



**HAL**  
open science

# Etude intégrée de l'effet des apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne estuarienne (ETIAGE) : Rapport année 3 Avril 2012 - Mars 2013

Mario Lepage, H. Etcheber

## ► To cite this version:

Mario Lepage, H. Etcheber. Etude intégrée de l'effet des apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne estuarienne (ETIAGE) : Rapport année 3 Avril 2012 - Mars 2013. irstea. 2013, pp.53. hal-02605342

**HAL Id: hal-02605342**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02605342v1>**

Submitted on 16 May 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



# ETude Intégrée de l'effet des Apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne Estuarienne (ETIAGE)



**Rapport année 3 : Avril 2012 – Mars 2013**

Editeurs : M. Lepage et H. Etcheber

Lepage M. et Etcheber H., 2013. Etude intégrée de l'effet des apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne estuarienne (ETIAGE). Rapport de synthèse Année 3 : Avril 2012-Mars 2013. Laboratoire EPOC, Université de Bordeaux, Etude IRSTEA n°177 , 53p.

## Introduction

Face aux problèmes connus dans l'estuaire de la Gironde :

- une sous-oxygénation locale des eaux dans la partie fluviale de l'estuaire, pouvant engendrer des phénomènes épisodiques d'anoxie et de blocages migratoires des populations biologiques,
- une contamination polymétallique affirmée dont le cadmium est l'élément le plus représentatif, mais qui concerne aussi Zn, Cu, As et Hg, affectant les populations biologiques avec des incidences socio-économiques réelles,
- des teneurs en micro-polluants organiques parfois préoccupantes,

le programme ETIAGE a été mis en place avec pour objectif de répondre aux questions suivantes :

- **que représentent les apports des effluents de la Communauté Urbaine de Bordeaux (CUB) par rapport à ceux venant de l'amont en termes de charge organique et de micro-polluants ?**
- **quels rôles sur le devenir des effluents jouent la présence du bouchon vaseux et la stagnation résiduelle des eaux (déplacement net entre mouvement de flot et de jusant) au niveau de l'estuaire fluvial amont en période d'étiage estival ?**
- **réciroquement, à quels moments et jusqu'où s'étend l'impact de ces effluents sur la qualité des eaux de la Garonne estuarienne ?**
- **quelles incidences des effluents sur le comportement des populations biologiques en place ou migratoires dans la Garonne estuarienne ?**
- **quelle tendance évolutive va connaître l'oxygénation des eaux ? Quel sera l'impact sur le comportement des micro-polluants et des populations biologiques ?**
- **quelles recommandations de gestion pourraient être préconisées à partir de la synthèse des pressions exercées sur les eaux de la Garonne estuarienne ?**

Le programme est divisé en 5 axes, dont les bilans de travail sont présentés axe par axe pour l'année 3, couvrant la période Avril 2012 – Mars 2013 :

- 1 caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne;**
- 2 caractérisation et flux des contaminants organiques (classiques et émergents) dans les eaux de la Garonne estuarienne;**
- 3 étude des apports métalliques dans les eaux de la section garonnaise de l'estuaire de la Gironde;**
- 4 approche de l'impact des conditions physico-chimiques affectant la masse d'eau estuarienne garonnaise sur les cortèges biologiques;**
- 5 synthèses des pressions et des impacts caractérisant les eaux de la Garonne estuarienne. Recommandations de gestion.**

Tous les axes, hormis l'axe 5 qui sera travaillé lors de l'année 4, ont été abordés et leurs pourcentages d'avancement sont livrés dans cette introduction.

<b>Pourcentages d'avancement de l'Axe 1</b>			
	Avril 2010 – Mars 2011	Avril 2011 – Mars 2012	Avril 2012 – Mars 2013
Action 1	50%	80%	100%
Action 2	20%	70%	90%
Action 3	30%	70%	100%
Action 4	0%	0%	100%
Action 5	0%	30%	60%

<b>Pourcentages d'avancement de l'Axe 2</b>			
	Avril 2010 – Mars 2011	Avril 2011 – Mars 2012	Avril 2012 – Mars 2013
Action 1	10%	50%	100%
Action 2	0%	20%	80%
Action 3	0%	20%	80%
Action 4	0%	10%	40%
Action 5	0%	10%	50%

<b>Pourcentages d'avancement de l'Axe 3</b>			
	Avril 2010 – Mars 2011	Avril 2011 – Mars 2012	Avril 2012 – Mars 2013
Action 1	35%	70%	85%
Action 2	5%	15%	20%
Action 3	10%	30%	60%
Action 4	0%	20%	50%
Action 5	0%	30%	50%
Action 6	30%	30%	70%
Action 7	0%	40%	100%

<b>Pourcentages d'avancement de l'Axe 4</b>			
	Avril 2010 – Mars 2011	Avril 2011 – Mars 2012	Avril 2012 – Mars 2013
Action 1	40%	70%	100%
Action 2	10%	50%	70%
Action 3	10%	50%	80%
Action 4	30%	60%	80%

<b>Pourcentages d'avancement de l'Axe 5</b>			
	Avril 2010 – Mars 2011	Avril 2011 – Mars 2012	Avril 2012 – Mars 2013
Action 1	0%	0%	10%
Action 2	0%	0%	0%
Action 3	0%	0%	0%

Ce rapport Année 3 sera divisé en deux parties :

- des rapports synthétiques d'avancement axe par axe, proposant de façon concise les résultats majeurs obtenus durant cette troisième année du programme ETIAGE ;
- un addendum, dans lequel seront précisés : la valorisation scientifique des travaux (axe par axe) ; divers rapports où sont exposés de façon plus détaillée les résultats importants acquis dans chacun des axes.

L'axe 5, qui a pour objectif majeur de proposer une synthèse de l'ensemble des recherches menées dans chaque axe, notamment l'impact de la qualité de l'eau sur les cortèges biologiques autour de la Communauté Urbaine de Bordeaux, ne prendra corps que durant l'année 4 (Avril 2013 – Mars 2014) et plusieurs réunions avec les organismes payeurs (20/02/13) et entre scientifiques (01/02/13 – 01/03/13) ont déjà eu lieu, deux autres étant déjà programmées aux dates suivantes : 06/03/13 – 07/10/13. De ce fait, l'ensemble des chercheurs membres du programme a pris connaissance des résultats fournis par les 4 axes de recherche.

A la suite de ces diverses réunions, une autre série, de périodicité mensuelle a été prévue à partir d'Octobre 2013, avec pour objectifs, dans un premier temps, de savoir comment procéder à la mise en disponibilité des résultats de chacun et comment interfacer ces données. Le but est de répondre à la question de savoir si les effluents, de par leur contenu, jouent un rôle majeur sur le comportement des populations biologiques appelée à fréquenter la zone estuarienne de la Garonne aux alentours de Bordeaux. Ces réunions, dont les conclusions seront rendues dans le rapport Année 4 (Avril 2013-Mars 2014), permettront de monter le rendu final du programme, prévu pour Juin 2014.

Précisons que, si les thèses prévues dans ce programme (au nombre de 4) sont soutenues à l'échéance de quelques mois entre elles, ceci est simplement dû au fait que tous les axes n'ont pas, pour diverses raisons évoquées dans le rapport Année 2, débuté simultanément.

# AXE 1



**Caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne**

**Avril 2012 – Mars 2013**

**A. Lanoux (Doctorante), H. Etcheber (CNRS), P. Anschutz (Pr), G. Abril (CNRS), S. Schmidt (CNRS), A. Sottolichio (MdC), N. Savoye (Ing.)**

## 1) Contexte scientifique et objectifs de l'étude

Connues de longues dates, des sous-oxygénations des eaux de la Garonne estuarienne ont épisodiquement lieu autour du site de la Communauté Urbaine de Bordeaux (CUB), où les apports des effluents de ce grand centre urbain jouent vraisemblablement un rôle majeur, surtout en période estivale où les débits fluviaux sont faibles (stagnation consécutive des eaux dans l'estuaire) et les températures des eaux élevées (Abril et al, 1999, 2000, 2002 ; Etcheber et al, 2007). **Alors que les sources et les estimations des apports organiques fluviaux venus de la Garonne amont ont été soigneusement et longuement étudiés** (Etcheber et al, 2007 ; Lemaire et al, 2002; Schäfer et al, 2002; Veyssy et al, 1999), peu de connaissances ont été rassemblées sur la MO d'origine anthropique, notamment urbaine, dans l'estuaire de la Gironde.

**Mieux connaître la qualité de la fraction organique liée aux effluents de la CUB, ses flux, son comportement dans le milieu aquatique naturel et son impact éventuel sur ce milieu est la finalité de cet axe de recherche, avec pour objectifs premiers de répondre aux questions suivantes :**

- **Quelle part des flux de fraction organique transitant dans les eaux de la Garonne autour de Bordeaux représente celle des rejets de la ville ?**
- **Quels processus majeurs affectent ce matériel ? Quel rôle joue le bouchon vaseux sur le devenir de ce matériel et, réciproquement, quel impact ont les processus de dégradation de la MO liée aux rejets sur l'oxygénation des eaux de la Garonne ?**
- **Quelles informations peut-on en déduire concernant la hiérarchie des facteurs forçants influant sur les teneurs en O<sub>2</sub>?**

Répondre à ces questions sera un outil précieux pouvant aider à la gestion des émissions d'effluents en Garonne sur le site de la CUB, d'autant plus que cet axe de recherche est directement lié avec les quatre autres : les comportements des micropolluants organiques (classiques ou dit « émergents ») et métalliques, ainsi que l'ensemble de la biota (dans son comportement global, y compris sa réponse à ces contaminants) sont, à des degrés divers, liés à la qualité de l'eau estuarienne, dont son taux d'oxygénation.

Concernant l'AXE 1, 5 actions sont prévues :

- **Action 1 : Etude de la charge organique des effluents de la CUB arrivant en Gironde.**
- **Action 2 : Effet du bouchon vaseux sur le devenir de la fraction organique des effluents de la CUB.**
- **Action 3 : Impact des apports organiques des effluents sur l'oxygénation des eaux de la Gironde au niveau de la CUB et relations avec les apports organiques des effluents.**
- **Action 4 : Comparaisons avec d'autres systèmes estuariens.**
- **Action 5 : Etude du devenir des effluents organiques : utilisation des traceurs isotopiques et moléculaires.**

Les résultats majeurs brièvement présentés ici font suite à ceux de la deuxième année (Avril 2011-Mars 2012) et portent sur les actions 1, 2, 3, 4 et à un moindre degré 5.

## 2) Principaux résultats

### **Action 1 : Etude de la charge organique des effluents de la CUB arrivant en Gironde (Avancement 100%).**

• Dans le but d'estimer les rejets de matière organique directement dans le milieu récepteur en temps de pluie (TP), nous nous sommes intéressés au site qui rejette le volume annuel le plus important, le site du Peugue. Des échantillons moyens horaires ont été prélevés lors de campagnes organisées par la Lyonnaise des Eaux à l'aide d'un préleveur automatique. Ainsi, 5 journées de rejets urbains de temps de pluie (RUTP) ont pu être caractérisées entre avril et septembre 2012 (Fig. 1). Il est important de noter que la caractéristique majeure de la pollution des RUTP est sa variabilité, observée d'une pluie à une autre sur un même site, d'un instant à un autre au cours d'une même pluie et d'un site à l'autre suivant la nature des réseaux. Les concentrations par TP sont extrêmement variables en fonction des caractéristiques de la pluie, de la période sèche antérieure, de l'état du réseau, de la saison, etc... Si les valeurs obtenues fournissent des ordres de grandeurs et permettent d'évaluer l'importance de la pollution des RUTP, elles ne peuvent totalement se substituer à des mesures spécifiques au site étudié.

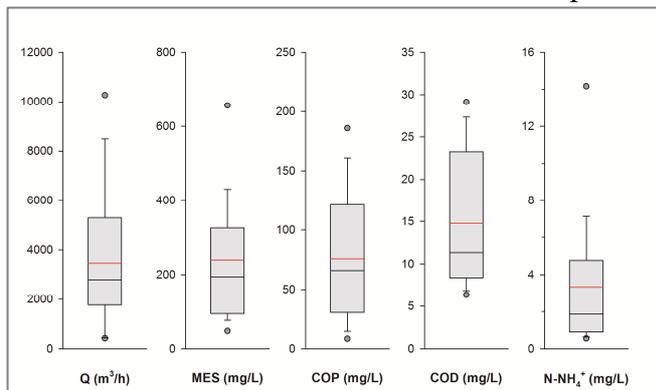


Figure 1 : Boîtes à moustaches représentant la distribution des paramètres des RUTP du Peugue.

• Des corrélations ont été établies entre les paramètres qui engendrent une consommation d'oxygène dans le milieu naturel. Ainsi, nous avons pu corréler les matières en suspension (MES), l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) et le carbone organique total COT (dissous + particulaire) mesurés par nos propres moyens avec respectivement les MES,  $\text{NH}_4^+$  et la Demande Chimique en Oxygène (DCO) mesurés quasi quotidiennement par la Lyonnaise des Eaux. Puisque  $\text{NH}_4^+$  n'intervient pas dans le test DCO, nous avons donc comparé la DCO avec le COT et avons obtenu des corrélations satisfaisantes (Fig. 2). Les analyses de COT peuvent donc être utilisées comme une alternative aux mesures de DCO. A partir de la banque de données de surveillance de la Lyonnaise des Eaux, qui remonte sur plusieurs années, nous pouvons estimer les charges carbonées et azotées déversées en Garonne.

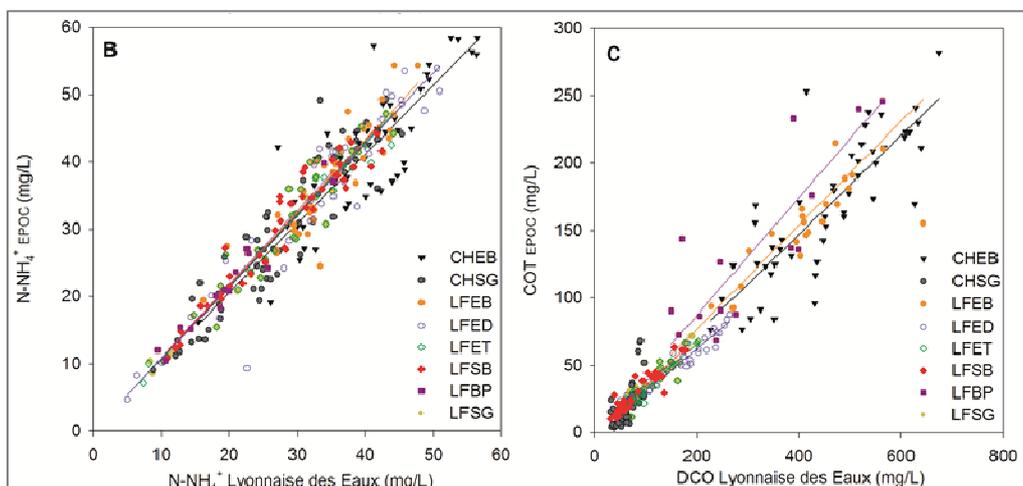


Figure 2 : Corrélations entre les teneurs en ammonium et entre le COT et la DCO.

• A partir de ces corrélations, il a été possible d'estimer les flux parvenant en Garonne, en s'intéressant en particulier aux évènements pluvieux. C'est donc l'ensemble des flux qu'il faut prendre en compte : eaux usées des stations d'épuration (STEP) et eaux de ruissellement des déversoirs d'orage (DO). Les situations de rejets de temps de pluie en période estivale sont les plus critiques, puisqu'à ce moment-là la Garonne est en période d'étiage et présente des débits relativement faibles (<200 m<sup>3</sup>/s). Ainsi, la part des rejets augmente-t-elle considérablement par rapport au débit de la Garonne. Durant l'été 2011, l'ensemble des débits (STEP+DO) parvenant en Garonne représente près de 2.6% du débit de la Garonne. Lors de tels évènements, la contribution des DO pour le matériel particulaire est considérable. Deux types de pollution majeures ont ainsi été étudiés : NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, qui est émis en quantité non négligeable tout au long de l'année, surtout par la STEP de Louis Fargue (avant sa réhabilitation), comparé à NH<sub>4</sub><sup>+</sup> naturellement présent dans les eaux de la Garonne ; le COT, dont le COP qui est rejeté en grande quantité par les DO et les by-pass de la STEP de Louis Fargue lors des évènements pluvieux. Ces flux ont pu être estimés également pour la globalité des 2 années 2010 et 2011, puis pour l'ensemble de leur période estivale, et enfin, pour les journées de pluies estivales (Fig. 3).

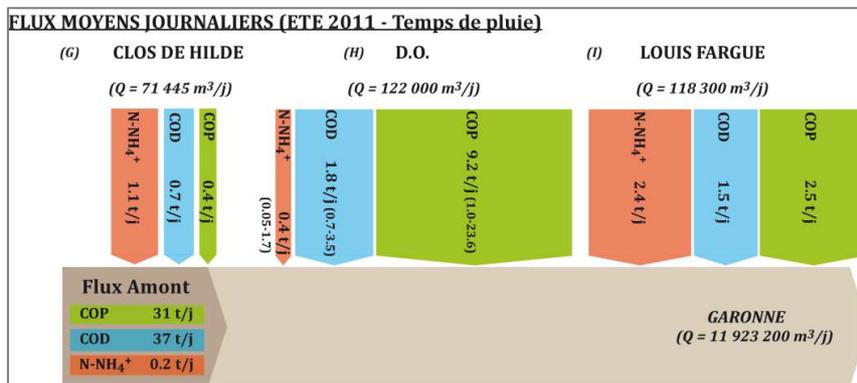


Figure 3 : Flux moyens journaliers en COP, COD et NH<sub>4</sub><sup>+</sup> parvenant en Garonne via les STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue, ainsi que des DO lors de l'été 2011 en TP.

**Action 2: Effet du bouchon vaseux sur le devenir de la fraction organique des effluents de la CUB (Avancement 90%).**

• L'objectif des études de respiration et d'incubation mises en place était de suivre le devenir des effluents dans le milieu estuarien à court et à moyen terme. Grâce à la complémentarité des manipulations réalisées sur des échantillons d'effluents urbains et sur leurs mélanges avec des eaux estuariennes turbides, il en ressort que :

- Le matériel organique évolue très peu au cours des incubations et que les paramètres COP, COD et NH<sub>4</sub><sup>+</sup> issus des effluents contribuent tous grandement à la respiration dans le milieu naturel ;
- C'est la proportion d'effluent dans le milieu naturel qui conditionne quantitativement aussi bien la consommation en oxygène que la dégradation de la matière organique et les processus de nitrification. L'échantillon respire d'autant plus que la proportion d'effluent présent est importante et aucune cinétique, à court ou long terme, n'est affectée par l'ajout de particules du bouchon vaseux. En effet, dans le bouchon vaseux, où le développement de bactéries hétérotrophes est généralement sensible, ne semble pas stimuler la dégradation de la MO ni même la nitrification ;
- La présence dans l'effluent d'une fraction de COD réfractaire de l'ordre de 5 mg/L est observée de façon très reproductible dans les incubations au bout de 30 jours, et comme ordonnée à l'origine de la relation entre la respiration et le COD, ce qui permet de conclure que ce COD résiduel ne contribue pas à l'hypoxie dans la Garonne et sera donc exporté plus en aval avec les masses d'eaux où il subira probablement une dégradation à des échelles de temps plus longues.

