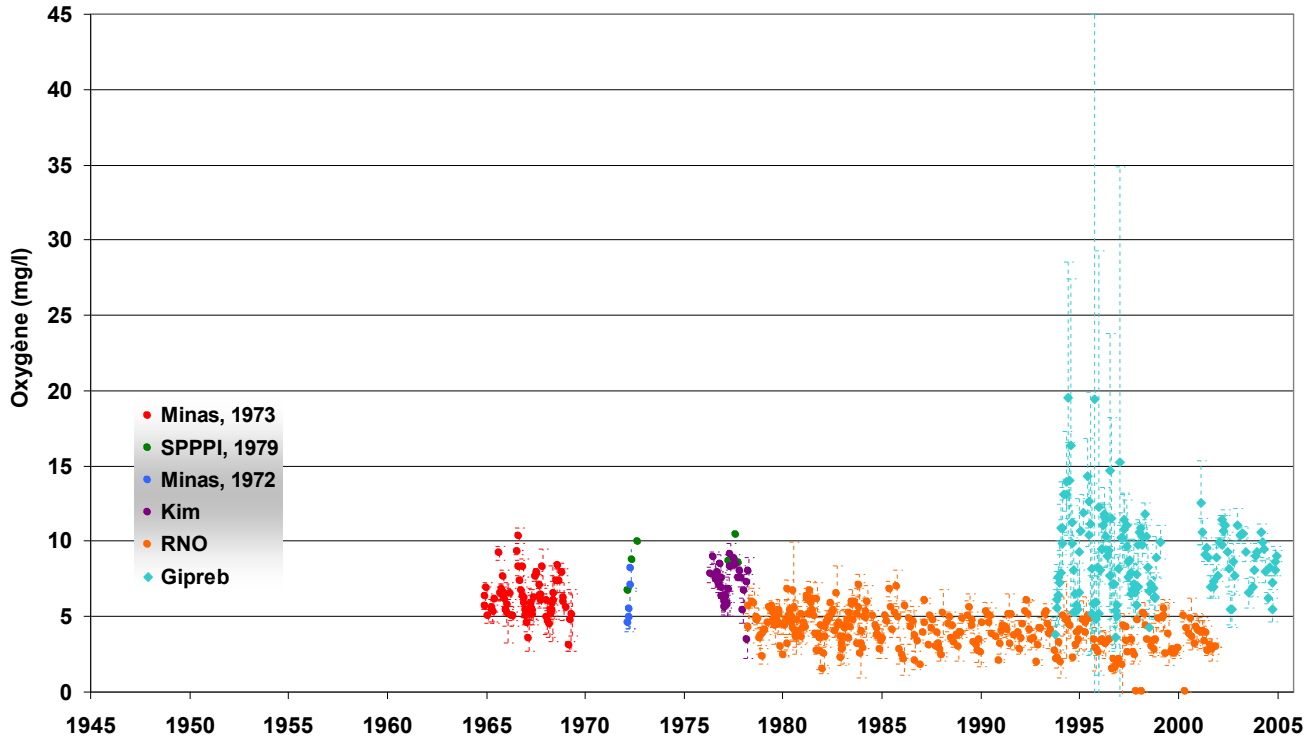


Figure 8. Données d'oxygène issues de la littérature en mg/l (moyenne et écart-types surface et fond).

Les données du RNO semblent relativement faibles ; celles du Gipreb sont également douteuses pour les valeurs les plus élevées (40 mg/l).

6. LA QUALITÉ D'EAU DU CANAL EDF

6.1. Les apports en substances eutrophisantes N et P par le canal EDF

Les données disponibles concernant les substances eutrophisantes azote et phosphore sont récapitulées dans le tableau 4.

Tableau 4. Méthodes de prélèvements pour les mesures de N et P réalisées au niveau de la centrale de St Chamas.

Réf.	Période échantillonnage	Fréquence échantillonnage	Localisation prélèvement
Minas, 1973	Nov.1968-fév.1970	mensuel	Aval centrale
Kim et Travers, 1997	1977-1978	mensuel	Aval centrale
Arfi, 1989	1985	mensuel	Aval centrale
RNB	1998-1999	mensuel	Amont centrale
Gosse *et al.*, 2000	Juill. à déc. 1999	mensuel et infra-mensuel	Amont centrale
RNB	2000-2005	mensuel	Amont centrale

L'évolution des concentrations en azote et phosphore mesurées dans le canal EDF est présentée dans le tableau 5.

Tableau 5. Données disponibles de concentrations en sels minéraux dissous mesurées dans le canal EDF (en µM) ; (n.d. = non déterminé).

date	$[NO_3^-]$ µM	$[NO_2^-]$ µM	$[NH_4^+]$ µM	$[PO_4^{3-}]$ µM	Ref.
1968-1969	30 ± 9	0.4 ± 0.2	n.d	2.5 ± 2.3	Minas, 1973
1977-1978	37 ± 24	0.4 ± 0.5	n.d	0.6 ± 0.7	Kim et Travers, 1997
1985	29 ± 7	0.7 ± 0.6	3 ± 2	0.6 ± 0.7	Arfi, 1989
1988-1999	33 ± 11	0.8 ± 1.2	3 ± 4	0.7 ± 0.8	RNB
1999	n.d	n.d	n.d	0.2 ± 0.1	Gosse *et al.*, 2000
2000-2005	34 ± 6	0.6 ± 2.0	2 ± 2	0.5 ± 0.7	RNB

En partie, la variabilité des mesures de concentrations peut provenir de la stratégie d'échantillonnage : prélèvements réalisés en amont ou en aval des turbines (représentativité du site d'échantillonnage), charges variables en MES des prélèvements (*e.g.* influence de la remineralisation de la matière organique déposée).

Les données de flux d'apports en N et P estimés à partir des mesures des concentrations et des débits sont récapitulées dans le tableau 6.

Tableau 6. Données disponibles de flux d'azote ou de phosphore apportés par le canal EDF à l'étang de Berre établis en tonnes/an (n.d. = non déterminé).

date	Apports en eau (Mm^3)*	$N\text{-}NO_3^-$	$N\text{-}NO_2^-$	$N\text{-}NH_4^+$	N total	$P\text{-}PO_4^{3-}$	P total	Ref.
1966	1905	840	n.d	n.d	n.d	147	n.d	Minas, 1974
1967	1430	628	n.d	n.d	n.d	110	n.d	
1968	2690	1187	n.d	n.d	n.d	208	n.d	
1969	3922	1729	n.d	n.d	n.d	303	n.d	
1977	6630	2800	27	n.d	n.d	110	n.d	Kim et Travers, 1997
1983-1984	4103-3593	1906	24	140	2100	144	n.d	Romaña *et al.*, 1985
1985	3948	1739	44	173		87	n.d	Arfi, 1989
1999	2326	n.d	n.d	n.d	2800	n.d	n.d	Gosse *et al.*, 2000

*Les apports en eau à l'étang par le canal EDF sont indiqués en année calendaire.

La variabilité des flux calculés reflète celle des mesures de concentrations et des conditions de débit. A noter que ces calculs de flux annuels sont établis à partir de mesures relativement ponctuelles (échantillonnage mensuel, Tableau 4).

Ces données disponibles pour la centrale EDF ne constituent pas un bilan des apports à l'étang ; l'ensemble des apports (affluents, stations d'épuration, rejets diffus, apports atmosphériques) devant être pris en compte.

6.2. Les apports en substances dangereuses par le canal EDF

Les substances suivies au niveau de Lamanon sur le bief de Salon dans le cadre de l'avenant à la concession sont soit celles du décret de 2005 (décret 2005//378) relatif au programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses, soit celles de la DCE (Circulaire DCE 2006/16).
Il n'y a pas de mesures de substances dangereuses disponibles au niveau des biefs de Salon et St Chamas avant 2005[1].

[1] La station des réseaux de surveillance des milieux aquatiques (réseau RNB notamment) la plus proche en amont concerne la station sur la Durance à Pont des Mées.

7. MACROPHYTES ET HERBIERS DE MAGNOLIOPHYTES MARINES

Tableau 7. Données disponibles concernant les herbiers.

Source	Données quantitatives	Données qualitatives	Cartographie
Marion, 1887	non	oui	non
Gourret, 1907	non	oui	non
Chevallier, 1916	non	oui	non
Huvé & Huvé, 1954	non	oui	non
Mars, 1966	non	oui	oui
Fèbvre, 1968	non	oui	oui
Huvé *et al.*, 1973	non	oui	non
Riouall, 1971, 1972a, 1972b, 1977	non	oui	non
Pergent *et al.*, 1995	non	oui	oui
Bernard *et al.*, 2005, 2007	oui	oui	oui
Suivis Gipreb, 1990 à 2005	oui	oui	non

Début du 20ème siècle – 1966.

Au début du 20ème siècle, l'étang de Berre était un milieu écologiquement riche : la végétation, typique d'un milieu lagunaire méditerranéen, avec son cortège de macrophytes, était "*variée et puissante*" selon Marion (1887). Les courants, favorisant le transport des organismes marins dans l'étang de Berre par le canal de Caronte, contribuaient à uniformiser la flore et la faune de la mer et de l'étang. Les côtes rocheuses de l'étang (qui s'étendent approximativement de Saint-Chamas à Martigues, le long de la façade Ouest de l'étang) présentaient ainsi un étagement de la flore comparable à celui observé sur les côtes du golfe de Marseille (Huvé & Huvé, 1954 ; Figure 9).

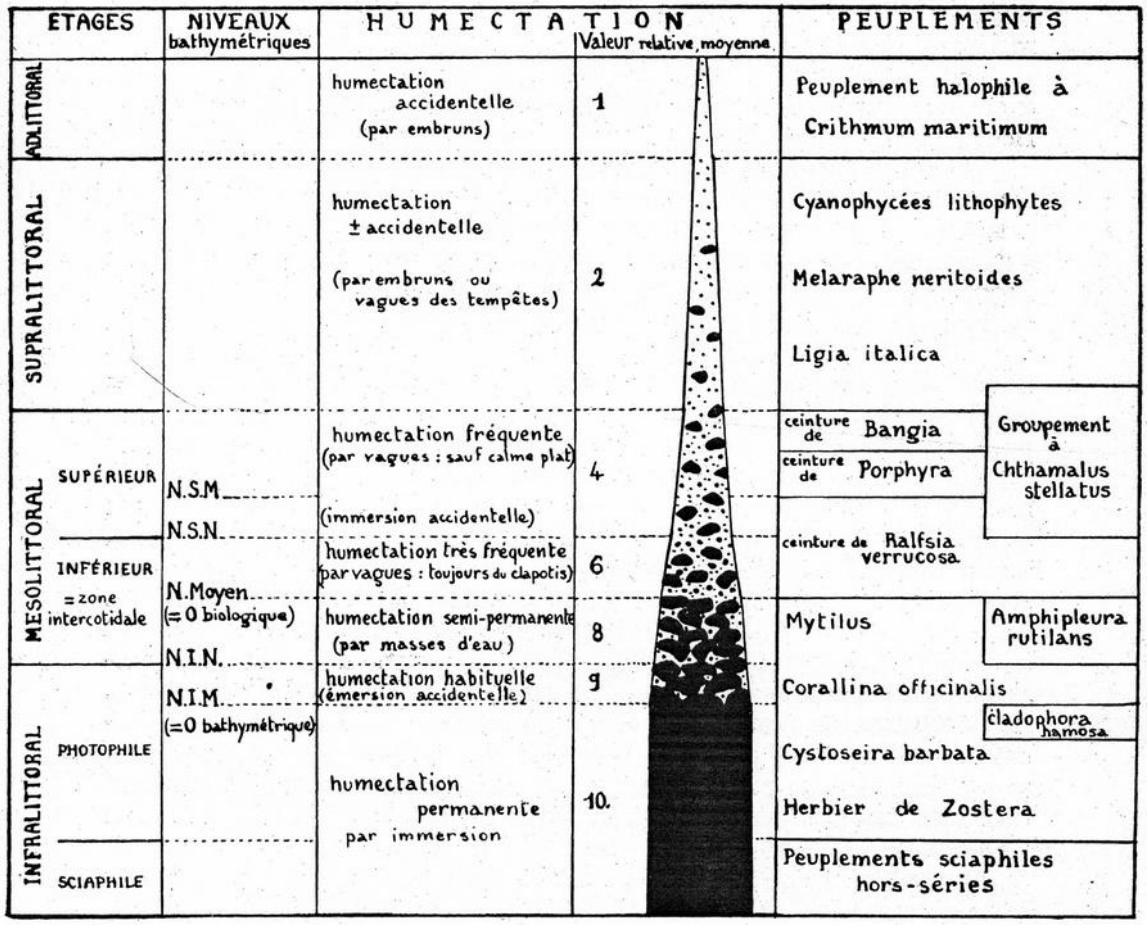


Figure 9. Etagement superficiel du substrat rocheux en mode battu de l'étang de Berre dans les années 1950s (d'après Huvé & Huvé, 1954). NSM=niveau supérieur maximum des eaux ; NSN=niveau supérieur normal des eaux ; NM=niveau moyen ; NIN=niveau inférieur normal des eaux ; NIM=niveau inférieur maximum des eaux (=0 hydrographique). Les chiffres indiquent, de manière arbitraire, une valeur relative d'humectation.

En ce qui concerne plus spécifiquement les magnoliophytes marines, sur les fonds de substrat meuble, les herbiers de *Zostera* côtoyaient les peuplements de *Potamogeton pectinatus*. Selon Chevallier (1916) : "(…) *dès que la profondeur accuse quelques décimètres apparaissent les zostères (Zostera marina), elles ne s'étendent pourtant en véritables prairies qu'à partir d'environ 1 mètre de profondeur, jusqu'à 6 et 7 mètres. Dans les eaux plus douces des environs de Saint-Chamas et de Merveille, les Zostères sont remplacées par leurs congénères Ruppia maritima et, en quelques points, les Potamots (P. pectinatus) et les Charas peuvent croître pour céder enfin la place au Typha et aux*

Phragmites qui forment le rideau des endroits marécageux (…)". La plupart des auteurs de l'époque ne mentionnent que la présence du genre *Zostera*, sans mentionner l'espèce ; Marion (1887), quant à lui, ne signale que *Z. marina*. La description par Gourret (1907) de différents types morphologiques au sein des herbiers (en particulier d'individus à feuilles plus fines à trois nervures) permet toutefois de suspecter la présence ponctuelle de *Z. noltii* Hornemann. (= *Nanozostera noltii* (Hornemann.) Tomlinson et Posluzny). Les herbiers mixtes à *Zostera marina* et *Z. noltii* occupaient ainsi la majeure partie des fonds de l'étang, de la surface à 6-7 m de profondeur (Marion, 1887 ; Gourret, 1907) ; leur surface à l'époque est estimée à plus de 6 000 ha (Bernard *et al.*, 2007). Toutefois, dès les années 30, l'industrialisation des rives, l'augmentation de la turbidité, les pollutions chimiques de l'eau et des sédiments ont entraîné les premières dégradations de la flore. La régression de la limite inférieure des herbiers de *Zostera* a été signalée dès 1938 (Mars, 1949) de manière concomitante à la régression globale des herbiers (Mars, 1949 ; Schachter, 1954 ; Fèbvre, 1968).

1966 - 2005

Cette régression s'est poursuivie au cours des cinquante dernières années. Dans les années 1970, les zostères ne couvraient plus qu'une étroite bande littorale d'environ 150 m de large, jusqu'à 3 m de profondeur (Riouall, 1972 ; Huvé et al., 1973) et *Z. marina* a progressivement disparu de l'étang (Bernard et al., 2005). Jusqu'au début des années 1990s, *Z noltii* formait encore des herbiers continus, le long notamment des côtes Est et Ouest de l'étang de Berre, mais ces herbiers ont de nouveau subi un important déclin : en 1995 les herbiers entre l'Arc et la Pointe de Berre avaient totalement disparu, ainsi que ceux présents dans le golfe de Saint-Chamas et seuls persistaient quelques zones d'herbier très fractionnées (Pergent-Martini et al., 1995 ; Figure 10). A l'heure actuelle, *Zostera noltii* reste donc la seule espèce de Zostères présente dans l'étang.

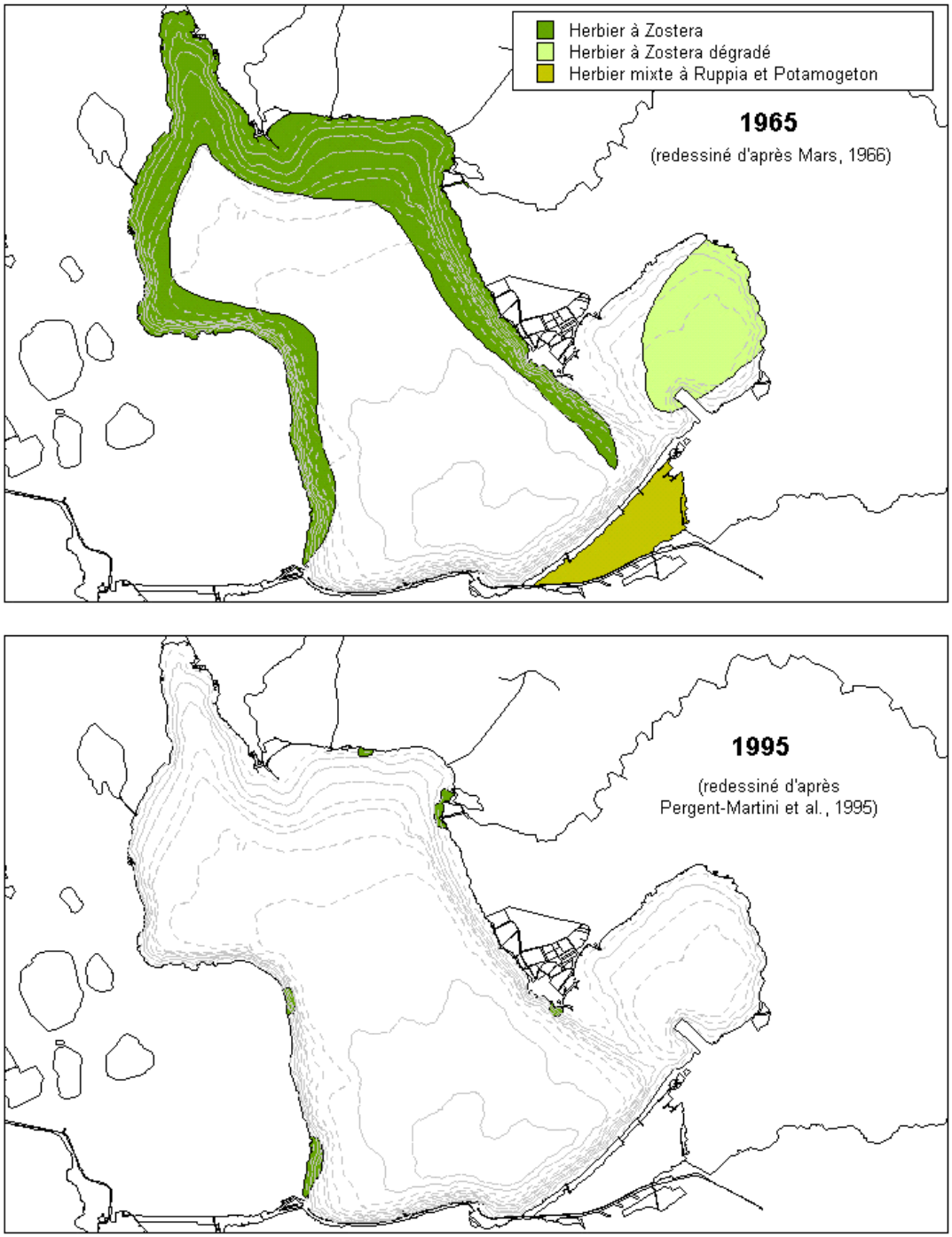


Figure 10. Répartition des herbiers de *Zostera* en 1965 et en 1995 dans l'étang de Berre (redessiné d'après Mars, 1966 et Pergent-Martini *et al.*, 1995).

