



## Master Ecologie et Biosciences de l'Environnement

Thomas RECH

Mars-Aout 2015



### Etude des impacts de la qualité de l'eau de la Garonne fluvio-estuarienne sur la dévalaison des alosons de Grande alose *Alosa alosa*

Etude réalisée sous la direction d'Aline Chaumel chargée de mission qualité de l'eau et poissons migrateurs

Tuteur  
M. Pascal Laffaille  
Pr. INP-ENSAT



Correcteur  
M. Christophe Laplanche  
MCF INP-ENSAT







---

# TABLE DES MATIERES

## REMERCIEMENTS

## RESUME

## ABSTRACT

## LISTE DES FIGURES

## LISTE DES TABLEAUX

---

## INTRODUCTION 1

---

## MATERIELS ET METHODES 4

### **I. LA GARONNE FLUVIO-ESTUARIENNE** 4

1. CARACTERISTIQUES NATURELLES ET ANTHROPIQUES 4

2. LE BOUCHON VASEUX 5

### **II. PHYSICOCHIMIE DU SYSTEME FLUVIO-ESTUARIEN ET APPORTS ANTHROPIQUES** 8

1. LE RESEAU MAGEST 8

2. APPORTS NATURELS A LA GARONNE FLUVIO-ESTUARIENNE 9

3. APPORTS ANTHROPIQUES A LA GARONNE FLUVIO-ESTUARIENNE 9

### **III. LA GRANDE ALOSE** 11

1. BIOLOGIE ET ECOLOGIE DE LA GRANDE ALOSE 12

2. MORATOIRE DE 2008 13

3. ECHANTILLONNAGE PAR PECHEES DES ALOSONS 13

4. ESTIMATION DES EFFECTIFS DE REPRODUCTEURS 15

5. ETUDE DE L'AGE ET DE LA CROISSANCE DES ALOSONS PAR ANALYSE DES OTOLITHES 16

6. ANALYSE STATISTIQUE DES DONNEES 18

---

## RESULTATS 19

### **I. RESULTATS CONCERNANT L'ETUDE DE L'HYPOXIE** 19

1. ETUDE GENERALE DES DONNEES MAGEST 19

2. ETUDE DES EPISODES HYPOXIQUES 20

3. DYNAMIQUE DE L'OXYGENATION SELON LES DIFFERENTS PARAMETRES 21

4. DYNAMIQUE DE L'HYPOXIE LORSQUE LE DEBIT MESURE EST SUPERIEUR AU DOE 28

### **II. RESULTATS CONCERNANT L'ETUDE DES ALOSONS** 28

1. ETUDE DE LA RELATION TAILLE-AGE 28

2. ESTIMATION DE LA PERIODE DE DEVALAISON 30

### **III. RESULTATS CONCERNANT L'IMPACT DE LA QUALITE DE L'EAU SUR LA DEVALAISON** 32

---

## DISCUSSION 35

### **I. DISCUSSION SUR LES RESULTATS DE QUALITE DE L'EAU** 35

1. DISCUSSION DES DONNEES MAGEST 35

2. MESURES DE GESTION DE REDUCTION DES PROBLEMES D'HYPOXIE 37

### **II. DISCUSSION DES RESULTATS DE PECHEES** 38

1. CRITIQUE DES RESULTATS DE PECHEs	38
2. DISCUSSION DE LA RELATION TAILLE-AGE PAR ANALYSE DES OTOLITHES	39
<b>III. IMPACTS DE LA QUALITE DE L'EAU SUR LA DEVALAISON DES ALOSONS</b>	<b>40</b>
1. IMPACTS DES PARAMETRES PHYSICOCHIMIQUES SUR LES ALOSONS DEVALANT	40
2. IMPACTS DES CONTAMINANTS SUR LES ALOSONS DEVALANT	43
3. PROPOSITIONS DE GESTION DES ALOSONS ET D'UN INDICATEUR	46
4. LIMITES DE L'ETUDE ET RETOUR SUR EXPERIENCE	47
<b>CONCLUSION</b>	<b>48</b>
<b>REFERENCES</b>	<b>50</b>
<b>ANNEXES</b>	<b>54</b>
<b>ANNEXE 1</b>	<b>54</b>
<b>OCCUPATION DES SOLS DE LA REGION BORDELAISE DE LA GARONNE FLUVIO-ESTUARIEENNE A L'ESTUAIRE.</b>	
<b>ANNEXE 2</b>	<b>55</b>
<b>ARRETE PREFECTORAL FAISANT SUITE AU MORATOIRE SUR LA PECHE DE LA GRANDE ALOSE SUR LE BASSIN GIRONDE-GARONNE-DORDOGNE.</b>	
<b>ANNEXE 3</b>	<b>57</b>
<b>PERIODES DE DEVALAISON DES ALOSONS ESTIMEES PAR DIFFERENTS TRAVAUX SCIENTIFIQUES</b>	
<b>ANNEXE 4</b>	<b>58</b>
<b>CHRONIQUES DE QUALITE DE L'EAU ET JOURS D'ECHANTILLONNAGE D'ALOSONS EN GARONNE ET EN ESTUAIRE DU 1 JUIN AU 31 OCTOBRE DE 2005 A 2014</b>	
<b>ANNEXE 5</b>	<b>60</b>
<b>FICHE POLLUANT SUR LE PERCHLORATE D'AMMONIUM</b>	
<b>ANNEXE 6</b>	<b>64</b>
<b>FICHE POLLUANT SUR LE METOLACHLORE/S-METOLACHLORE</b>	
<b>ANNEXE 7</b>	<b>66</b>
<b>FICHE POLLUANT SUR LA MONOCHLORAMINE</b>	