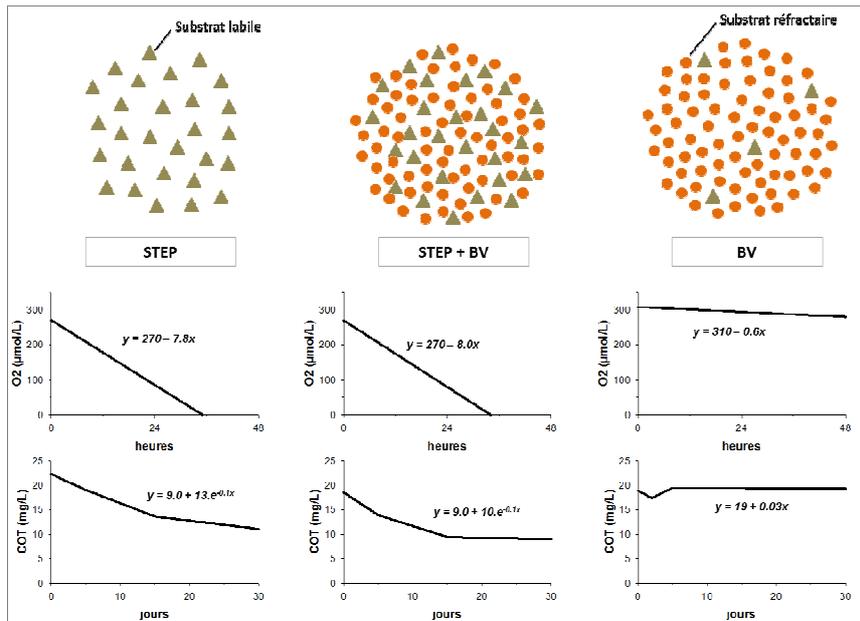
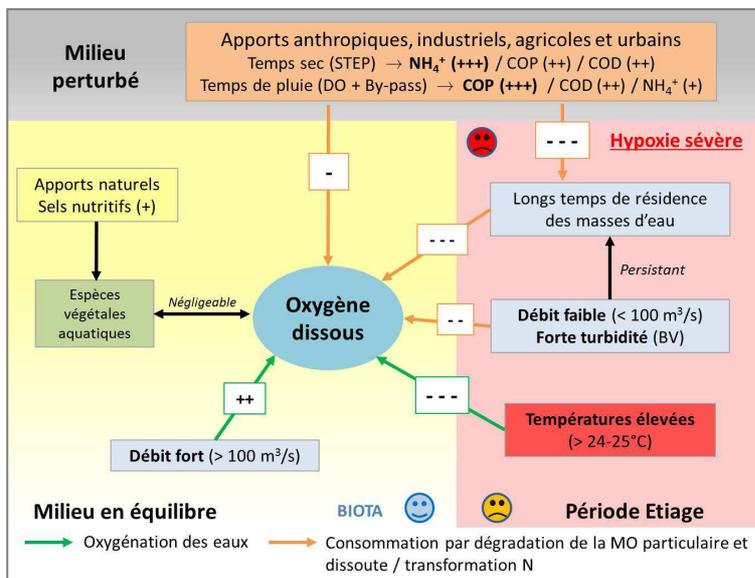


Figure 4 : Représentation schématique des différentes conditions de milieux étudiés, BV et mélange, ainsi que les vitesses de respiration moyennes associées et de la dégradation moyenne du COT au cours des 30 jours d'incubation.

**Action 3 : Impact des apports organiques des effluents sur l'oxygénation des eaux de la Gironde au niveau de la CUB et relations avec les apports organiques des effluents (Avancement 100%).**

• Les enregistrements du réseau de surveillance en continu MAGEST ont été exploités afin de décrire la dynamique de l'oxygène en liaison avec l'hydrodynamique sédimentaire, et d'identifier les facteurs qui conduisent aux hypoxies. L'analyse de l'évolution des paramètres physico-chimiques (température, salinité, turbidité et oxygène dissous) sur 7 ans ont fait l'objet d'une publication, publiée dans la revue internationale *Environmental Science : Processes & Impacts* (2013, **15**, 585-595). L'ordre d'importance est :

- Une température des eaux élevée (> 24-25°C) ;
- Une turbidité élevée, associée à un faible débit fluvial (<100 m<sup>3</sup>/s) ;
- Apports locaux d'effluents urbains traités ;
- Faibles coefficients de marée.



La combinaison de ces différents facteurs est nécessaire pour que des épisodes hypoxiques sévères soient observés dans les eaux de la Garonne estuarienne. L'ensemble des résultats a permis d'adapter le schéma de synthèse issue de la synthèse des travaux de BEEST, à la Garonne estuarienne et de l'améliorer en prenant en compte les caractéristiques du milieu.

Figure 5 : Facteurs influençant sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne.

**Action 4** : *Les comparaisons avec d'autres systèmes estuariens seront réalisées lors de l'année 3 (Avancement 100%).*

- Les comparaisons avec d'autres systèmes n'ont pu être faites concernant les expériences d'incubation et de respirométrie envisagées avec des échantillons des bouchons vaseux de la Loire et de la Seine, ceci à cause des problèmes techniques posés par ce type d'expérience. Il a fallu de multiples essais pour arriver à la mise au point de protocoles aboutissant à des conclusions significatives et une telle approche ne pouvait être envisageable pour les deux autres systèmes estuariens.

- Néanmoins, la comparaison de la cyclicité des teneurs en oxygène de la Gironde, de la Loire et de la Seine, abordée dans les programmes ETIAGE et BEEST, permet de bien cerner la spécificité de ces 3 systèmes estuariens.

- 1- C'est en étiage estival (débits faibles, température des eaux élevées) que les 3 systèmes présentent des phénomènes d'hypoxie ;
- 2- Pour les systèmes Gironde et Seine, les apports de grands centres urbains (Bordeaux, Rouen, Paris...) favorisent l'apparition de ces hypoxies, du fait des teneurs en carbone organique labile (sous forme dissoute, mais aussi particulaire en période d'orage par effet de « by-pass ») et en  $\text{NH}_4^+$ . En Gironde, la présence du BV exacerbe ces phénomènes, alors qu'en Seine, les hypoxies se produisent tout à fait hors de présence du BV, mais dans une zone où, en étiage, l'écoulement des masses d'eau est limité, suite à de faibles oscillations amont-aval (effet de la marée) de ces eaux, qui, de ce fait, s'enrichissent progressivement en effluents ;
- 3- Enfin, en Loire, suite à des apports organiques très élevées, d'origine fluviale et même estuarienne, dus à des blooms phytoplanctoniques très forts, l'impact des effluents de Nantes est moins prioritaire, et les apparitions saisonnières d'hypoxie, très prononcées, ont lieu en aval de Nantes, dans le centre de l'estuaire, où réside le BV.

**Action 5** : *L'étude du devenir des effluents organiques : utilisation des traceurs isotopiques et moléculaires (Avancement 60%).*

- Certes l'étude des isotopes d'azote et de carbone a permis de saisir la part de fraction organique due aux effluents dans le matériel particulaire, mais l'échantillonnage relativement réduit sur lequel ces paramètres ont été mesurés, ne permet pas de généraliser la portée des résultats enregistrés, par manque de perception de la variabilité spatio-temporelle de ces derniers.

- En bref, si à proximité de la CUB, la fraction organique liée aux effluents est sensible, celle-ci devient très secondaire dès les environs du Bec d'Ambès, où la MO d'origine pédologique des bassins versants de la Garonne est nettement majoritaire et présente un fort caractère réfractaire.

- Quant aux spécificités de la fraction organique dissoute des effluents par analyse des spectres fluorimétriques obtenus sur des échantillons en entrée et en sortie de STEP, mais aussi en section garonnaise estuarienne, les premières interprétations sont en cours et doivent être confirmées en année 4.

### 3) Avis scientifique et préconisations

Lors de l'année 4, il sera effectué :

- L'impression et la mise à disposition du manuscrit de thèse sur les résultats d'Aurélien Lanoux, concernant les actions 1, 2, 3 principalement ;
- L'affinage des comparaisons inter-estuariennes avec notamment une proposition de l'ONEMA visant à définir l'utilisation des teneurs en oxygène dissous des eaux en tant

qu'indicateur de la qualité des eaux et à établir des préconisations pour une stratégie de surveillance optimale de ce paramètre pour les grands estuaires dans un premier temps, et les interfaces continent-océan à plus longue échéance ;

- La poursuite de l'utilisation de l'approche spectrofluorimétrique sur la fraction organique dissoute de la CUB.

#### 4) Références

- Abril G.**, Etcheber H., Le Hir P., Bassoullet P., Boutier B. & Frankignoulle M. (1999). Oxic/anoxic oscillations and organic carbon mineralization in an estuarine maximum turbidity zone (The Gironde, France). *Limnology and Oceanography*, 44: 1304-1315.
- Abril G.**, Riou S., Etcheber H., Frankignoulle M., De Wit R. & Middelburg J.J. (2000). Transient, tidal time-scale Nitrogen transformations in an estuarine turbidity maximum-fluid mud system (The Gironde, France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 50: 703-715.
- Abril G.**, Nogueira M., Etcheber H., Cabçadas G., Lemaire E. & Brogueira M.J. (2002). Behaviour of organic carbon in nine contrasting European estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54: 241-262.
- Etcheber H.**, Taillez A., Abril G., Garnier J., Servais P., Moatar F. & Commarieu M.-V. (2007). Particulate organic carbon in the estuarine turbidity maxima of the Gironde, Loire and Seine estuaries: origin and lability. *Hydrobiologia*, 588: 245-259.
- Lemaire E.**, Abril G., De Wit R. & Etcheber H. (2002). Phytoplankton pigments in nine European estuaries: implications for an estuarine typology. *Biogeochemistry*, 59: 5-23.
- Schäfer J.**, Blanc G., Lapaquellerie Y., Maillet N., Maneux E. & Etcheber H. (2002). Ten-years observation of the Gironde tributary fluvial system: fluxes of suspended matter, particulate organic carbon and cadmium. *Mar. Chem.*, 79 : 229-242.
- Servais P.** and Garnier J. (2006). Organic carbon and bacterial heterotrophic activity in the maximum turbidity zone of the Seine estuary (France), *Aquat.Sci.*, 68: 78-85.
- Veyssy E.**, Etcheber H., Lin R.G., Buat-Menard P. & Maneux E. (1999). Seasonal variation and origin of Particulate Organic Carbon in the lower Garonne River at La Reole (southwestern France). *Hydrobiologia*, 391: 113-126.
- Lanoux A.**, Etcheber H., Schmidt S., Sottolichio A., Chabaud G., Richard M., Abril G. (2013) Factors contributing to hypoxia in a highly turbid, macrotidal estuary (the Gironde, France). *Environmental Science: Processes & impacts*, 15, 585-595.

# AXE 2



**Caractérisation et flux des contaminants organiques  
(classiques et émergents)  
dans les eaux de la Garonne estuarienne**

**Avril 2012 – Mars 2013**

**Y.Aminot (Doctorant), H.Budzinski (CNRS), E.Parlanti (CNRS),  
K.Lemenach (Ingénieur)**

## 1) Contexte scientifique et objet de l'étude

La Garonne estuarienne est un milieu sensible, réceptacle ultime drainant un bassin versant de 56 000 km<sup>2</sup>. La contamination quasi-généralisée des eaux de surface par différentes familles de micropolluants organiques comme l'estuaire de la Seine (résultats du programme Seine-Aval) ainsi que le peu de données existantes sur l'estuaire de la Gironde justifie la nécessité de documenter la contamination de la Garonne estuarienne. Il s'agit, selon les 5 actions définies dans cet axe, de :

- **Action 1 : déterminer les contaminants organiques dans les effluents de la CUB arrivant en Garonne**
- **Action 2 : étudier le comportement de ces composés dans le bouchon vaseux**
- **Action 3 : comprendre les flux échangés et les approcher par échantillonnage passif**
- **Action 4 : comprendre les particularités du système estuarien girondin par comparaison avec d'autres systèmes estuariens**
- **Action 5 : étudier le transfert vers les organismes et approcher le risque écotoxicologique.**

A noter que l'étude a été approfondie pour les contaminants émergents étudiés dans le cadre d'un travail de thèse et que les autres contaminants ont fait l'objet d'un suivi moins fin.

## 2) Principaux résultats

**Action 1 : Déterminer les contaminants organiques dans les effluents de la CUB arrivant en Garonne** (Avancement 100%).

- **Médicaments :**

La caractérisation des effluents urbains a été réalisée lors des années 1 et 2. En année 3, les développements analytiques conduits sur la thématique des médicaments excrétés sous forme conjuguée ont permis de conclure à l'absence de médicaments sous forme sulfo- ou glucuro-conjuguée en entrée de station d'épuration (parmi les 53 molécules à l'étude). Ces formes conjuguées étant éliminées *via* les urines ou les fèces, une déconjugaison dans le réseau est suspectée.

Les derniers résultats de l'action 1 concernent l'estimation des taux d'abattement. Ces calculs nécessitant une méthodologie spécifique prenant en compte l'incertitude analytique, ils seront abordés avec des spécialistes de l'épuration et seront présentés en année 4.

- **Pesticides :**

La caractérisation des effluents urbains réalisée pour l'année 3 (mai 2012 à janvier 2013 et mars 2013) est en accord avec celle de l'année 2. En effet, 6 pesticides ont été détectés à des concentrations supérieures à 5 ng/L pour les deux stations d'épuration de Bordeaux.

L'imidaclopride (insecticide) et le diuron (herbicide) sont ceux dont les concentrations sont les plus importantes. Les concentrations en entrée de station sont assez comparables à celles de sortie, ce qui suggère qu'il n'y a pas de « disparition » des composés au cours des traitements. Ainsi, les concentrations en diuron et imidaclopride en sortie de station sont de l'ordre de 50 ng/L à 100 ng/L, ce qui correspond approximativement à un apport journalier dans la Garonne de l'ordre du kilogramme.

Pour le diuron, les concentrations sont sensiblement équivalentes d'un mois à l'autre, tandis que pour l'imidaclopride les concentrations semblent diminuer de mai à novembre, ce qui pourrait suggérer une certaine saisonnalité d'utilisation de ce composé (

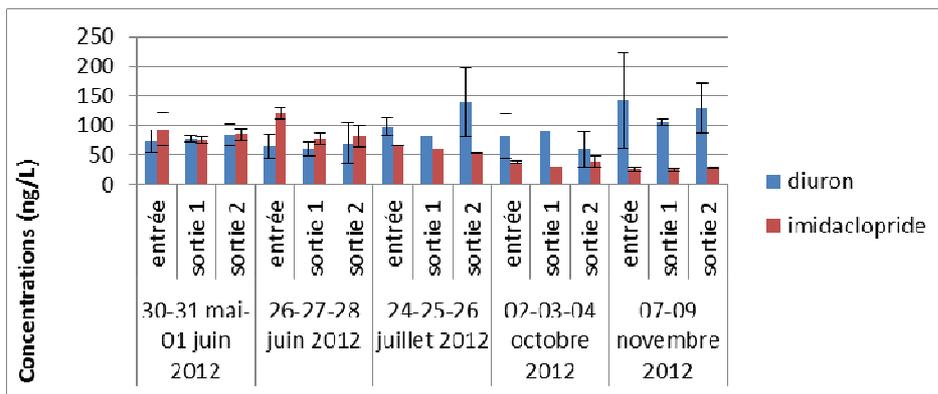


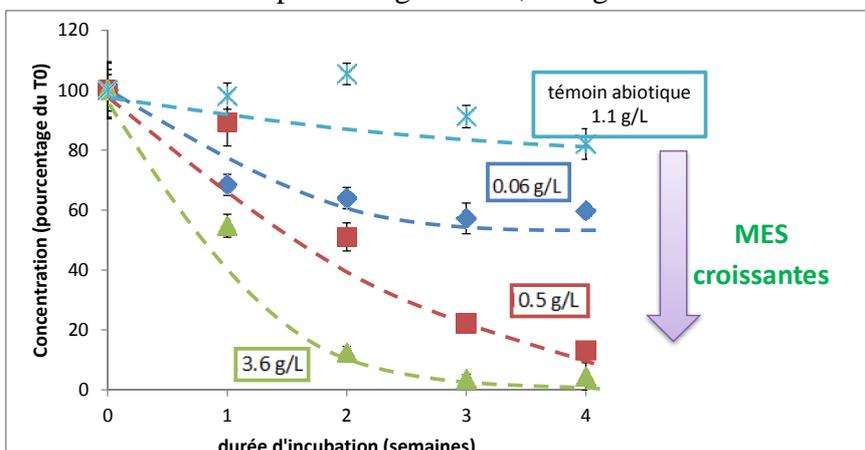
Figure 1). Ceci est à confirmer avec les résultats de décembre 2012, et de janvier et mars 2013.

Figure 1 : Evolution des concentrations (ng/L) en diuron et imidaclopride en entrée et aux deux

sorties de la station Clos de Hilde - mai 2012 à novembre 2012 - (n=3, 2 ou 1)

**Action 2 : Etudier le comportement de ces composés dans le bouchon vaseux** (Avancement 80%).

La dégradabilité des médicaments à l'étude a fait l'objet d'expérimentations en laboratoire. L'expérience consiste à suivre la cinétique de dégradation des molécules d'intérêt dans un mélange d'effluent de sortie de station d'épuration et d'eau de Garonne, cela à différents niveaux de concentrations en matières en suspension (MES). Les résultats montrent une différence de comportement molécule-dépendante avec des temps de demie-vie allant de moins de 3 jours à plus de 4 semaines (durée totale de l'expérience). La comparaison à un témoin abiotique (contaminé au chlorure mercurique) indique que, lorsqu'elle a lieu, la dégradation observée est biotique et non due à une spéciation sur les particules. Pour l'ensemble des composés dégradables, l'augmentation des MES accélère la cinétique de



de dégradation. L'exemple du sotalol est donné Figure 2.

Figure 2 : concentrations relatives en sotalol mesurées dans les expériences d'incubation. Les concentrations en MES sont données dans les encadrés.

Compte tenu des taux de MES rencontrés en estuaire de la Gironde et de leur variabilité journalière et annuelle, on s'attend à un rôle essentiel du bouchon vaseux dans la dégradation des molécules organiques contenues dans les effluents de la CUB et, par voie de conséquence, dans la formation de produits de dégradation probables.

**Action 3 : Comprendre les flux échangés et les approcher par échantillonnage passif** (Avancement 80%).

• **Médicaments :**

Le suivi terrain initié en 2011 a pris fin en décembre 2012. Concernant les molécules persistantes, les résultats traduisent l'effet de la dilution par les débits fluviaux : les plus faibles concentrations étant observées aux plus forts débits (l'exemple de la carbamazépine est donné en Figure 3). En ce qui concerne ces molécules, l'impact de Bordeaux n'apparaît pas majeur puisque les sites présentent des concentrations et des tendances équivalentes. En revanche, les molécules pour lesquelles l'apport majeur provient des effluents de la CUB et non de l'amont (exemple de l'abacavir) présentent des différences selon les sites : les concentrations en aval de Bordeaux sont selon l'année, de 2 à 30 fois supérieures à celles relevées en amont, à St-Macaire. Ces molécules sont par ailleurs rejetées lors de déversements de réseaux dus aux fortes intempéries. Les concentrations en paracétamol ainsi relevées le 16 décembre 2011 à Bordeaux à la suite du rejet en 15 jours de près de 2 millions de mètres cubes d'eau non traitée (déversement maximum 2011) sont 40 fois supérieures aux concentrations relevées avant l'épisode pluvieux.

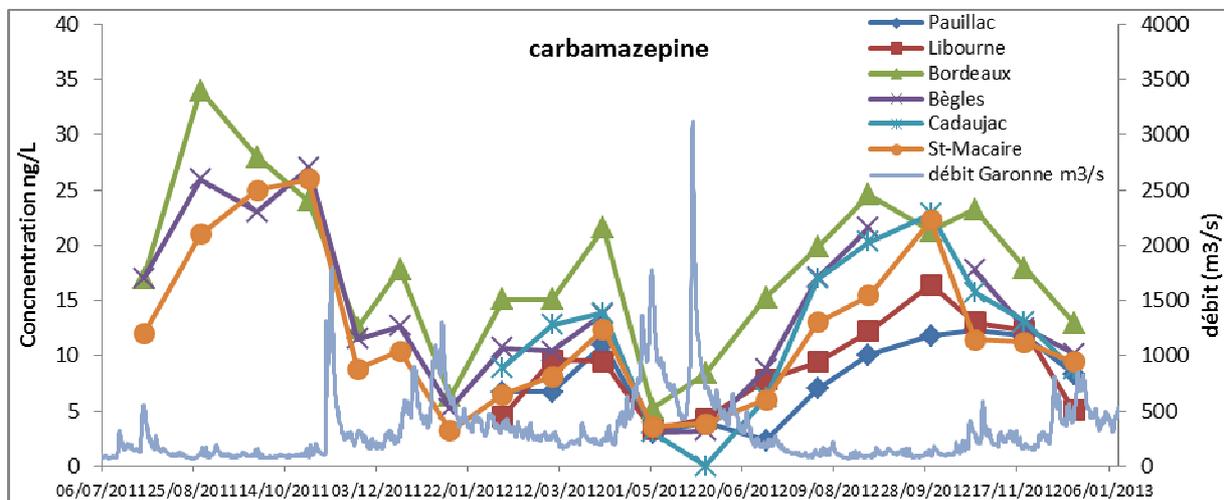


Figure 3 : évolution des concentrations en carbamazépine dans l'estuaire de juillet 2011 à janvier 2013.

• **Pesticides :**

Le suivi de l'estuaire de la Gironde pour les pesticides de la période de mars 2012 à février 2013 indique une présence majoritaire des pesticides issus de la culture du maïs (métolachlore, acétochlore, thiaméthoxam...). Les concentrations sont maximales pendant les périodes d'application (mai-juin) et sont de l'ordre de plusieurs centaines de nanogrammes par litre pour le métolachlore. Le reste de l'année elles sont autour de la dizaine de nanogrammes par litre. Des métabolites de pesticides (notamment ceux du métolachlore) ont

également été mis en évidence. Les concentrations sont maximales pendant les périodes d'application mais aussi plusieurs mois après, de décembre à février, pendant les périodes de pluie. De plus, des pesticides interdits depuis plusieurs années, comme l'atrazine, ont également été détectés à des concentrations faibles et stables (bruit de fond). La Garonne estuarienne est donc impactée par des apports ponctuels mais aussi diffus en pesticides.