L'utilisation de photographies aériennes historiques et actuelles et le recours à des observations inédites et à des vérités terrain pour les années récentes a permis de retracer et de quantifier l'évolution des surfaces couvertes par les herbiers de *Zostera* en 1944, 1992, 1998 et 2004 (Bernard *et al.*, 2007, Pointe de Berre en Figure 11).

De 1944 à 2004, la régression des herbiers a été très importante : en 2004, selon les sites, les surfaces encore couvertes ne représentaient plus qu'entre 0.1 et 3.5% de la surface initiale.

La réduction de la surface globale des herbiers s'est produite par l'action combinée du morcellement des taches d'herbier les plus importantes entre 1944 et les années 1990s puis la disparition des plus petites taches. Ainsi, les ceintures d'herbier ont progressivement laissé la place à quelques taches reliques, de taille métrique à décamétrique, cantonnées à quelques secteurs de l'étang, principalement le long de la face Est du Grand Etang. En 1998, les herbiers de *Zostera* ne couvraient plus qu'une surface totale de 1.5 ha et pouvaient être considérés comme fonctionnellement éteints.

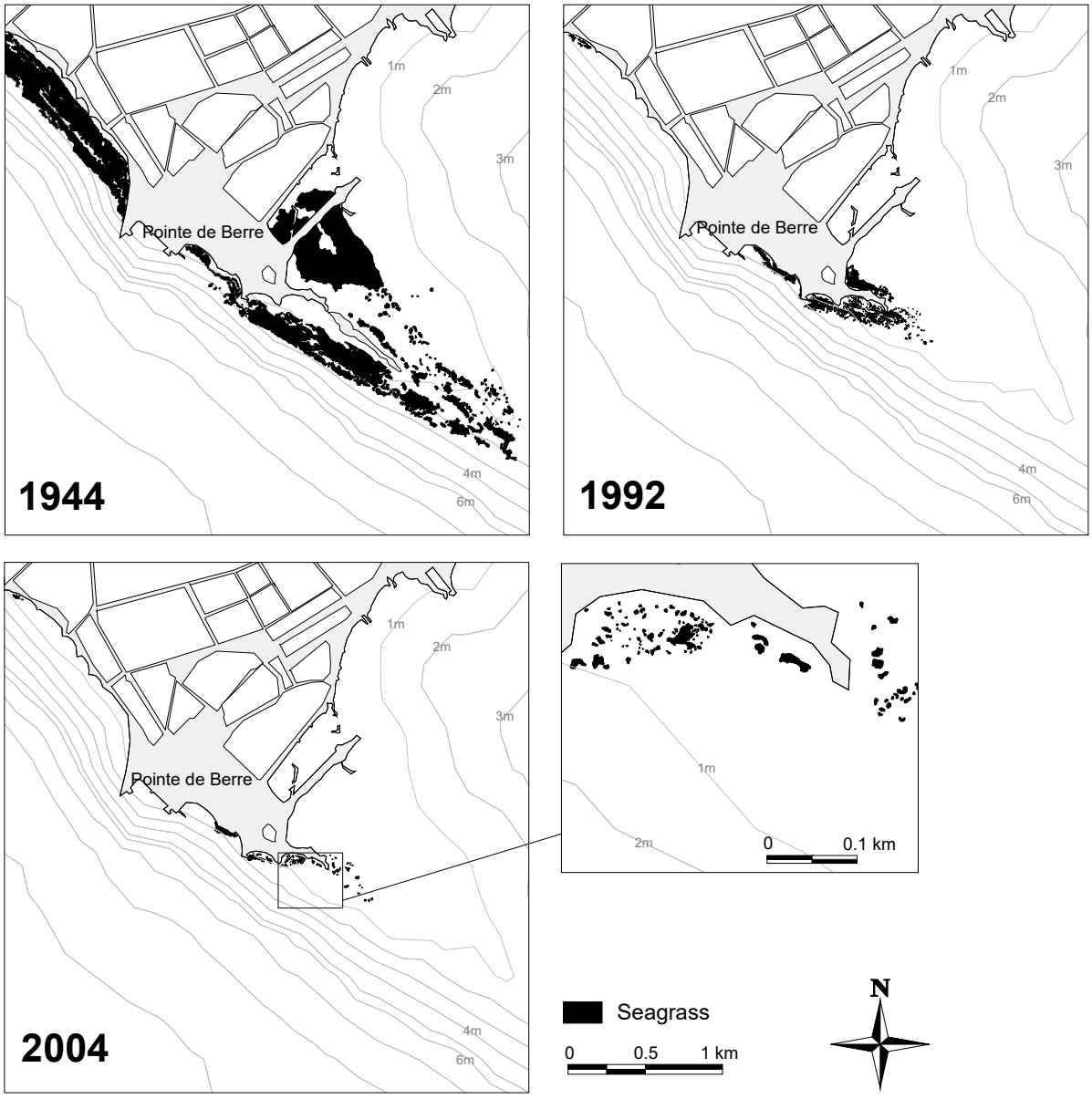


Figure 11. Cartographie des herbiers de *Zostera* sur le site de la Pointe de Berre en 1944, 1992 et 2004 (d'après Bernard *et al.*, 2007).

En parallèle, le suivi des herbiers de *Zostera*, réalisé par la MREB puis le Gipreb, a mis en évidence la même dynamique de régression pour les années récentes : le nombre de secteurs du littoral où *Z. noltii* est présente a ainsi diminué de 11 en 1990 à 6 en 1998 jusqu'à 3 en 2005 (Figure 12). Par ailleurs, le recouvrement des herbiers au niveau des stations suivies (estimé au travers d'un Indice d'Abondance Moyen, IAM) est également en diminution (Figure 13).

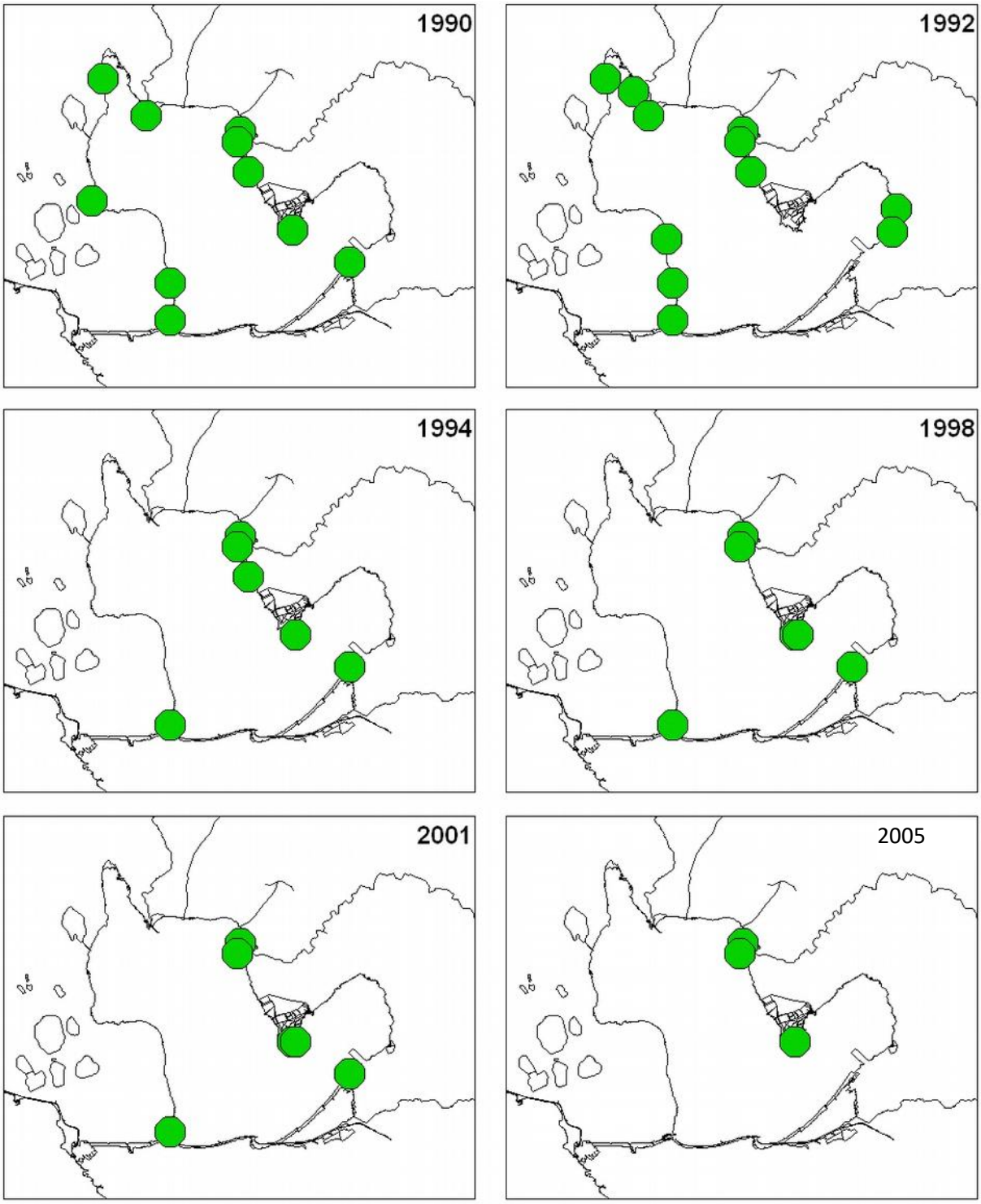


Figure 12. Evolution de la répartition des herbiers de *Zostera noltii* (points verts) dans l'étang de Berre, entre 1990 et 2005 (modifié d'après Pergent-Martini *et al.*, 1995 ; Bernard *et al.,* 2004 ; Bonhomme *et al.*, 2005).

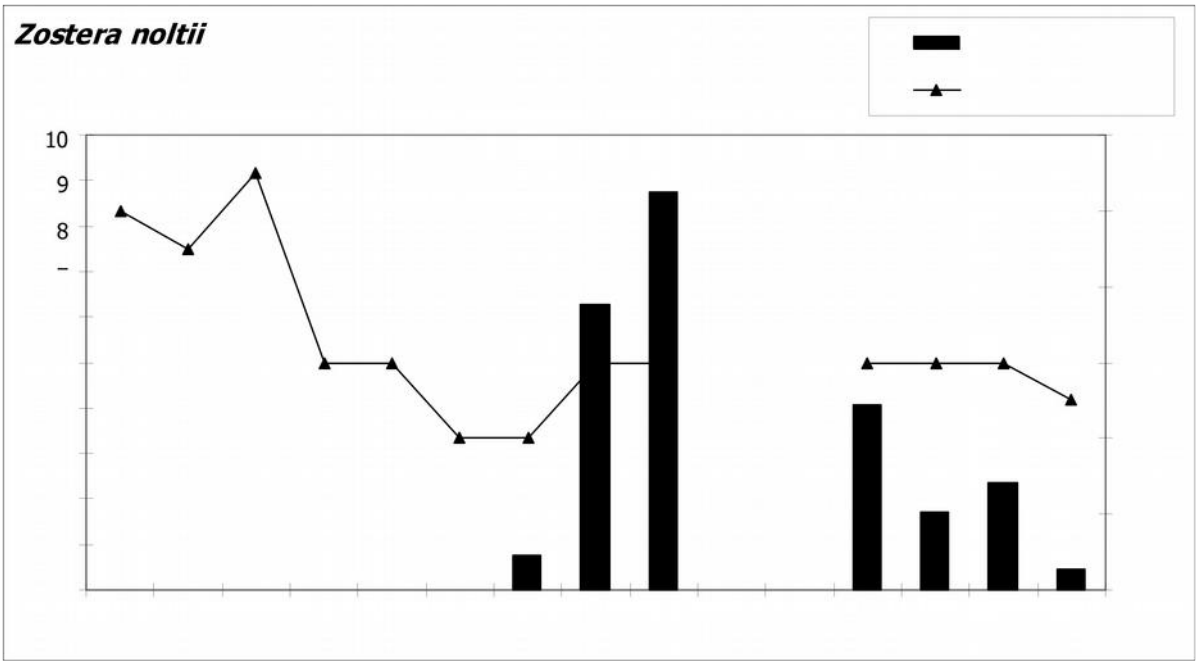


Figure 13. Evolution de 1990 à 2004 du nombre de signalisations (=stations où l'espèce est présente) et de la moyenne des IAM (Indice d'Abondance Moyen) pour Z*ostera noltii* dans l'étang de Berre.

8. POPULATIONS DE MOULES

Tableau 8. Données existantes concernant les populations de moules.

source	Evaluation quantitative	Description qualitative	Cartographie
Marion, 1887	non	oui	non
Gourret, 1907	non	oui	non
Chevallier, 1916	non	oui	non
Mars, 1949	non	oui	non
Mars, 1966	non	oui	oui
Fèbvre, 1968	non	oui	oui
Bellan, 1972	non	oui	oui
Stora, 1982	oui	oui	non
Francour & Soltan, 1996	oui	oui	non

Début du 20ème siècle – 1966.

Les données historiques concernant les peuplements de moules sont peu nombreuses et très hétérogènes. Les rares observations disponibles portent essentiellement sur les volumes récoltés et la localisation générale des moulières. Ainsi, les bancs naturels de moules constituaient un élément stable de la faune malacologique de l'étang de Berre (Mars, 1949), mais les différentes espèces n'étaient pas réparties de manière uniforme : dans les herbiers de *Zostera* on trouvait principalement *Mytilus cylindraceus* (« musclé fer ») dont c'était l'habitat de prédilection, tandis que *M. galloprovincialis* était plus abondante sur les fonds vaseux et formait des bancs très épais (Gourret, 1907 ; Chevallier, 1916). En particulier, une *« belle moulière »* occupait tout le fond le long de la côte de La Mède, dans la partie Sud de l'étang (Fèbvre, 1966). En profondeur, les bancs de *M. galloprovincialis* s'étendaient, dans la vase sableuse, jusqu'à 7 à 10 m de profondeur, dans la partie centrale du Grand Etang, malgré des conditions plus défavorables qu'en bordure côtière. En effet, les

moulières les plus profondes pouvaient subir des mortalités importantes, en période estivale, liées aux fortes chaleurs et à l'immobilisation des eaux par absence de mistral (Gourret, 1907). Toutefois, dès que les conditions étaient de nouveau favorables, les peuplements se reconstituaient rapidement grâce à l'émission et la dispersion des larves depuis les populations des bordures côtières.

Les bancs de moules étaient exploités et fournissaient des produits de bonne qualité commerciale : les récoltes étaient variables selon les années : la production a ainsi fluctué de 30 000 à 713 200 hectolitres, entre 1886 et 1901 (Gourret, 1907). L'exploitation des moules de l'étang de Berre s'est poursuivie jusque dans les années 50 (Mars, 1949), *« un pêcheur en récoltait alors près de 60 tonnes par semaine »*.

1966 - 2005

Dès le début des années 1970, les peuplements benthiques, dans leur ensemble, se sont considérablement appauvris (Bellan, 1972 ; Stora, 1976 ; Stora, 1982) : la vie a pratiquement disparu au-delà de 5 m de profondeur et, sur la bordure côtière, les moulières naturelles ont été fortement dégradées. Seuls les jeunes individus sont restés présents en abondance, en particulier le long des côtes Ouest et Est du Grand Etang, ainsi qu'au Sud, le long du rivage de la Mède (Bellan, 1972 ; Figure 14). Jusqu'au début des années 80, *Mytilus galloprovincialis* restait essentiellement cantonnée à la partie sud de l'étang, mais on la trouvait également plus au nord, dans la zone du delta de l'Arc et au droit des Heures-Claires (Stora, 1982).

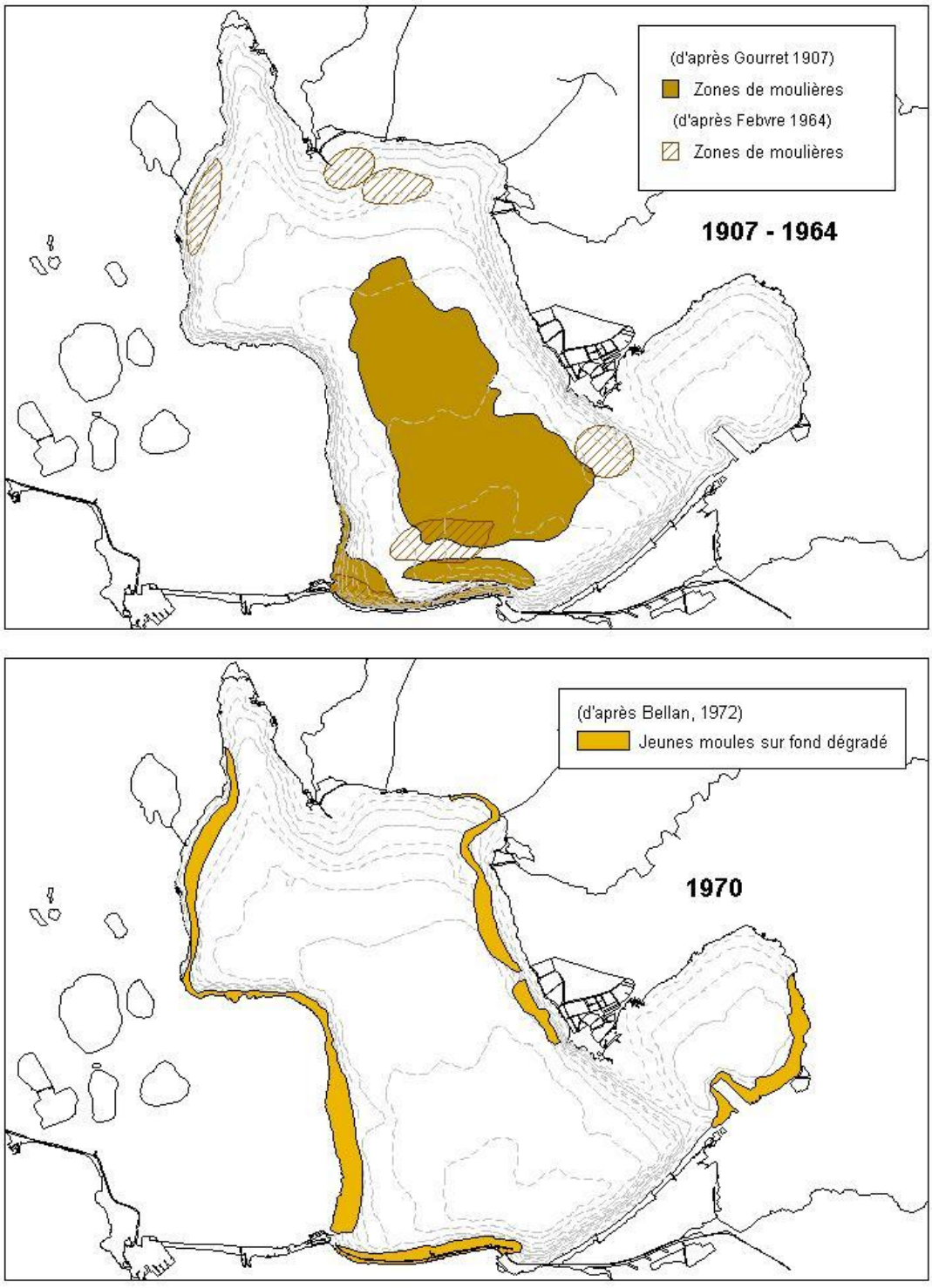


Figure 14. Répartition des peuplements de moules en 1907, 1964 et en 1970 dans l'étang de Berre (redessiné d'après Gourret, 1907 ; Fèbvre, 1968 et Bellan, 1972).

Pour la période récente, il n'existe pas de données permettant de dresser un état des lieux précis des populations de moules dans l'étang de Berre. En 1996, toutefois, une première évaluation quantitative des populations littorales a été réalisée pour 31 stations réparties le

long des rivages de l'étang. Un code d'abondance, de 0 à 500 a été attribué aux peuplements en place (Francour & Soltan, 1996). Deux espèces ont été observées : *M. galloprovincialis* et *Brachidontes marioni*. Les moules étaient globalement présentes sur la quasi-totalité des rivages de l'étang ; les plus fortes abondances ont été relevées au Sud (La Mède), au Nord (dans l'anse de Saint-Chamas) et, plus à l'Est, au niveau de l'Anse des Merveilles. Des abondances importantes ont également été relevées, ponctuellement dans l'étang de Vaïne (Figure 15). En terme de profondeur, toutefois, les moules restaient le plus souvent présentes à l'extrême frange littorale, et disparaissaient rapidement en s'éloignant de la côte.