---

## REMERCIEMENTS

Je remercie tout d'abord Madame Sylvie Rocq, directrice générale des services au SMEAG pour m'avoir permis de réaliser ce travail au sein de sa structure.

J'adresse un grand merci à ma responsable de stage Aline Chaumel pour le sujet qu'elle m'a proposé et sa présence au cours de ces six mois. Par sa pédagogie et sa bonne humeur, elle m'a permis d'effectuer mon travail en grande autonomie dans de bonnes circonstances relationnelles ainsi que d'avoir un échange mutuel de compétences. J'espère être amené à travailler avec elle dans l'avenir.

Je tiens également à remercier l'ensemble de l'équipe du SMEAG pour son accueil avec une pensée particulière pour Isabelle dont j'ai partagé le bureau, les thés à la menthe agrémentés de galettes de cartons et les *Beth ceu de Pau* en fin de journée ! Merci également à Ludo pour son aide et sa patience face à mon amour de l'informatique et à Marianne pour son aide précieuse dans l'amélioration de mes CV et lettre de motivation.

---

## RESUME

La Grande alose est un poisson migrateur anadrome. Depuis plusieurs années, l'espèce voit ses effectifs s'effondrer sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne sans qu'il n'ait été encore possible d'en déterminer la cause. Dans ce contexte, le Syndicat Mixte d'Etudes et d'Aménagement de la Garonne mène des études afin d'améliorer nos connaissances du stade juvénile. De ce fait, la présente étude s'attache à analyser l'impact potentiel de qualité de l'eau de la Garonne fluvio-estuarienne sur la dévalaison des alosons.

Les résultats issus des données du réseau MAGEST et des pêches effectuées par le SMEAG montrent que le problème majeur est celui de l'hypoxie à Bordeaux. La diminution de la concentration en dioxygène dissous s'explique par une quantité importante de matières en suspension dans le milieu. Cette turbidité, caractéristique du bouchon vaseux et supérieure à 1000NTU, est augmentée par des apports anthropiques comme les rejets des systèmes d'épuration.

L'analyse des résultats de pêches et des otolithes a quant à elle démontré que les alosons dévalent principalement aux mois de juillet et août et sont de ce fait bien confrontés aux problèmes d'hypoxie. Il s'avère également que la croissance des juvéniles présente une dynamique linéaire avec une corrélation positive entre la taille (mm) et l'âge (jours). Depuis les premières études effectuées dans les années 80, il semble également que les périodes de migration aient évolué pour se placer plus tôt dans l'année. Il apparaît donc nécessaire de poursuivre les pêches lors d'études futures.

Au final, cette étude démontre que, si les alosons sont confrontés à de l'hypoxie à Bordeaux, il s'avère que les impacts diffèrent selon les années. Ainsi, l'intensité et la fréquence des phénomènes est à prendre en compte. Il apparaît que les mesures de gestion doivent être concentrées sur la période estivale et particulièrement en août de façon à contrôler les impacts de l'hypoxie sur la dévalaison. L'amélioration des connaissances de l'espèce et aussi primordiale.

---

## ABSTRACT

Allis shad is a migratory fish which reproduces itself in fresh water. For many years, the population has been collapsing. Currently, it is still not possible to determine the reasons for this phenomenon. In this context, the SMEAG investigates to improve our juvenile stage knowledge. This study intends to analyze the potential impacts of water quality of Allis shad juveniles during their migration to the ocean.

The results from MAGEST and fishing data show the major concern is hypoxia at Bordeaux. This dissolved oxygen concentration decrease is due to a high quantity in suspended materials. This turbidity, characteristic of silt plug and upper than 1000NTU, is increased by human contributions such as purification systems. Temperatures and flows have an impact too, but it is difficult to modify them.

The analyze of fishing and otolith data has demonstrated the Allis shad juveniles migration takes place in July but above all in August. So, they are confronted to hypoxia. It turns out that the growth dynamic of juveniles is linear with a correlation between their size (mm) and their age (days). But, this result has to be confirmed. It appears it is necessary to go on fishing for the next studies.