Ainsi, les pesticides impactant majoritairement sur la contamination de la Garonne estuarienne proviennent de sources agricoles. Le rôle des apports de stations d'épuration n'est cependant pas à négliger : un pesticide, le fipronil, présent dans les effluents de sortie et très toxique, a été mis en évidence en Garonne lors d'une étude préliminaire. Sa présence sera à confirmer avec les résultats obtenus par échantillonnage passif. Il en est de même pour le diuron, dont l'usage agricole est interdit mais qui est majoritairement présent en sortie de STEP, qui peuvent alors constituer une source de contamination non négligeable pour le milieu.

**Action 4 : Comprendre les particularités du système estuarien girondin par comparaison avec d'autres systèmes estuariens** (Avancement 40%).

**Action 5 : Etudier le transfert vers les organismes et approcher le risque écotoxicologique** (Avancement 50%).

Les STEP sont l'une des principales sources de composés de type perturbateur endocrinien (PE) dans le milieu aquatique (Ternes et Joss 2006). Afin de caractériser l'impact des rejets de STEP de la communauté urbaine de Bordeaux vers le milieu récepteur, les profils biologiques des stations de Clos de Hilde et Louis Fargue ont été réalisés. La présence de composés biologiquement actifs dans les extraits ont été recherchés dans des échantillons d'eau moyenné sur 24h d'entrée et de sortie de STEP, prélevés en Mai 2011. La détection des PE a été effectuée en utilisant des tests cellulaires basés sur l'activation de gènes rapporteurs.

L'analyse biologique des extraits montrent la présence de PE à activité hormono-mimétique et des composés dioxin-like tels que hydrocarbures aromatiques polycycliques (Figure 4). Néanmoins, la détection d'activité liée aux xénobiotiques n'a pas été mise en évidence dans les extraits analysés.

Pour la station de Clos de Hilde, les concentrations mesurées pour l'activité oestrogénique et androgénique sont respectivement 10 fois à 23 fois plus élevée dans l'eau d'entrée de STEP que dans l'eau de sortie. Ce constat traduit l'efficacité de la STEP à éliminer de la phase dissoute de l'effluent les composés ayant ce type d'activité. La concentration obtenue pour l'activité oestrogénique dans l'effluent correspondent aux niveaux couramment rencontrés en sortie de STEP urbaines françaises (Labadie et Budzinski 2005; Creusot et al. 2010; Gabet-Giraud et al. 2010).

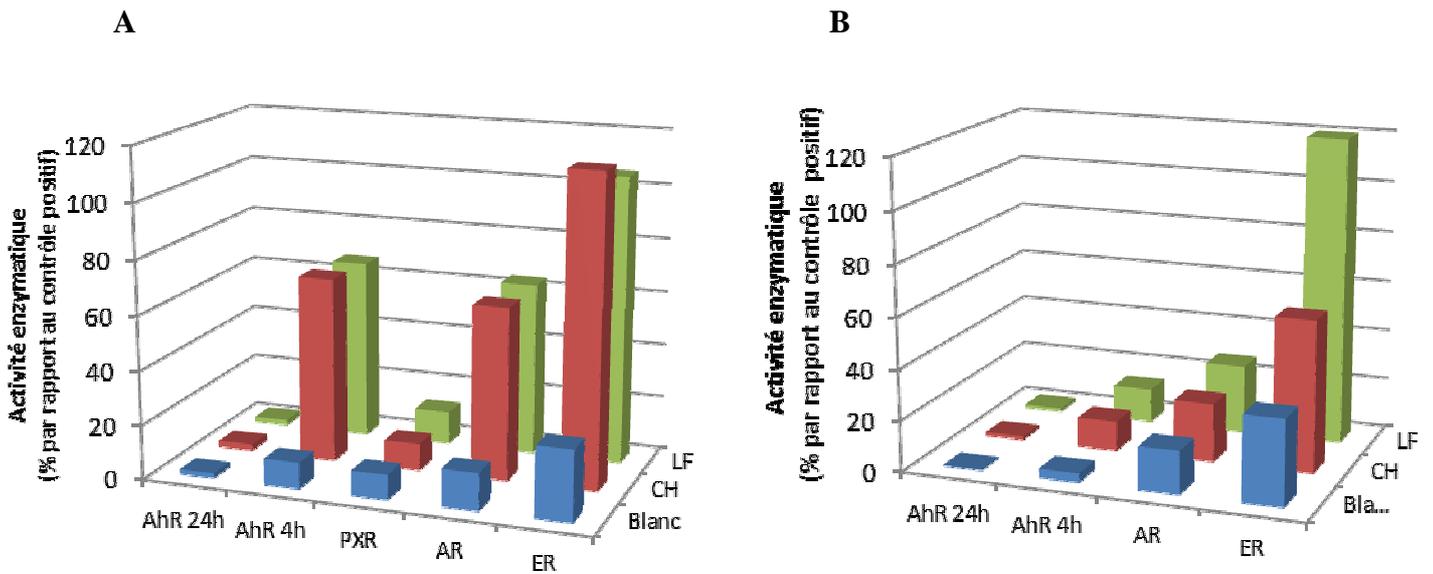


Figure 4 : Activités biologiques mesurées dans les extraits d'entrée (A) et de sortie (B) de stations d'épuration de Clos de Hilde (CH) et Louis Fargue (LF) prélevés en Mai 2011. Les activités cellulaires lié à la dioxine (AhR 24h), aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (AhR 4h), aux xénobiotiques (PXR) et les activités oestrogénique(ER) et androgénique(AR) sont représentés. Les extraits sont déposés sur les différentes lignées cellulaires à une dilution de 0,1. Les activités du blanc d'expérimentation sont également renseignées

Pour la station de Louis Fargue, les concentrations en PE à activité oestrogénique sont sensiblement les mêmes dans les échantillons d'entrée et de sortie. Pour l'activité androgénique, la concentration mesurée dans l'extrait d'eau d'entrée est 15 fois plus élevée que dans l'eau d'effluent traitée biologiquement. Pour l'effluent n'ayant subi qu'un traitement physique, la concentration mesurée est significativement la même entre l'eau d'entrée et celle de sortie. Ce résultat montre la nécessité d'effectuer un traitement biologique pour minimiser l'apport de PE de type hormono-mimétique vers le milieu récepteur.

Pour compléter la caractérisation biologique des STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue, la présence d'activité dioxin-like a été recherchée. L'activité mesurée est modérée dans les eaux d'entrée et faible dans les effluents.

### L'analyse dirigée par l'effet (Effect Directed Analysis, EDA)

Le profil biologique sera complétée par l'identification des composés responsable des activités biologiques observées. Cette étape sera effectuée en utilisant une approche bio-analytique de type analyse dirigée par l'effet (Effect Directed Analysis, EDA). Cette méthode pluridisciplinaire couplant analyse chimique et biologique, repose sur une simplification séquentielle d'un échantillon afin d'isoler puis identifier les composés actifs (Figure 5). Cette approche est particulièrement intéressante pour échantillons aussi complexes que des eaux de STEP puisqu'elle permet l'identification de sous-produits pouvant provenir de processus abiotiques et biotiques (e.g. phototransformation, biotransformation) mais également de renseigner sur les effets complexes de mélanges entre diverses molécules (e.g synergisme, additivité, antagonisme).

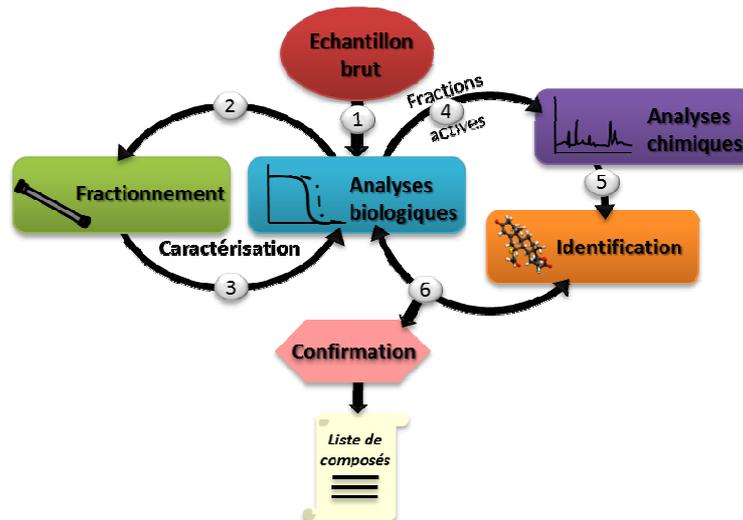


Figure 5 : Principe de l'analyse dirigée par l'effet (Effect Directed Analysis, EDA) (inspiré de Brack 2003).  
 1- Évaluation du profil biologique de l'échantillon, 2- Simplification de l'échantillon, 3- Caractérisation des fractions actives, 4- Analyse chimique des fractions actives, 5- Identification des composés suspectés comme actifs, 6- Confirmation de l'activité des composés identifiés

### 3) Avis scientifiques et préconisations

Les concentrations relevées dans le milieu corrélées aux mesures de débit mettent en évidence des phénomènes de dilution. Ainsi en période d'étiage, l'impact des rejets sur le milieu est plus marqué. A cette période, le bouchon vaseux est présent au niveau de Bordeaux et la dégradation des médicaments est accélérée. L'absence de données sur les sous-produits (persistance, toxicité) ne permet pas de conclure à un rôle bénéfique (épurateur) ou dommageable (génération de produits de transformation éventuellement plus toxiques que les composés parents) de cette dégradation accélérée.

Par ailleurs, le rôle d'incubateur du réseau des eaux usées en amont des stations d'épuration a pu être mis en évidence. Les dégradations s'y produisant sont toutefois peu connues et nécessitent de plus amples recherches.

### 4) Références

- Brack, W.** 2003. « Effect-directed analysis: A promising tool for the identification of organic toxicants in complex mixtures? » *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 377 (3): 397-407.
- Creusot, N., S. Kinani, P. Balaguer, N. Tapie, K. Lemenach, E. Maillot-Maréchal, J.-M. Porcher, H. Budzinski, et S. Aït-Aïssa.** 2010. « Evaluation of an hPXR reporter gene assay for the detection of aquatic emerging pollutants: Screening of chemicals and application to water samples ». *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 396 (2): 569-583.
- Gabet-Giraud, V., C. Miège, J.M. Choubert, S. Martin Ruel, et M. Coquery.** 2010. « Occurrence and removal of estrogens and beta blockers by various processes in wastewater treatment plants ». *Science of The Total Environment* 408 (19) (septembre 1): 4257-4269. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.05.023.
- Labadie, P., et H. Budzinski.** 2005. « Determination of steroidal hormone profiles along the Jalle d'Eysines River (near Bordeaux, France) ». *Environmental Science and Technology* 39 (14): 5113-5120.
- Ternes, Thomas A., et Adriano Joss.** 2006. *Human pharmaceuticals, hormones and fragrances: The challenge of micropollutants in urban water management*. IWA Publishing.

# AXE 3



**Etude des apports métalliques dans les eaux de la section garonnaise de l'estuaire de la Gironde**

**Avril 2012 – Mars 2013**

G. Blanc (Pr), A. Coynel (MdC), J. Schäfer (Pr), C. Bossy (Ing.), L. Dutruch (Ing.), N. Deycard (doctorante), L. Lanceleur (post-doc), L. Bethke (M2), X. Zhao (M2)

## 1) Rappel des objectifs de l'étude

La question centrale à traiter dans le cadre de cette étude est :

**Quelle est la proportion des apports locaux par rapport aux autres apports naturels et anthropiques ?**

Pour apporter des éléments de réponse quantitatifs à cette question, il faut être capable de faire un bilan quantitatif et qualitatif des entrées et des sorties des métaux transportées en phases dissoutes et particulaires dans cette zone. Pour cela l'Axe 3 du projet ETIAGE est découpé en 7 thèmes (ou actions) interconnectés dont les intitulés et les pourcentages d'avancement sont listés ci-dessous:

- **Action 1 : Caractérisation et quantification des entrées fluviales en métaux et métalloïdes concernant les apports du bassin de la Garonne, les apports des zones amont des bassins versants de Bordeaux.** (Avancement = 85%)
- **Action 2 : Quantification des entrées atmosphériques en dépôts secs et dépôts humides** (Avancement = 20%)
- **Action 3 : Quantification des sorties de la CUB, concernant essentiellement les apports à l'estuaire et au niveau des points de rejets du réseau d'assainissement.** (Avancement = 60%)
- **Action 4 : Cartographie et analyse spatiale par Système d'Information Géographique (SIG) des sources et de la redistribution urbaine des ETM dans les poussières, sédiments de route et sols urbains.** (Avancement = 50%)
- **Action 5 : Qualification des apports liés aux activités industrielles, hospitalières et urbaines.** (Avancement = 50%)
- **Action 6 : Etude expérimentale des transformations (mobilisation/fixation) des ETM dissous et/ou particulaires d'origine urbaine en contact avec les eaux et les particules (bouchon vaseux) de la Garonne.** (Avancement = 70%)
- **Action 7 : Enregistrement historique de l'activité urbaine dans les sédiments lacustres de Bordeaux.** (Avancement = 100%)

Ce rapport d'année 3 présente des résultats concernant plus particulièrement les *actions thématiques 3 et 7*.

**Action 3 : Quantification des sorties de la CUB, concernant essentiellement les apports à l'estuaire et au niveau des rejets du réseau d'assainissement.** (Avancement 85%).

Ce thème est essentiellement traité dans le cadre de la thèse de Nicole Deycard (début 01.04.2011) avec un focus sur les stations Louis Fargue et Clos de Hilde représentant 70% des rejets du réseau d'assainissement. Ci-dessous, est présenté un focus sur les

résultats concernant la qualité et les flux métalliques sortants des STEPs de Bordeaux. Les 8 métaux considérés sont Cd, Ag, As, Cr, Ni, Pb, Cu, et Zn (Figure 1).

• **Qualité des eaux sortantes**

Le système d'évaluation de la qualité des cours d'eau (SEQ-EAU) établi en France par les Agences de l'Eau (2003) porte sur l'usage pour l'eau potable, l'usage pour les loisirs et sports nautiques et sur la potentialité biologique incluant la vie des organismes aquatiques, l'aquaculture, l'élevage et l'irrigation. SEQ-EAU reste une bonne référence permettant l'évaluation de la qualité des eaux en terme de charge métallique dissoute et particulaire, la DCE (2006), programmes de surveillance de l'état des eaux ayant failli à cette mission. Les concentrations mesurées dans la fraction dissoute sortant des deux STEPs qualifient les eaux traitées entre « très bonne et bonne » pour Pb, Cr, As et Cd, « passable » pour Ni, entre « passable et mauvaise » pour Zn et « mauvaise » pour Cu. Les concentrations particulières maximales mesurées qualifient les eaux traitées de « mauvaise » pour tous les métaux considérés.

• **Flux métalliques totaux sortant et pluviométrie**

Sur la figure 1 sont présentés les flux sortants des 2 deux stations par temps sec et humide. Ce bilan de flux sortants se base sur une période d'observation de juillet-août 2011 incluant des épisodes d'orages estivaux en période d'étiage. Les valeurs des flux métalliques journaliers sortant des 2 STEPs sont comprises entre quelques grammes pour Cd (3 à 10 g) à la dizaine de kilogrammes pour Zn. Une pluviométrie sur Bordeaux supérieure à 1mm/j augmente les flux métalliques journaliers sortants des stations d'épuration d'une proportion spécifique à chaque élément. Par rapport aux flux déterminés en période sèche (<1mm/j, les taux d'augmentation double et plus pour Ag, Cu, Cr, Zn et Cd et triple pour Pb. Ils sont de l'ordre de 50 % pour As et Ni. Les rapports de flux (en rouge sous la figure 1) supérieurs à 2 en période de pluie indiquent que des flux métalliques sortants de Louis Fargue sont très dépendants des lixiviats métalliques par les eaux pluviales.

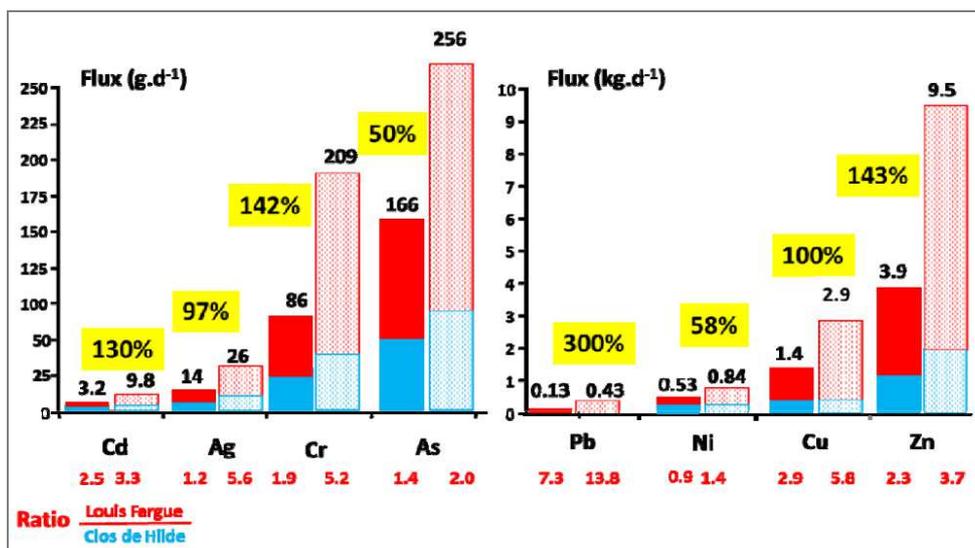


Figure 1 : Diagramme des flux totaux de Cd, Ag, As, Cr, Pb, Ni, Cu et Zn sortant de Louis Fargue et Clos de Hilde chaque jour par temps sec (DRY), soit pluie < 1mm/j (couleurs pleines), et par temps humide (WET), soit pluie > 1mm/j (couleurs pointillées).

Ces résultats sont comparables à ceux décrits pour les flux entrants avec cependant une influence plus marquée de la charge métallique des eaux de ruissellement sur les flux sortants de Louis Fargue (Figure 2).

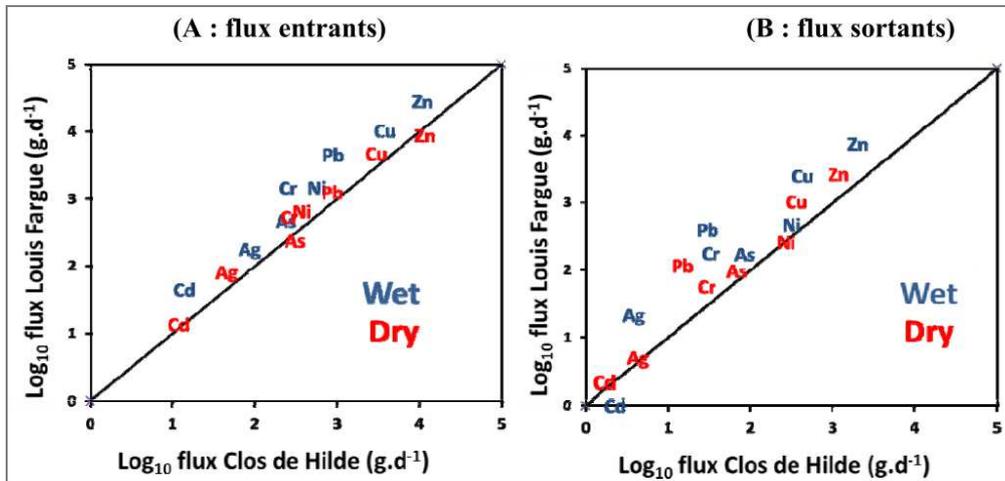
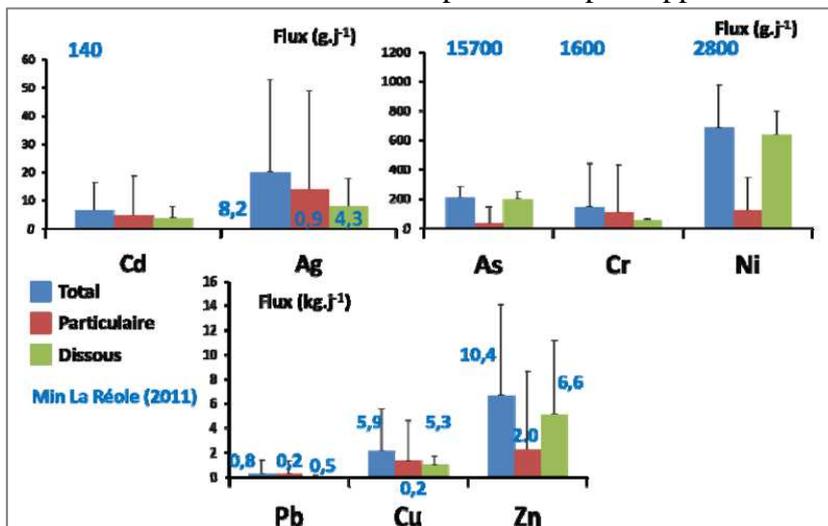


Figure 2 : Diagramme comparant les logarithmes décimaux des flux métalliques entrants (A) et sortants (B) pour les 2 stations par temps sec (en rouge) et humide (en bleu).