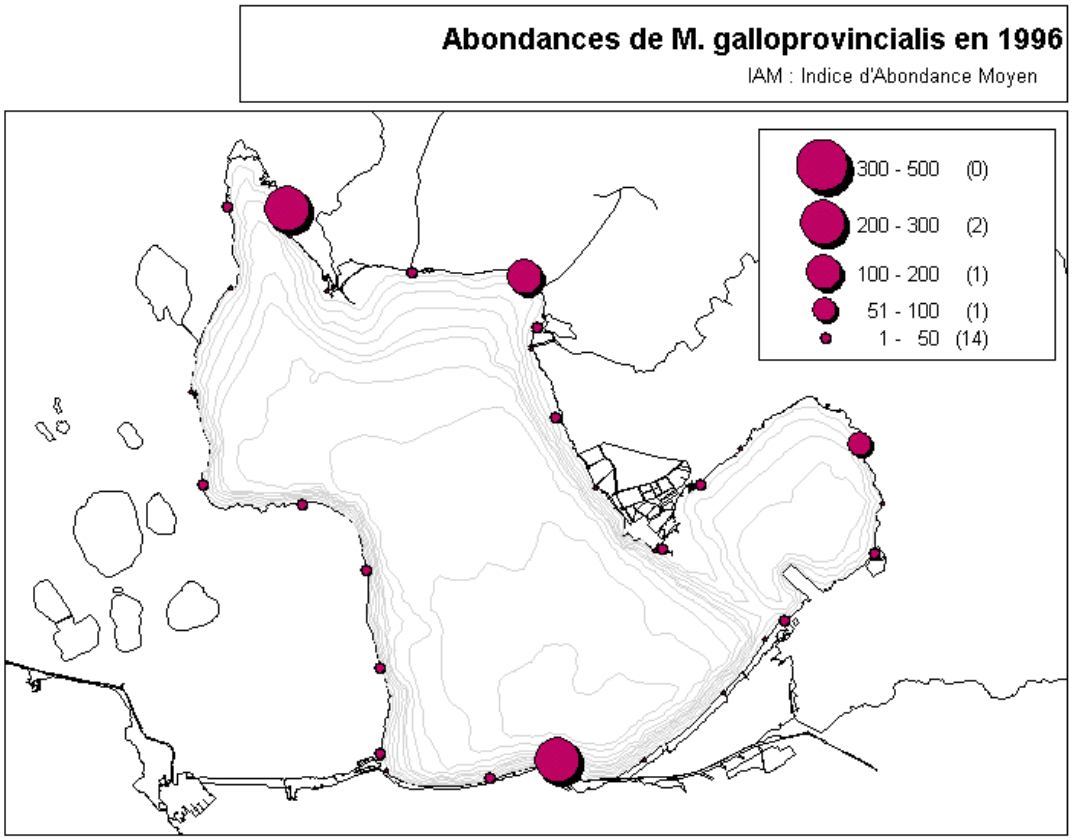


Figure 15. Carte des Indices d'Abondance Moyen (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* en 1996 dans l'étang de Berre (redessiné d'après Francour et Soltan, 1996).

En termes de production, il est certain que les moulières principales du sud du Grand Etang, entre Martigues et la Mède, se sont maintenues au cours des dernières décennies et ont continué à être exploitées, pour la récolte de naissain, par les mytiliculteurs de l'anse de Carteau. Par ailleurs, en 2004 et 2005, une première expérimentation de captage de

naissain sur cordes a permis de vérifier l'abondance des juvéniles, dans l'ensemble de l'étang. Deux périodes principales de captage ont été identifiées : en janvier-février et entre juillet et octobre (données Gipreb, 2006).

9. MACROFAUNE BENTHIQUE

Les données concernant la macrofaune benthique sont très hétérogènes selon leur ancienneté. Les données quantitatives et cartographiques concernent essentiellement la période la plus récente.

Tableau 9. Données existantes concernant la macrofaune benthique.

Source	Données Qualitatives	Données Quantitatives	Cartographie
Mars, 1949	oui	non	non
Fèbvre, 1968	oui	non	oui
Masse, 1971	oui	non	non
Bellan, 1972	oui	non	non
Stora, 1976	oui	non	oui
Stora, 1982	oui	oui	non
Stora *et al.*, 1995a	oui	oui	oui
Stora *et al*, 1995b	oui	oui	non
Stora *et al.,* 1998	oui	oui	non
Stora *et al.,* 1999	oui	oui	non
Stora *et al.*, 2001	oui	oui	non
Stora *et al.*, 2002	oui	oui	non
Stora *et al.*, 2003	oui	oui	non
Stora *et al.*, 2004	oui	oui	non
Stora *et al.*, 2005	oui	oui	oui
Stora *et al.*, 2006	oui	oui	non

Avant 1966

Avant la mise en place de l'usine hydroélectrique, la macrofaune benthique de l'étang de Berre se référait à une biocénose des Sables Vaseux de Mode Calme (SVMC ; Mars, 1949 ; Fèbvre, 1968). Mars (1949) indique la présence de 101 espèces différentes de macrofaune benthique dans l'étang de Berre. Les espèces caractéristiques exclusives présentes étaient le Cnidaire C*ereus pedunculatus*, les mollusques *Loripes lactes*, *Venerupis aurea*, les polychètes *Harmothoe cf spinifera*, *Flabelligera affinis* et le crustacé *Microdeutopus gryllotalpa*. La biocénose SVMC occupait la majeure partie des fonds et se caractérisait par un faciès à C*orbulla gibba* (51,88% du peuplement). De riches herbiers de phanérogames marines (*Zostera noltii*) étaient présents sur la bordure côtière Ouest et Nord-Est, jusqu'à 6 m de profondeur. Sur la côte Est se développait une importante moulière à *Mytilus galloprovincialus*, que l'on retrouvait dans le Sud-Ouest de l'étang, dans le prolongement du chenal de navigation de Caronte. Dans les fonds de 9 m, la biocénose SVMC était appauvrie. Fèbvre (1968) attribuait cet appauvrissement à un envasement lié aux apports terrigènes de l'Arc, de la Touloubre et de la Durançole. Devant la plage du Jaï, située au Sud-Est, battue par les mers de Mistral et composée de sables fins bien calibrés, la biocénose cédait la place à une biocénose de sables fins de hauts niveaux (SFHN) particulièrement riche. Cette biocénose se caractérisait par un faciès à *Lentidium mediterraneum* représentant 85% du peuplement. L'étang de Berre présentait alors un peuplement franchement marin, les éléments faunistiques de la biocénose lagunaire euryhaline et eurytherme (LEE) n'étaient faiblement représentés que par les mollusques *Cyclonassa neritea*, *Gastrana fragilis* et C*erastoderma glaucum*. Malgré les rejets industriels et domestiques, les espèces indicatrices de pollution étaient pratiquement inexistantes (Stora, 1982).

De 1966 à 2005

En 1966, quelques mois après la mise en service de l'usine hydroélectrique de St Chamas et la chute brutale de la salinité des eaux, Masse (1971) constate la disparition au sein de la biocénose SFHN de la plage du Jaï, de certaines espèces non euryhalines telles que *Venus gallina, Spisula sutruncata*, *Cereus pedunculatus* mais aussi l'épanouissement de *Cerastoderma glaucum*, *Lentidium mediterraneum*. En 1970, Bellan (1972) note que le peuplement de base de l'étang reste une biocénose à SVMC fortement dégradée. Par contre la vie a pratiquement disparu en dessous de 5 m de profondeur. Les herbiers et moulières de la bordure côtière sont fortement dégradés. On assiste à une dégradation généralisée de l'ensemble des peuplements (Bellan, 1972 ; Stora, 1976 ; Stora, 1982). En 1972, les

peuplements SVMC de la bordure côtière font place à des biocénoses LEE jusqu'à 5 m de profondeur. Dans le chenal de navigation et le Canal de Caronte, les eaux marines permettent le maintien d'un peuplement SVMC qui se dégrade en s'éloignant de Martigues vers le centre de l'étang, laissant place à un peuplement LEE dégradé. A l'exception du chenal et du coin salé, aucune espèce macrobenthique ne se développe au-delà de 5 m de profondeur (Stora, 1976).

Au début des années 1970, un suivi spatial des peuplements de la macrofaune benthique se met en place. Ce suivi est renforcé à partir de 1990 : le nombre de stations de prélèvements est augmenté et, en 1994, le suivi devient annuel pour la bordure côtière et mensuel pour les stations centrales (Figure 16). Enfin, à partir de 1998, le suivi de la bordure côtière devient bi-annuel, avec une campagne de prélèvement en automne-hiver et une autre au printemps. Les dates de prélèvements, par station, pour chaque année, sont données en Annexe 1. En ce qui concerne les données quantitatives, il s'agit majoritairement de valeurs de richesse spécifique, de densité d'organismes et parfois des espèces dominantes. La quantité de données disponibles a été très variable au cours du temps, le nombre de mois échantillonnés par an présentant de fortes variations (Annexe 1). Par ailleurs, les données brutes de répartition par espèces ne sont que rarement disponibles pour les dates les plus anciennes. Les résultats de la saison printemps-été ne sont pas détaillés ici compte tenu de l'irrégularité importante des prélèvements.

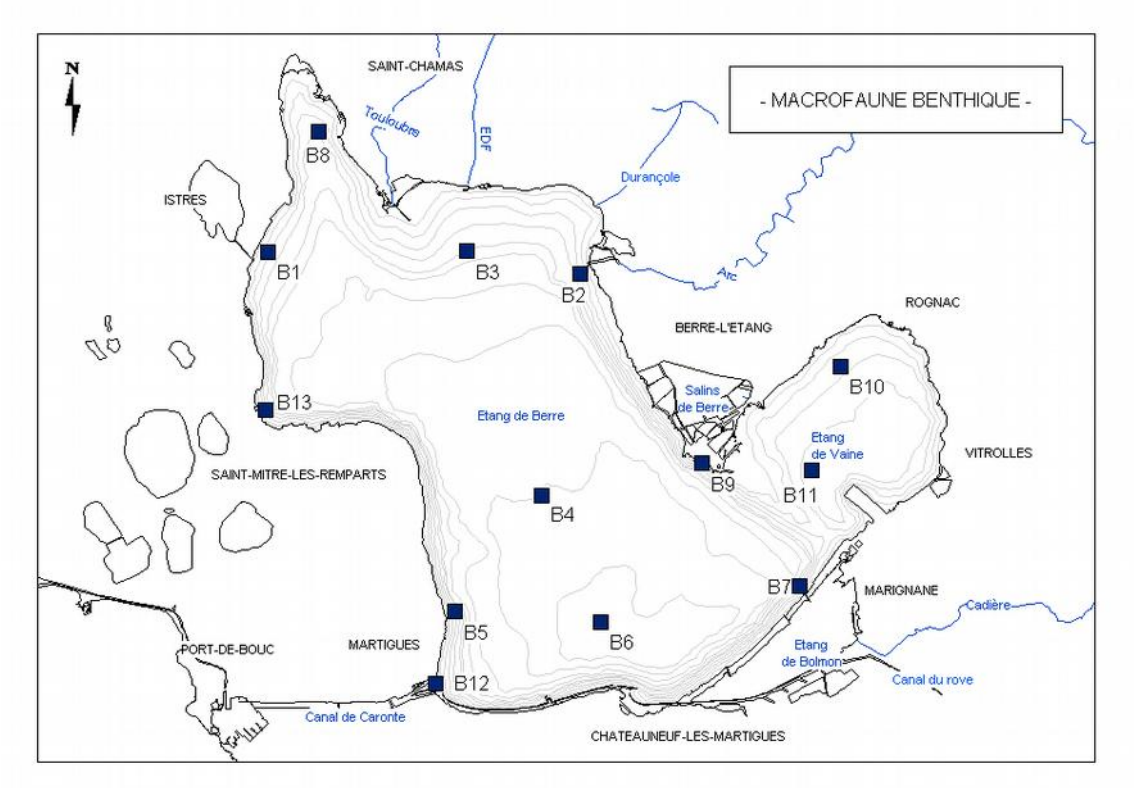


Figure 16. Carte de localisation des points de prélèvements de la macrofaune benthique dans l'étang de Berre. Situation à partir de 1990.

Stations de la bordure côtière

Depuis les années 1970, la richesse spécifique est restée globalement faible à très faible sur l'ensemble de la bordure côtière de l'étang de Berre (Tableau 6).

Tableau 10. Richesses spécifiques annuelles maximales observées sur les différentes stations de prélèvements de l'étang de Berre entre 1972 et 2005, pour la période automne-hiver. Les cases grisées indiquent une absence de données, les cases rouges une richesse spécifique nulle, et les cases vertes une richesse spécifique supérieure à 10.

	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13
1972					7							14	
1973		4			6							7	8
1974		8			7							10	11
1975		5			7							10	7
1983		7			6							12	9
1990	10	11	10	8	11	5	9						
1994	6	4	5	1	11	1	5	6	4	2	0	12	6
1995	3	2	7	1	4	1	3	1	2	4	2	4	4
1997	5	7	6	0	11	1	7	0	4	2	0	8	7
1998	9	7	8	0	13	2	5	3	8	10	6	12	10
2000	5	5	1		8	0	5	3	7	5	1	5	6
2001	4	6	9		9	0	6	6	5	5	3	7	7
2002	8	10	7		9	6	8	8	5	8	4	11	11
2003	7	6	6		11	4	7	4	9	5	2	6	10
2004	11	9	5		13	4	6	11	12	8	0	12	12
2005	8	9	10		12	7	9	9	11	7	5	13	7

Les richesses spécifiques maximales n'ont ainsi jamais été supérieures à 14, pour une station donnée. Si l'on considère la richesse spécifique globale, celle-ci était généralement proche de 20-22 espèces. Les abondances moyennes ont montré des fluctuations annuelles importantes, entre 1972 et 1983, comprises entre 20 000 et 65 000 organismes/m², elles ont ensuite considérablement chuté pour n'atteindre plus que 1 000 organismes/m² en 1990 (Figure 17). Par la suite, les abondances sont restées globalement comparables d'une année à l'autre avec des valeurs comprises entre 2 500 et 8 000 organismes/m². Les fortes densités d'organismes observées dans les prélèvements d'automne-hiver, entre 1972 et

1983 (Figure XX), correspondent à la prolifération de certaines espèces comme le polychète *Nereis succinea* ou la moule *Brachydontes marioni*.

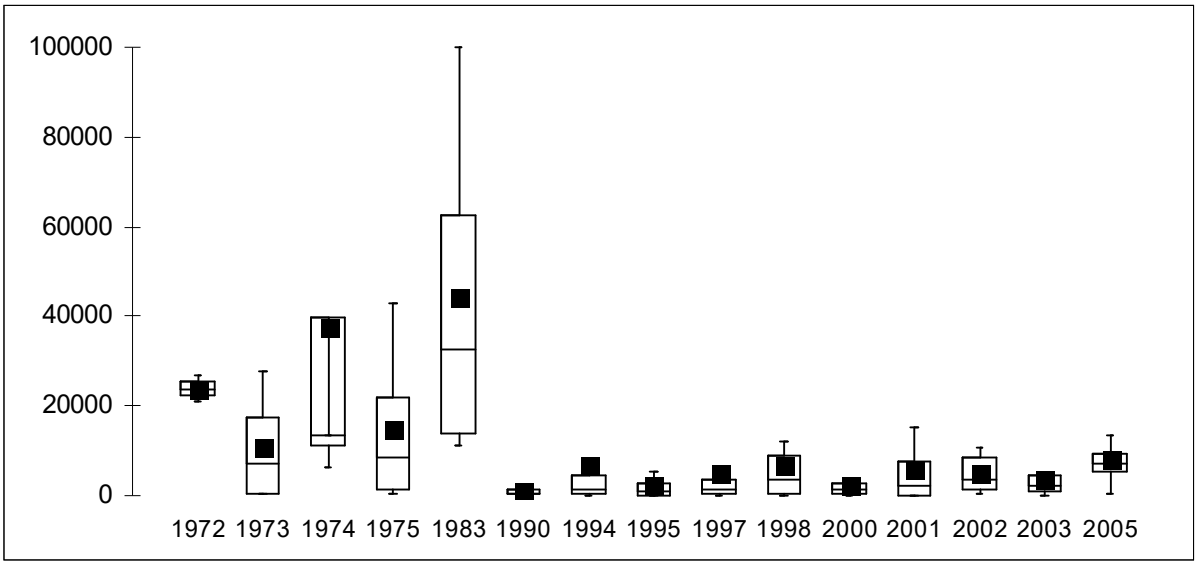


Figure 17. Boite de Tuckey de la densité d'organismes macrobenthiques (nb d'organismes/m²) aux stations côtières pour chacune des années lors des prélèvements en automne-hiver. Les boites sont constituées du 1er quartile, de la médiane, et du 3ème quartile. La marque carrée indique la valeur de la moyenne annuelle. Les limites des moustaches représentent 1,5*IQ (IQ : intervalle interquartile).

Ces proliférations d'espèces sont caractéristiques des milieux perturbés. Les peuplements présents ne sont pas structurés et on note l'absence d'espèces à affinité marine dans les prélèvements. A partir des années 2000, si la richesse spécifique reste du même niveau (20-22 espèces), en revanche on observe le retour de peuplements plus équilibrés, avec des espèces à affinité marine comme *Venerupis aurea* ou *Ruditapes decussatus* caractéristiques de peuplements de type SVMC.

Les échantillonnages de printemps, réalisés ponctuellement présentent des valeurs comparables. Les richesses spécifiques maximales sont comprises entre 0 et 14, selon les stations et les années ; les abondances, comprises entre 0 et 2 350 individus par m², restent globalement inférieures à celles mesurées en automne-hiver. En effet, les périodes estivales peuvent voir des mortalités importantes liées à l'échauffement des eaux et à des épisodes d'anoxie. Selon la date du prélèvement par rapport à ces épisodes, les peuplements

observés peuvent être totalement différents, voire absents. A la suite de mortalités massives, les peuplements se reconstituent rapidement.

Stations centrales

En ce qui concerne les stations du centre de l'étang : réparties du nord vers le sud (resp. B3 et B6), elles témoignent de la qualité de la macrofaune benthique dans les zones les plus profondes. Il s'agit, en particulier, de secteurs soumis à une stratification haline plus ou moins permanente, et pour lesquels les épisodes d'anoxies sont fréquents et parfois prolongés. Depuis 1990, les richesses spécifiques sont restées faibles, comprises en moyenne entre 1 et 7 espèces (Figures 18 et 19) et les abondances moyennes sont également extrêmement faibles : respectivement comprises entre 16 et 1 300 organismes/m² pour B3 et 1 à 500 organismes/m² pour B6. A cette dernière station, plus profonde, il est fréquent qu'il n'y ait aucun organisme vivant présent dans les prélèvements (abondances moyennes proches de 0 voire nulles, entre 1994 et 2000).