Finally, this study demonstrates that, if juveniles are confronted to hypoxia, the impacts are different according to the years. In this way, the intensity and the frequency of the phenomenon have to be considered. It appears management actions have to be focused on the summer period, particularly in August. Deepening knowledge related to the species is essential.

---

## LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation de la Garonne fluvio-estuarienne encerclée en bleu .....	4
Figure 2 : Dynamique sédimentaire dans le bouchon vaseux de l'estuaire de la Gironde pendant un cycle lunaire.....	6
Figure 3 : Schéma du fonctionnement et des conséquences du bouchon vaseux .....	7
Figure 4 : Carte de l'estuaire de la Gironde et localisation des points de mesures MAGEST ...	8
Figure 5 : Flux moyens journaliers en carbone organique particulaire (COP), carbone organique dissous (COD) et ammonium des stations de Clos de Hilde, de Louis Fargue et du déversoir d'orage (D.O.) arrivant en Garonne en 2011 .....	11
Figure 6 : Photographie d'un juvénile de Grande alose.....	11
Figure 7 : Localisation des sites échantillonnés sur le du bassin de la Garonne, à Couthures-sur-Garonne et à Saint-Sixte .....	14
Figure 8 : Filet poussé.....	15
Figure 9 : Photographie d'une pêche au filet dérivant.....	15
Figure 10 : Organisation et position des otolithes à l'intérieur de l'oreille interne des poissons Ostéichthyens .....	16
Figure 11 : Schéma de l'organisation en coupe d'une sagitta et marques de croissance.....	16
Figure 12 : Nombre de jours aux différentes concentrations en dioxygène ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) dissous selon les années .....	19
Figure 13 : Intensité et fréquence des périodes d'hypoxie de 2005 à 2014.....	21
Figure 14 : Concentrations en dioxygène dissous ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) en fonction de la température ( $^{\circ}\text{C}$ ) de 2005 à 2014 .....	22
Figure 15 : Concentrations en dioxygène dissous ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) en fonction du débit $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ de 2005 à 2014 .....	22
Figure 16 : Concentrations en dioxygène dissous ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) en fonction de la turbidité (NTU) de 2005 à 2014 .....	23
Figure 17 : Variations en moyennes journalières de la concentration en dioxygène dissous ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), température ( $^{\circ}\text{C}$ ), débit ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ) et turbidité (NTU) à Bordeaux de 2005 à 2014 de juin à octobre.....	24
Figure 18 : Concentration moyenne journalière en dioxygène dissous ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) selon les différents paramètres en 2010 .....	25
Figure 19 : Concentration moyenne journalière en dioxygène dissous ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) selon les différents paramètres en 2010 .....	26
Figure 20 : Concentration moyenne journalière en dioxygène dissous ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) selon les différents paramètres en 2010 .....	27

Figure 21 : Nombre de jours d'hypoxie ( $[O_2]_d < 5\text{mg.L}^{-1}$ ) avec un débit supérieur à $110 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à Tonneins selon les années au cours de la période à enjeux. ....	28
Figure 22 : Relation entre l'âge (jours) et la taille (mm) des alosons d'après des études de Cassou-Leins 1988 et Lochet en 2006. ....	29
Figure 23 : Relation entre l'âge (jours) et la taille (mm) des alosons pêchés en Garonne en 2011, 2012 et 2014 au cours des campagnes du projet Life. ....	29
Figure 24 : Relation entre l'âge (jours) et la taille (mm) des alosons pêchés en Garonne en 2011, 2012 et 2014 au cours des campagnes du projet Life ....	30
Figure 25 : Effectifs d'alosons pêchés par jour au cours des campagnes d'échantillonnages du projet Life de 2011 à 2014 ....	31
Figure 26 : Abondances ( $\text{N}/1000\text{m}^3$ ) d'alosons échantillonnés mensuellement dans l'estuaire de 2003 à 2013 ....	31
Figure 27 : Âge moyen des alosons dévalant (en jours) selon le jour de capture en 2011, 2012 et 2014. ....	32
Figure 28 : Chroniques de qualité de l'eau et jours d'échantillonnage d'alosons en Garonne et en estuaire du 1 juin au 31 octobre en 2006, 2010 et 2013. ....	34
Figure 29 : Pourcentage de jours d'hypoxie par mois au cours de la période à enjeux de 2005 à 2014.....	47

---

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Régimes alimentaires des juvéniles et adultes de Grande alose et milieu de vie..	13
Tableau 2 : <i>p-values</i> des tests de comparaison des valeurs de température interannuelles de 2005 à 2014 .....	23
Tableau 3 : <i>p-values</i> des tests de comparaison des valeurs de débit interannuelles de 2005 à 2014.....	25
Tableau 4 : <i>p-values</i> des tests de comparaison des valeurs de turbidité interannuelles de 2005 à 2014 .....	25
Tableau 5 : Nombre total d'alosons pêchés selon les années. ....	30
Tableau 6 : Paramètres et conditions correspondant au code couleur de la figure 28. ....	32
Tableau 7 : Pourcentage de jours d'hypoxie ( $[O_2]_d < 5\text{mg.L}^{-1}$ ) du 1 <sup>er</sup> juin au 31 octobre à Bordeaux de 2005 à 2014.....	33
Tableau 8 : Températures moyennes journalières maximales observées chaque année de 2005 à 2014. ....	35
Tableau 9 : Combinaisons de débit, températures, turbidités et leurs impacts sur l'oxygénation des eaux fluvio-estuariennes .....	46