- **Flux métalliques dissous et particulaires : comparaison avec La Réole par faible débit**

Les flux métalliques totaux sortants des deux STEPs sont majoritairement représentés par la phase particulaire pour Cd, Ag, Cr, Pb et Cu et par la phase dissoute pour As, Ni, et Zn (Figure 3). Les valeurs minimales des flux dissous et particulaires à La Réole pour Cd, As, Cr, et Ni sont largement supérieures à celles des deux stations LF et CdH, ensemble. Toutefois, le flux maxima de Ag sortant des STEPs peut être 5 fois supérieur au minima mesuré à La Réole en faible débit. Les valeurs de flux maximum sortants des STEPS en Zn et Pb et Cu total sont comparables aux flux à la Réole. Ainsi lors de périodes de faibles débits de la Garonne, les apports des STEPs en Ag, Zn et Cu peuvent avoir un impact significatif sur leurs concentrations dans le fleuve à Bordeaux. De plus, les flux métalliques en phase dissoute, directement biodisponible, sortant des STEPS bordelaises représentent par rapport au total, plus de 95% pour As et Ni,



plus de 80% pour Zn, de 43 à 54 % pour Ag, Cr, Cu, Cd et 27% pour Pb.

Figure 3 : Flux moyen quotidiens sortants des STEPs en métaux totaux, dissous et particulaires pour Cd, Ag, As, Cr et Ni (g/j) et en Pb, Cu et Zn (kg/j). Les valeurs maximales mesurées sont indiquées par les barres verticales.

• **Contribution de Bordeaux en période critique de faible débit**

Pour la première fois pour autant de métaux, une estimation de la contribution métallique de toutes les stations (Louis Fargues, Clos de Hilde, Sabarèges, Cantinolle, Blanquefort-Lille, Ambès, La Melotte) de Bordeaux aux flux amonts de la Garonne a été effectué en majorant de 30% les flux donnés dans la figure 3 et en comparant aux valeurs de flux minimum déterminés à La Réole. Cette estimation montre que pour les faibles débits du fleuve, les 7 STEPs de Bordeaux augmentent potentiellement de 2% pour As, 5% pour Cd, 12% pour Cr, 28% pour Ni, 46% pour Pb, 48% pour Cu, 83% pour Zn et 300% pour Ag par rapport aux flux totaux arrivant du bassin versant de la Garonne. Ainsi, l'argent doit être considéré comme un polluant métallique urbain émergent.

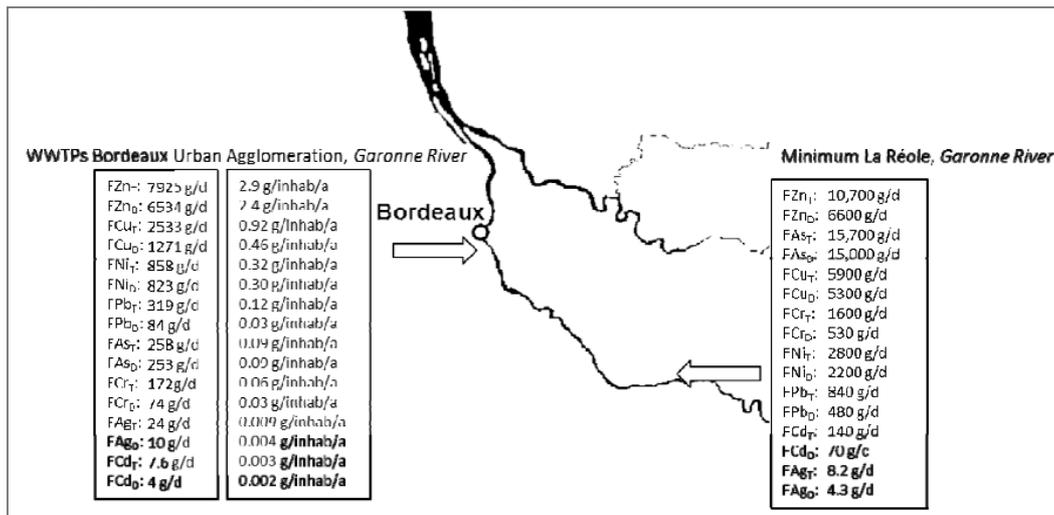


Figure 4 : Comparaison entre les flux journaliers totaux et dissous de Zn Cu, Ni,, Pb, As, Cr, Ag,Cd sortants de l'agglomération bordelaise et les flux minimum déterminés à la Réole la même année 2011. Les flux journaliers des sept STEPs Bordelaise en gramme par équivalent habitant (1 million) et par an sont également reportés.

• **Comparaison avec une autre STEP**

Il existe apparemment peu de données publiées sur les flux sortants des STEPs. Buzier et al. (2006) donnent une estimation de la station d'épuration « Seine-aval » seulement pour Cd, Cr, Pb, Ni, Cu. Zinc, Ag et As ne sont considérés dans cette étude. Les flux moyens sortant et entrant des STEPs à Bordeaux (AB) sont comparés avec ceux déterminés à Paris (SAP)

Flux Moyen Sortant (mg/hab/a)		métaux							
		Cu	Ni	Pb	Cr	Cd	Zn	As	Ag
(Agglomération Bordelaise (AB) : 1 000 000 équivalent habitant)	Total (T)	922	313	116	63	2,8	2885	94	8,7
	Dissous (D)	462	300	31	27	1,5	2375	92	3,8
	% D/T	50	96	27	43	54	82	98	44
(STEPS Seine-Aval Paris (SAP) : 6 500 000 équivalent habitant Buzier et al., 2006)	Total (T)	1002	890	<1	241	<0,2	nd	nd	nd
	Dissous (D)	442	728	<1	168	<0,2	nd	nd	nd
	% D/T	44	82	nd	70	nd	nd	nd	nd
% SAP/AB		109	284	nd	383	nd	nd	nd	nd
Flux Moyen Entrant (mg/hab/a)		métaux							
		Cu	Ni	Pb	Cr	Cd	Zn	As	Ag
(Agglomération Bordelaise (AB) : 1 000 000 équivalent habitant)	Total (T)	5001	1627	697	259	19	12548	568	90
	Dissous (D)	977	77	157	136	2,6	2439	39	8,8
	% D/T	20	5	23	53	14	19	7	10
(STEPS Seine-Aval Paris (SAP) : 6 500 000 équivalent habitant Buzier et al., 2006)	Total (T)	6350	1064	1809	896	67	nd	nd	nd
	Dissous (D)	1288	790	437	207	50	nd	nd	nd
	% D/T	20	74	24	23	75	nd	nd	nd
% SAP/AB		127	65	260	346	353	nd	nd	nd

(Tableau 1).

Tableau 1 : Comparaison des flux sortants et entrants des STEPs Bordelaises et Parisiennes.

Ces résultats montrent que **les flux en équivalent habitant (mg/hab/an) sont soit équivalent soit deux à trois fois inférieurs à Bordeaux par rapport à Paris**. Cela suggère que **les politiques de densifications des espaces urbains accentuent les rejets en métaux dans les milieux aquatiques adjacents**.

- **Abattement ou purification des entrants**

La figure 5 montre que les taux d'abattement sont spécifiques à chaque élément et comparables pour les deux stations étudiées, avec toutefois une efficacité de purification des entrants inférieure pour Louis Fargue.

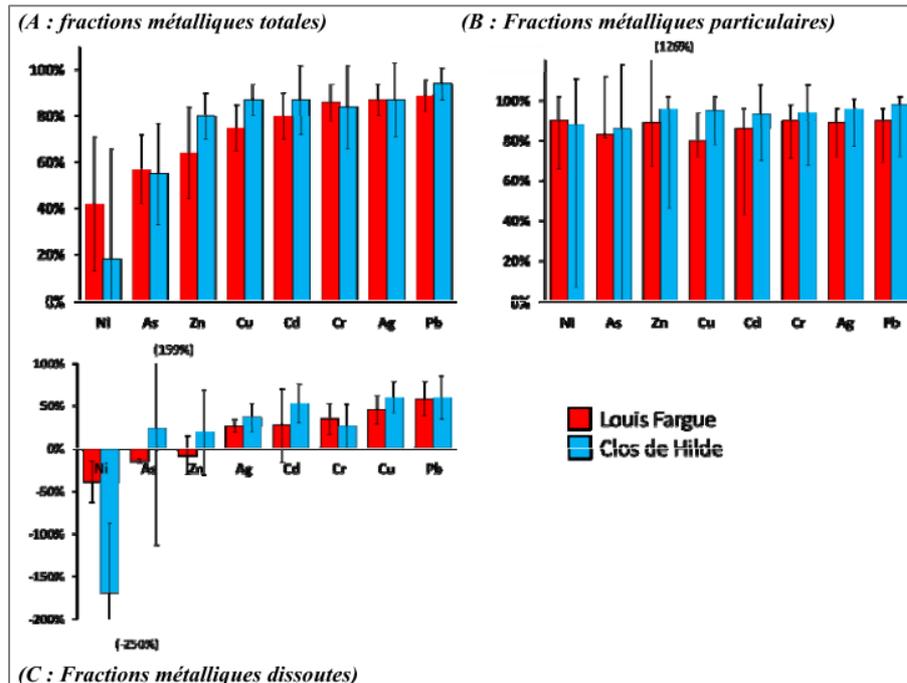


Figure 5 : Pourcentage de taux d'abattement des fractions totales (A), particulières (B) et dissoutes (C) des deux principales stations d'épuration débouchant dans l'estuaire de la Gironde.

Les **taux de purification de la fraction totale (dissous + particulaire) entrante varient de 60% à 80%**, respectivement par ordre croissant pour As, Zn, Cu, Cd, Cr, Ag, et Pb (Figure 5A). Ce résultat est conforme à ceux obtenus sur d'autres STEP (Olivier et Cosgrove, 1974, Buzier et al., 2006). Pour contre, Ni total montre des abattements nettement inférieurs.

**Les taux d'abattement des métaux particuliers sont supérieurs à 80%** pour les métaux étudiés (Figure 5B). L'étape de décantation transfère la majorité des métaux urbains vers les boues d'épuration, avec des taux de ~81% (Cu P) à 94% (Pb P et Cr P) à Louis Fargue et de ~76% (As P) à 98% (Zn P) à Clos de Hilde. Ainsi, **l'épandage des boues de stations d'épuration sur les sols agricoles participe à la dissémination des métaux dans l'environnement**.

La **fraction dissoute (Figure 5C)** est moins purifiée, avec des **taux d'abattement inférieurs à 60%** pour tous les métaux testés. Les taux d'abattement des métaux dissous sont compris entre 20 et 60% pour Pb, Cu, Cr, Cd, Ag et participe à l'abattement total (Figures 8C et 8A). De plus, pour Ni, As, Zn dissous, les abattements sont très variables temporellement et globalement nuls, jusqu'à être négatifs. Ce résultat témoigne d'un phénomène d'addition

(transferts de métaux en phase particulaire vers la phase dissoute) responsables de l'augmentation des flux dissous. Ainsi, le passage des eaux usées Bordelaise en station d'épuration augmente la biodisponibilité de Ni et dans une moindre mesure celles de As et Zn.

**Action 7 : Enregistrement de l'activité urbaine dans les sédiments lacustres de Bordeaux.** (Avancement 100%).

- **Sédiments de surface du Lac de Bordeaux**

Pour définir la qualité des sédiments lacustres urbains, une mission de prélèvements sur le lac de Bordeaux a été réalisée, 22 échantillons de surface localisés sur la figure 6, ont été récupérés à l'aide d'une benne à sédiment.

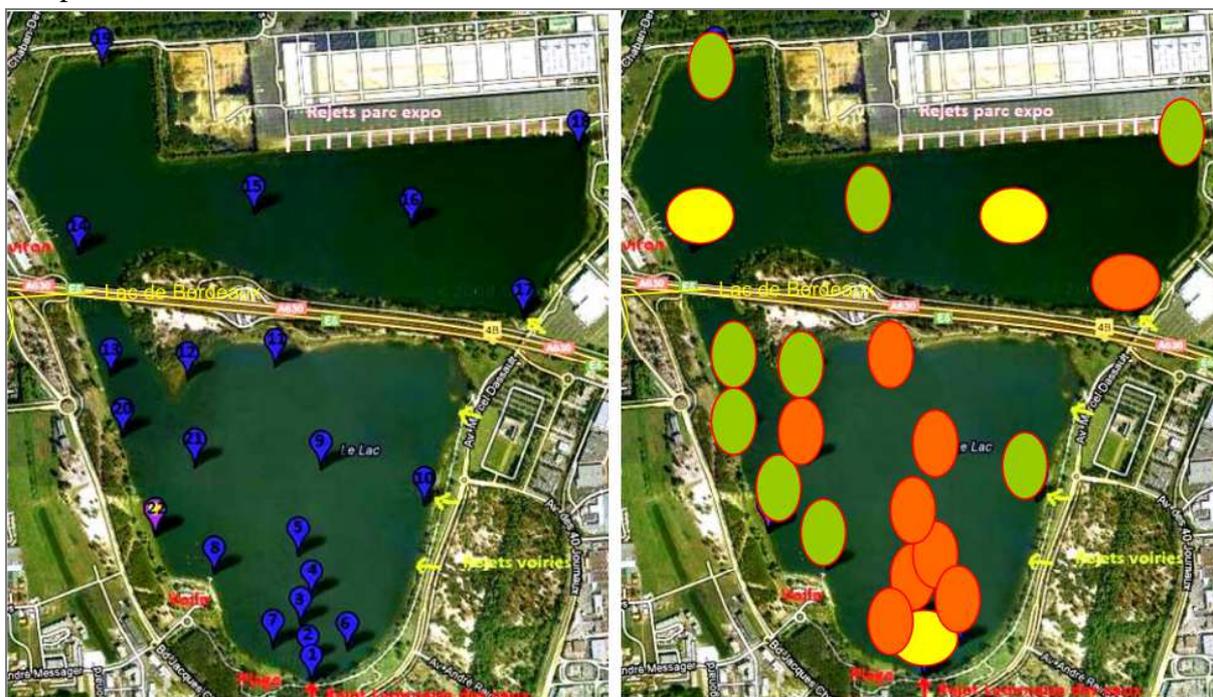


Figure 6 : Carte de localisation GPS des échantillons de sédiment de surface du lac de Bordeaux. La qualité des sédiments est représentée spatialement, ici pour Cu selon les codes couleur SEQ avec orange « mauvais », jaune : « médiocre », vert: « assez bonne », bleu: « excellente ».

La répartition spatiale à la surface est commune à l'ensemble des métaux (Figure 6) et montre que la source majeure des métaux dans les sédiments du lac de Bordeaux est l'émissaire de la Lyonnaise des eaux. Les sédiments de rives diluent le panache anthropique.

L'analyse en Ag, Th, Cu, Pb, Cd, Ni, Zn, Cr, et As du sédiment total (Figure 7) montre des concentrations qui dépassent le seuil critique SEQ dit « mauvais et médiocre », pour Pb, Cd ; Zn et Ni ; et « médiocre » pour Ni et As. Pour Ag et Th, il n'existe pas de référence SEQ. Toutefois, les concentrations en Ag mesurées dans les sédiments du lac de Bordeaux sont de deux à dix fois plus concentrées que le bruit de fond régional donné par Lancelleur et al. (2011). A l'inverse , les concentrations en V sont typiquement celles des sols et roches crustales.

Les résultats de la spéciation opérationnelle réalisée sur ces échantillons (Figure 7), montrent que ces métaux sont faiblement portés par la fraction organique, mais **présentent un fort potentiel de biodisponibilité**. Cette fraction dite « biodisponible » semble majoritairement adsorbés à la surface de minéraux détritiques fins de type « argiles ».

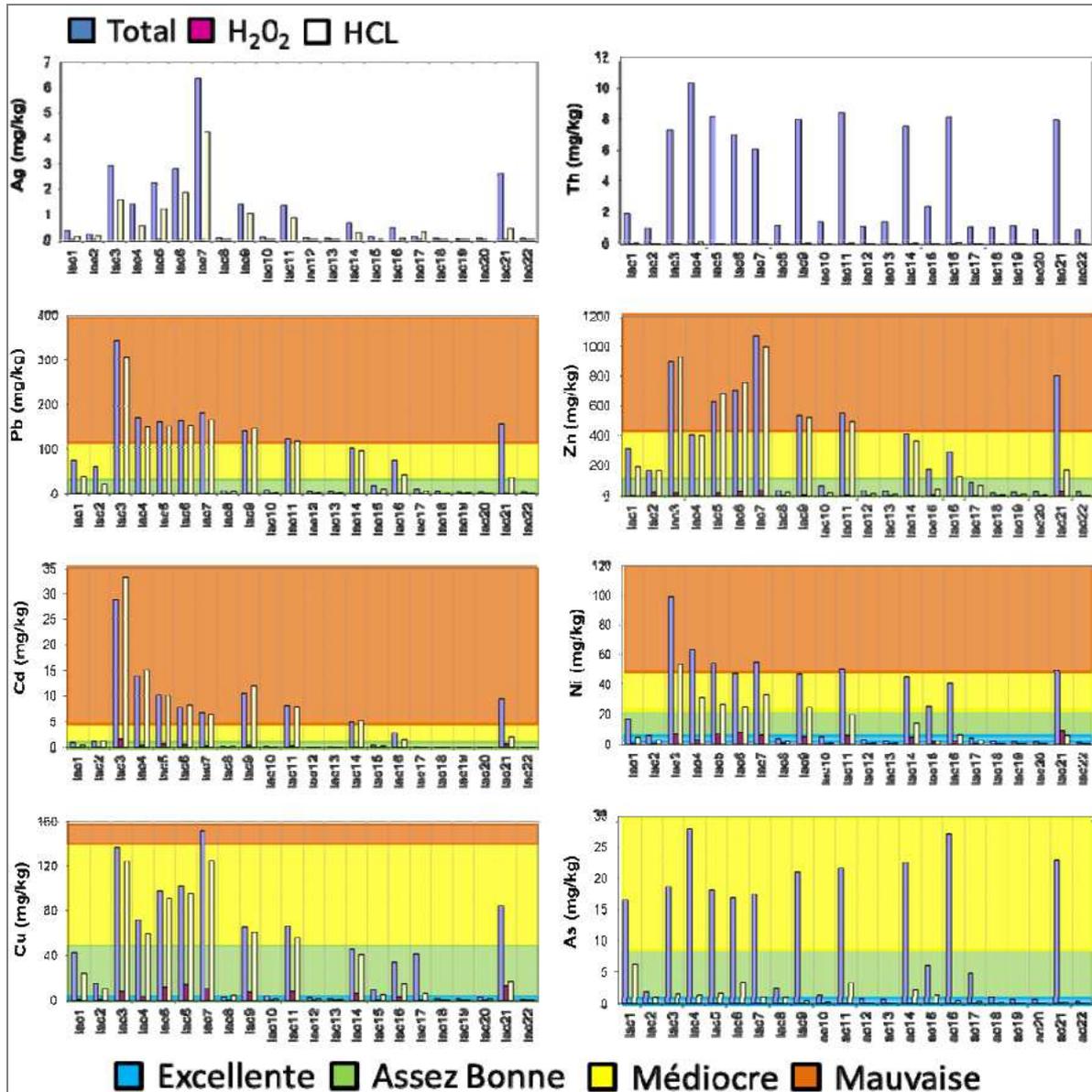


Figure 7 : Diagramme montrant les concentrations en Ag, Th, Cu, Pb, Cd, Ni, Zn, Cr, As et V dans les sédiments de surface du lac de Bordeaux. La fraction dite « organique » libérée par une attaque au peroxyde d'oxygène ( $H_2O_2$ ) est représentée en brun et la fraction dite « biodisponible » déterminée après une attaque HCl du sédiment est représentée en blanc.