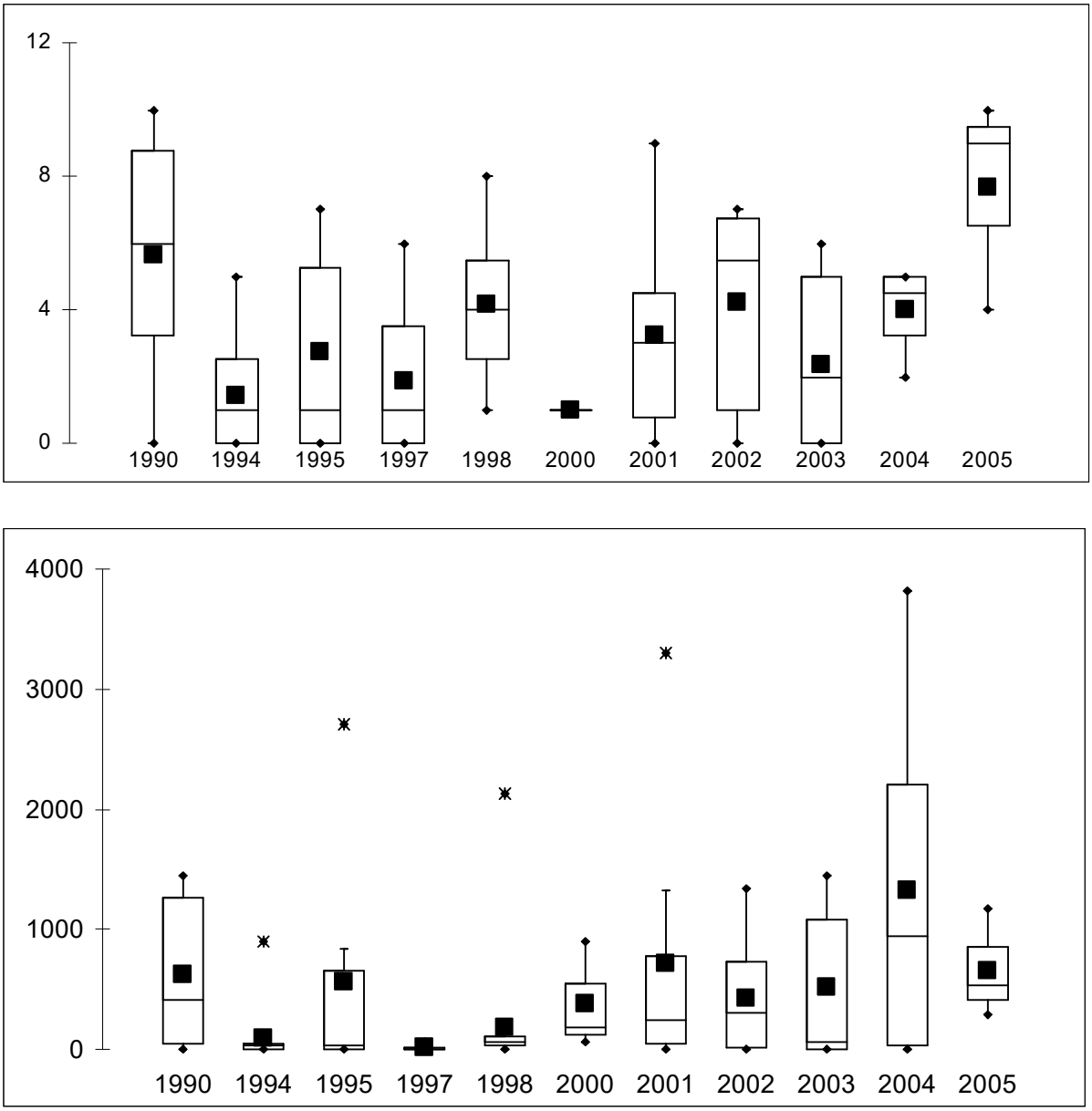


Figure 18. Boite de Tuckey de la richesse spécifique (nb d'espèces) et des abondances annuelles (nombre d'organismes/m²) des peuplements de la macrofaune benthique à la station B3 pour chacune des années de suivi. Les boites sont constituées du 1er quartile, de la médiane, et du 3ème quartile. La marque carrée indique la valeur de la moyenne annuelle, les marques en losange les valeurs minimales et maximales. Les limites des moustaches représentent 1,5*IQ (IQ : intervalle interquartile).

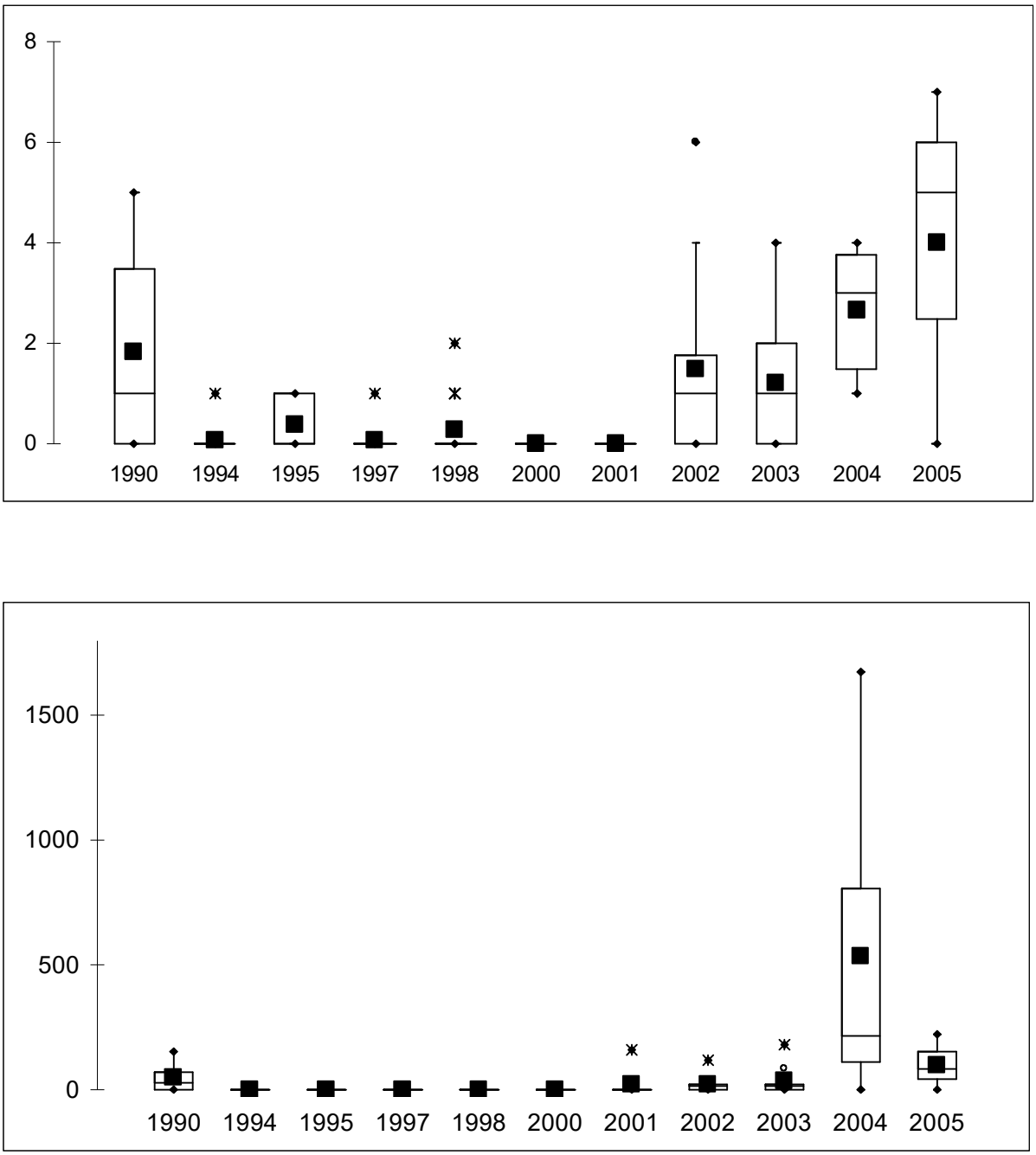


Figure 19. Boite de Tuckey de la richesse spécifique (nb d'espèces) et des abondances annuelles (nombre d'organismes/m²) des peuplements de la macrofaune benthique à la station B6 pour chacune des années de suivi. Les boites sont constituées du 1er quartile, de la médiane, et du 3ème quartile. La marque carrée indique la valeur de la moyenne annuelle, les marques en losange les valeurs minimales et maximales. Les limites des moustaches représentent 1,5*IQ (IQ : intervalle interquartile).

La station B4, située au centre du Grand Etang, à 8 m de profondeur, a fait l'objet d'un suivi en 1990, 1994, 1995 et 1997. Des individus vivants n'y ont été observés que de manière

ponctuelle, en particulier en 1990, avec des abondances anecdotiques. Depuis 1994, cette station est restée azoïque.

Répartition spatiale des assemblages

En 1963, la macrofaune benthique de l'étang de Berre se référait à une biocénose des Sables Vaseux de Mode Calme (SVMC). De riches herbiers de phanérogames marines étaient présents sur la bordure côtière Ouest et Nord-Est et, sur la côte Est, se développait une importante moulière à *Mytilus galloprovincialis* (Figure 20). En 1972, les peuplements SVMC de la bordure côtière ont laissé la place à des biocénoses LEE, jusqu'à 5 m de profondeur, au-delà la vie a quasiment disparu. Dans le chenal de navigation et le Canal de Caronte, les eaux marines permettent le maintien d'un peuplement SVMC qui se dégrade en s'éloignant de Martigues vers le centre de l'étang.

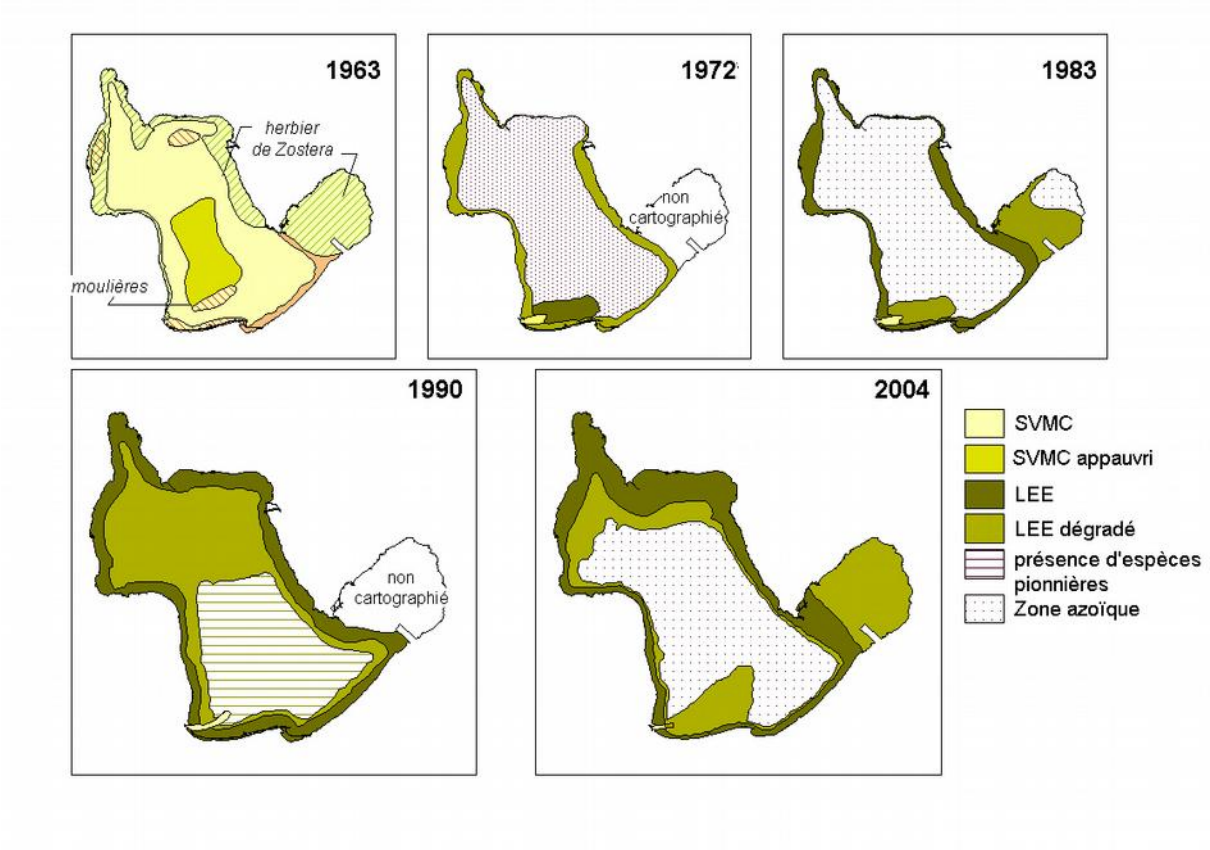


Figure 20. Cartographies des assemblages benthiques de l'étang de Berre en 1963, 1972, 1983, 1990 et 2004. Redessiné d'après Fèbvre, 1968 ; Stora 1976, Stora *et al.*, 1995, Stora *et al.* 2005.

Cette répartition des peuplements benthiques reste inchangée de 1972 à 1982. Stora (1982) retrouve des espèces caractéristiques de la biocénose LEE sur la bordure côtière jusqu'à 5 m de profondeur (*Nereis diversicolor, N. succinea, Ficopomatus enigmaticus, Brachidontes marioni, Cerastoderma glaucum, Corophium insidiosum, Melita palmata*) et le centre de l'étang reste une zone azoïque, du point de vue de la macrofaune benthique. Le « coin salé » (zone sud-ouest dans le prolongement du canal de Caronte) se caractérise par une zone à SVMC appauvrie, prolongée par une biocénose de LEE dégradée.

En 1990, lors d'un arrêt temporaire de la centrale hydroélectrique, pendant une durée de 6 mois, de juin à octobre 1990, Stora *et al. (*1995a ; 1995b) ont constaté le retour d'espèces d'affinité marine le long de la bordure côtière. Ces espèces, favorisées par l'augmentation de salinité, sont cependant restées en densités inférieures aux espèces lagunaires. Au cours de cette même période, la colonisation progressive d'espèces pionnières a été observée dans la zone centrale et la biocénose SVMC installée dans le débouché du chenal de Caronte s'est également étendue. Deux facteurs ont été avancés pour expliquer cette colonisation : l'arrêt durable des rejets de limons et une meilleure oxygénation des eaux profondes. Après la remise en service de la centrale, le retour des biocénoses à leur niveau antérieur a, toutefois, été rapide. Les différentes études réalisées ont permis de mettre en évidence la sensibilité des peuplements de la macrofaune benthique aux conditions environnementales et le rôle des effets combinés de quatre facteurs principaux que sont (*i*) les variations erratiques de salinité, (*ii*) les décharges de limons, (*iii*) les faibles taux d'oxygène dissous et (*iv*) la pollution globale du milieu (Stora et Arnoux, 1983).

Par la suite, la profondeur est restée le principal critère de distribution spatiale de la macrofaune benthique dans l'étang de Berre, les zones les plus profondes étant davantage soumises aux épisodes d'anoxie (liés à la stratification haline des eaux et à l'eutrophisation du milieu). En 2004, le peuplement LEE reste cantonné à la zone côtière, occupant les fonds jusque vers 5 m. Au-delà, l'assemblage LEE dégradé (avec une réduction marquée du nombre d'organismes tout d'abord puis du nombre d'espèces) occupe un mince liseré entre les isobathes 5 m et 6 m. Plus en profondeur encore, quelques espèces indicatrices de perturbation maximale, telles que *C. capitata* et des larves de Chironomides, représentées par très peu d'individus, subsistent encore, puis la zone azoïque centrale débute à partir de 7 m (Stora *et al*., 2005).

10. LES PEUPLEMENTS DE POISSONS

La faune ichtyologique dans l'étang de Berre a été recensée dès la fin du 19ème siècle. La compilation des inventaires existants a été réalisée par Aboussouan et Gerbal, 1994.

Tableau 11. Liste des inventaires ichtyologiques réalisés dans l'étang de Berre entre 1887 et 1994, nombre d'espèces recensées et commentaires (d'après Aboussouan et Gerbal, 1994).

Auteurs	Nombre d'espèces	Commentaires
Marion (1887)	34	Inventaire comprenant 10 espèces sédentaires. 13 migratrices 11 rares et exceptionnelles, avec une seule espèce d'eau douce.
Gourret (1897)	58	Inventaire comprenant 11 espèces d'eau douce, 22 espèces rares et exceptionnelles. C'est probablement l'inventaire le plus complet que l'on puisse trouver, mois il doit être analysé avec précaution car l'auteur a inclut les espèces recensées aussi à Port-de-Bouc.
Gourret (1907)	52	Inventaire comprenant 16 espèces sédentaires, 19 rares et exceptionnelles avec une seule espèce d'eau douce (Acipenser sturio) et 3 Gobiidae.
Van Gaver & Timon David (1937)	(17)	10 espèces prélevées à la drague dans le canal du Rove jusqu'à Port-de-Bouc et 7 migrateurs pélagiques notés d'après observation. Le nombre d'espèces est donc très certainement plus élevé, estimé au minimum à 20-22.
Petit & Schachter (1955)	34	Inventaire sans espèces d'eau douce. 7 espèces de Gobiidae et 4 de Syngnathidae. Les auteurs mentionnent que, par rapport à 1907, les herbiers sont en régression, l'espèce Pagellus bogaraveo s'est largement répandue, le maquereau (Scomber scombrus) qui était rare, est plus fréquent. La sardine (Sardina pilchardus) est abondante.
Kiener & Longuemare (1967)	31	Inventaire pour l'année 1967 considérée comme année sèche (sécheresse centenaire), avec arrêt des rejets d'eau douce de St-chamas.
Foulquier & Grauby (1972)	35-34	Données de la littérature et renseignements auprès des pêcheurs, avant 1966 et en 1970-72, mention de 7 espèces disparues. 6 espèces d'eau douce.
Huvé *et al.* (1973)	59 - 41	Inventaires avec échelle d'abondance. Avant 1966 : 59 espèces dont 3 espèces d'eau douce et 26 espèces exceptionnelles et rares. En 1970-72 : 41 espèces avec 10 espèces d'eau douce dont 3 non citées par Gourret, 14 espèces rares, les auteurs considèrent 25 espèces disparues et 7 nouvelles.
Campiano (1977 et 1980)	33 et 34	Données de la littérature et observations personnelles pour 1977 et 1979, 7 espèces d'eau douce et 3 à 5 espèces disparues.

Quignard & Zaouali (1981)		Reprise commentée des données de la littérature (1887-1973), y compris celles de l'exploitation
Baelde (1982)		Reprise brute des données de la littérature (1897-1973)
GERIM (1982)	31	Reprise des données de la littérature et observations pour 1978-79.
Le Corre & Garcia (1989)	(30-32)	Il ne s'agit pas d'un véritable inventaire mais de l'échantillonnage des débarquements dans 6 stations réparties dans l'étang. Les auteurs mentionnent 22 taxons (espèces ou groupes d'espèces tels que Mugilidae, divers pélagiques, divers poissons d'eau douce) ce qui correspondrait à environ 30 espèces, sans prendre en compte la notion d'espèces rares et exceptionnelles.
Aboussouan & Gerbal, 1994	(25)	Échantillonnage sur la plage du Jaï en mars 1994 et interrogation des pêcheurs sur les espèces les plus fréquentes rencontrées au cours de l'année : 25 espèces dont 4 d'eau douce (sans les espèces exceptionnelles ou rares).

La difficulté de trouver les correspondances entre les dénominations en usage avant et après 1960 (la nomenclature a changé dans l'intervalle), comme avec les noms vernaculaires, a rendu délicate l'identification des espèces dans la série des relevés historiques. Selon Aboussouan et Gerbal (1994), les 16 espèces d'eau douce mises à part, il restait 37 espèces à prendre en considération dans l'étang de Berre pour la totalité des relevés historiques (Annexe 2). Ces auteurs font l'analyse d'une certaine « stabilité » d'un pool faunistique, malgré les bouleversements écologiques du milieu. Comme toute lagune littorale, l'étang de Berre serait un milieu de transit plutôt qu'un milieu favorable à la sédentarisation des espèces et de leurs populations, ce qui pourrait expliquer cette relative stabilité de l'ichtyofaune.

Parmi les espèces dont la présence est signalée tout au long de la série historique, l'anguille, la plupart des mugilidés et le loup sont citées. En revanche certaines espèces, moins tolérantes aux fortes amplitudes de salinité, ont totalement disparu après 1966 ou ont fortement régressé (Huvé et al., 1973) : il s'agit notamment de la sardine, de l'ensemble des labridés (*Symphodus cinereus*, en particulier, qui était très abondant auparavant), de certains sparidés et de la plupart des syngnathidés.