---

## INTRODUCTION

La prise en compte de la qualité de l'environnement par les politiques publiques est depuis plusieurs décennies en constante évolution. L'émergence de concepts tels que celui du développement durable traduit un changement de mentalités des sociétés occidentales menant à des avancées juridiques démontrant la nécessité de gestions intégrées des ressources. De fait, le fonctionnement productiviste de l'économie mondiale conduit à un développement des territoires se faisant bien souvent au détriment des systèmes naturels. En ce qui concerne les milieux aquatiques continentaux, cette volonté est matérialisée par la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) adoptée le 23 octobre 2000. L'objectif en est d'atteindre le bon état des cours d'eau en 2015 et implique la nécessité de mener des études sur la qualité des masses d'eau tant sur les paramètres physicochimiques que sur la diversité biologique.

Les milieux dulçaquicoles, qu'ils soient lotiques ou lentiques, subissent de nombreuses pressions anthropiques. Dans le secteur agricole, l'augmentation des surfaces irriguées entraîne une demande croissante en eau participant à l'aggravation des étiages durant la période estivale. De plus, cette agriculture intensive implique des apports de fertilisants et de phytosanitaires. Ces éléments vont par la suite entrer dans les systèmes aquatiques via des phénomènes de lessivage et de lixiviation. Les problèmes de pollution sont également présents au niveau des zones urbanisées avec l'artificialisation du linéaire des cours d'eau, la contamination via les rejets des stations d'épuration et le lessivage/lixiviation d'éléments présents sur le bitume.

La résolution de ces problématiques impactant le milieu aquatique passe par la réalisation d'études et de recherches pouvant être traduites en actions concrètes à mener auprès des acteurs du territoire. Pour ce faire, de nombreuses structures publiques et privées s'attachent à mieux comprendre le fonctionnement des systèmes aquatiques de façon à assurer leur pérennité tout en conciliant les enjeux de préservation et de développement économique. C'est notamment le cas du Syndicat Mixte d'Etudes et d'Aménagement de la Garonne (SMEAG). Il s'agit d'une collectivité créée en 1983. Elle est gérée par les départements et les régions membres, à savoir la Haute-Garonne et le Tarn et Garonne en Midi-Pyrénées, le Lot-et-Garonne et la Gironde en Aquitaine. La structure est donc dirigée par des élus nommés par décision interne des conseils : deux par département et quatre par région. Créées à l'origine dans un objectif de valorisation économique de la vallée de la Garonne et de gestion intégrée de la ressource en eau, les missions du SMEAG se sont progressivement développées pour englober la gestion et l'étude du milieu dans son ensemble. Aujourd'hui, les activités du

syndicat passent par des projets concernant l'analyse du fonctionnement du fleuve et des milieux qui y sont connectés comme les berges, les zones humides et NATURA 2000 mais aussi l'étude de la qualité de l'eau et des poissons migrateurs. L'élaboration et la rédaction des plans de gestion d'étiage, de prévention des risques d'inondation et du Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) de la Garonne fait aussi partie de ses compétences. Enfin, la valorisation économique du fleuve ne peut s'effectuer qu'à partir d'un rapprochement du fleuve et des usagers ainsi que des communes via des projets d'études paysagères, d'aménagement du territoire et de communication (Rocq<sup>1</sup>, 2015 – communication personnelle).

La qualité de l'eau, thématique phare de la directive cadre sur l'eau, fait donc partie des compétences du SMEAG qui travaille en collaboration avec d'autres organismes tels que des associations, les services de l'Etat ou des laboratoires de recherche. Si cette thématique est souvent associée à des exigences de potabilité pour la consommation humaine, la qualité de l'eau impacte en premier lieu les organismes du milieu et notamment les poissons migrateurs.

La présente étude traite des données issues du projet européen Life franco-allemand « Conservation and restoration of the Allis shad in the Gironde and Rhine watersheds » (LIFE09 NAT/DE/000008). Aline Chaumel travaille notamment sur la partie « suivi des alosons » qui fixe trois objectifs :

- Appréhender la fonctionnalité des frayères des parties aval des axes migratoires en relation avec des données environnementales ;
- Tenter de mettre en place, à terme, un indicateur mesurant le succès de la reproduction naturelle ;
- Mieux connaître le stade « aloson », en particulier les habitats privilégiés.