- **Sédiment historique dans la Jalle de Blanquefort**

Une carotte de 492 cm a été prélevée dans une anse de la Jalle de Blanquefort en aval de la STEP « Lille » à l'aide d'un vibro-carottier. L'analyse macroscopique et l'image obtenue sous flux de rayons X montrent une sédimentation assez chaotique de zéro à 50 cm et parfaitement laminaire en dessous jusqu'à la base de la carotte. Cette différence de structuration est bien enregistrée sur le profil granulométrique montrant une sédimentation

grossière au sommet et fine à partir de 50 cm. Les profils de métaux montrent également cette dysharmonie, les concentrations, en dessous de 50 cm pourraient correspondre à celles acquises pendant l'Holocène alors que la partie supérieure enregistre le signal de la ville très probablement décennal. La normalisation au Th (élément lithogène) permet de s'affranchir de la variabilité granulométrique et de calculer un facteur d'enrichissement (Figure 8). Ces résultats montre que les rejets urbains causent un enrichissement sévère à modéré, respectivement en argent, et cadmium et mineur pour plomb, zinc et cuivre des sédiments modernes par rapport aux sédiments anciens déposés sur plusieurs siècles. Le nickel, le chrome et l'arsenic ne présentent pas d'enrichissements significatifs. **Ces résultats confirment une pollution significative en Ag et Cd des particules transportées à l'aval de la Jalle de Blanquefort vers l'estuaire de la Gironde.**

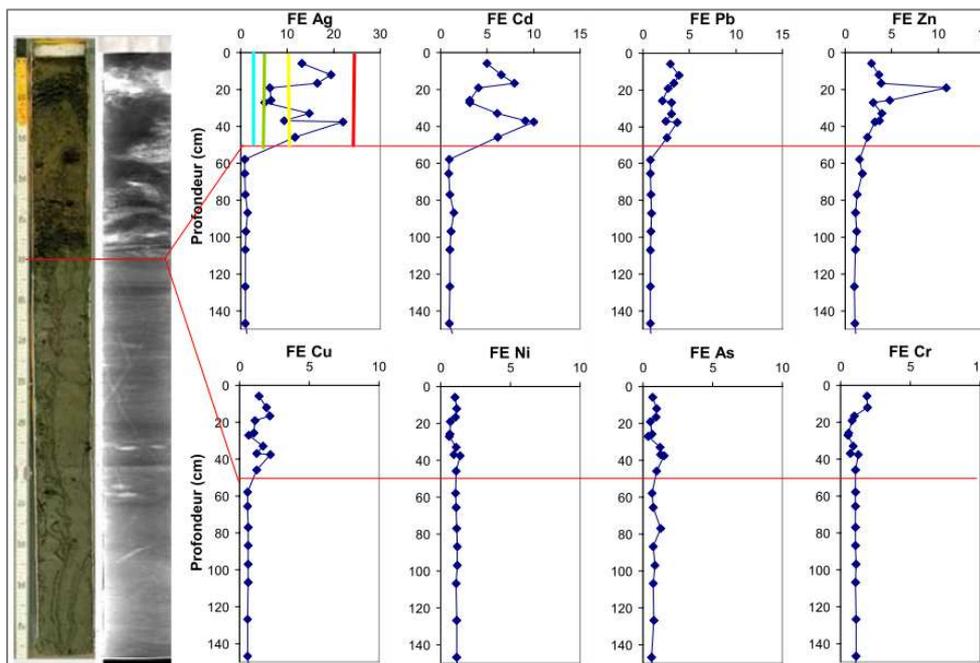


Figure 8 : Diagramme montrant les facteurs d'enrichissement de Ag, Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, As et Cr dans les sédiments de la Jalle de Blanquefort. A gauche sont représentées les photos en visible et rayon X de la carotte.

### Conclusions et perspectives :

Pour acquérir un guide permettant l'amélioration des rejets métalliques issus de l'urbanisation Bordelaise, il semble qu'il faille pousser plus avant les observations de terrain et mesures quantitatives discrètes, fiables et représentatives des apports en métaux à l'estuaire. Les mesures intégratives et les modélisations numériques hydrodynamiques ont peu de chance d'aboutir à un résultat crédible, sans la prise en compte de données géochimiques correctement interprétées en termes de flux, de processus et de sources. Pour cela, nous proposons de poursuivre les 7 actions de l'axe 3 d'étiage de la façon suivante :

### **Action 1 : Caractérisation et quantification des entrées fluviales en métaux et métalloïdes concernant les apports du bassin de la Garonne, les apports des zones amont des bassins versants de Bordeaux (Avancement =85%) :**

- Intégration des données de suivi de flux hydriques, de MES et de métaux à la Réole sur la période d'observation.

- Confrontation de ces données avec celles des variations climatiques et anthropiques régionales.

**Action 2 : Quantification des entrées atmosphériques en dépôts secs et dépôts humides** (Avancement = 20%) :

- Intégration des résultats des retombées métalliques atmosphériques totales sous forme d'une cartographie SIG.
- Comparaison des flux atmosphériques avec les autres flux entrants et sortants.

**Action 3 : Quantification des sorties de la CUB, concernant essentiellement les apports à l'estuaire et au niveau des points de rejets du réseau d'assainissement.** (Avancement = 60%) :

- Mise en place d'une station d'observation des transferts métalliques sur la Jalle aval. Mise en perspective des résultats sur 8 mois juillet 2013- mars 2014 par rapport à l'identification de sources en amont. (Cette démarche est un plus par rapport à la proposition initiale d'étiage (l'avancement final sera supérieur à 100%). Comparaison avec les résultats de sorties de STEPs. Bilan par rapport au bassin versant de la Garonne.

**Action 4 : Cartographie et analyse spatiale par Système d'Information Géographique (SIG) des sources et de la redistribution urbaine des ETM dans les poussières, sédiments de route et sols urbains.** (Avancement = 30%) :

- Campagnes de prélèvements et de mesures de sédiments de route. Intégration des résultats acquis, avec ceux de « stream » sédiments et de retombées atmosphériques dans un même modèle numérique de terrain. Comparaison des données métalliques sur les sédiments de route avec celles obtenues sur les sables et les boues des stations d'épuration.

**Action 5 : Qualification des apports liés aux activités industrielles, hospitalières et urbaines.** (Avancement = 30%) :

- Synthétiser les résultats ponctuels acquis. Toutefois cette action souffrira d'un manque d'échantillonnage au niveau des émissaires de sub-surface du centre historique Bordelais (l'AV final sera inférieur à 100%).

**Action 6 : Etude expérimentale des transformations (mobilisation/fixation) des ETM dissous et/ou particuliers d'origine urbaine en contact avec les eaux et les particules (bouchon vaseux) de la Garonne.** (Avancement = 70%) :

- Synthétiser les résultats d'expérimentations de cinétiques de sorption (échanges entre phases particulières et dissoutes) dans le gradient de salinité estuarien.

**Action 7 : Enregistrement historique de l'activité urbaine dans les sédiments lacustres de Bordeaux.** (Avancement = 100%) :

- Synthétiser l'ensemble des résultats acquis.

Faire une conclusion générale faisant le bilan des nouvelles connaissances acquises grâce au programme ETIAGE et proposant des améliorations de gestion permettant de réduire la dispersion des métaux urbains dans les environnements aquatiques et terrestres.

# AXE 4



**Approche de l'impact des conditions physico-chimiques affectant la masse d'eau estuarienne garonnaisesur les cortèges biologiques**

**Avril 2012 – Mars 2013**

## Contexte scientifique et objectifs de l'étude

Considéré comme le plus grand estuaire macrotidal ouest européen, avec ses 635 km<sup>2</sup> de surface à marée haute et une influence s'exerçant jusqu'à plus de 150 km de la mer, l'estuaire de la Gironde fait partie de ces systèmes d'interface à fortes productivités et fonctionnalités biologiques. Malgré les contraintes qu'y exerce la marée (fort courant, fortes variations de salinité, de turbidité et donc de pénétration de la lumière) et l'importance des activités qui l'affecte (activités et aménagements portuaires, dragages, rejets massifs, pompes électronucléaires et industriels, pêche commerciale et de loisir...), sa dimension et sa diversité lui ont permis de conserver encore tout son cortège de poissons migrateurs et d'abriter un certain nombre d'espèces marines (rôle de nurserie ou de zone de reproduction) ou estuariennes.

Mais cette richesse et cette diversité d'espèces présentes s'amenuisent régulièrement sous l'effet d'une surexploitation de certaines espèces, de l'altération de leurs habitats et de la dégradation de la qualité des eaux, dans un contexte global changeant, modifiant les équilibres antérieurs, malgré les efforts conduits depuis des décennies pour réduire les rejets et les impacts.

Deux problèmes majeurs menacent en particulier la qualité biologique de ce système estuarien, notamment dans sa partie amont, la plus étroite et la plus artificialisée, où se concentrent les apports du bassin amont et ceux des activités urbaines et industrielles locales :

- la toxicité du milieu liée à la présence d'un certain nombre de contaminants (notamment organiques, polymétalliques et d'origine médicamenteuse) assimilés par les organismes,
- la sous-oxygénation combinée à l'échauffement des eaux, particulièrement sensibles en période estivale lors d'épisodes pluvieux dans des contextes tidaux favorisant la stagnation des eaux, pouvant provoquer des situations ou des crises hypoxiques, voire anoxiques, défavorables à la survie ou au maintien des espèces locales comme au déplacement des espèces migratrices, contraintes d'emprunter ce corridor

**La problématique centrale de cet axe peut donc être résumée comme suit :**

- **le fonctionnement particulier de cette zone estuarienne affecte-t-il les cortèges biologiques ?**
- **quelles sont les conséquences des apports de polluants et des déficits d'oxygénation sur la présence, le niveau de contamination, l'état de santé et les migrations des espèces ?**

La réponse à ces questions nécessite de conduire un diagnostic assez large sur les différents compartiments biologiques présents, de la fraction planctonique, benthique, et des poissons, par des inventaires et des analyses, faisant intervenir différentes compétences de biologistes, de pathologistes et d'écotoxicologues, par de l'observation et de l'expérimentation. Elle devrait permettre une première appréciation des impacts des conditions et des événements subis par cette zone sur le fonctionnement des communautés estuariennes. Par ailleurs, les résultats de ces observations permettront de mesurer l'écart existant entre la situation actuelle et la situation de bon état écologique exigée par la Directive Cadre européenne sur l'Eau.

## **Action 1 : Approche de l'impact des conditions physico-chimiques affectant la masse d'eau estuarienne garonnaise sur les cortèges biologiques**

**Jérôme De Watteville, Mario Lepage et Philippe Jatteau**

### **1) Contexte scientifique et objectifs de l'étude**

Le bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne est un lieu de passage obligatoire pour l'ichtyofaune migratrice, qui se compose d'un cortège d'espèces migratrices parmi les plus riches d'Europe et dont font partie deux espèces d'aloses, l'alose feinte (*Alosa fallax*) et la grande alose (*Alosa alosa*). Ces deux espèces sont parmi les plus exigeantes en termes d'oxygénation des eaux dans l'estuaire (Maes et al., 2007).

La population de grande alose subit un fort déclin depuis le début des années 2000, conduisant à un moratoire sur les pêches en 2008. Les conditions de ce déclin sont encore incertaines mais l'analyse de l'évolution du stock reproducteur et de l'abondance des juvéniles d'alose dans l'estuaire montre une distorsion pour les années 2001 à 2005 : le niveau de recrutement est en chute malgré un stock reproducteur stable à un niveau élevé (environ 150 000 individus).

De l'incubation jusqu'à l'arrivée dans l'estuaire, les alosons sont très exposés aux modifications du milieu, notamment en termes de température et d'oxygène dissous, ces deux paramètres pouvant avoir un effet négatif sur la survie des juvéniles d'alose. De plus, les alosons doivent traverser au cours de leur dévalaison vers l'estuaire, une zone fortement turbide : le bouchon vaseux. Il se caractérise par de fortes concentrations en matières en suspension et en carbone organique particulaire. L'oxydation de cette matière organique par le compartiment bactérien consomme de l'oxygène et peut ainsi provoquer de sévères chutes du taux d'oxygène dissous dans l'eau. Ainsi les alosons sont potentiellement soumis à de mauvaises conditions d'oxygénation (hypoxie) lors de leur dévalaison.

**Dans le contexte d'une population de grandes aloses en difficulté sur le bassin versant Gironde Garonne Dordogne, la question est de savoir si le franchissement de cette zone hypoxique, liée au bouchon vaseux et aux effluents de la communauté urbaine de Bordeaux, est susceptible de générer une mortalité chez les alosons. Nous avons donc établi des calendriers de favorabilité à la migration des alosons afin d'identifier les années les moins propices à l'avalaison des alosons. Dans un second temps nous exposerons les possibles impacts de ces hypoxies sur le vivant en général au travers d'un résumé de l'étude bibliographique.**

### **2) Principaux résultats**

- **Conditions de migrations des alosons**

A partir d'une étude comportementale réalisée sur des alosons en année 2 du projet ETIAGE, nous avons établi un calendrier des opportunités migratoires des juvéniles d'aloses sur leur période de migration en estuaire : de juillet à septembre inclus. Plusieurs seuils comportementaux ont été retenus : (1) nage altérée, (2) perte d'équilibre et (3) mort de

l'individu. Ces seuils ont été calculés à deux températures différentes (20°C et 25°C) (cf Lepage et al 2012). Nous avons donc établi un calendrier d'opportunités migratoires à partir de six seuils d'oxygène, trois correspondant aux seuils à 20°C et trois autres correspondant aux seuils à 25°C. Nous avons pris en considération les seuils d'oxygène calculés à 20°C pour toutes les températures inférieures à 22,5°C et les seuils d'oxygène calculés à 25°C pour toutes les températures supérieures à 22,5°C. Des moyennes horaires ont été calculées à partir des données MAGEST pour effectuer ce travail.

*Tableau 1: Tableau récapitulatif du nombre d'heures cumulées de conditions défavorables à la migration d'avalaison des alosons, pourcentage d'heures cumulées de conditions défavorables par rapport à la période totale de migration (juillet-août-septembre) et minimum d'oxygène observé.*

Année	Nage altérée (h)	Perte équilibre (h)	Mort (h)	Total (h)	% mauvaises conditions	minimum d'oxygène observé (mg.L <sup>-1</sup> )
2005	389	79	102	570	25,8	2,36
2006	296	187	461	944	42,8	1,22
2007	82	19	15	116	5,3	3,14
2008	25	9	5	39	1,8	3,33
2009	337	62	57	456	20,7	2,71
2010	33	4	0	37	1,7	3,58
2011	264	49	0	313	14,2	3,45
2012	247	102	157	506	22,9	3,22

L'année 2005 est caractérisée par deux périodes peu favorables à la migration des alosons. Du 22 Juillet au 1<sup>er</sup> Août et du 5 au 10 septembre, les conditions sont très défavorables avec des conditions mortelles pour les alosons. De nombreuses périodes de conditions sub-létales sont à signaler courant juillet et pendant la première quinzaine d'août. Un total de 570 heures (soit 25,8% de la période de migration) de conditions défavorables dont 102 impliquent la mort des individus sont à dénombrer en 2005 (Tableau 1). L'année 2006 est de loin la plus mauvaise quant aux conditions de migration d'avalaison des alosons, avec 42,8% de conditions défavorables sur la période de migration. Un total de 944 heures de conditions défavorables dont 461 entraîneraient la mort des individus est observé en 2006 (

Figure 6). Du 1<sup>er</sup> juillet au 5 août les eaux de la Garonne au niveau de Bordeaux étaient très défavorables à la présence d'alosons avec une majorité de conditions entraînant la mort des individus. Du 5 au 16 septembre une autre période défavorable est remarquable mais l'hypoxie est moins prononcée qu'en Juillet (

Figure 6). Les températures en 2006 sont les plus élevées sur la période 2005-2012 avec des valeurs dépassant les 28°C. Les débits sont très faibles avec beaucoup de valeurs en dessous de 100m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. L'oxygène atteint des valeurs très faibles à la mi-juillet et la mi-septembre avec une moyenne journalière minimale de 1,9mg.L<sup>-1</sup> et une valeur minimale de 1,22mg.L<sup>-1</sup> soit des conditions quasi-anoxiques (Tableau 1).

En 2007 une seule période défavorable est observable du 1<sup>er</sup> au 9 août avec 15 heures de conditions entraînant la mort. De manière générale 2007 est une année plutôt bonne quant à la

migration d'avalaison des alosons avec seulement 5,3% de la période de migration où les conditions sont défavorables (Tableau 1). Les valeurs d'oxygène sont toujours supérieures à 4mg.L<sup>-1</sup> sauf le 5 Août où la moyenne journalière d'oxygène est descendue un peu en dessous de 4mg.L<sup>-1</sup>. L'année 2008 est à priori favorable quant à la migration des alosons mais environ 50% des données sont manquantes ; il nous est donc impossible de conclure formellement sur cette année. Trois périodes défavorables à la migration sont observables en 2009. Du 24 au 31 juillet, du 5 au 15 août et du 20 au 29 août les conditions sont mauvaises, la dernière période étant la pire avec 56 heures de conditions entraînant la mort (Tableau 1). L'année 2009 est plutôt mauvaise avec 20,7% de la période de migration où les conditions d'oxygène dissous sont en deçà d'un seuil de bon état. Les conditions d'oxygénation sont assez mauvaises avec un minimum observé à 2,71 mg.L<sup>-1</sup> (Tableau 1) et une moyenne journalière minimale de 3,5mg.L<sup>-1</sup>. L'année 2010 est favorable à la dévalaison des alosons avec 98,3% de la période où les conditions sont favorables et seulement 37 heures de conditions défavorables et aucune période où l'oxygénation et la température de l'eau entrainerait la mort (Tableau 1). En 2011 les conditions sont assez favorables avec 85,8% de la période de migration où les conditions sont acceptables. Durant les périodes du 15 au 25 Août et du 30 Août au 6 Septembre, les conditions d'oxygène ont été mauvaises sans toutefois atteindre le seuil provoquant la mort des individus. L'oxygène a atteint son minimum fin août avec une valeur à 3,45mg.L<sup>-1</sup> (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Les déficits en oxygène observés en 2012 en font la pire année depuis 2009 avec une période défavorable cumulée équivalente à 22,9% de la période totale de migration. Un total de 506 heures dont 313 heures de conditions pouvant entrainer la mort est à noter. Deux périodes défavorables sont observables et s'étalent respectivement du 23 juillet au 1<sup>er</sup> août et du 16 au 29 août. La température atteint son maximum (25,8°C) et l'oxygène atteint son minimum (3,2mg.L<sup>-1</sup>) vers le 19 août, date correspondant à la plus mauvaise période de migrations pour 2012.

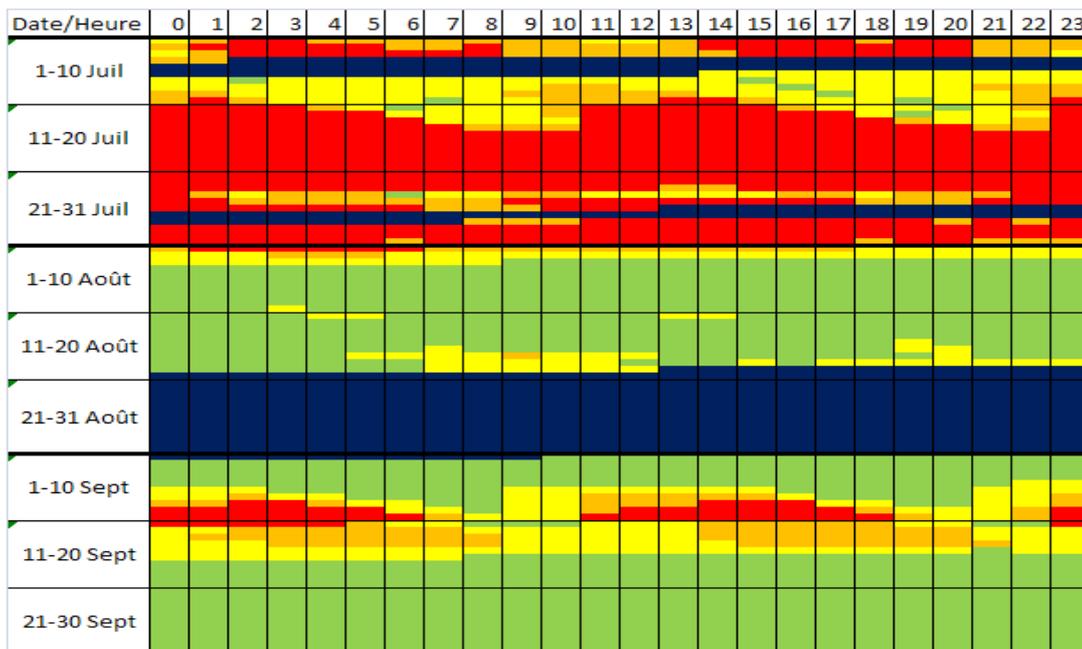


Figure 6 : Degré de favorabilité à la migration d'avalaison des alosons en 2006, en vert : conditions favorables ; en jaune : nage altérée ; en orange : perte d'équilibre ; en rouge : mort ; en bleu foncé : absence de données.