En ce qui concerne l'activité de pêche sur l'étang de Berre, Gourret (1907) évoque le chiffre de 250 pêcheurs travaillant dans l'étang de Berre, sur les 500 que comptait le quartier de Martigues. Il n'existe pas, toutefois, de statistiques propres à l'étang de Berre. Les

monographies des affaires maritimes ne distinguaient pas nécessairement les prises des petits métiers dans l'étang de Berre des débarquements dans le quartier de Martigues.

Pour la période plus récente, entre 1987 et 1988, de manière plus précise, un total de 188 embarcations en activité a été identifié pour l'étang de Berre (Le Corre et Garcia, 1989). Une variabilité interannuelle très importante du taux d'activité des embarcations a, toutefois été mise en évidence : sur la totalité, seuls 70 bateaux ont été en activité en 1987 et 53 en 1988. Par ailleurs, certaines de ces embarcations pouvaient n'avoir eu qu'une activité très réduite, la plupart des bateaux en activité ne pêchant que moins de 10% du temps.

Le droit de pêche n'ayant été rétabli qu'en 1994, l'activité de pêche s'exerçait jusqu'alors dans un cadre juridique complexe (Le Corre et Garcia, 1989).

En termes de métier, globalement les pêcheurs de l'étang de Berre apparaissent comme polyvalents et opportunistes dans leur action de pêche. La capéchade ou trabaque, utilisée en poste (pêche à l'anguille) ou hors poste (calées en fonction des déplacements de poissons) constitue l'essentiel des engins utilisés. Le filet droit maillant est ensuite utilisé pour les captures de mulets et de loups, soit à poste, soit selon la technique de la « sinche », ou senne de plage (Le Corre & Garcia, 1988). Enfin la ligne de traîne, se pratique occasionnellement, uniquement dans le secteur du chenal de Caronte, à l'occasion des passages de loups au cours de l'hiver.

En termes de production, les données de débarquement disponibles dans la littérature et auprès des Affaires Maritimes ont également été listées et commentées par Aboussouan & Gerbal (1994). Ces auteurs donnent ainsi l'évolution annuelle des captures pour les principales espèces commerciales (Tableau 12). Toutes les espèces n'ont pas été échantillonnées de manière systématique. La composition globale des captures ne peut donc être comparée d'une année à l'autre.

Tableau 12. Evolution dans le temps des débarquements des principales espèces ou groupes d'espèces (en tonnes/an) dans l'étang de Berre, *in* Aboussouan & Gerbal, 1994. Les espèces non renseignées semblent ne pas avoir été échantillonnées.

année	Anguille	Sardine	Mulet	Loup	Daurade	Atherine	Sole	Maquereau	divers
1897	25	25	100	7-10	6-7	19	6		56
1948	62	202	73	18	3		6	19	72
1952	71	69	46	22	7		6	23	49
1971	2 100		160	160	110				
1978	864		781	205	69	66			
1980	309		1 092	180	36	131			
1982	337		2 045	297	64	218			
1987	283		117	12		24			
1988	156		281	9		27			11-13
1990	536		366	202		204			13
1991	565		242	73		71			46
1992	431		281	109		105			55
1993	268		316	67		27			75

On note la très nette augmentation des captures d'anguille après 1966 ; 1971 semble avoir été une année exceptionnelle en terme de production. Par la suite les captures d'anguilles montrent une certaine variabilité annuelle, même si cette espèce reste généralement dominante dans les débarquements.

Une étude plus détaillée des prises, réalisée par Le Corre & Garcia (1989), pour l'intervalle 1987-1988, en plusieurs ports de l'étang, a confirmé la dominance quantitative des anguilles et mugilidés dans les captures. Toutefois, ces auteurs ne mentionnent pas la daurade (*Sparus aurata*) dans la production, qui semble incluse dans les 11-13 tonnes des « autres espèces » mentionnées. La variabilité saisonnière et annuelle des prises reste également considérable (Tableau 13) ce qui semble caractériser la pêcherie de Berre comme une pêcherie « à risque ».

Tableau 13. Evolution saisonnière du poids moyen (en kg) des captures journalières dans l'étang de Berre, des quatre principales espèces, calculée sur les relevés aux débarquements (d'après Le Corre & Garcia, *in* Aboussouan & Gerbal, 1994).

	1987	1988

	fév.	mai	août	déc.	fév.	mai	août	déc.
Anguille	28	36	80	13	16	17	23	49
Mulets	0.4	203	36		125	53	132	40
Athérine	8	8	7	21	22	6	2	28
loup		3	4			2	3	4

Les sources desquelles sont issues les données sont, très hétérogènes. Celles-ci sont parfois à considérer avec précaution en ce qui concerne l'identification des captures spécifiques à l'étang de Berre (les tonnages peuvent être donnés de manière globale, en incluant les prises du golfe de Fos). Toute tentative de suivi de l'évolution des captures, au niveau spécifique, semble donc hasardeuse sur la période historique. De plus, les données de production disponibles ne sont pas comparables puisqu'il n'y a pas de correspondances avec l'évolution de l'effort de pêche dans le temps.

Les causes de variabilité des pêches sont nombreuses et diverses, Aboussouan & Gerbal (1994) ont ainsi recensés les principaux facteurs cités dans la littérature et concernant l'étang de Berre : évolution du milieu, pollutions aux hydrocarbures, évolution des pratiques, transfert de l'effort vers les populations et stocks marins, surexploitation des populations dans le contexte général méditerranéen, demande du marché. Les années humides ou sèches favoriseraient ou non certaines espèces : anguilles, daurades, mulets, loups, etc., en ayant une influence directe sur les structures spécifiques, les migrations, la reproduction. Cependant, la variabilité des prises d'anguille pourrait ainsi être autant associée à la climatologie qu'à l'évolution générale des populations dans le contexte européen.

Il semble donc impossible d'après ces auteurs d'avoir une vue objective des relations entre débarquements et la disponibilité de la ressource, sur la période historique.

11. CONCLUSION SUR L'ÉVOLUTION HISTORIQUE DES INDICATEURS

D'une manière générale, sur la période historique jusqu'en 1994, les séries de données quantitatives régulières sont rares. Dans la littérature, figurent essentiellement des données qualitatives (pour les indicateurs biologiques) et ponctuelles (pour la salinité).

Pour autant, cet inventaire des données a permis de dégager les grandes tendances évolutives des paramètres suivis comme indicateurs dans le cadre du décret d'avenant.

Apports turbinés

Entre 1966 et 1993, avant l'établissement des quotas annuels, les apports moyens annuels en eau douce étaient de l'ordre de 3 milliards de m^3, et compris entre 1 et 6 milliards. A partir de 1994, des quotas successifs ont limité les apports annuels à 2.7 milliards puis 2.1 milliards de m^3. Sur toute cette période, les turbinages étaient globalement plutôt concentrés entre octobre et mai, et réduits de juin à septembre.

Les apports en limons associés aux débits turbinés étaient en moyenne de l'ordre de 700 000 tonnes par an, de 1966 à 1980 (de ~200 000 à 1 600 000 tonnes). A partir de 1981, la construction d'un bassin de décantation à Cadarache a permis de réduire les apports en limons par deux (~ 350 000 tonnes).

A partir de 1994, les quotas ont limité les apports annuels en limons à 200 000 puis en moyenne interannuelle 100 000 tonnes.

Salinité

Au début du siècle, avant le creusement à 9 m du chenal de Caronte, la salinité dans l'étang était de l'ordre de 24 g/l. Par la suite, avec le creusement du chenal de Caronte et l'ouverture du tunnel du Rove, elle a augmenté avec des valeurs comprises entre 24 et 35 g/l.

A partir de 1966, après la fermeture du tunnel du Rove et la mise en service des centrales EDF, on observe une chute globale de la salinité qui montre des variations saisonnières

importantes en lien avec l'activité des centrales : des salinités comprises entre 5 et 30 avec les valeurs minimales en hiver et les valeurs maximales en été.

La réduction des apports suite aux quotas annuels a permis une augmentation globale de la salinité moyenne, avec néanmoins un maintien de variations saisonnières notables. Le cumul des apports d'eau douce pendant les fortes périodes de turbinage crée une stratification haline, isolant les eaux de fond plus salées du reste de la masse d'eau.

Herbiers de *Zostera*

A la fin du 19ème siècle et jusqu'au début du 20ème siècle, les herbiers mixtes à *Zostera marina* et *Z. noltii* occupaient la majeure partie des fonds de l'étang, de la surface à 6-7 m de profondeur. Dès les années 1930-1940, l'installation de complexes industriels (sites pétro-chimiques) sur les berges de l'étang de Berre, l'urbanisation, le développement agricole des bassins versants, ont été concomitants à la régression des herbiers. En 1966, la dérivation, dans le nord de l'étang, des eaux de la Durance, par les centrales hydroélectriques de Salon-Saint Chamas, a généré une forte variabilité des conditions hydrologiques et écologiques, accélérant encore le déclin des herbiers jusqu'à l'extinction de *Z. marina*. Actuellement seule *Z. noltii* est encore présente dans l'étang de Berre. Malgré la réduction drastique des rejets polluants industriels dans les années 1970s, la mise en place d'une politique régionale d'épuration des eaux usées urbaines et la limitation, à partir de 1993, des apports d'eau douce et de limons de la Durance, la régression des herbiers, s'est poursuivie. Depuis le début des années 1990, les ceintures de *Z. noltii* ont progressivement laissé la place à quelques taches reliques, de taille métrique à décamétrique, cantonnées à quelques secteurs de l'étang, principalement le long de la face est du Grand Etang. En 1998, les herbiers de *Z. noltii* ne couvraient plus que 1.5 ha et pouvaient être considérés comme fonctionnellement éteints.

Peuplements de moules

La connaissance historique spécifique aux peuplements de moules, reste relativement limitée, en particulier en ce qui concerne les données quantitatives. Du début du siècle à la fin des années 1960, des moulières abondantes sont décrites dans l'ensemble de l'étang de Berre, y compris dans les secteurs les plus profonds de l'étang, sur substrat sablo-vaseux.

Celles-ci ont régressé de manière importante après 1966, à la suite de la modification des conditions hydrologiques du milieu. La création d'un système stratifié a amplifié les phénomènes d'anoxie des fonds, notamment en période estivale, ce qui a conduit à des mortalités importantes et durables. Au niveau de la bordure littorale peu profonde, les populations se sont maintenues, souvent dégradées, à l'exception de la zone la plus au Sud de l'étang, à proximité des entrées d'eaux marines. On note, en revanche, au cours de la série historique, la persistance de la capacité des populations en place à se reproduire : émission de larves, fixation, captage des juvéniles, constituant une ressource économique essentielle pour les mytiliculteurs des régions proches (golfe de Fos en particulier) qui ont toujours continué à s'approvisionner en naissains dans l'étang de Berre.

Macrofaune benthique

Jusque dans les années 1960, la macrofaune benthique dans l'étang de Berre présentait les caractéristiques d'une faune de milieu lagunaire florissante, avec la présence d'espèces marines. Des mortalités dans les zones profondes étaient observées en période estivale lors des épisodes d'anoxie, mais le peuplement se reconstituait rapidement dès que les conditions redevenaient favorables. A partir de 1966, la mise en service de la centrale hydro-électrique de Saint-Chamas, avec comme conséquence une stratification marquée de la colonne d'eau et un accroissement pendant les fortes périodes de turbinage des déficits en oxygène dans les parties les plus profondes, a induit une réduction importante de la richesse spécifique, passant d'une centaine d'espèces au total à moins d'une vingtaine. Cette dégradation des peuplements s'est accompagnée d'épisodes de prolifération de certaines espèces résistantes, typiques de milieux perturbés. Par la suite, les abondances de ces espèces se sont également considérablement réduites. Jusqu'au début des années 2000, le peuplement n'a pas montré d'évolution significative et durable : il se compose d'un assemblage lagunaire cantonné à la bordure littorale et qui se dégrade en profondeur. Dans la partie centrale de l'étang, on note la quasi absence de tout peuplement, seuls quelques organismes pionniers y sont ponctuellement observés. Très localement, un assemblage à affinité marine se maintient dans la zone d'influence du chenal de Caronte.

Ichytofaune

Le suivi de l'ichtyofaune dans l'étang de Berre, depuis la fin du 19ème siècle, a permis de mettre en évidence une certaine « stabilité » de la composition du peuplement. Une quarantaine d'espèces sont communes à l'ensemble des inventaires de la série historique, auxquelles s'ajoutent une vingtaine d'espèces saisonnières et opportunistes. Il n'y a que quelques rares espèces dont les populations peuvent être considérées comme sédentaires. En effet, la plupart des espèces observées en lagune sont des espèces euryhalines et migratrices qui adaptent leur comportement aux conditions hydrologiques qu'elles rencontrent. Néanmoins, un certain nombre d'espèces qui, pour certaines d'entre elles étaient abondantes dans l'étang de Berre, ont décliné voire disparu, lors de la mise en service des centrales hydroélectriques en 1966, en particulier les moins tolérantes aux variations abruptes de salinité (sardines, labridés..). Par ailleurs, la régression de grande ampleur des herbiers de zostères dans l'étang peut également avoir joué un rôle non négligeable dans le déclin de certaines espèces de poissons.

En termes d'exploitation, la part dominante des captures porte principalement sur des espèces migratrices à forte valeur ajoutée. La composition spécifique des pêches semble finalement avoir peu évoluée au cours du temps, en revanche, la flottille en activité a diminuée.

12. BIBLIOGRAPHIE

Aboussouan A., Gerbal M., 1994. Faune ichtyologique de l'étang de Berre : diversité, écologie et exploitation. Rapport GIS Posidonie, Marseille, 84 pp.

Arfi R., 1989. Annual cycles and budget of nutrients in Berre Lagoon (Mediterranean, France). Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, 74: 29-49.

Arfi R., 1991. Etang de Berre 1990 – suivi exceptionnel du milieu. Qualité des eaux : hydrologie, matériel particulaire et plancton. Rapport de Convention Agence de l'Eau RMC, 156 pp.

Baelde P., 1982. Bilan de l'état actuel de l'étang de Berre. Etude bibliographique. Rapp. Ministère de la Mer/Délég. Region Aquac. : 111pp.

Bellan G., 1972. Effects of an artificials stream on marine communities. *Mar. Poll. Bull*., 3(5): 74-77.

Bernard G., Bonhomme P., Boudouresque C.F., Cadiou G., 2002. Système de surveillance des principales espèces de macrophytes dans les étangs de Berre et de Vaïne : Suivi 2002. Contrat GIS Posidonie/GIPREB. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr. : pp 1- 67 + Annexes 1-3.

Bernard G., Bonhomme P., Boudouresque CF.,2005. Recovery of the seagrass *Zostera marina* in a disturbed mediterranean lagoon (Etang de Berre, Southern France). Hydrobiologia 539: 157-161.

Bernard G., Bonhomme P., Bravo JR., Boudouresque CF., 2004. Système de surveillance des principales espèces de macrophytes dans les étangs de Berre et de Vaïne : Suivi 2004. GIS Posidonie/GIPREB. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr. pp 1-48.

Bernard G., Boudouresque CF., Picon P., 2007. Long term changes of *Zostera* meadows in the Berre lagoon (Provence, Southern France). Estuarine, coastal and Shelf Sciences, 73:617-629.

Blanc F., Coste B., Minas, H.J., Szekielda, K.H., 1967. Distribution des principaux facteurs hydrobiologiques dans un milieu de forte production organique : l'étang de Berre. Marine Biology, 1: 43-55.

Campiano D., 1977. Evolution de la pêche dans le golfe de Fos et l'étang de Berre. Rapp. SPPPI : 49pp.

Chevallier A., 1916. L'étang de Berre. Annales de l'Institut Océanographique, 7: 1-91.

Fèbvre J., 1968. Etude bionomique des substrats meubles de l'étang de Berre. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, 44: 297-355.

Fèbvre J., 1968. Etude bionomique des substrats meubles de l'étang de Berre. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume, 44(60): 302-352.

Fèbvre, 1966. Aperçu sur les peuplements benthiques de l'étang de Berre. Rec. Trav. Ta. Maine d'Endourme, 57(41) : 123-133.

Foulquier L. & Grauby A., 1972. Enquête sur l'importance économique de la pêche des anguilles dans l'étang de Berre. Rapp. CEA/SPPPI : 21pp.

Francour P. & Soltan D., 1996. Suivi des principales espèces de macrophytes et du macrobenthos dans les étangs de Berre et de Vaïne : mise en place d'une nouvelle stratégie d'échantillonnage et analyse des premiers résultats. GIS Posidonie/Mission pour la Reconquête de l'Etang de Berre, GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., pp 1-44.

Francour P. & Soltan D., 1997. Suivi des principales espèces de macrophytes et du macrobenthos dans les étangs de Berre et de Vaïne : campagne de 1997. GIS Posidonie/Mission pour la Reconquête de l'Etang de Berre, GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., pp 1-25.

Gaver F. Van & Timon-David J., 1937. Etude sur la faune du canal de Marseille au Rhône entre l'Estaque et Port-de-Bouc. Ann. Mus. Hist. nat. Marseille, 28(2) : 7-24.

Gosse P., De Villèle X., Royer T., 2000. Evaluation des apports d'azote et de phosphore dans le bassin versant de l'étang de Berre: résultats de la campagne de mesures mai-novembre 1999. rapports EDF-DRD-LNHE Chatoux, France, pp 1-12 + annexes non.num.

Gourret P., 1897. Les étangs saumâtres du midi de la France et leurs pêcheries. Ann. Mus. Hist. nat. Marseille, Zool., 5(1) : i-ix, 1-386.

Gourret P., 1907. Topographie zoologique des étangs de Caronte, de Labillon, de Berre et de Bolmon. Flore, faune, migrations, etc. Annales du Muséum d'Histoire naturelle de Marseille, 11: 1-166.

Gouze E., 2008. Bilan de matière de l'étang de Berre. Influence des apports des tributaires et des processus de régénération dans le maintien de l'eutrophisation. Thèse de Doctorat, Univ. Méditerranée, 385 pp + annexes.

Gouze E., Raimbault P., Garcia N., Beker B., 2006. Résultats du suivi hydrologique et des communautés Phytoplanctoniques de l'étang de Berre. Rapport Centre d'Océanologie de Marseille & GIPREB, pp 1-35.

Huvé H., Kiener A., Riouall R., 1973. Modifications de la flore et des populations ichtyologiques des étangs de Berre et de Vaïne (Bouches-du-Rhône) en fonction des conditions hydrologiques créées par le déversement de la Durance. Bulletin du Muséum d'Histoire naturelle de Marseille, Fr., 33: 123-134 + Tab. I-III non num.

Huvé P. & Huvé H., 1954. Zonation superficielle des côtes rocheuses de l'Etang de Berre et comparaison avec celles du Golfe de Marseille (de Carry à Sausset). Vie et Milieu, 5 (3): 330-344.

Kiener A. & Longuemare R., 1967. Evolution de l'étang de Berre en fonction des grands travaux d'équipement de l'Electricité de France sur la Durance. La Houille Blanche, 5(67): 507-513.

Kim K.T., 1981. Le phytoplancton de l'Etang de Berre. Composition spécifique, biomasse et production ; relations avec les facteurs hydrologiques, les cours d'eau afférents et le milieu marin voisin (Méditerranée nord-occidentale). Thèse de Doctorat. Université d'Aix-Marseille, 243 pp.

Kim, K.T. & Travers M., 1997*a*. Les nutriments de l'Etang de Berre et des milieux aquatiques contigus (eaux douces, saumâtres et marines; Méditerranée NW). 2 Les nitrates. Marine Nature, 5: 35-48.

Kim, K.T. & Travers M., 1997*b*. Les nutriments de l'Etang de Berre et des milieux aquatiques contigus (eaux douces, saumâtres et marines; Méditerranée NW). 4 Les nitrites. Marine Nature, 5: 65-78.