Les populations de Grande alose européennes font aujourd'hui l'objet de nombreuses études et recherches afin d'expliquer l'effondrement des effectifs observé depuis le début des années 2000, particulièrement au niveau du bassin Gironde-Garonne-Dordogne. De fait, au niveau de la passe à poissons de Golfech, 106 706 individus étaient observés en 1996 contre 32 373 en 2000 et 1099 en 2014 (Migado, 2015).

La première hypothèse avancée afin d'expliquer cet effondrement a été la pêche excessive. Cette supposition a conduit à la mise en place d'un moratoire en 2008 interdisant la

---

<sup>1</sup> S. Rocq, directrice générale des services du SMEAG.

pêche de la Grande alose afin de permettre un renouvellement des stocks. Néanmoins, il s'avère à l'heure actuelle que cette restriction demeure sans effet sur la population dont les effectifs poursuivent leur diminution – 18300 individus lors de la mise en place du moratoire à Golfech contre 630 en 2013 (Migado, 2015). Bien que l'impact de la pêche ne soit certainement pas sans conséquences sur la population, il s'avère que les causes de la raréfaction de la Grande alose sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne dépendent d'autres facteurs. De cette méconnaissance des causes de l'effondrement de la population découle l'intérêt du projet Life +. Il s'avère que les recherches menées sur la biologie et l'écologie de l'espèce sont assez anciennes – les plus récentes datant des années 1990 – y compris dans les publications actuelles qui se basent sur ces données. L'actualisation voire amélioration de ces données et des connaissances apparait également intéressante.

La présente étude reprend les données et les résultats du suivi des alosons et développe l'impact de la qualité de l'eau fluvio-estuarienne sur la dévalaison des alosons. La Grande alose étant une espèce anadrome, les juvéniles nés en rivière migrent vers l'océan pour y finir leur développement. Aux alentours de l'agglomération bordelaise, les juvéniles sont soumis au cours de leur migration à la présence d'un bouchon vaseux durant la période estivale. Ce phénomène implique la présence de conditions physicochimiques particulières telles que l'hypoxie ou une concentration en matières en suspension relativement importante. Le système fluvio-estuarien constitue également l'exutoire du bassin versant et donc le lieu de concentration de polluants néfastes à la vie aquatique. L'étude de l'impact des différents paramètres et des possibilités d'actions est donc importante, parallèlement aux travaux de recherche, afin de permettre une meilleure gestion de la population de Grande alose sur le bassin.

L'objectif final de cette étude, outre l'amélioration de la compréhension des phénomènes, est de montrer comment la qualité de l'eau de la Garonne fluvio-estuarienne peut impacter les alosons dévalant et de produire un indicateur permettant d'évaluer les risques encourus par les poissons de manière à proposer des actions de gestion efficaces.

# MATERIELS ET METHODES

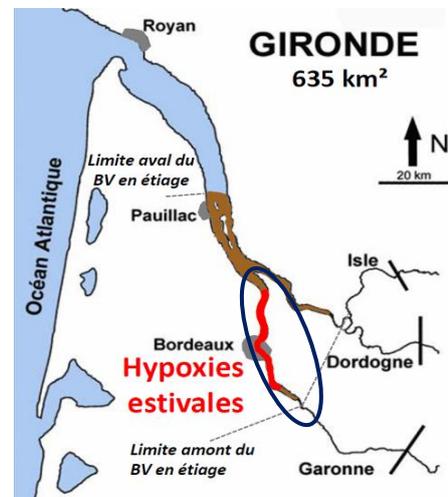
La présente étude comprend deux grandes parties. La première consiste en l'analyse de données de physicochimie permettant de caractériser la qualité de l'eau et d'identifier les potentiels problèmes liés à l'oxygénation. Dans un second temps, l'analyse s'attache à comprendre la dynamique de reproduction de la Grande alose sur le bassin en se focalisant sur la période de dévalaison et l'impact de la qualité de l'eau sur celle-ci. Ainsi, il apparaît tout d'abord important de décrire le système fluvio-estuarien, les équilibres le régissant et la biologie de l'espèce. Ceci afin de comprendre au mieux le fonctionnement du milieu de façon à proposer les solutions les plus adaptées.

## I. La Garonne fluvio-estuarienne

La Garonne fluvio-estuarienne constitue un milieu de transition aux équilibres complexes se trouvant sous les influences conjointes du milieu dulçaquicole et du milieu marin. La rencontre de ces deux masses d'eau conduit à la mise en place d'un milieu aux caractéristiques particulières. Si de façon générale, le système Gironde-Garonne-Dordogne est considéré, dans le cas présent, l'étude se limite à la partie garonnaise tout en prenant en compte les impacts de la dynamique estuarienne.