- **Etude bibliographique**

L'hypoxie a un impact sur la biocénose, visible par des diminutions d'abondance et de biomasse des organismes observés dans les zones hypoxiques (Breitburg et al., 2001). Lorsque l'hypoxie est sévère, prolongée ou récurrente certaines espèces peuvent disparaître de la zone hypoxique, entraînant ainsi une chute de biodiversité dans les systèmes touchés (Gray et al., 2002). L'impact de l'hypoxie dépend de la durée, de l'étendue et de la sévérité des événements hypoxiques. Tous les compartiments biologiques sont touchés par les événements hypoxiques (Vaquer-Sunyer and Duarte, 2008), mais des réponses différentes sont observées entre taxons, groupes fonctionnels, entre espèces d'un même taxon ou même entre différents stades de développement d'une même espèce (Wannamaker and Rice, 2000; Gray et al., 2002; Liu et al., 2011). Il existe des seuils d'oxygène à partir desquels les organismes souffrent du manque d'oxygène. On différencie les seuils létaux (causant la mort) des seuils sublétaux, c'est-à-dire les seuils à partir desquels les organismes subissent des effets délétères sans pour autant mourir. Les effets sublétaux de l'hypoxie sont assez bien documentés et très nombreux (Vaquer-Sunyer and Duarte, 2008). Ces effets se font ressentir à différentes échelles allant du moléculaire à l'écosystémique (Wu, 2002). En effet, l'hypoxie entraîne des modifications au niveau de l'expression de certains gènes (Lai et al., 2006). De ces expressions découlent des cascades biochimiques impactant la physiologie des organismes (Val et al., 1995). On peut citer par exemple un passage à un métabolisme anaérobie (Dalla Via et al., 1998), ou encore une réduction de l'activité locomotrice liée à une protéine se fixant sur l'ADN régulant les gènes inductibles par l'hypoxie (Wang and Semenza, 1993). Les effets de l'hypoxie se font aussi ressentir au niveau comportemental, la réponse la plus commune étant une augmentation du débit ventilatoire (Kramer, 1987). La totalité des réponses des organismes à l'hypoxie se traduit au niveau écosystémique, avec la disparition temporaire ou définitive des espèces les plus sensibles (Utne-Palm et al., 2010) entraînant des altérations des réseaux trophiques (Breitburg et al., 1997) et des cycles bio-géo-chimiques (Vaquer-Sunyer and Duarte, 2010). La quasi-totalité des organismes marins sont poïkilothermes, de ce fait leur métabolisme dépend de la température du milieu. Ainsi une augmentation des températures entraînerait une augmentation des besoins en oxygène. Dans le contexte actuel de réchauffement climatique les seuils létaux et sublétaux auront donc tendance à augmenter dans les années à venir (Vaquer-Sunyer and Duarte, 2011).

### **3) Avis scientifique et préconisations**

Les données MAGEST nous ont permis de mettre en évidence plusieurs années où les conditions de migrations étaient médiocres pour les alosons. En 2005, 2006, 2009, 2012 les paramètres physico-chimiques au niveau de l'agglomération bordelaise sont régulièrement impropres à la survie des alosons. On peut donc poser l'hypothèse d'une contribution significative des hypoxies sur la Garonne à la mortalité des alosons en période de dévalaison pour quatre des huit années ayant fait l'objet de notre étude. Cependant aucun suivi faunistique n'a pu être réalisé dans le secteur d'étude lors des périodes d'hypoxie (été). Il serait donc primordial de confirmer la présence des alosons sur la Garonne aux périodes théoriques de dévalaison. Une caractérisation de la dynamique de dévalaison au niveau de l'agglomération bordelaise permettrait de relativiser les effets réels des hypoxies. La

principale difficulté résidant dans la concomitance des évènements hypoxiques et de la présence des juvéniles d'aloses.

L'étude bibliographique réalisée nous renseigne sur les effets potentiels des hypoxies sur les compartiments faunistiques et en particulier sur le compartiment poisson qui apparaît comme l'un des plus sensibles. Toutefois, le compartiment crustacé montre une véritable sensibilité pour les stades de crevettes ovigères ainsi que pour les stades larvaires (zoé). Puisque la crevette blanche est un maillon central du réseau trophique estuarien, il apparaît important de ne pas négliger ce compartiment biologique en tant qu'indicateur précoce de dysfonctionnement biologique de l'écosystème.

Afin de limiter les apports de matière organique oxydable et de macro et micropolluant dans la Garonne, nous encourageons les initiatives permettant un meilleur traitement des effluents en particulier lors d'évènement d'orage. La réduction de rejets d'eau non traitée fait très probablement partie des objectifs prioritaires que devrait se fixer les gestionnaires du traitement des eaux usées. La deuxième recommandation que nous pouvons faire concerne les débits de la Garonne. En effet les problèmes d'hypoxie ne surviennent que lorsque les débits sont faibles ( $<100\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ). Des changements d'usage de l'eau en amont sont certainement à prévoir et cela prendra du temps. Les effets en cours et attendus du changement climatique nous prévoient une augmentation de la température et par conséquent de la température de l'eau et vraisemblablement une réduction des débits amont en lien avec l'évapotranspiration. Il est donc nécessaire de prévoir dès aujourd'hui des mesures favorisant un usage parcimonieux de l'eau pour éviter que la situation des crises hypoxiques ne devienne permanente.

#### 4) Références

- Breitburg, D.L., Loher, T., Pacey, C.A., and Gerstein, A., 1997, Varying effects of low dissolved oxygen on trophic interactions in an estuarine food web: *Ecological Monographs*, v. 67, p. 489-507.
- Breitburg, D.L., Pihl, L., and Kolesar, S.E., 2001, Effects of low dissolved oxygen on the behavior, ecology and harvest of fishes: A comparison of the Chesapeake Bay and Baltic-Kattegat systems, *in* Rabalais, N.N., ed., *Coastal and Estuarine Sciences*, Vol 58: Coastal Hypoxia: Consequences for Living Resources and Ecosystems, Volume 58: Coastal and Estuarine Sciences: Washington, Amer Geophysical Union, p. 241-267.
- Dalla Via, J., Van den Thillart, G., Cattani, O., and Cortesi, P., 1998, Behavioural responses and biochemical correlates in *Solea solea* to gradual hypoxic exposure: *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, v. 76, p. 2108-2113.
- Gray, J.S., Wu, R.S.S., and Or, Y.Y., 2002, Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment: *Marine Ecology Progress Series*, v. 238, p. 249-279.
- Kramer, D.L., 1987, Dissolved-oxygen and fish behavior: *Environmental Biology of Fishes*, v. 18, p. 81-92.
- Lai, J.C.C., Kakuta, I., Mok, H.O.L., Rummer, J.L., and Randall, D., 2006, Effects of moderate and substantial hypoxia on erythropoietin levels in rainbow trout kidney and spleen: *Journal of Experimental Biology*, v. 209, p. 2734-2738.
- Lepage, M., De Watteville, J., Jatteau P., and R. Fraty. 2012, Analyse des effets des périodes hypoxiques sur les fonctionnements biologiques. In *Etude intégrée de l'effet des apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne estuarienne (ETIAGE)*, Rapport synthétique d'avancement Année 2, Avril 2011-Mars 2012, Eds Etcheber H. & Lepage M., p.32-37
- Liu, C.C., Chiu, J.M.Y., Li, L., Shin, P.K.S., and Cheung, S.G., 2011, Respiration rate and swimming activity of larvae of two sub-tidal nassariid gastropods under reduced oxygen levels: Implications for their distributions in Hong Kong waters: *Marine Pollution Bulletin*, v. 63, p. 230-236.

- Maes, J., Stevens, M., and Breine, J., 2007, Modelling the migration opportunities of diadromous fish species along a gradient of dissolved oxygen concentration in a European tidal watershed: *Estuarine Coastal and Shelf Science*, v. 75, p. 151-162.
- Utne-Palm, A.C., Salvanes, A.G.V., Currie, B., Kaartvedt, S., Nilsson, G.E., Braithwaite, V.A., Stecyk, J.A.W., Hundt, M., van der Bank, M., Flynn, B., Sandvik, G.K., Klevjer, T.A., Sweetman, A.K., Bruchert, V., Pittman, K., Peard, K.R., Lunde, I.G., Strandabo, R.A.U., and Gibbons, M.J., 2010, Trophic Structure and Community Stability in an Overfished Ecosystem: *Science*, v. 329, p. 333-336.
- Val, A.L., Lessard, J., and Randall, D.J., 1995, Effects of hypoxia on rainbow-trout (*Oncorhynchus mykiss*) intraerythrocytic phosphates: *Journal of Experimental Biology*, v. 198, p. 305-310.
- Vaquer-Sunyer, R., and Duarte, C.M., 2008, Thresholds of hypoxia for marine biodiversity: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 105, p. 15452-15457.
- Vaquer-Sunyer, R., and Duarte, C.M., 2010, Sulfide exposure accelerates hypoxia-driven mortality: *Limnology and Oceanography*, v. 55, p. 1075-1082.
- Vaquer-Sunyer, R., and Duarte, C.M., 2011, Temperature effects on oxygen thresholds for hypoxia in marine benthic organisms: *Global Change Biology*, v. 17, p. 1788-1797.
- Wang, G.L., and Semenza, G.L., 1993, General involvement of hypoxia-inducible factor-1 in transcriptional response to hypoxia: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 90, p. 4304-4308.
- Wannamaker, C.M., and Rice, J.A., 2000, Effects of hypoxia on movements and behavior of selected estuarine organisms from the southeastern United States: *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 249, p. 145-163.
- Wu, R.S.S., 2002, Hypoxia: from molecular responses to ecosystem responses: *Marine Pollution Bulletin*, v. 45, p. 35-45.

## **Action 2 : Caractérisation de la composante planctonique et benthique dans la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde**

**B.Sautour (Pr), G.Bachelet (DR), N.Savoie (CNRS), F.Dindinaud (Doctorant)**

### **1) Contexte scientifique et objectifs de l'étude**

Les organismes vivants, et notamment planctoniques, sont extrêmement dépendants de leurs environnements. Ils possèdent un temps de génération court, ce qui leur confère un potentiel de réactivité intéressant en tant que marqueur des modifications qualitatives et quantitatives de leurs habitats (Omori, 1984 ; Beaugrand, 2009). Alors que les populations planctoniques et benthiques ainsi que leurs dynamiques associées sont bien connues dans la zone aval de l'estuaire de la Gironde (à partir du PK 30) (Sautour et Castel 1995 ; David *et al.* 2005 ; Quintin *et al.* 2011), rares sont les informations relatives à la composition de ces communautés biologiques dans la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde.

**Connaître la variabilité spatio-temporelle des communautés benthiques et planctoniques, ainsi que les patrons responsables de cette variabilité au sein de la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde, constitue la finalité recherchée de cette action, avec pour objectifs de répondre aux questions suivantes :**

**Déterminer la composition des communautés biologiques (benthiques et planctoniques) dans la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde (Garonne, zone impactée par la CUB, et Dordogne, zone témoin).**

**Déterminer la qualité ainsi que la variabilité du pool nutritif essentiel au maintien des communautés.**

**Etablir un lien avec les paramètres du milieu susceptibles d'agir sur les compositions biologiques.**

Les différentes réponses à ces questions fourniront dans un premier temps un état des lieux fondamental des communautés en présence et par la suite, avec la connaissance des patrons de distribution, un outil précieux de gestion.

## 2) Principaux résultats

Tableau 1 : Etat d'avancement des travaux de l'action 2 au 31/03/2013

		Année 1 (->31/03/2011)	Année 2 (->31/03/2012)	Année 3-4 (->31/03/2013)
<b>Echantillonnages</b>		30 %	90 %	90 %
<b>Manipulation</b>				
<b>Analyses plancton</b>	Phytoplancton	30 %	100 %	100 %
	Mesozooplancton	10 %	50 %	50 %
<b>Analyses benthos</b>	Meiofaune	10 %	70 %	100 %
	Macrofaune	0 %	50 %	100 %
<b>Analyses paramètres environnementaux</b>	Colonne d'eau	15 %	80 %	100 %
	Sédiment	0 %	80 %	100 %

### 2.1. Caractérisation du sédiment

La chlorophylle *a* dans le sédiment a été utilisée comme proxy de la biomasse microphytobenthique. Il a été possible d'observer une variabilité temporelle (saisonnière) fin été début automne plus marquée en Garonne à partir du mois d'août. La période hivernale a été caractérisée par des teneurs faibles des différents pigments ainsi que phaeopigments. Dynamique qui était présente à moindre échelle en Dordogne. La biomasse moyenne annuelle en Garonne était de  $12,6 \pm 1,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  et de  $6,54 \pm 1,81 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  en Dordogne avec des minimas en juin pour les deux fleuves et des maximas en août et septembre pour les deux fleuves également.

Le carbone organique particulaire ainsi que l'azote organique particulaire ont été caractérisées dans la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde. Les pourcentages en COP avaient des valeurs moyennes annuelles de  $1,6 \pm 0,03\%$  en Garonne et  $1,07 \pm 0,03\%$  en Dordogne. Les pourcentages en NOP avaient des valeurs moyennes annuelles de  $0,16 \pm 0,04\%$  en Garonne et  $0,12 \pm 0,04\%$  en Dordogne.

La granulométrie a été uniforme dans le temps et dans l'espace dans les deux fleuves. Elle est dominée (> 80 %) par les silts en domaine intertidal c'est à dire les particules inférieures à 63  $\mu\text{m}$ . Au sein du domaine subtidal, les particules inférieures à 125  $\mu\text{m}$  ont dominé et ce dans les deux fleuves.

#### 2.1.1. Caractérisation de la matière organique sédimentaire

La matière organique sédimentaire (MOS) de l'estuaire fluvial de la Gironde est principalement composée (70-80 %) de MOP terrestre (labile et réfractaire) et de microphytobenthos. L'influence du phytoplancton et de la matière organique d'origine anthropique est nulle ou négligeable dans la composition de la MOS. Constat similaire pour les stations qui sont proches des stations de Louis Fargue et Clos de Hilde. La variabilité des forçages environnementaux au niveau de la colonne d'eau comme du sédiment expliquent peu (sauf les débits) la composition de la MOS. La faible variabilité des signatures isotopiques et élémentaires illustrent une dynamique spatio-temporelle saisonnière de la MOP dans les sédiments plus stable que celle dans la colonne d'eau. La qualité de la matière organique sédimentaire ne semble pas expliquer la structuration de la méiofaune dans la partie fluviale

de l'estuaire de la Gironde. En revanche, la matière organique particulière réfractaire d'origine terrestre a permis d'expliquer la variabilité de la macrofaune au sein du domaine intertidal mais n'est pas significativement corrélée avec les abondances de la macrofaune.

## 2.2. Communautés benthiques : Méiofaune

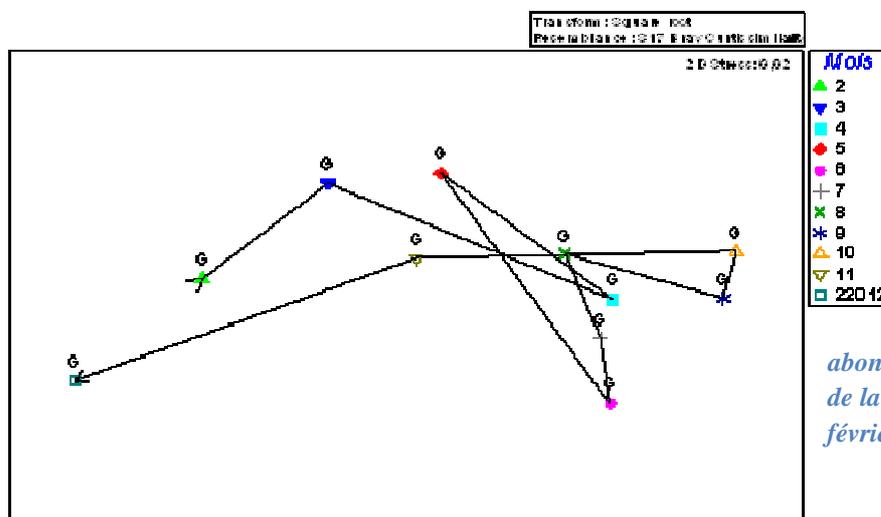
Le suivi de la méiofaune benthique a été réalisé sur 5 stations sur la Garonne et 4 sur la Dordogne en zone intertidale, échantillonnées mensuellement de février 2011 à février 2012, et 9 stations subtidales, échantillonnées en juin, août et octobre 2011 (position des stations cf. rapport année 1).

L'identification de la méiofaune a permis de mettre en évidence une richesse taxonomique similaire entre la Garonne et la Dordogne estuariennes. **Neufs groupes taxonomiques ont été identifiés** : Nématodes (contribuant à 80% de l'abondance totale), Copépodes, Oligochètes, Foraminifères, Rotifères, Cladocères, Tardigrades, Insectes et Gastéropodes.

Les densités élevées de méiofaune en domaine intertidal ont été significativement corrélées avec des teneurs en phéophytine *b* plus élevées et des pourcentages plus faibles en sables très fins pour le domaine subtidal.

Quelle que soit la période de l'année, les abondances sont plus élevées dans la Garonne estuarienne que dans la Dordogne estuarienne, avec des moyennes annuelles respectives de  $1328 \pm 134$  ind.10 cm<sup>2</sup> et  $349 \pm 45$  ind.10 cm<sup>2</sup>. Les stations G1 (Ambès) et G3 (Bordeaux) se démarquent. Les faibles abondances de G1 ainsi que les densités élevées de G2 n'ont pas pu être expliquées par les paramètres environnementaux mesurés. La figure 1 présente l'évolution de la structure des communautés méiobenthiques en Garonne de février 2011 à février 2012.

La structuration des communautés évoluent de façon variable en fonction des modifications rapides de l'environnement telles que les teneurs en oxygène, la température, la diminution des débits,... (considérées comme éléments perturbateurs car négatif pour ces populations) durant les mois fin printemps et estivaux (figure 3). Le système revient néanmoins à une structuration initiale en début d'année traduisant que les populations ne sont pas affectées à moyen terme (une année sur l'autre) par les perturbations occurrentes durant la période d'étiage (observations similaires en Dordogne estuarienne).



*Figure 3 : nMDS à deux dimensions représentant la variabilité temporelle (trajectoire temporelle du système) basée sur la matrice de similarité (calculée à partir du coefficient de similarité de Bray-Curtis) des abondances des différents taxons de la méiofaune en Garonne de février 2011 à février 2012.*

### 2.3. Communautés benthiques : macrofaune

Le suivi de la macrofaune benthique a été réalisé aux mêmes stations et avec un échantillonnage en juin, août et octobre. La richesse spécifique de ce compartiment est très faible, mais similaire entre la Garonne et la Dordogne estuariennes. **La macrofaune est constituée uniquement d'oligochètes** et notamment de deux espèces *Tubifex tubifex* et *Limnodrilus hoffmeisteri*.

**Aucun organisme macrobenthique n'a été retrouvé dans la zone subtidale des deux estuaires fluviaux, quelle que soit la station sur les trois mois échantillonnés.**

La variabilité inter et intra-fleuves est également marquée, avec des abondances annuelles moyennes (sur les 3 dates d'échantillonnage) de  $2416 \pm 572$  ind.m<sup>-2</sup> et  $343 \pm 60$  ind.m<sup>-2</sup> respectivement dans la Garonne et la Dordogne estuariennes (Figure 4). **Les stations de Ambès (G1) et de Bacalan (G2) se démarquent** par des densités faibles en G1 et élevées en G2 en lien avec le pourcentage en carbone organique particulaire et la teneur en sable moyens (Figure 5).

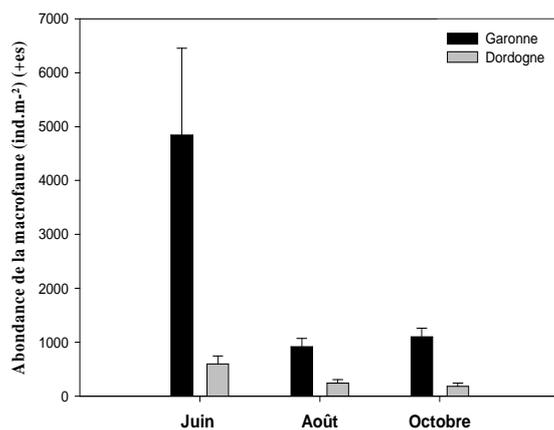


Figure 4 : Variation annuelle de la densité totale de la macrofaune (moyennes  $\pm$  ES) dans la Garonne et la Dordogne estuariennes.