Kim, K.T. 1985. La salinité et la densité des eaux des étangs de Berre et de Vaïne (Méditerranée nord-occidentale). Relations avec les affluents et le milieu marin voisin. Journal of Natural Science, 5: 221-246.

Le Corre G. & Garcia F., 1989. Les ressources halieutiques de l'étang de Berre. Rapp. IFREMER-DRV89.015-RH/SETE : 81pp.

Marion, A.F. 1887. Etude des étangs saumâtres de Berre (Bouches-du-Rhône). Faune ichtyologique. C.R. Acad. Sci., 104: 1306-1308.

Mars P., 1949. Contribution à l'étude biologique des Etangs méditerranéens. Faune malacologique de l'étang de Berre. *Bull. Mus. Hist. Nat. Mars.*, IX(2) : 65-116.

Mars P., 1949. Contribution à l'étude biologique des étangs méditerranéens. Quelques aspects de l'évolution de l'étang de Berre. Bulletin de la Société Linnéenne de Provence, 17: 8-16.

Mars P., 1961. Recherches sur quelques étangs du littoral méditerranéen français et sur leurs faunes malacologiques. Thèse de Doctorat, Université de Paris, 271 pp.

Mars P., 1966. Données nouvelles sur l'hydrologie de l'étang de Berre. Rapp. PV. Comm. Intern. Explor. sci. Médit., Monaco, 18(3) : 669-672.

Masse H., 1971. Etude quantitative d'un peuplement de sables fins infralittoraux de l'étang de Berre. Evaluation de la production de quelques espèces. *Vie et Milieu*, 22 : 329-346.

Minas H.J., 1961. Quelques données hydrologiques sur l'étang de Berre. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume, 23(37): 5-17.

Minas M., 1973. Sur la synthèse et la dégradation de la matière organique dans l'écosystème de l'étang de Berre. Dynamique et bilans. Rapports avec le régime hydrologique. Thèse de Doctorat. Université d'Aix-Marseille II, 339 pp.

Minas M., 1974. Distribution, circulation et évolution des éléments nutritifs, en particulier du phosphore minéral, dans l'étang de Berre. Influence des eaux duranciennes. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie, 59: 509-542.

Minas M., 1976. Production organique primaire dans un milieu saumâtre eutrophe (étang de Berre). Effets d'une forte dilution (dérivation des eaux de la Durance). Marine Biology, 35: 13-29.

Minas M., Bonin M.C., Coste B., David P., Minas H.J., 1976. Caractère particulier du mécanisme de l'eutrophisation dans l'étang de Berre. Annales de l'Institut Océanographique, 52: 153-161.

Nérini D., 2000. Analyse statistique de processus physiques et chimiques en océanologie côtière à l'aide d'une méthode de régression et de classification par arbre décisionnel. Application à l'étude d'un milieu fortement perturbé: l'étang de Berre. Thèse de Doctorat. Université de la Méditerranée, 98 pp.

Nérini D., Durbec J.P., Manté C., 2000. Analysis of oxygen rate time series in a strongly polluted lagoon using a regression tree method. Ecological Modelling, 133: 95–105.

Pergent-Martini C. & Rico-Raimondino V., 1991. Cartographie des peuplements de macrophytes benthiques dans les étangs de Berre et Vaïne. Suivi des transects permanents.

GIS Posidonie/CQEL 13, Service Maritime des Bouches-du-Rhône. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., pp 1-27.

Pergent-Martini C., Semroud R., Rico-Raimondino V., Pergent G., 1995. Localisation et évolution des peuplements de phanérogames aquatiques de l'étang de Berre (Bouches du Rhône-France). Proceedings of the 39th national meeting of the Association Française de Limnologie. Université de Corse & Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse publ., Fr., pp. 169-179.

Petit G. & Schachter D., 1955. Notes sur l'étang de Berre et sa faune ichtyologique. Bull. Inst. Océano. Monaco, 52(1053) : 1-9.

Quignard JP. & Zouali J., 1981. Les lagunes périméditerranéennes. Bibliographie ichtyologique annotée. Deuxième partie : B) les étangs français d'Ingril à Porto-Vecchio. Bull. off. Nation. Pêches, Tunisie, 5(1) : 41-96.

Raimbault P., Garcia N., Beker B., 2004. Résultats du suivi hydrologique et des communautés phytoplanctoniques de l'étang de Berre. Rapport Centre d'Océanologie de Marseille & GIPREB, pp 1-34.

Rico-Raimondino V. & Francour P., 1995. Cartographie des peuplements de macrophytes benthiques (algues et phanérogames) dans les étangs de Berre et de Vaïne (Bouches-du-Rhône). GIS Posidonie / Mission pour la Reconquête de l'Etang de Berre / CQEL13, GIS Posidonie publ., Marseille, Fr. pp 1-69.

Riouall R., 1971. Inventaire floristique des étangs de Berre et de Vaïne (années 1970-1971). Bulletin de la Société des Sciences naturelles et d'Archéologie de Toulon Var, 23: 153-160.

Riouall R., 1972*a*. A propos des Entéromorphes des étangs de Berre et de Vaïne. Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille. 32: 153-160.

Riouall R., 1972*b*. Contribution à l'étude de la flore des étangs de Berre et de Vaïne (Bouches-du-Rhône). Thèse de Doctorat. Université d'Aix-Marseille, 518 pp.

Riouall R., 1977. Evolution de la flore benthique des étangs de Berre et de Vaïne (Bouches-du-Rhône) de 1971 à 1975. Bulletin du Muséum d'Histoire naturelle de Marseille, 37: 141-147.

Romaña L.A., Arnoux A., Gachelin S., Mori J.P., Philippe-Loeillet S., Poulaillon F., 1985. Etang de Berre. Etude des apports limniques (canaux et rivières). Etude Régionale Intégrée, IFREMER & CNRS publ. pp 1-163.

Schachter D. 1954. A propos d'une pollution accidentelle de l'étang de Berre provoquée par un déversement massif d'hydrocarbures. Rapports de la Commission internationale pour l'Exploration de la Mer Méditerranée, 12: 251-254.

Semroud R., Pergent G., Bertrandy MC., 1990. Cartographie des peuplements de macrophytes benthiques (algues et phanérogames) dans les étangs de Berre et de Vaïne (Bouches du Rhône). Agence de l'Eau RMC/GIS Posidonie/CQEL 13. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., pp 1-52.

Stora G. & Arnoux A., 1983. Effects of large freshwater diversion on benthos of a Mediterranean lagoon. Estuaries, 6(2) : 115-125.

Stora G., 1976. Evolution des peuplements benthiques d'un étang marin soumis à un effluent d'eaux douces. *Bull. Ecol.,* 7(3) : 275-282.

Stora G., 1982. Recherches de bionomie descriptive et expérimentale (*in vivo* et *in vitro*) dans quelques biotopes littoraux soumis à des variations naturelles ou artificielles des conditions du milieu (notamment dans l'étang de Berre et le golfe de Fos). *Thèse Doct. Etat Univ. Aix-Marseille II*, 227p.

Stora G., Arnoux A., Galas M., 1995a. Time and spatial dynamics of Mediterranean lagoon macrobenthos during an exceptionally prolonged interruption of freshwater inputs. Hydrobiologia, 300/301: 123-132.

Stora G., Garcia F., Gilbert F., Nerini D., Re C., 1998. Dynamique des peuplements macrobenthiques de la partie centrale et de la bordure côtière janvier 1997-Décembre 1997. Mission pour la reconquête de l'étang de Berre. 16pp.

Stora G., Garcia F., Gilbert F., Nerini D., Re C., 1999. Dynamique des peuplements macrobenthiques de la partie centrale et de la bordure côtière janvier 1998-Décembre 1998. Mission pour la reconquête de l'étang de Berre. 17pp.

Stora G., Gilbert F., Duport E., Re C., Picon P., 2003. Dynamique des peuplements macrobenthiques de la partie centrale et de la bordure côtière. Année 2002. GIPREB. 17pp.

Stora G., Gilbert F., Duport E., Re C., Picon P., 2004. Dynamique des peuplements macrobenthiques de la partie centrale et de la bordure côtière. Année 2003. GIPREB. 17pp.

Stora G., Gilbert F., Duport E., Re C., Picon P., 2005. Dynamique des peuplements macrobenthiques de la partie centrale et de la bordure côtière. Année 2004. GIPREB. 27pp.

Stora G., Gilbert F., Nerini D., Re C., 2001. Dynamique des peuplements macrobenthiques de la partie centrale et de la bordure côtière Octobre 2000-Mars 2001. GIPREB. 13pp.

Stora G., Gilbert F., Nerini D., Re C., Picon P., 2002. Dynamique des peuplements macrobenthiques de la partie centrale et de la bordure côtière. Année 2001. GIPREB. 13pp.

Stora G., Gilbert F., Re C., Bernard G., Picon P., 2006. Dynamique des peuplements macrobenthiques de la partie centrale et de la bordure côtière. Année 2005. GIPREB. 15pp.

Stora G., Gilbert F., Re C., Garcia F., Morales R. 1995b. Macrozoobenthos. Rapport de Synthèse 1994-1995. Mission pour la reconquête de l'étang de Berre. 20pp.

Annexe 1. Données de salinité de l'étang de Berre en 1912, d'après Chevallier (1917).

DATE.	LOCALITÉ.	PROFONDEUR (mètres).	TEMPÉRATURE θ.	DENSITÉ *in situ* S°_{t}	DENSITÉ A 0° S°_{t}	SALINITÉ.
3 juillet 1912	A 1 mille et demi à l'est de Martigues.....	surface	21,0	1,0161	1,0192	23,90
—	— —	9,0	19,9	0163	0194	2414
—	Extrémité de la jetée du port de Berre (étang de Vaïne)	surface	21,2	0162	0193	24,03
—	Milieu de l'étang de Vaïne.....	—	22,8	0156	0192	23,90
—	—	5,5	22,0	0162	0194	24,14
—	A un mille et demi au nord de la bordigue Vidal.	surface	21,4	0159	0190	23,66
—	— — —	9,0	20,7	0162	0192	23,90
—	A un mille et demi au nord des roch. de la Mède.	surface	21,5	0160	0192	23,90
—	— — — .	8,8	20,7	0163	0193	24,03
4 juillet 1912	Milieu de l'anse de Saint-Chamas.....	surface	20,6	0155	0185	23,03
—	Entrée de l'anse de Saint-Chamas	—	20,6	0156	0186	23,15
—	A trois quarts de mille au sud de l'embouchure de la Touloubre.....	—	21,5	0156	0187	23,28
	A trois quarts de mille au sud de l'embouchure de la Touloubre.....	4,0	21,0	0160	0190	23,66
—	Entre le mont Calaraou et l'emb. de l'Arc.....	surface	21,3	0157	0188	23,40
—	— —	8,0	21,1	0161	0191	23,78
—	Centre de l'étang.....	surface	21,7	0158	0190	23,66
—	—	9,5	21,5	0162	0193	24,03
—	Entre Martigues et les Salins de Berre.....	surface	21,6	0160	0192	23,90
—	— —	9,5	21,4	0162	0194	24,14
5 juillet 1912	Fond de l'étang de Vaïne.....	surface	21,7	0168	0201	25,02
9 juillet 1912	Canal maritime; courant entrant.....	—	24,0	0162	0201	25,02
—	— —	6,5	17,1	0264	0294	36,58
—	Canal maritime; courant sortant.....	surface	22,6	0164	0198	24,65
—	— —	6,5	17,4	0264	0292	36,33
—	Dans le chenal, vis-à-vis la pointe du môle de Martigues.....	surface	23,8	0161	0200	24,90
—	Dans le chenal, vis-à-vis la pointe du môle de Martigues.....	7,0	17,4	0248	0270	33,60
10 juillet 1912	Entre les deux bouées qui marquent l'extrémité du chenal.....	surface	22,4	0163	0197	24,52
—	Entre les deux bouées qui marquent l'extrémité du chenal.....	6,5	19,6	0229	0260	32,36
—	Près de Merveille.....	surface	23,0	0151	0187	23,28
—	Centre de l'étang.....	—	23,5	0157	0194	24,14
—	—	9,5	21,7	0164	0197	24,52
11 juillet 1912	Mer Méditerranée, à 1 mille à l'ouest de Port-de-Bouc	surface	20,3	0171	0201	25,02
—	Mer Méditerranée, à 1 mille à l'ouest de Port-de-Bouc	18,0	15,7	0284	0308	38,31
—	Mer Méditerranée, milieu du golfe de Fos.....	surface	20,0	0203	0233	29,00
—	— —	25,0	15,7	0284	0308	38,31

Annexe 2. Données disponibles pour la macrofaune benthique, 1972-2005

Données quantitatives disponibles des résultats des prélèvements de macrofaune benthique entre 1990 et 2005 pour les stations centrales B3 et B6. La couleur jaune indique qu'un prélèvement a été effectué pour le mois considéré. *Deux prélèvements ou plus ont été effectués.

Année	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
1990												
1991												
1992												
1993												
1994						*	*	*	*		*	*
1995			*	*	*	*	*			*		
1996												
1997					*		*	*	*			*
1998	*	*	*	*	*	*			*			
1999												
2000											*	
2001												
2002												
2003												
2004												
2005												

Données quantitatives disponibles des résultats des prélèvements de macrofaune benthique entre 1972 et 2005 pour les stations côtière de l'Etang de Berre pour la saison Printemps-Eté (Juin-Juillet). La couleur jaune indique qu'un prélèvement a été effectué pour l'année et la station considérée au cours de la période Printemps-Eté.

Stations	B1	B2	B5	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13
1972										
1973										
1974										
1975										
1983										
1990										
1994										
1995										
1996										
1997										
1998										
1999										
2000										
2001										
2002										
2003										
2004										
2005										

Données quantitatives disponibles des résultats des prélèvements de macrofaune benthique entre 1972 et 2005 pour les stations côtière de l'Etang de Berre pour la saison Automne-Hiver (Novembre-Décembre). La couleur jaune indique qu'un prélèvement a été effectué pour l'année et la station considérée au cours de la période Automne-Hiver.

Stations	B1	B2	B5	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13
1972										
1973										
1974										
1975										
1983										
1990										
1994										
1995										
1996										
1997										
1998										
1999										
2000										
2001										
2002										
2003										
2004										
2005										

Annexe 3. Inventaire ichytologique de l'étang de Berre (Aboussouan & Gerbal, 1994).

Colonne 1 : Liste complète des espèces citées dans la littérature. Colonne 2 : espèces rares, exceptionnelles voire douteuses. Colonne 3 : espèces retenues et probables avec la nomenclature actuelle.

Poissons dulçaquicoles		
PETROMYZONIDAE *Petromyzon marinus*		
ACIPENSERIDAE *Acipenser sturio*		
CYPRINIDAE *Barbus fluviatilis* *Chondrostoma nasus* *Cyprinus carpio* *Squalius cephalus* *Squalius soufia* *Tinca vulgaris*	*Barbus barbus* *Leuciscus cephalus* *Telestes soufia* *Tinca tinca*	
COBITIDAE *Cobitis barbatula*	*Nemacheilus barbatulus*	
SALMONIDAE *Salmo trutta* *Salmo salar*		
GASTEROSTEIDAE *Gasterosteus argentatissimus*	*Gasterosteus aculeatus*	
PERCIDAE *Perca fluviatilis* *Stizostedion lucioperca*		
ESOCIDAE *Esox lucius*		
Poissons marins ou amphibiotiques		
1	2	3
ANGUILIDAE *Anguilla vulgaris*		*Anguilla anguilla*
CONGRIDAE *Conger vulgaris*	*Conger conger*	
CLUPEIDAE *Alosa alosa* *Alosa finta* *Alosa sardina* *Sardinella aurita* *Meletta phalerica*) *Sprattus sprattus*)	*Alosa vulgaris ?* *Sardinella aurita*	 *Alosa fallax* *Sardina pilchardus* *Sprattus sprattus*
ENGRAULIDAE *Engraulis encrasicolus*		*Engraulis encrasicolus*
GADIDAE *Gadus minutus*	*Trisopterus minutus capelanus ?*	
BELONIDAE *Belone acus*) *Ramphistoma belone*)		*Belone belone gracilis*
ATHERINIDAE *Atherina mochon* *Atherina hepsetia*) *Atherina hepsetus*)	 *Atherina hepsetus*	*Atherina boyeri*
TRACHYPTERIDAE *Trachipterus spinola*) *Trachipterus trachypterus*)	*Trachipterus trachypterus*	

SYNGNATHIDAE		
Hippocampus guttulatus		*Hippocampus ramulosus ?*
Syngnathus bucculentus)		*Syngnathus abaster*
Syngnathus abaster)		
Syngnathus acus		*Syngnathus acus ?*
Nerophis ophidion	*Nerophis ophidion ?*	
Siphonostoma argentatum)	*Syngnathus typhle ?*	
Siphonostoma rondeletti)		
DACTYLOPTERIDAE		
Dactylopterus volitans	*Dactylopterus volitans*	
SCORPAENIDAE		
Scorpaena scrofa	*Scorpaena scrofa ?*	
Scorpaena porcus	*Scorpaena porcus*	
TRIGLIDAE		
Trigla corax	*Trigla lucerna*	
SERRANIDAE		
Serranus cabrilla	*Serranus cabrilla*	
Serranus hepatus	*Serranus hepatus*	
MORONIDAE		
Labrax lupus)		*Dicentrarchus labrax*
Morone labrax)		
CEPOLIDAE		
Cepola rubescens	*Cepola rubescens*	
CARANGIDAE		
Caranx trachurus		*Trachurus trachurus*
MULLIDAE		
Mullus barbatus	*Mullus barbatus ?*	
Mullus surmuletus		*Mullus surmuletus*
CENTRACANTHIDAE		
Spicara maena	*Spicara maena ?*	
SPARIDAE		
Box boops		*Boops boops*
Dentex dentex	*Dentex dentex ?*	
Sargus annularis		*Diplodus annularis ?*
Sargus rondeletti		*Diplodus sargus ?*
Sargus vulgaris		*Diplodus vulgaris*
Lithognathus mormyrus)		*Lithognathus mormyrus*
Diplodus marmoratus)		
Oblada melanura	*Oblada melanura*	
Pagellus centrodontus		*Pagellus bogaraveo*
Pagellus erythrinus	*Pagellus erythrinus ?*	
Box salpa		*Sarpa salpa*
Aurata aurata)		*Sparus aurata*
Sparus aurata)		
MUGILIDAE		
Mugil chelo		*Chelon labrosus*
Mugil auratus		*Liza aurata*
Mugil capito		*Liza ramada*
Mugil cephalus		*Mugil cephalus*
LABRIDAE		
Coris julis)	*Coris julis ?*	
Coris gioffredi)		
Labrus merula	*Labrus merula ?*	
Crenilabrus massa)		*Symphodus cinereus*
Crenilabrus griseus)		
Symphodus melops		*Symphodus melops ?*
Symphodus ocellatus	*Symphodus ocellatus ?*	
Symphodus roissali	*Symphodus roissali ?*	
Crenilabrus pavo		*Symphodus tinca ?*

TRACHINIDAE *Trachinus vipera*	*Trachinus vipera*	
BLENNIDAE *Blennius pavo* *Blennius sphynx*	*Aïdablennius sphynx ?*	*Lipophrys pavo*
CALLIONYMIDAE *Callionymus belenus*		*Callionymus rissoi*
GOBIIDAE *Buenia affinis* *Gobius depressus* *Gobius cobitis* *Gobius niger*) *Gobius jozo*) *Gobius vittatus* *Gobius canestrini* *Gobius microps* *Gobius minutus* *Gobius fagei* *Gobius lota* *Pomatoschistus marmoratus*	*Gobius affinis ?* *Chromogobius quadrivittatus ?* *Gobius cobitis ?* *Gobius vittatus ?* *Gobius canestrini ?* *Pomatoschistus norvegicus ?* *Zosterisessor ophiocephalus ?* *Pomatoschistus marmoratus ?*	 *Gobius niger* *Pomatoschistus microps* *Pomatoschistus minutus*
SCOMBRIDAE *Scomber scomber* *Sarda sarda* *Thunnus thynnus*	 *Sarda sarda* *Thunnus thynnus*	*Scomber scombrus*
PLEURONECTIDAE *Pleuronectes platessa*) *Flesus passer*) *Platichthys flesus*)		*Platichthys flesus*
SCOPHTALMIDAE *Rhombus maximus* *Rhombus laevis*	*Psetta maxima* *Scophthalmus rhombus*	*Scophthalmus rhombus ?*
SOLEIDAE *Solea vulgaris*		*Solea solea*

Annexe 1. Données mensuelles de pénétration de la lumière

Profondeurs moyennes de disparition du disque de Secchi (Zs) dans l'étang de Berre de 2006 à 2015 ; coefficient d'atténuation lumineuse lié aux propriétés physiques de la masse d'eau (Kd), profondeur de la couche euphotique (D1%) et profondeur des 10% de lumière incidente.