### 1. Caractéristiques naturelles et anthropiques

Le système fluvio-estuarien garonnais est un milieu de transition et de rencontre des eaux de la Garonne et de l'estuaire de la Gironde. La localisation précise de cet écosystème est complexe en raison d'une variabilité de position due au rapport de forces entre les deux masses d'eaux. Cette géographie répond plus à la présence de certaines conditions physicochimiques caractéristiques qu'à des délimitations physiques. Le Bec d'Ambès, embouchure de la Garonne, de la Dordogne et entrée de l'estuaire peut être considéré comme la limite aval du système (figure 1).



**Figure 1 : Localisation de la Garonne fluvio-estuarienne encerclée en bleu** (modifié d'après Lanoux, 2013).

La Garonne est un fleuve de 525km de long prenant sa source dans les Pyrénées espagnoles et traversant les régions Midi-Pyrénées et Aquitaine jusqu'au Nord-Ouest de Bordeaux où elle rejoint l'estuaire de la Gironde. Elle fonctionne selon un régime pluvio-nival avec des apports des Pyrénées et du Massif Central lors de la fonte des neiges et via les

précipitations tout au long de l'année. Ce fonctionnement hydrologique se traduit à Tonneins par un débit moyen annuel de  $600\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  (mesuré de 1996 à 2009) et de  $84\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  en étiage (mesuré de 1969 à 2010).

Les terres traversées par la Garonne sont caractérisées par des terrasses alluviales limono-sableuses dont le matériau géologique est issu de l'érosion des Pyrénées au cours du Quaternaire. L'occupation de ces sols est essentiellement agricole avec une culture importante du maïs. Ces caractéristiques impliquent, via notamment l'érosion et autres phénomènes, l'apport de certains éléments au fleuve tels que des éléments géologiques spécifiques mais aussi des intrants et produits agricoles. De grandes agglomérations que sont Bordeaux et Toulouse sont également présentes. De façon plus précise, les terres adjacentes au milieu fluvio-estuarien sont majoritairement occupées par des zones urbanisées avec la métropole de Bordeaux ainsi que par des sols agricoles, dont une concentration relativement importante de vignobles. Sur la portion allant de Bordeaux à l'estuaire, le tissu urbain diminue au profit de zones agricoles, arbustives et forestières (annexe 1).

Le système fluvio-estuarien se trouve également sous l'influence du milieu marin via l'estuaire de la Gironde, le plus vaste d'Europe avec 170km de long pour 635km<sup>2</sup>. Il s'agit d'une masse d'eau de transition en zone semi-fermée où se rencontrent les eaux salées côtières et les eaux douces issues des cours d'eau et du drainage des bassins versants (Pritchard, 1967). Soumis aux marées du Golfe de Gascogne, il est de type macrotidal (Sottolichio & Castaing, 1999). Comme tous les milieux de ce type, il joue un rôle majeur dans le fonctionnement des écosystèmes en étant notamment un lieu de passage obligatoire pour les poissons migrateurs, dont la Grande alose, et en apportant aux systèmes dulçaquicoles des éléments océaniques. Ceci crée notamment des eaux saumâtres via des flux de sels NaCl.

## **2. Le bouchon vaseux**

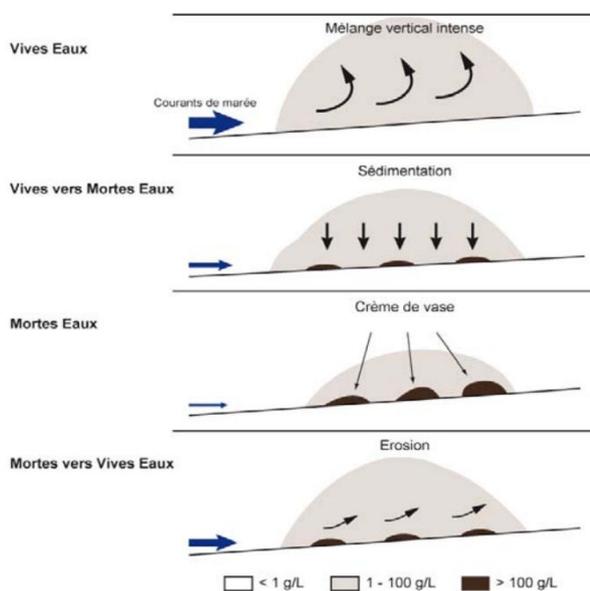
### ***A. Caractéristiques du bouchon vaseux***

Le bouchon vaseux est une résultante naturelle de la rencontre des eaux marines et dulçaquicoles au sein des estuaires. Il s'agit d'une zone de turbidité maximale due à une accumulation de sédiments fins, matières en suspension (MES) et autres molécules et substances. D'après Jalón-Rojas *et al.* en 2015, le bouchon vaseux est présent dès lors que cette concentration en matières excède  $1\text{g.L}^{-1}$ .