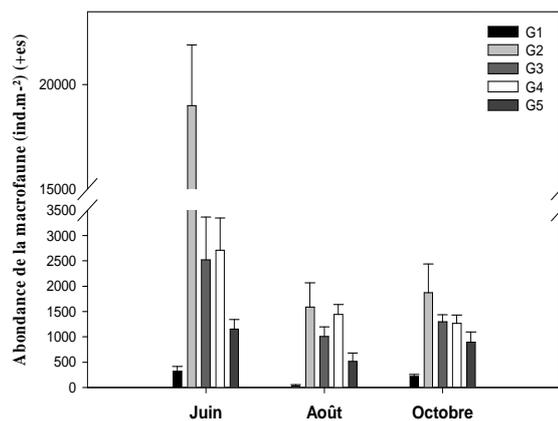


Figure 5 : Evolution spatio-temporelle de la densité totale de la macrofaune (moyennes  $\pm$  ES) par station dans la Garonne estuarienne (G1 : Ambès, G2 : Bacalan, G3 : Bordeaux, G4 : Bègles, G5 : Langoiran).

### 2.4. Environnement

#### 2.4.1. Colonne d'eau et matière en suspension

A la vue des paramètres abiotiques (températures et teneurs en matière en suspension) il a été possible dans un premier temps d'observer un cycle saisonnier marqué et dans un second temps des températures supérieures dans le fleuve de la Dordogne à partir de mai mais aussi en juillet des concentrations en matières en suspension plus élevées en Dordogne. Les retenues sur le bassin versant et donc la diminution des débits semblent avoir un impact sur les paramètres environnementaux entre la Garonne et la Dordogne.

L'analyse de la chlorophylle *a* comme proxy de la biomasse phytoplanctonique et de la phéophytine *a* indiquant la présence de matériel détritifique, a montré une dominance des phaeopigments notamment en Dordogne (moyenne annuelle,  $13,5 \pm 10,1$  µg.l<sup>-1</sup> et une

moyenne annuelle en Garonne de  $9,6 \pm 8,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ . La dominance de la phéophytine sur la chlorophylle au sein des deux fleuves estuariens a montré que le matériel présent était fortement détritique notamment en Dordogne. Aucune dynamique temporelle, et aucune production n'a été mise en avant en Garonne. Dans le fleuve de la Dordogne aucune dynamique temporelle, et aucune production n'a été mise en évidence concernant la chlorophylle *a*, en revanche, il a été possible d'observer une accumulation de matériel détritique à partir de juin.

En revanche, il a été possible d'observer une dynamique temporelle des paramètres biotiques et abiotiques similaire entre la Garonne et la Dordogne. La période « hiver-printemps » a été caractérisée par des teneurs faibles en chlorophylle, phaeopigments et MES. La période « été-automne » a été caractérisée par des teneurs élevées en phaeopigments, chlorophylle et MES.

#### 2.4.2. Qualité des MES

Le rapport COP/MES est en moyenne d'environ 1% traduisant que les matières en suspension ont été très pauvres en matière organique. Cette valeur est inférieure de 1 à 3% qu'en aval (PK67).

Le rapport COP/MES est un descripteur de : (1) l'importance relative des autotrophes, mixotrophes, hétérotrophes, (2) de l'état de fraîcheur ou de dégradation des autotrophes. Le rapport a varié entre 1000 (février-mars) à  $> 10000$  (avril-novembre). Ce résultat a témoigné de la présence d'organismes hétérotrophes, de matériel fortement dégradé et que la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde est très pauvre en phytoplancton.

De plus le rapport C/N a été utilisé comme descripteur de l'importance de la dégradation de la matière organique. Le rapport a varié entre 7 et 11 mol/mol indiquant également que la composition de la matière organique est pauvre en phytoplancton, la présence d'hétérotrophes et également la présence de matériel détritique.

#### 2.4.3. Sources de matière organique

La matière organique particulaire en Garonne estuarienne est un mélange de matériels originaires de quatre sources : le matériel issu du bouchon vaseux (réfractaire), du phytoplancton d'eau douce, de la MOP terrestre labile, et de la MOP anthropique. Les variations dans les contributions des différentes sources citées précédemment varient en fonction de la dynamique saisonnière en lien avec les débits. Mais la contribution du matériel réfractaire d'origine terrestre à savoir le bouchon vaseux domine l'ensemble des contributions. L'augmentation des débits favorisant l'évacuation du bouchon vaseux et l'apport de matériels terrestres labiles dans la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde.

##### ○ Analyses lipidiques

Les analyses lipidiques ont pour objectifs d'analyser la qualité de la matière organique car celle-ci soutient le réseau trophique. En effet les métazoaires sont dépendants des AGPI (acides gras polyinsaturés) fournis par leur alimentation. Certains acides caractérisent la matière organique, à savoir : 18:2(n-6); 18:3(n-3); 20:3(n-3), 20:5(n-3) et 22:2(n-6) **caractérisent le phytoplancton** et les AGR (ramifiés) et 15:0, 16:0, 17:0, 16:1(n-7), **caractérisent les bactéries hétérotrophes.**

**Les analyses ont montré que les AGPI** ont représenté  $25 \pm 2 \%$  (avril),  $37 \pm 5 \%$  (mai) et  $50 \pm 4 \%$  (juin) des AG totaux. De plus les analyses ont montré que les **AGR** ont représenté  $51 \pm 3 \%$  (avril),  $48 \pm 3 \%$  (mai) et  $36 \pm 5 \%$  (juin) des AG totaux.

○ **Variabilité spatiale**

En résumé, l'analyse des signatures des différents acides gras retrouvés dans la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde a montré que les deux *fleuves* sont **très pauvres en diatomées** (AGPI à 16 atomes de C et AGPI à 4, 5 et 6), que la signature de la MOPdétritique a été marquée 18:2(n-6) et 18:3(n-3).

○ **Variabilité temporelle**

La Dordogne a été plus concentrée en AGR (matériel détritique) que la Garonne. En période de production, la variabilité temporelle a été marquée avec un mois d'avril riche en AGR et AGS témoignant d'une signature microbienne élevée. En revanche, le mois de mai ainsi que le mois de juin ont possédé des acides gras essentiels (20:5(n-3) et 22:6(n-3)) aux métabolites. Le mois de juin a été caractérisé par de la matière organique particulaire détritique.

A titre de comparaison avec d'autres estuaires fluviaux français, la Seine et Loire, possède les mêmes classes d'acides gras mais les acides gras « essentiels » représentent entre 6 et 10 % des AGT en Seine et 14,9% des AGT en Loire pour seulement 2% en Gironde.

## 2.5. Communautés planctoniques : Zooplancton

L'échantillonnage du plancton au sein de la Garonne et de la Dordogne estuariennes a permis de recenser des espèces communes aux deux masses d'eau :

- 2 espèces de Décapodes : *Palaemon longirostris* et *Crangon crangon*,
- 2 espèces de Mysidacés : *Mesopodopsis slabberi* et *Neomysis integer*,
- 2 genres de Rotifères : *Lecane* et *Testudinella*,
- 1 espèce de Copépode : *Eurytemora affinis*,
- 1 espèce d'Amphipode : *Gammarus zaddachi*

Une autre espèce d'Amphipode (*Gammarus insensibilis*) et une espèce de méduse (*Craspedacusta sowerbii*) n'ont été échantillonnées que dans la Dordogne estuarienne.

*Eurytemora affinis* est le copépode dominant (> 98%) dans cette partie de l'estuaire. Il est essentiellement présent en période de production (mars-mai), (Figure 6)

Les densités sont relativement équivalentes entre la Garonne et la Dordogne estuariennes ; en revanche, la dynamique n'est pas la même avec une remontée et des densités importantes en amont dans la Garonne estuarienne au mois de juin au niveau de la station G5 (Langoiran).

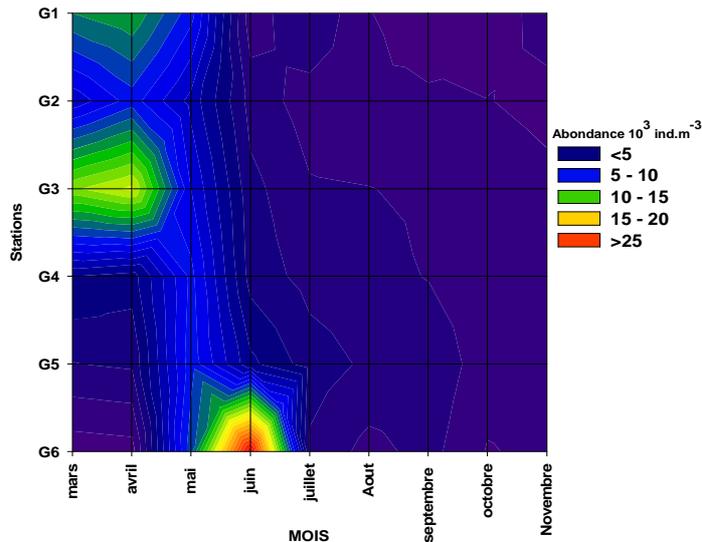


Figure 6 : Evolution spatio-temporelle de la densité d'*Eurytemora affinis* dans la Garonne estuarienne.

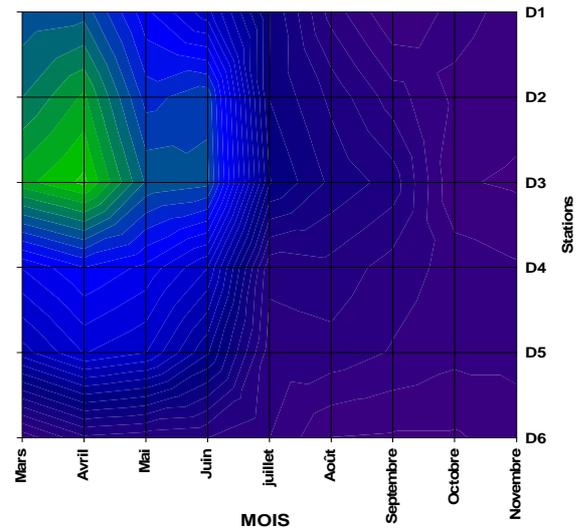


Figure 7 : Evolution spatio-temporelle de la densité d'*Eurytemora affinis* dans la Dordogne estuarienne.

### 3) Avis scientifiques et préconisations

Des analyses sur *Eurytemora affinis* seront poursuivies durant l'été 2013 afin d'observer un mouvement de la niche écologique de cette espèce. En comparaison avec des zones estuariennes similaires, les richesses spécifiques et taxonomiques des compartiments benthiques et pélagiques sont relativement équivalentes. Néanmoins, deux observations sont à relever : **(1) l'absence totale de macrofaune dans la zone subtidale** et **(2) les communautés sont structurées de la même façon d'une année sur l'autre traduisant que les perturbations environnementales** **occurent en période estivale ne les perturbent pas d'une année sur l'autre**. L'année à venir sera également consacrée à l'étude d'un critère fonctionnel de qualité environnementale de l'espèce dominante (*Eurytemora affinis*), à savoir la production zooplanctonique (efficacité de développement).

### 4) Références

- Beaugrand G.** (2009) Decadal changes in climate and ecosystems in the North Atlantic Ocean and adjacent seas. *Deep-Sea Research II*, 56:656-673
- David V., Sautour B., Chardy P., Leconte M.** (2005) Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: The Gironde estuary (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64:171-184
- Omori et Ikeda.** (1984). *Methods in Marine Zooplankton Ecology*. J.W. S. Inc., New York 311.
- Quintin J.Y., Etcheber H., Sottolichio A., Oggian G., Derriennic H., Mallet C., Roux Ducept A., Sautour B., Parra R., Bachelet G., Leconte M.** (2011) Surveillance écologique du site du Blayais, année 2011. Rapp. IFREMER RST DYNECO/AG/12-02,
- Sautour B., Castel J.** (1995) Comparative spring distribution of zooplankton in three macrotidal European estuaries. *Hydrobiologia* 311:139-151

### **Action 3 : Analyse des effets des périodes hypoxiques sur les fonctionnements biologiques**

**Mario Lepage (IR), Jérôme de Watteville (CDD), Philippe Jatteau (IR),  
Rémy Fraty (TR)**

## **Action 4 : Evaluation des niveaux de contamination et effets écotoxicologiques sur les composantes biologiques exposées dans cette masse d'eau estuarienne.**

**M.Baudrimont (Pr), S.Bureau du Colombier (CDD), V.Duflo (Ing), B.Etcheverria (Ing)**

### **1) Objectifs scientifiques et attendus pour les gestionnaires**

Les objectifs de l'action 4 sont l'évaluation des niveaux de contamination des composantes biologiques exposées à la masse d'eau garonnaise, l'estimation de l'impact des périodes d'hypoxie sur la bioaccumulation métallique et sur les effets toxiques subis au niveau cellulaire. Dans ce but, différentes approches ont été développées : **(1)** une mesure directe de la contamination des organismes échantillonnés (poissons, benthos et plancton) et la détermination des variations temporelle et spatiale ; **(2)** la transplantation d'organismes non contaminés sur différents sites dans la Garonne et la mesure des effets biologiques et écotoxicologiques ; **(3)** l'exposition en laboratoire d'organismes à différentes conditions de contamination représentatives de la Garonne.

### **2) Résultats majeurs**

#### **2.1. Etat d'oxygénation de l'eau au cours de l'été 2012.**

L'oxygénation de l'eau de la Garonne a été suivie en continu par la sonde MAGEST au port autonome de Bordeaux (Bacalan) et par une sonde terrain au port de Bègles et à St. Macaire. La limite inférieure de la teneur en oxygène supportée est différente entre les organismes aquatiques. Généralement, il est considéré qu'une teneur en dessous de 5 mg.L<sup>-1</sup> commence à être ressentie chez certaines espèces et qu'en dessous de 3 mg.L<sup>-1</sup> les conséquences chez les poissons sont graves. Ainsi, nous avons fixé le seuil d'hypoxie à partir de valeurs inférieures à 4 mg.L<sup>-1</sup>. En 2012, l'hypoxie est apparue plus tôt (dès le mois de juillet) et a été plus forte qu'en 2011. En juillet, elle a été plus marquée à Bacalan qu'à Bègles et les jours présentant des valeurs inférieures au seuil choisi représentaient respectivement 26 % et 14 % des données mesurées. En août, l'hypoxie a été deux fois plus élevée aux deux sites avec des valeurs passant à 51 % à Bacalan et 37 % à Bègles. Enfin, elle n'a pas été ressentie à St. Macaire durant toute la période des transplantations.

#### **2.2. Prélèvement direct d'individus dans la Garonne (1)**

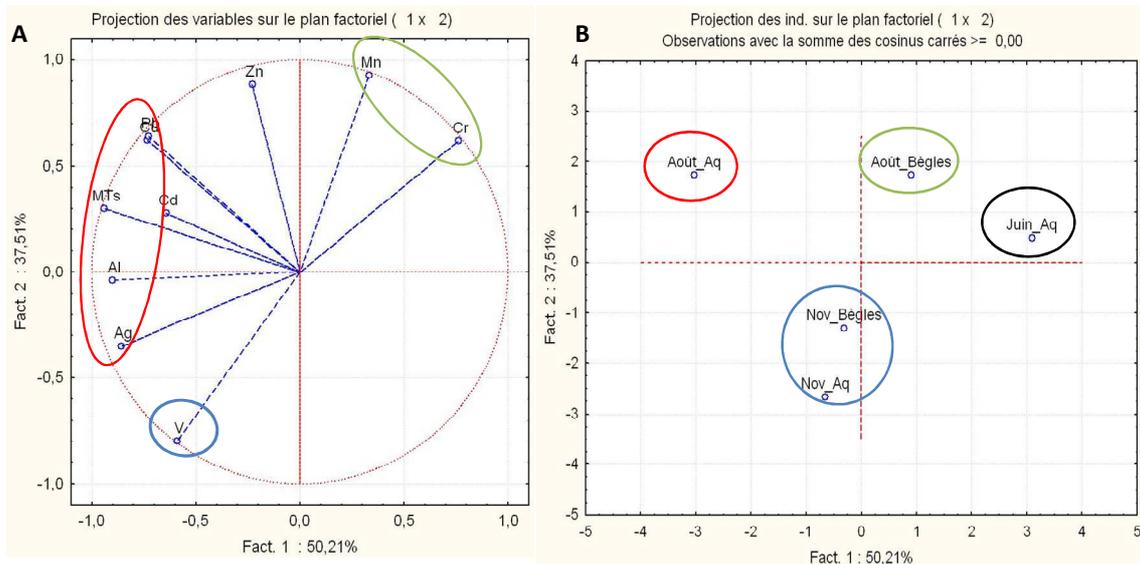
##### **2.2.1. Pêches poissons**

Sur le peu d'anguilles pêchées en 2010, les analyses n'ont montré aucune différence entre les sites. En 2011, de nouvelles anguilles ont été pêchées à trois périodes (juin, août et novembre) y compris en période d'hypoxie, par des verveux posés au niveau du pont d'Aquitaine (aval de Bordeaux) et de Bègles (amont). Les analyses qui suivent ont été réalisées sur le foie (organe de stockage impliqué dans le métabolisme cellulaire).

Une ACP prenant en compte la totalité des paramètres mesurés a permis de dégager, selon les plans factoriels 1 et 2 représentant 88% de la variance totale (figure 1A et 1B), des

concentrations métalliques fortement corrélées avec d'une part Al et Ag, d'autre part Pb, Cu et Cd. Le Cr, Mn, Zn et V ne semblent pas directement corrélés à d'autres éléments métalliques. Un effet saisonnier est d'abord observé avec une plus forte bioaccumulation des anguilles en période estivale (août) à Bègles et au pont d'Aquitaine. L'hypoxie observée à cette période entrainerait une augmentation de la ventilation des organismes (Legeay et al., 2005, Pierron et al., 2007) et amplifierait la contamination par voie directe. De plus, en période d'étiage, le débit de la Garonne étant plus faible, les métaux sont moins dilués dans la colonne d'eau et leurs bioaccumulations seraient favorisées. Ceci démontre un impact de la physico-chimie sur la bioaccumulation dans le foie d'anguilles.

A cette même période, un effet site est observé avec Bègles qui est représenté par une plus forte accumulation en Cr et Mn, caractérisant les apports originaires plutôt de l'amont du bassin versant. En effet, l'activité agricole utilise potentiellement des fongicides à base de Cu (bouillie bordelaise), de Mn associés au Zn (Mancozèbe, INERIS, 2007) ou encore de chlorure de zinc. De plus, l'activité portuaire environnante expliquerait aussi cette bioaccumulation à Bègles. Effectivement, le Mn et le Cr sont utilisés dans de nombreux alliages comme l'acier inoxydable et les hélices de bateaux (INERIS, 2007). Le site du pont d'Aquitaine est quant à lui représenté par l'accumulation en Ag, Al, Cu et Pb parfaitement corrélées avec les MTs. En effet, des augmentations significatives des concentrations en ces protéines sont mesurées en août à Pont d'Aquitaine par rapport à Bègles. Ceci montre un impact non négligeable de l'agglomération bordelaise. Majoritairement accumulés en aval de Bordeaux, l'Al et l'Ag pourraient être considérés comme des marqueurs de rejets urbains. En effet, l'Al pourrait provenir des STEP qui l'utilisent pour agglomérer les matières organiques particulières alors que l'Ag très utilisé comme antiseptique pourrait provenir des effluents d'hôpitaux.



**Figure 7- Analyses en composantes principales (ACP) basées sur la bioaccumulation polymétallique et les concentrations en métallothionéines (MTs) dans le foie d'Anguilla anguilla. La projection des individus sur le plan factoriel 1 x 2 (B) a été associée au cercle des corrélations (A).**

**Code de la projection des individus :** Le premier mot représente le mois des prélèvements : juin (Juin), août (Août) et novembre (Nov) ; Le deuxième mot désigne le site : Bègles (Bègles) et le pont d'Aquitaine (Aq).

**Code de la projection des variables :** (1) Les métaux : aluminium (Al), argent (Ag), cadmium (Cd), chrome (Cr) cuivre (Cu), manganèse (Mn), plomb (Pb), vanadium (V) et zinc (Zn) ; (2) métallothionéines (MTs).

En août 2011, l'hypoxie était présente sur les deux sites considérés, avec une oxygénation de l'eau plus faible en aval (pont d'Aquitaine) qu'en amont (Bègles) de Bordeaux. A cette période, la mesure d'expressions de gènes (tableau 1) montre des inductions chez les anguilles

pêchées au pont d'Aquitaine par rapport à celles pêchées à Bègles alors que de précédentes études ont montré le contraire en période d'hypoxie (Dranguet, 2012). En parallèle, les métaux sont plus bioaccumulés à Pont d'Aquitaine par rapport à Bègles à cette date, ce qui peut expliquer ces inductions. De plus, les anguilles pêchées étant libres dans le milieu, elles ont pu éviter en partie ce stress hypoxique.