Le Kd (coefficient d'absorption) est calculé par la formule suivante Kd=1.7/Zs où Zs est la profondeur de disparition du disque de secchi.

Annexe 2. Calcul du débit d'eau transitant par le chenal de Caronte (EDF)

La différence de hauteur d'eau entre la mer Méditerranée et l'étang est due aux variations du niveau de la mer (notamment à cause des marées), au débit d'eau douce entrant dans l'étang (rivières et turbinage) et à l'évaporation. Cette différence de hauteur d'eau génère un débit d'entrée et de sortie par Caronte.

Un ADCP a été installé au niveau du canal de Caronte depuis 2006 pour évaluer cet échange d'eau entre la Méditerranée et l'étang de Berre. L'ADCP, déployé au centre du canal, mesure la vitesse dans la colonne d'eau à différentes profondeurs. L'ADCP a été programmé pour mesurer la vitesse dans des couches d'épaisseur égale à 0,5 m. Cependant, il ne donne pas de mesures dans les zones proches de la surface (dernier mètre environ) et du fond (dernier 1,5 m environ) (voir Figure 1). Ces couches sont distribuées selon la verticale, l'ADCP ne donne donc pas d'informations sur la distribution horizontale des vitesses dans le canal.

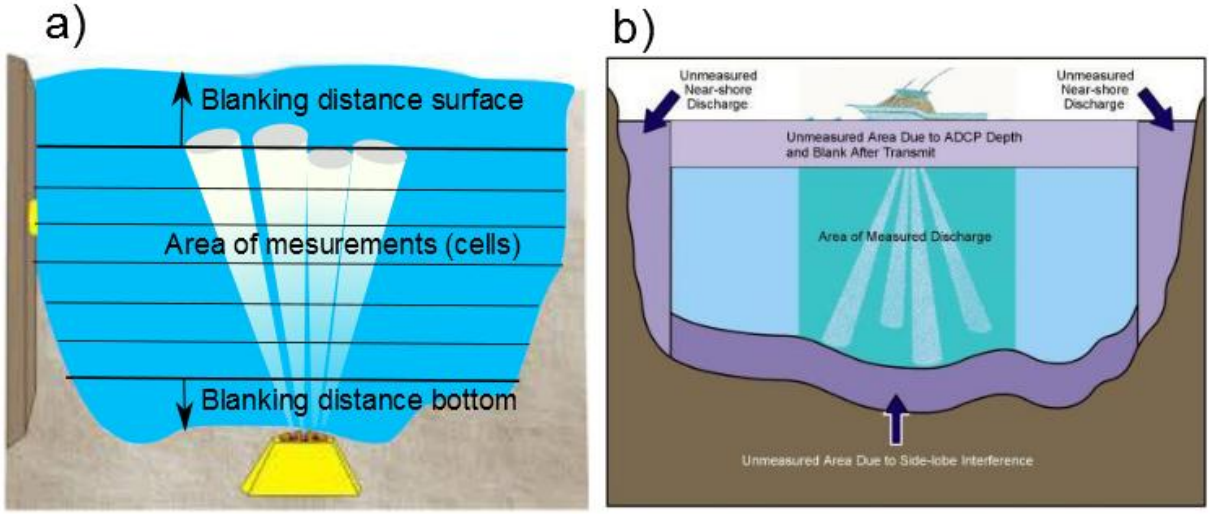


Figure 1. a) ADCP déployé au fond d'un canal avec les zones blanches de surface et du fond. b) Coupe d'un canal montrant les zones mesurées par l'ADCP et les zones blanches latérales, de surface et de fond.

Pour effectuer un calcul de débit le plus précis possible, il est donc nécessaire de faire quelques calculs préliminaires, énumérés ci-dessous.

1) L'ADCP ne mesure pas la vitesse au niveau des couches limites (surface et fond). Il ne mesure pas non plus le débit du canal de Baussengue au nord de Caronte (Figure 2).

Figure Figure 3).

3) La position de l'ADCP et des couches sont fixes mais la hauteur de la colonne d'eau à Caronte est variable (*i.e.* : avec les marées). L'épaisseur de la couche de surface est donc variable. Cette variation doit être prise en compte.



Figure 2 2. Bathymétrie du canal Caronte et du canal de Baussengue.

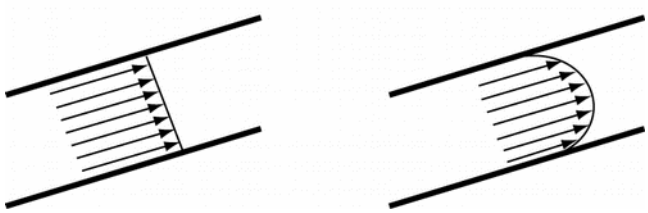


Figure 3. Extrapolation horizontale de la vitesse centrale de façon uniforme (à gauche) et avec une couche limite latérale (à droite).

Extrapolation des vitesses dans les couches limites (fond et surface) et dans le canal de Baussengue

Pendant un mois (déc. 2010), *NortekMed* a mesuré la vitesse dans le canal de Baussengue (Figure 4). Les mesures faites ont été utilisées pour comparer les vitesses dans les deux canaux, canal de Caronte et canal de Baussengue.

Les orientations des vitesses dans les canaux de Baussengue et de Caronte indiquent une direction privilégiée parallèle aux deux axes des canaux. On peut donc projeter le vecteur vitesse sur les axes principaux des canaux pour obtenir les profils de vitesses d'entrée et de sortie de l'étang (avec une vitesse positive dans la direction d'entrée). On observe que le débit d'eau sort préférentiellement en surface (masse d'eau moins salée, et moins dense de l'étang) et que le débit d'eau entre préférentiellement au fond (masse d'eau plus salée de la mer).

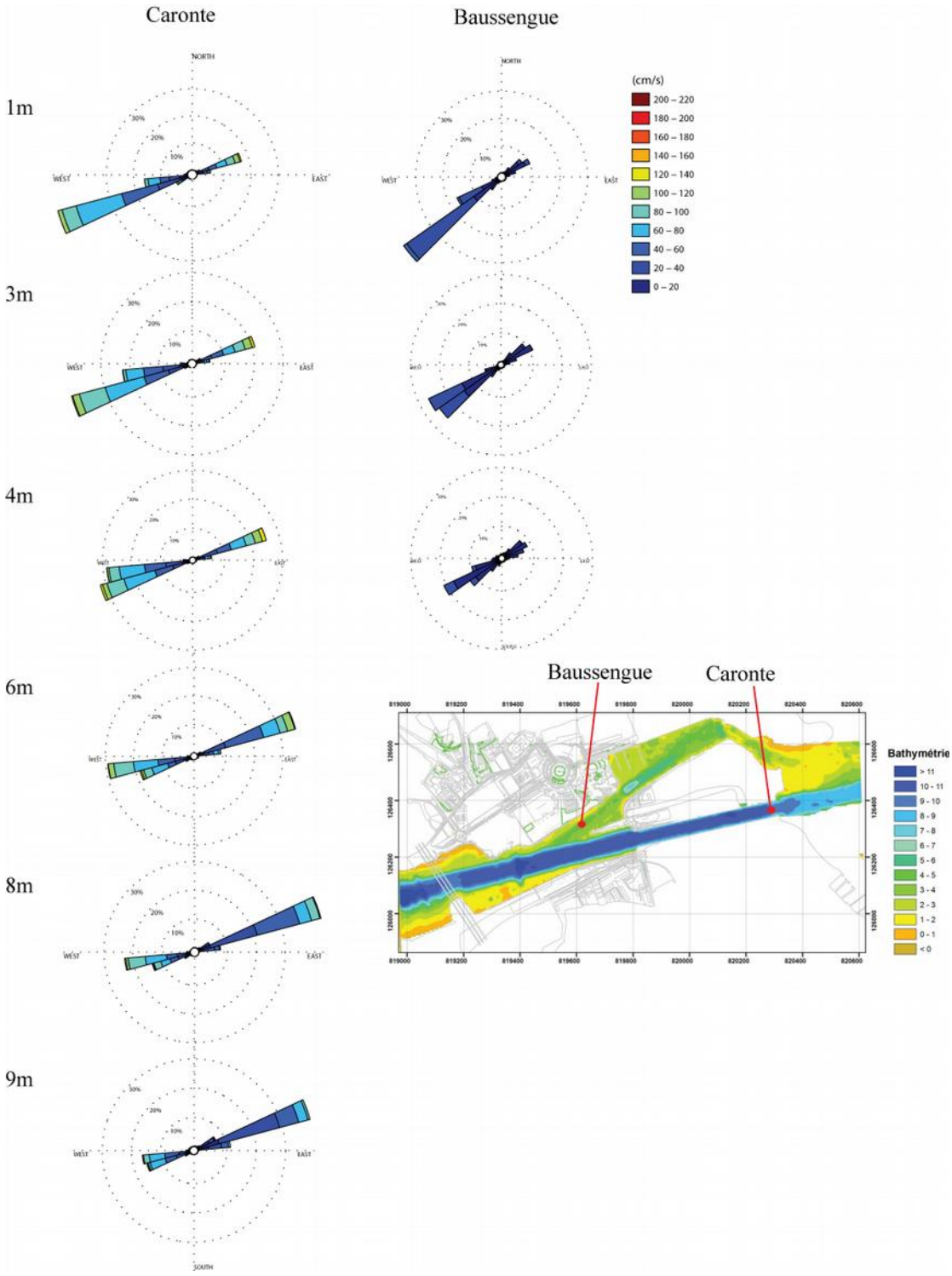


Figure 4. Direction et norme des vitesses par couche dans les canaux de Caronte et de Baussengue (mois de Déc. 2010).

Deux types de profils de vitesse peuvent donc être réalisés : un profil d'entrée et un profil de sortie (Figure 5). Le profil moyen d'entrée se caractérise par un maximum de vitesse au milieu de la colonne d'eau (6 m environ), tandis que pour le profil de sortie, le maximum de vitesse est en surface. La salinité plus élevée de la mer fait que la masse d'eau entrante

(*i.e.* à marée haute) a tendance à plonger au-dessous de la masse d'eau de l'étang moins salée (et donc moins dense). En sortie (*i.e.* à marée basse), la masse d'eau de l'étang est moins salée que celle de la mer (et moins dense) donc elle a tendance à rester en surface lors de sa sortie. L'extrapolation des vitesses dans la couche limite implique donc de considérer les profils d'entrée et sortie de manière indépendante.

Les profils de vitesse sont donc extrapolés pour la couche de surface et la couche du fond. Pour la couche de surface, on utilise une extrapolation cubique (*Spline*) sur le profil lissé de vitesse. Pour la couche du fond, on utilise une extrapolation selon un profil logarithmique de couche limite avec une vitesse nulle au fond. Ceci est caractéristique d'un profil de vitesse dans un canal avec fond rigide.

Pendant le mois de déc. 2010, les ADCP ont été déployés simultanément dans le canal de Caronte et le canal de Baussengue. Cette période est donc utilisée pour comparer la vitesse entre Baussengue et Caronte couche par couche (Figure 6). On peut ainsi estimer la vitesse dans le canal de Baussengue à partir de la vitesse dans le canal Caronte (équations obtenues dans la Figure 6). Le débit total entrant dans l'étang est calculé comme la somme des débits transitant par les deux canaux.

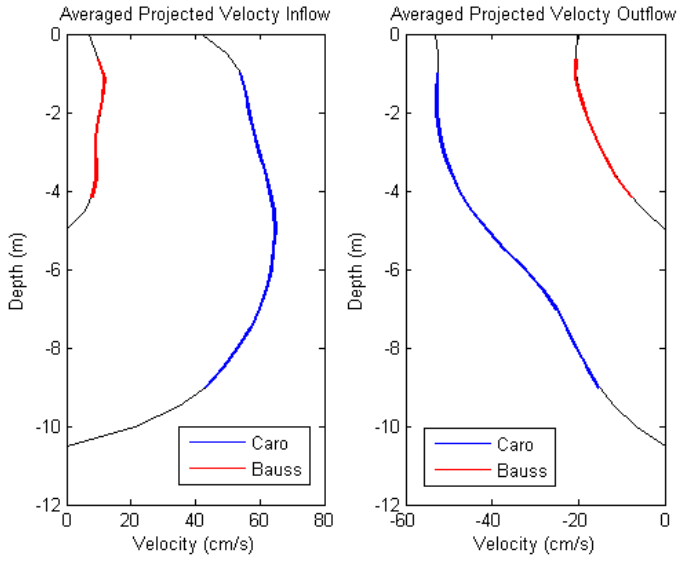


Figure 5. Profils de vitesse d'entrée (à gauche) et de sortie (à droite). Les traits colorés indiquent les vitesses mesurées à Caronte (bleu) et à Baussengue (rouge) ; les traits noirs indiquent les parties extrapolées (non mesurées par l'ADCP).

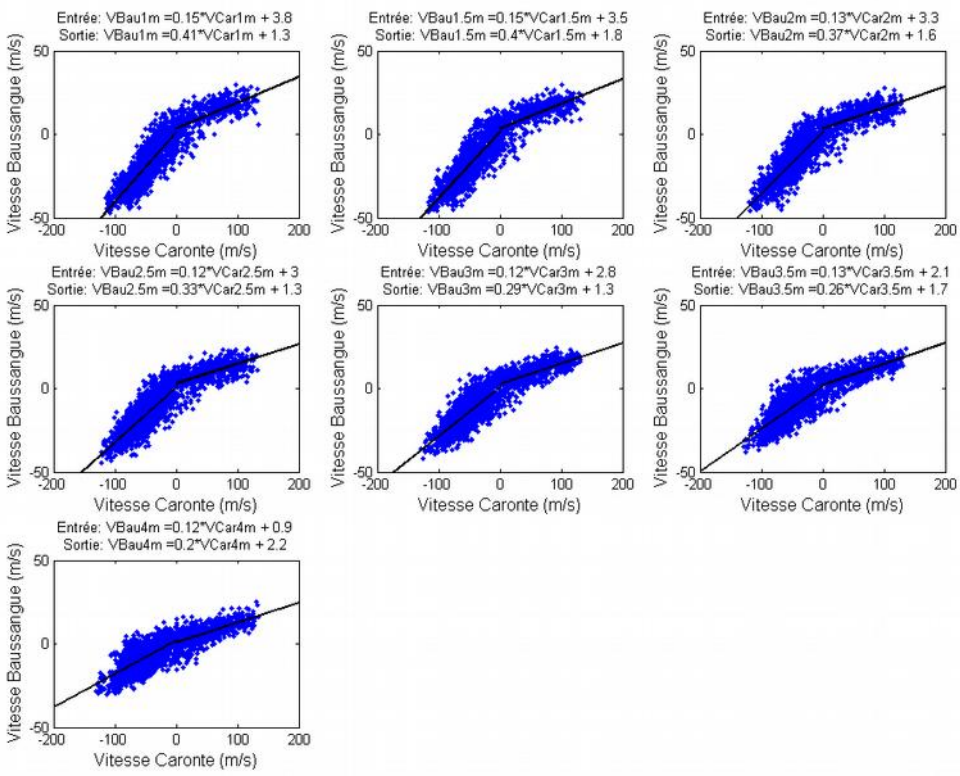


Figure 6. Vitesse à Baussengue (*VBau)* en fonction de la vitesse à Caronte (*VCar*). Chaque figure correspond à une couche différente, de la surface vers le fond. Les traits noirs représentent les régressions linéaires (équations indiquées).

Extrapolation des vitesses sur la largeur du chenal de Caronte

Une campagne de terrain, faite par *SEMANTIC* en juillet 2013, a permis d'obtenir une bathymétrie du canal de Caronte (Figure 7) et du canal de Baussengue plus précise.

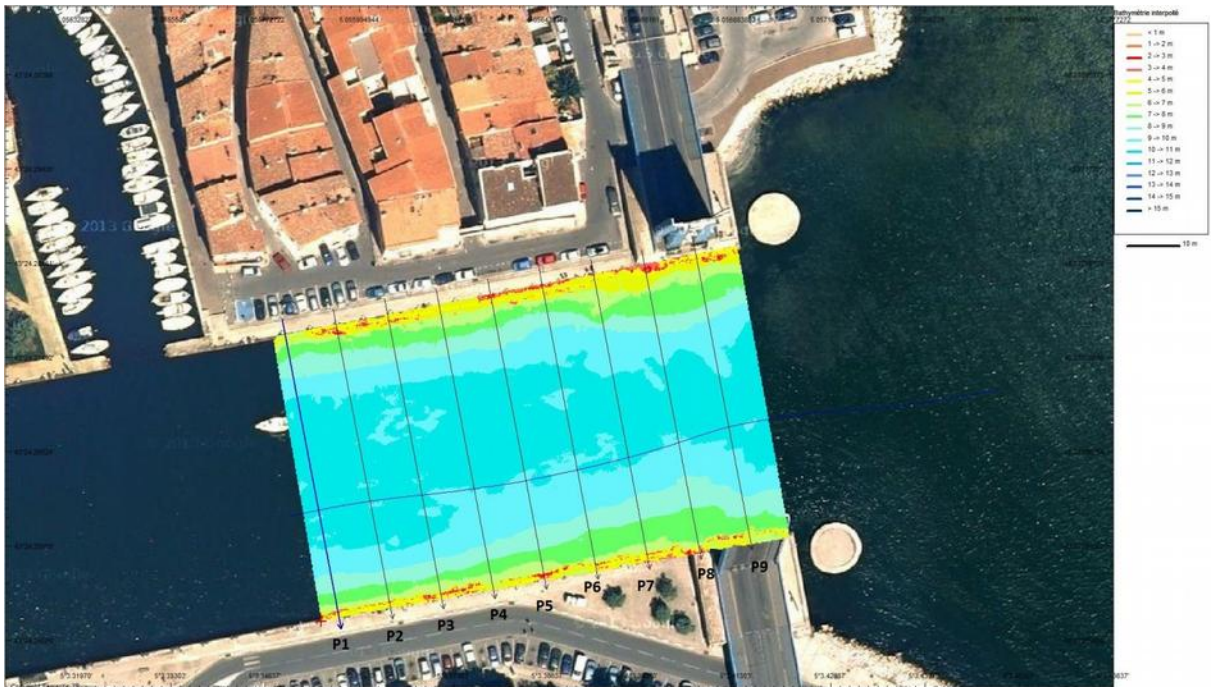


Figure 7. Bathymétrie de haute précision du canal de Caronte au niveau de la station de mesure.

L'ADCP du canal de Caronte est située autour de la coupe P4 (Figure 7). Sur la Figure 8, est représentée la bathymétrie de la coupe P4 et des coupes P1-5 pour comparaison. On considère une bathymétrie moyenne (trait noir) comme représentative de la bathymétrie au point de l'ADCP. De même pour Baussengue, on prend une bathymétrie moyenne (trait noir).