Cette accumulation de matières est provoquée par les mouvements antagonistes des deux masses d'eau. Le fleuve, apporte au système des éléments de l'amont qui ne peuvent

être facilement évacués vers l’océan du fait des marées qui remontent de l’estuaire vers la Garonne. Ce rapport de force entre les deux flux implique une remontée du bouchon vaseux vers le système fluvial au cours des périodes d’étiage tandis que les crues permettent son déplacement vers le milieu côtier. Du fait de cette variabilité de position au cours du temps, il est complexe de connaître précisément l’emplacement du bouchon vaseux.

Le bouchon vaseux est également caractérisé par un gradient vertical de la concentration en MES au sein de la colonne d’eau suivant des variations de  $100\text{mg.L}^{-1}$  à  $4\text{g.L}^{-1}$ , caractéristique entraînant la sédimentation des éléments en profondeur (Maurice, 1994). Cette accumulation, se déroulant au cours des périodes d’étales, c’est-à-dire les périodes de mortes eaux à marée basse, conduit à la formation d’une « crème de vase » dont les matières peuvent être remobilisées et ramenées vers l’amont à marée haute (figure 2). Ce phénomène se déroulant à chaque marée a pour conséquence la rétention de la matière qui s’accumule dans le système fluvio-estuarien et l’estuaire.



**Figure 2 : Dynamique sédimentaire dans le bouchon vaseux de l’estuaire de la Gironde pendant un cycle lunaire** (Lanoux, 2013 adapté d’Allen, 1999).

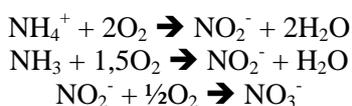
### ***B. Conséquences du bouchon vaseux sur l’oxygénation du milieu***

La principale conséquence de la présence du bouchon vaseux sur le tronçon fluvio-estuarien de la Garonne est la diminution de la concentration en dioxygène dissous conduisant à la mise en place de zones d’hypoxie. Cette désoxygénation des eaux s’explique par des facteurs physicochimiques mais aussi biologiques (figure 3).

D’un point de vue exclusivement physicochimique, la concentration en dioxygène dissous dans les milieux aquatique dépend, outre de la pression atmosphérique, de la température et de la salinité. Ainsi lorsque la valeur de ces deux paramètres augmente, la quantité de dioxygène dissous diminue. Dans le premiers cas, le rôle de la température est déterminé par les lois de la thermodynamique tandis que dans le second, il s’agit d’une exclusion des molécules de dioxygène par les ions chargés. Outre cet aspect physique de transfert de gaz, la concentration en dioxygène dissous d’une eau dulçaquicole est également conditionnée par la présence de matières et éléments oxydables. En présence de tels corps, des

réactions chimiques consommatrices d'oxygène vont avoir lieu conduisant à une désoxygénation. Ceci est d'autant plus vrai au sein du bouchon vaseux formé par nombre de ces matières oxydables et dont la dégradation est consommatrice d'oxygène.

Concernant l'approche biologique, le dioxygène est utilisé par les organismes à des fins métaboliques et intervient dans de nombreux processus comme la respiration et la minéralisation. Dans ce dernier cas, les matières organiques détritiques sont prises en charge par des microorganismes et transformées en ammonium  $\text{NH}_4^+$  et ammoniacque  $\text{NH}_3$  en conditions aérobies aussi bien qu'anoxiques. L'oxygène nécessaire à la dégradation des molécules est appelé Demande Biologique en Oxygène (DBO). Les ions vont ensuite être utilisés par des bactéries nitrifiantes à travers des réactions consommatrices d'oxygène (figure 3 ; Faurie *et al.*, 2012):



Une seconde conséquence du bouchon vaseux et la diminution voir l'arrêt des réactions de photosynthèse dans la colonne d'eau du fait de concentrations en MES telles qu'elles limitent la pénétration de la lumière, impactant les organismes autotrophes (Figure 3). Ceci conduit également à une désoxygénation du milieu pouvant se révéler problématique.