Ainsi, la génétique a permis de caractériser un effet des contaminants plus marqué qu'un effet de l'hypoxie. En effet, les gènes *mt1* et *sod-mt* sont surexprimés et codent respectivement pour la synthèse de protéines détoxifiantes (MTs) et pour la lutte contre le stress oxydant dans les cellules en présence de métaux. L'induction du gène *mt1* est parfaitement corrélée avec l'augmentation des concentrations en protéines correspondantes. De plus, l'augmentation de la triglycéride lipase (*tgl*) indiquerait un besoin énergétique accru afin de lutter contre la présence de métaux.

En dehors de la période d'hypoxie, les niveaux d'expression génétique retrouvent leurs niveaux basaux ou sont réprimés en aval par rapport à l'amont de la CUB. Nous notons cependant que la respiration mitochondriale semble légèrement atteinte en juin au pont d'Aquitaine (induction du gène *cox1*).

*Tableau 2- Niveaux d'expression des gènes dans le foie de l'anguille pêchées au niveau du pont d'Aquitaine en comparaison avec celles pêchées au niveau de Bègles. Les gènes impliqués (1) dans le métabolisme énergétique : 6-phosphogluconate (6PGD), le glucose-6-Phosphate déshydrogénase (G6PD), triglycéride lipase (TGL), acétyl-CoA carboxylase (ACC), (2) dans la détoxification : métallothionéine type 1 (mt1), cytochrome P450 (cyp450), (3) la lutte contre le stress oxydant : catalase (cat), superoxyde-dismutase mitochondriale (sod-mt) (4) et dans la respiration mitochondriale : ATP synthase 6, sous-unité 1 du cytochrome c oxydase (cox1).*

*Les répressions génétiques sont représentées en violet et les inductions en vert.*

Fonctions		Pont d'Aquitaine		
		Juin	Août	Novembre
Métabolisme énergétique	<b>6pgd</b>	/	/	1/3
	<b>g6pd</b>	/	/	/
	<b>tgl</b>	1/2	4,00	/
	<b>acc</b>	/	/	1/3
Détoxification	<b>mt1</b>	/	2,64	/
	<b>cyp450</b>	/	/	/
Lutte contre le stress oxydant	<b>catalase</b>	/	/	/
	<b>sod-mt</b>	/	4,19	1/8
Respiration mitochondriale	<b>cox1</b>	1,78	/	/
	<b>atp synthase 6</b>	/	/	/

En 2012, il n'était pas prévu dans le projet de renouveler ces pêches poissons.

### 2.2.2. Prélèvement de benthos

En 2010 et 2011, les pêches de benthos menées n'ont pas permis de récolter suffisamment d'échantillons pour réaliser les mesures prévues. Elles n'ont donc pas été renouvelées en 2012.

### 2.2.3. Pêches de copépodes

En 2011, les résultats des pêches de copépodes ont été présentés dans le rapport de l'année 2. Il n'a pas été prévu de réitérer ces prélèvements en 2013.

## 2.3. La transplantation d'organismes dans la Garonne (2)

### 2.3.1. Schéma des transplantations

En 2012, seul des corbicules ont été transplantés dans la Garonne. Les résultats pertinents de la transplantation d'anguilles en 2011 ont permis de ne pas ré-expérimenter sur cette espèce

menacée. Les corbicules provenant d'un site non contaminé (St. Seurin) ont été transplantées en amont (Bègles) et en aval de Bordeaux (Bacalan) ainsi qu'au niveau d'un site « de

référence » (St. Macaire). Ils ont été exposés en période estivale soit durant trois périodes de 1 mois (juillet, août et septembre) ou soit sur trois mois (figure 2). Avant chaque transplantation, des organismes témoins non exposés à l'eau de Garonne ont été prélevés et analysés (St. Seurin).

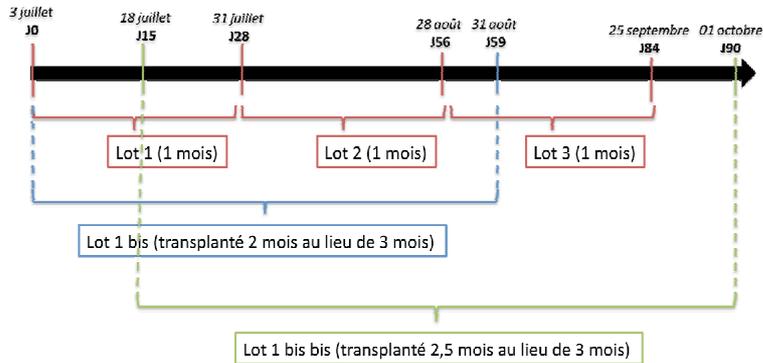


Figure 8- Schéma de la transplantation de *Corbicula fluminea* et d'*Anguilla anguilla* en période estivale dans la Garonne à Bacalan (amont de Bordeaux), Bègles (aval de Bordeaux) et St. Macaire (site référence) entre un et trois mois.

A Bègles, un défaut du matériel a exposé les corbicules aux forts courants de la Garonne entraînant leur mortalité soudaine quinze jours après le début de l'expérience (lot 1 bis). Pour avoir un suivi identique à chaque site sur 3 mois consécutifs, d'autres bivalves ont été transplantés en parallèle (lot 1 bis bis) à St. Macaire, Bègles et Bacalan. La forte mortalité des corbicules à Bacalan en août pour le lot 1 bis (76 % des individus) et en septembre (78 % des individus) pour le lot 1bis bis nous a obligé de les retirer prématurément afin de garder un échantillonnage suffisant pour les analyses prévues. Sur les mêmes périodes, la faible mortalité à St Macaire et Bègles (2 % aux deux sites) montre un impact des conditions physico-chimiques sur les corbicules en aval de Bordeaux. En revanche, la mortalité est faible (entre 0 % et 2 %) pour des corbicules exposées seulement un mois entre juillet et septembre. Ceci démontre une résistance des organismes à l'hypoxie mais sur une courte période.

### 2.3.2. Résultats obtenus avec le bivalve filtreur (*Corbicula fluminea*)

L'indice de condition (figure 3) est un marqueur de l'état de santé des bivalves. Plus l'indice est élevé, plus l'organisme grandit et donc plus les conditions environnementales sont favorables. A partir du mois d'août, les indices de condition à chaque site diminuent. La croissance des bivalves est donc inhibée par rapport aux témoins et de façon plus marquée à Bacalan et Bègles qu'à St. Seurin. Ceci démontre un effet physiologique marqué autour de l'agglomération bordelaise.

Les bioaccumulations métalliques augmentent systématiquement pour tous les métaux dans les tissus des bivalves transplantés autour de Bordeaux par rapport aux témoins. Nous avons choisi de ne présenter qu'une partie représentative des résultats dans ce rapport (figure 4). Les concentrations en V et en Cd par exemple décrivent un gradient de contamination entre l'amont et l'aval de Bordeaux pour les corbicules exposés de mi-juillet à septembre. La bioaccumulation est plus faible à St. Macaire, plus forte à Bacalan et intermédiaire à Bègles. De plus, parmi les sites étudiés l'accumulation métallique est plus faible à St. Seurin (site témoin). Les rejets de la CUB auraient donc un impact sur l'accumulation métallique qui semble être favorisée par une hypoxie plus intense à Bacalan qu'à Bègles cette année là.

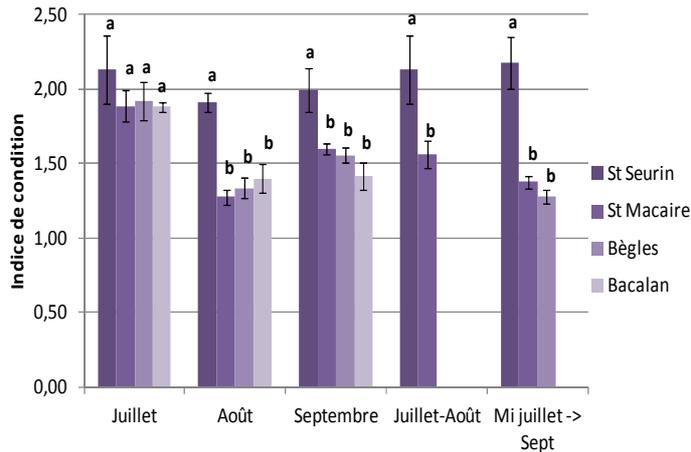


Figure 3- Cinétiques de l'indice de condition chez *Corbicula fluminea* sur les différentes périodes de transplantation aux trois sites sur la Garonne (St. Macaire, Bègles et Bacalan). St. Seurin est le site non contaminé (témoin).

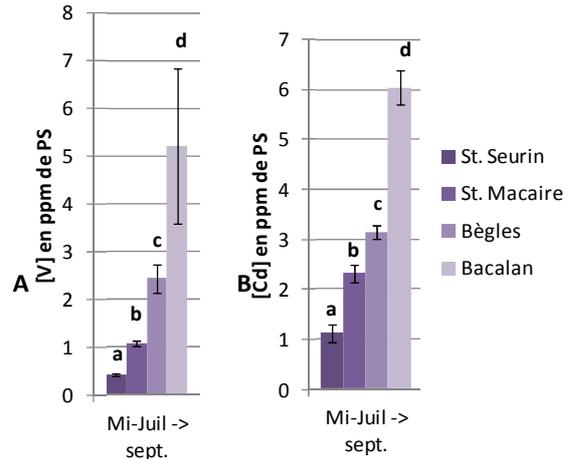


Figure 4- (A) Bioaccumulations en vanadium (V) et (B) en cadmium (Cd) dans l'organisme entier de *Corbicula fluminea* à St. Macaire, Bègles et Bacalan sur la période allant de mi juillet à fin septembre et à St Seurin (site témoin).

La quantification des MTs et les niveaux d'expression génétique sont en cours d'analyse.

#### 2.4. Exposition des organismes en laboratoire (3)

En 2013, une nouvelle étude en laboratoire s'est portée sur deux métaux très bioaccumulés lors des transplantations au niveau de Bordeaux: le Ni, pour approfondir la compréhension de son impact, et le Pb pour son caractère toxique peu étudié en mélange avec le Ni. Ainsi, des bivalves *Corbicula fluminea* ont été exposés durant 14 jours par voie directe au Ni et au Pb, seuls et en mélange. Deux niveaux de contamination (4 ppb et 40 ppb Ni ; 4 ppb et 20 ppb Pb) ont été utilisés, elles encadrent celles retrouvées dans les eaux de l'hexagone. La bioaccumulation métallique, la quantification des MTs et les expressions de gènes ont été analysées dans les branchies et masses viscérales des organismes.

Parmi les résultats majeurs obtenus, nous avons montré que la bioaccumulation du Ni dans les branchies augmente significativement au cours du temps dans la condition Ni seul (effet temps) et elle est plus élevée dans la condition 40 ppb Ni (effet gamme). De plus la bioaccumulation du Ni dans les branchies est modifiée de manière significative par la présence de Pb pour la plus forte concentration d'exposition. En effet, après 7 jours, la concentration en Ni dans les branchies est 60 % plus élevée dans la condition mélange forte exposition ([Ni+Pb]<sub>C2</sub>) que dans la condition Ni seul forte exposition ([Ni]<sub>C2</sub>). Il semblerait que l'accumulation du Ni soit facilitée par la présence de Pb en profitant de ses voies d'entrées. Aussi, après 14 jours d'exposition, les concentrations en Ni dans les branchies des corbicules exposés à la condition mélange [Ni+Pb]<sub>C2</sub> sont 20 % plus faibles que dans les branchies des organismes exposés à la condition de simple exposition [Ni]<sub>C2</sub>. Ces résultats semblent montrer une régulation de la concentration en Ni. En effet, les bivalves auraient atteint leur seuil d'accumulation en Ni dans les tissus au bout de sept jours dans la condition [Ni+Pb]<sub>C2</sub>. L'atteinte de ce seuil déjà observé dans une précédente étude (Dranguet, 2012) aurait entraîné la mise en place de processus de régulation du Ni tels que des transporteurs membranaires type ABC (Achard-Joris et al., 2004). Par contre, aux concentrations testées, les MTs ne semblent pas prendre en charge ces métaux. Enfin, l'étude de l'expression génétique indique la génération d'un stress oxydant par ces métaux, seuls ou en mélange.

### 3) Avis scientifiques et préconisations

Les résultats des analyses de 2012 sur les poissons et les bivalves confirment ceux des années précédentes. En effet, il est toujours observé une variation spatio-temporelle de l'accumulation métallique avec une plus forte contamination en aval de la CUB et en période estivale lors de l'hypoxie. La plupart des métaux sont plus bioaccumulés en 2012 qu'en 2011 au niveau de la CUB. L'hypoxie, apparue plus tôt et plus intense en 2012, pourrait être un des paramètres responsables. Malgré la capacité d'adaptation des organismes, le stress oxygène de la Garonne plus marqué en 2012, aurait affecté leurs dépenses énergétiques au détriment de leur croissance, voire de leur survie. Au vu des résultats, il semblerait nécessaire de limiter les rejets de métaux provenant des STEP ou des activités amont du bassin versant en période d'étiage. De plus, l'amélioration de leurs traitements dans les stations limiterait leur rejet dans l'environnement.

### 4) Références bibliographiques

- Achard-Joris M.**, Baudrimont M., Boudou A., Bourdineaud J.-P., (2004). Induction of a multixenobiotic resistance protein (MXR) in the asiatic clam *Corbicula Fluminea* after heavy metals exposure. *Aquatic Toxicology*, 67, pp.347-357.
- INERIS** (2007). Manganèse et ses dérivés ; Version n°2, mise à jour le 25/04/2007.
- Legeay A.**, Achard-Joris M., Baudrimont M., Massabuau J.C., Bourdineaud J.P. (2005). Impact of Cadmium Contamination and Oxygenation Levels on Biochemical Responses in the Asiatic Clam *Corbicula Fluminea*. *Aquatic Toxicology* 74, 242–253.
- Dranguet P.**, (2012). Effets isolés et combinés de l'exposition de *Corbicula Fluminea* à l'hypoxie et au Ni par voie directe en laboratoire. Université Bordeaux 1, rapport de stage.
- Pierron F.**, Baudrimont M., Lucia M., Durrieu G., Massabuau J.C., Elie P. (2008). Cadmium uptake by the European eel : Trophic transfer in field and experimental investigations, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70, 10-19.

# AXE 5



## Synthèses des pressions et des impacts caractérisant les eaux de la Garonne estuarienne. Recommandations de gestion.

L'eau est la seule chose la plus nécessaire à l'entretien de la vie, mais il est aisé de la corrompre... car pour la terre, le soleil, les vents, ils ne sont point sujets à être emprisonnés, ni détournés, ni dérobés, tandis que cela peut arriver à l'eau, qui, pour de raison, a besoin que la loi vienne à son secours...

« Les lois » Platon - IV<sup>e</sup> siècle avant Jésus-Christ

« Eau, tu n'as ni couleur, ni arôme, on ne peut pas te définir, on te goûte sans te connaître. Tu n'es pas nécessaire à la vie, tu es la vie. »

St Exupéry

## Avril 2012 – Mars 2013

Dans cet AXE 5, le principe est de procéder à la synthèse des observations de la qualité des eaux de cette zone, de la compréhension des mécanismes biogéochimiques qui s'y déroulent et du comportement des cortèges biologiques abordés dans les axes précédents, à la lumière des nouvelles données acquises dans cette zone quasiment pas étudiée en dépit de son importance primordiale.

Il s'agit en effet d'une zone soumise au balancement des marées très prononcé en période d'étiage (avec un long temps de résidence des eaux prévisible), dans laquelle les apports fluviaux de l'amont associés à ceux urbains, d'origine locale, peuvent dégrader notablement la qualité des eaux et avoir d'importantes répercussions sur les communautés biologiques présentes.

Cet axe 5 doit donc être considéré comme un axe de consolidation et de synthèse des données ayant pour objectif de connaître le milieu récepteur de la Garonne estuarienne et les interactions des différents facteurs étudiés dans ce milieu. Ceci devra aider à mieux cerner son état écologique actuel et à dégager des axes de travail pour atteindre un retour au bon état écologique du milieu.

L'environnement urbain doit faire l'objet de toutes les attentions surtout dans un milieu spécifique comme le système estuarien à marée, où les eaux et les matières en suspension peuvent stagner plus ou moins longtemps en conditions hydrologiques d'étiage. Or, il existe un réel manque d'information et de certitude concernant le niveau actuel de l'état écologique de cette partie amont d'estuaire et la hiérarchie des facteurs de dégradation (qualité physicochimique, hypoxies, toxicité, absence de diversité et d'abris, envasement...). La mise en commun des données acquises dans les 4 premiers axes de recherche doit aider à combler cette lacune, qui ne permet pas actuellement d'avoir une caractérisation précise des masses d'eau présentes dans cette section d'estuaire.

Les objectifs affichés à cet égard sont donc :

- de livrer un bilan précis et complet de l'état écologique actuel des eaux de l'estuaire garonnais, notamment au niveau de la Communauté Urbaine de Bordeaux, bilan sujet à une variabilité saisonnière certaine;
- de mettre à disposition l'ensemble des données acquises aux scientifiques et aux personnels des organismes partenaires et de les sécuriser ;
- d'identifier et de quantifier les facteurs sur lesquels il importera d'agir pour atteindre la qualité des eaux exigée dans le futur (limitation des apports d'amont, soutien d'étiage, degré de traitement et nature des rejets, gestion de leur émission, etc...), si l'on veut atteindre un « Bon Etat ou Bon Potentiel Ecologique » des eaux dans ce type de milieu.

Bien sûr, il sera possible d'appliquer localement les critères d'appréciation du « Bon Etat ou Bon Potentiel Ecologique », choisis au niveau national, sur ces milieux spécifiques que forment les eaux estuariennes soumises à l'influence de la marée en proximité de zone urbaine. Mais cette étude devrait permettre d'apprécier plus finement l'état des compartiments biologiques et l'origine comme les niveaux de pression subies, pour faciliter l'intégration des priorités d'action nécessaires dans la décision publique d'investissement et de gestion et restauration de ces masses d'eau, au-delà du programme de surveillance réglementaire.

C'est au cours de la quatrième année de ce programme que les relations éventuelles entre les émissions des effluents, contenant des taux en charges organiques, micropolluants organiques et métalliques élevés et les populations biologiques doivent être documentées.

Les réunions scientifiques à périodicités mensuelles, prévues entre les chercheurs participants aux différents axes du programme, doivent permettre de faire progresser nos connaissances dans ce domaine, qui seront consignées dans le rapport année 4.

Concernant la bancarisation des données, leur accès, la coordination du programme et l'organisation de sa communication, GEO transfert s'est livrée à diverses opérations synthétisées ci-après.

#### 1/ Concernant les Métadonnées

Après concertation avec la coordination du programme, GEO-Transfert a récupéré auprès de l'IRSTEA un modèle de fiche de métadonnées conforme à la norme INSPIRE.

Le modèle a été légèrement modifié et adapté aux besoins du Projet ETIAGE.

Afin de présenter la finalité du catalogage des données, GEO-Transfert a préparé deux exemples de fiches de métadonnées pour le catalogue. Ces fiches ont été présentées en Comité Technique.

En mars 2013, GEO-Transfert a lancé le recrutement d'un CDD qualifié en SIG et référencement et archivage de données pour terminer cette action. Le contrat de Cécile Curti démarrera le 02/04/2013. Une de ses missions sera la réalisation des fiches de métadonnées du projet ETIAGE. Elle a commencé par revoir les modèles proposés par IRSTEAT et a également valorisé son expérience acquise avec IFREMER.

2/ A la demande de la coordination du projet, GEO-Transfert a pris en charge la mise à jour du site web ETIAGE qui était initialement pris en charge par FEEL&SEA. Après discussion avec le service informatique du laboratoire EPOC, il est apparu impossible de reprendre le site web en l'état et de le faire héberger par les services informatiques de l'Université de Bordeaux.

Le service informatique de l'UMR EPOC a proposé qu'un nouveau site soit créé et soit hébergé par l'UMR EPOC, ce site devant être réalisé à l'aide du logiciel CANTAO, système mis en place à l'UMR EPOC. Après ouverture du site, GEO-Transfert a réalisé le nouveau site qui est en ligne depuis en septembre 2012 : <http://etiage.epoc.u-bordeaux1.fr/>

3/ Concernant l'action de soutien à la coordination et l'organisation de la communication, notamment l'organisation de la réunion publique, le Comité de pilotage du 20/02/2013 a proposé à GEO-Transfert de préparer un devis et un projet pour reprendre cette action.

GEO-Transfert a proposé les prestations suivantes :

Aide à l'organisation des Comités de Pilotage et Comités Techniques (Ordre du Jour, Secrétariat de séance, Comptes-rendus),

Aide à l'organisation des réunions scientifiques transversales de l'axe 5,

Aide à l'organisation de la réunion publique finale (été 2014).