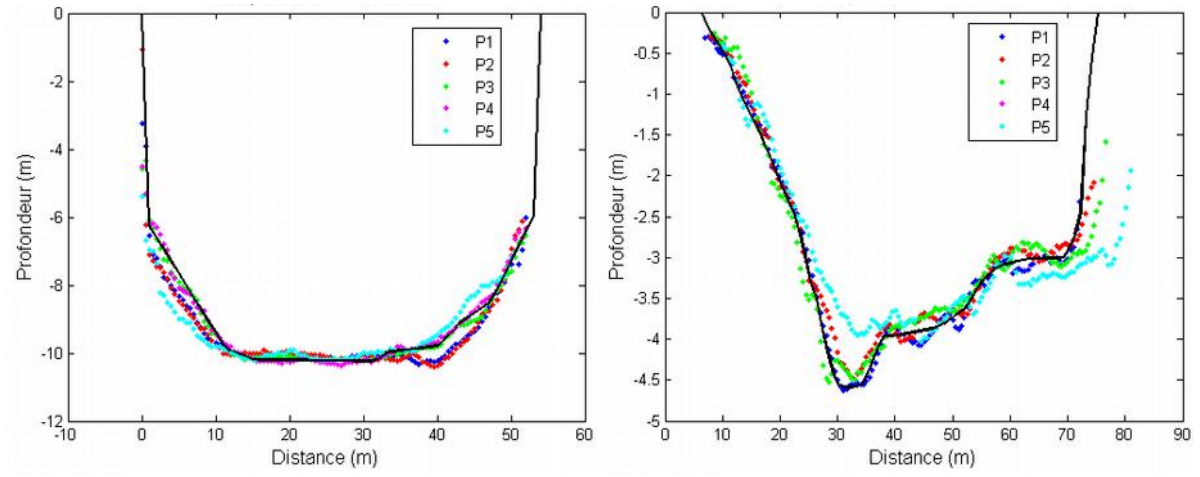


Figure 8. Bathymétrie des coupes P1 à P5 (points colorés) dans les canaux de Caronte (à gauche) et de Baussengue (à droite) et bathymétrie moyenne représentative au niveau des ADCP de Caronte et Baussengue (traits noirs).

A partir des coupes bathymétriques (perpendiculaires aux canaux), on doit projeter la vitesse mesurée en un seul point (mesure ADCP) sur toute la largeur du canal (Caronte et

Baussengue). Au cours de l'année 2005 différentes campagnes pour quantifier la variabilité de la vitesse sur la largeur du canal ont été réalisées. Le but était de comparer le débit calculé à partir d'un seul point de mesure (centre du canal) avec le débit calculé en mesurant la vitesse coupe par coupe sur toute la largeur du canal. La campagne a été réalisée les 4, 5, 12 et 13 juillet 2005 et un total de 196 coupes ont été réalisées autour de la station de mesure. La totalité des coupes réalisées est projetée sur une coupe bathymétrique type avec une grille de 1 x 0,5 m (voir Figure 9).

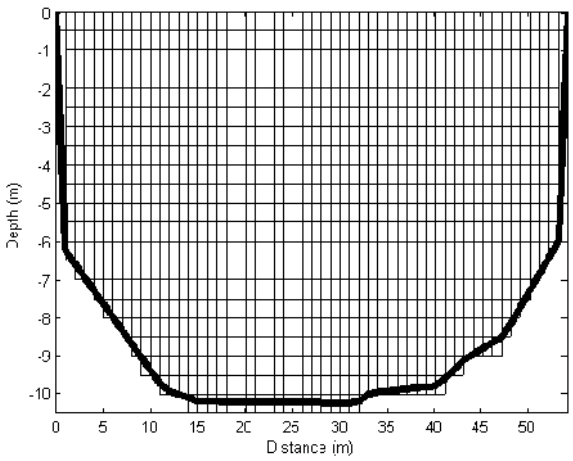


Figure 9. Grille de points utilisée pour projeter la vitesse dans le canal de Caronte.

Les couches de surface et de fond (non mesurées par l'ADCP) ont été extrapolées. Après extrapolation, on obtient la vitesse en tout point de la grille (Figure 10) et on peut calculer le débit instantané selon la relation suivante :

$$Débit = \sum_{i=1}^{i=n} Vitesse_i \times Aire_i$$

où *i* indique un point de la grille (*n* points).

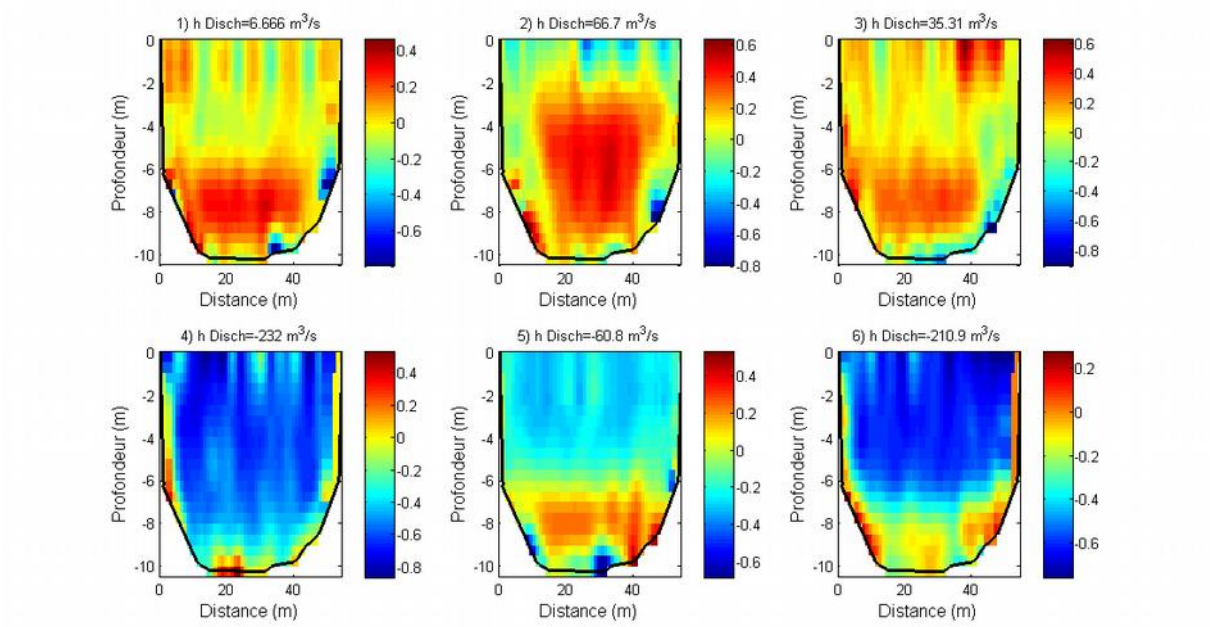


Figure 10. Vitesse dans le canal de Caronte pour 6 coupes choisies au hasard.

Pour finir, les vitesses de l'ensemble des coupes sont moyennées puis sont normalisées (entre 0 et 1). A partir de ces résultats, on obtient ainsi un coefficient multiplicatif, permettant, à partir de la vitesse mesurée au point central (ADCP), de déduire la vitesse sur la largeur (Figure 11).

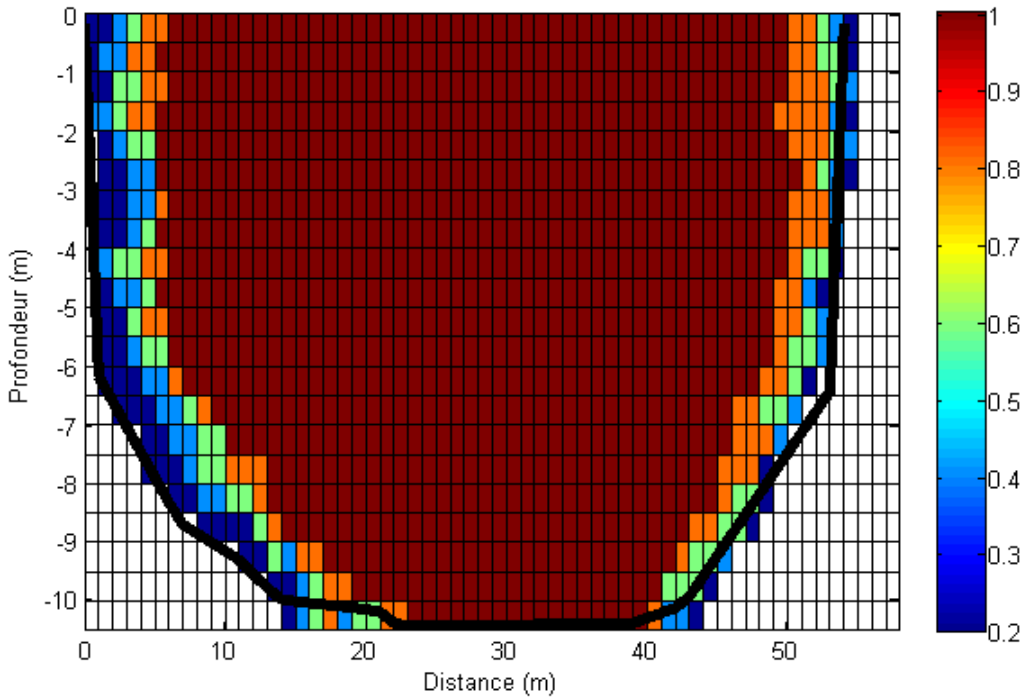


Figure 11. Coefficients multiplicatifs en horizontal pour la vitesse mesurée au centre du canal de Caronte.

Correction de la surface libre variable

La taille des cellules de mesure de l'ADCP est fixe (0,5 m), la dernière cellule étant à environ 1 m de la surface. Cependant, la surface libre étant variable, il faut prendre en compte cette variation pour bien estimer le débit total qui passe par Caronte. Ici, on considère la variation de niveau de la surface libre mesurée à la station de Caronte par rapport à sa valeur moyenne (Figure 12) et on ajoute cette variation à la taille de la cellule de surface. Ainsi, si la surface libre à la station est de 0,2 m supérieure à sa valeur moyenne, on prend une valeur de 0,5+0,2 m pour la taille de cellule de surface. On utilise la même variation de surface libre dans les deux canaux (Baussengue et Caronte).

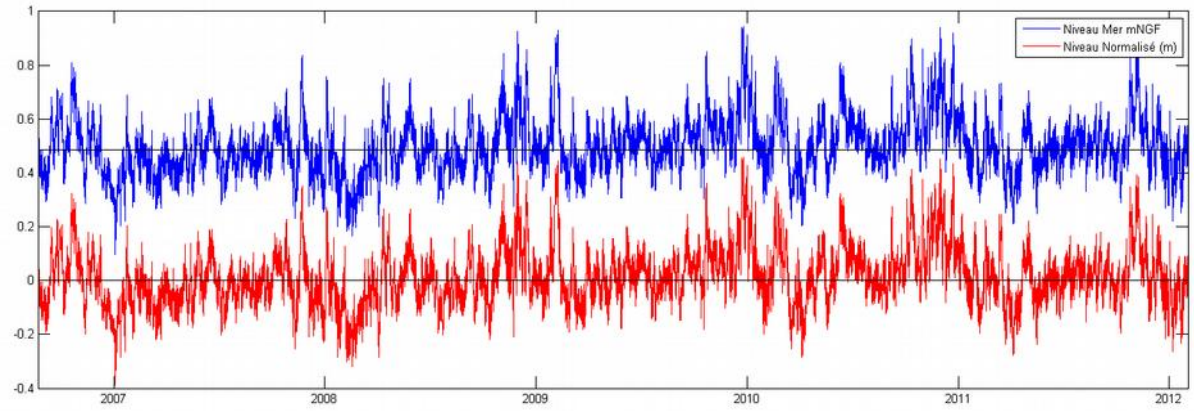


Figure 12. Niveau de la surface libre à la station de mesure (bleu, en mNGF) et variation de ce niveau par rapport à sa valeur moyenne (rouge).

Détermination de la quantité d'eau marine nouvelle entrant par le canal de Caronte

L'identification des masses d'eau qui transitent par le canal n'est pas immédiate. En effet, l'eau marine pénètre dans l'étang à marée montante et ressort pour partie à la marée descendante suivante sans avoir été mélangée avec l'eau de l'étang. De même, l'eau de l'étang sort de l'étang à marée descendante et rentre de nouveau pour partie dans l'étang à la marée montante suivante sans avoir été mélangée avec l'eau marine.

Ainsi, une partie seulement de l'eau qui entre par Caronte est de l'eau marine « nouvelle » qui participe réellement au renouvellement de l'eau de l'étang. On propose ici une méthode pour estimer la quantité d'eau marine « nouvelle » qui entre dans l'étang à chaque marée.

La Figure 13 présente en bleu, la salinité de la mer Méditerranée (supposée constante à 38 g/l) et en rouge, la salinité moyenne de l'eau de surface de l'étang de Berre au cours du temps. Afin d'estimer le pourcentage d'eau marine qui entre à chaque marée montante, on compare la salinité de l'eau entrant par le canal de Caronte (station de mesure EDF) avec les deux salinités précédentes.

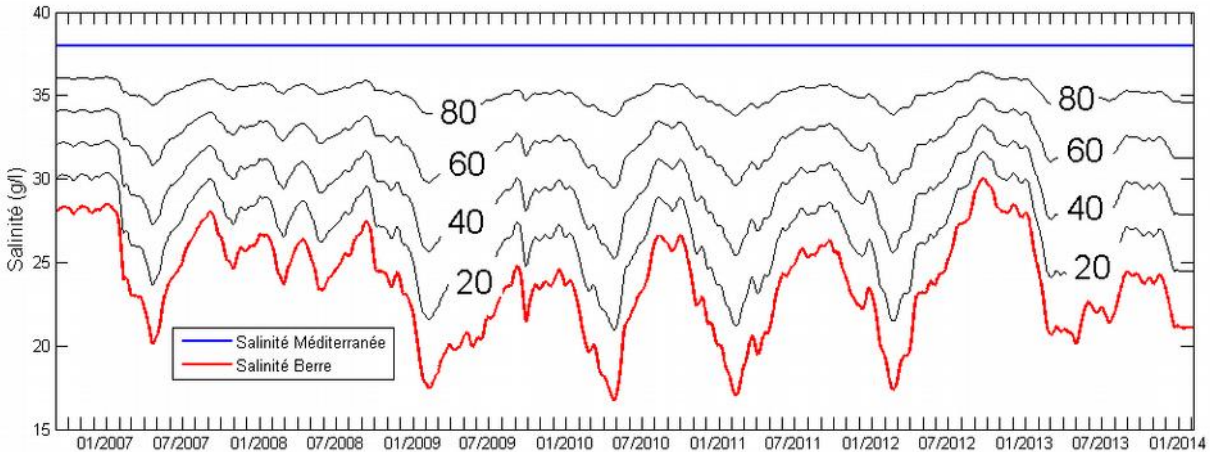


Figure 13. Salinité de la mer Méditerranée (38 g/l, en bleu, 100% d'eau marine), salinité moyenne de l'eau de surface de l'étang de Berre (en rouge, 0% d'eau marine) et salinités calculées en fonction du pourcentage d'eau marine (en noir, x% d'eau marine).

Par exemple, si l'on a, à marée montante :

- une salinité moyenne pour l'eau de surface de l'étang de Berre de : S_{Berre} **= 28 g/l**,
- une salinité pour la mer Méditerranée de : S_{Mer} **= 38 g/l**,
- une salinité mesurée à la profondeur *z* à la station de Caronte de : $S_{Caronte}$ **= 33 g/l**,

on considère que le pourcentage d'eau marine à la profondeur *z* à marée montante est de 50% :

$$S_{Caronte} = 0{,}5\ S_{Mer} + 0{,}5\ S_{Berre}$$

A cette profondeur, l'eau entrant par Caronte est alors constituée de 50% d'eau marine et de 50% d'eau de l'étang. Le pourcentage d'eau marine se calcule alors comme :

$$P_{eau\ marine} = 100\,\frac{S_{Caronte} - S_{Berre}}{S_{Mer} - S_{Berre}}$$

La Figure 13 présente en noir la salinité pour différents pourcentages d'eau marine $P_{eau\ marine}$ transitant par le canal de Caronte au cours du temps. La mer Méditerranée est associée à 100% d'eau marine et l'eau de surface de l'étang à 0% d'eau marine.

A marée descendante, on détermine de la même façon pour chaque profondeur de la colonne d'eau à la station de Caronte le pourcentage d'eau marine qui sort de l'étang.

On découpe ensuite la colonne d'eau en *N* couches d'épaisseur Δz auxquelles on associe le pourcentage d'eau marine (entrant ou sortant de l'étang) de la profondeur *z* correspondante.

Le débit d'eau marine entrant ou sortant par le canal de Caronte s'obtient alors selon la relation suivante :

$$Q_{Caronte,\,eau\ \ marine} = \sum_{i=1}^{N} \left(\frac{P_{i,\,eau\ \ marine}}{100} Q_{i,\,Caronte} \right)$$

avec $P_{i,\,eau\ \ marine}$ le pourcentage d'eau marine et $Q_{i,\,Caronte}$ le débit d'eau transitant par Caronte pour la couche *i* de la colonne d'eau. Le débit d'eau $Q_{i,\,Caronte}$ correspond au débit d'eau calculé à partir de la vitesse mesurée pour la couche *i* à la station de Caronte et extrapolé sur la largeur du canal.

La Figure 14 présente le débit d'eau et le débit d'eau marine transitant par le canal de Caronte. Globalement, il y a davantage d'eau marine qui entre que d'eau marine qui sort : l'eau marine participe donc bien au renouvellement de l'eau de l'étang. On remarque également que lorsque la période où l'eau entre dans l'étang est longue, le pourcentage d'eau marine qui entre dans l'étang augmente (par exemple autour du 12 et 13/04/2007) : seule de l'eau marine finit par rentrer en fin de période. A l'inverse, lorsque la période où l'eau sort de l'étang est longue, le pourcentage d'eau marine qui sort de l'étang est très faible (par exemple autour du 14/04/2007) : seule de l'eau de l'étang sort.

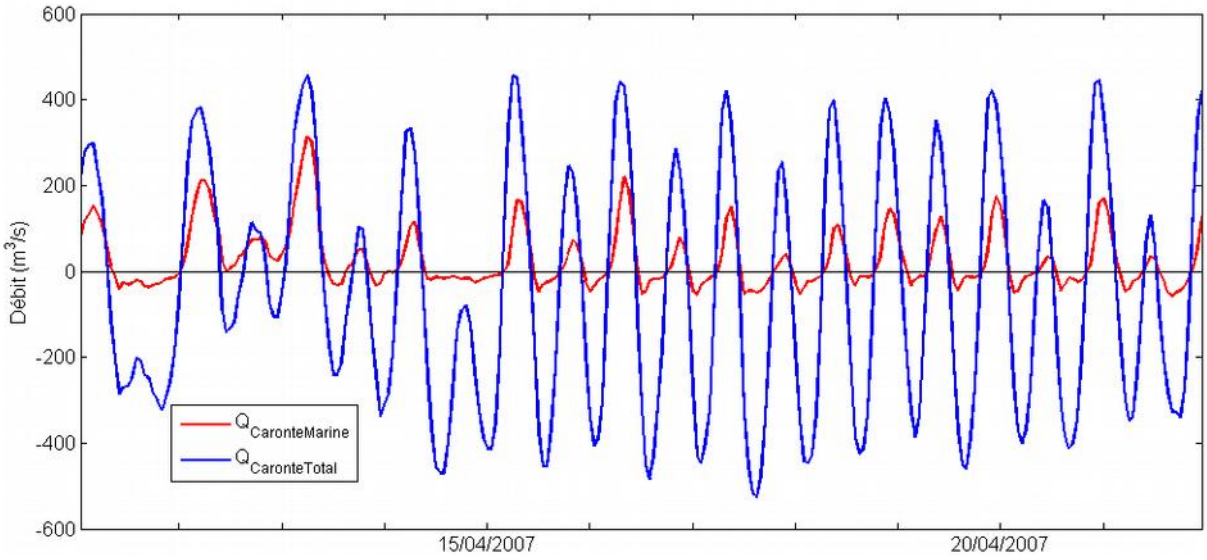


Figure 14. Débit d'eau (en bleu) et débit d'eau marine (en rouge) transitant par le canal de Caronte (illustration courant avril 2007) : un débit d'eau entrant est compté positivement et sortant, négativement.

On peut donc en déduire le débit net marin entrant et le débit net saumâtre sortant.