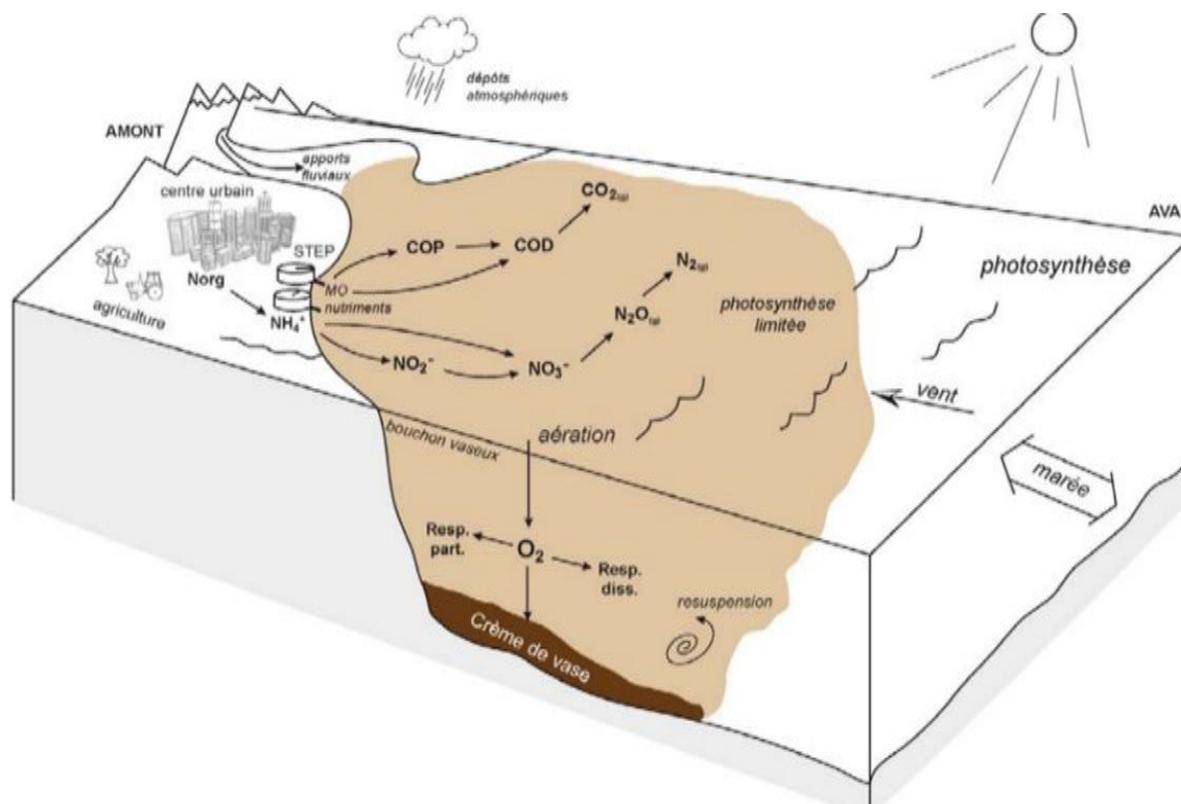


Figure 3 : Schéma du fonctionnement et des conséquences du bouchon vaseux (Lanoux, 2013).

## II. Physicochimie du système fluvio-estuarien et apports anthropiques

Le système fluvio-estuarien étant un milieu de transition entre deux masses d'eau, il est caractérisé par une physicochimie particulière, elle-même soumise à d'importantes variations spatiales et temporelles. La qualité de l'eau et l'intégrité de l'écosystème peuvent également être impactées par la présence potentielle de contaminants.

### 1. Le réseau MAGEST

#### A. Présentation du réseau MAGEST

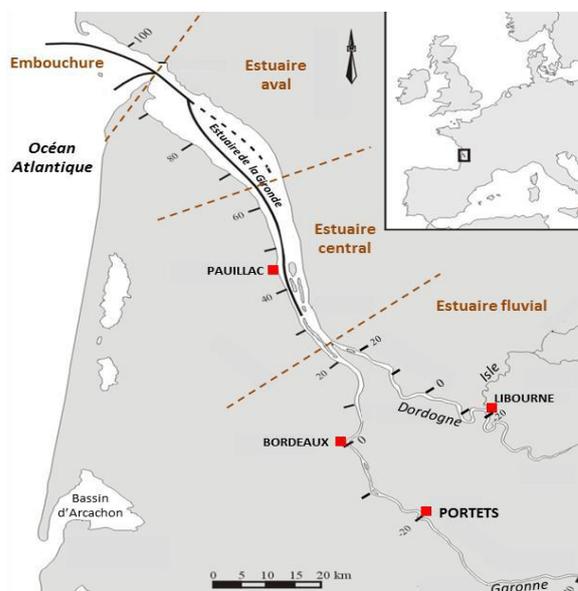
Le consortium MAREL Gironde ESTuaire (MAGEST) est un réseau d'observations automatisé pour la surveillance de la qualité de l'eau. Mis en place en 2005, il permet de suivre la dynamique du dioxygène dissous, du pH, de la température, de la turbidité et de la salinité sur les axes avals de la Garonne et de la Dordogne mais aussi dans l'estuaire. Les mesures sont effectuées à raison d'une toutes les dix minutes afin de rendre compte des variations caractéristiques du milieu fluvio-estuarien.

Les objectifs premiers du réseau MAGEST sont d'apporter des connaissances permettant de décrire la dynamique hydrologique et sédimentaire du bouchon vaseux ainsi que les paramètres physicochimiques déterminant le comportement de l'oxygène et de métaux tel que le cadmium Cd. Il permet également de comprendre comment les populations d'organismes peuvent être impactées par les conditions environnementales du milieu (Schmidt & Sottolichio, 2013).

Au-delà de ces objectifs principaux, le réseau MAGEST apporte une contribution à la surveillance des épisodes critiques que sont les crues, les forts orages, les pollutions accidentelles et chroniques ou encore les impacts locaux imputables aux changements climatiques. Ceci en fait un outil d'aide à la décision (Schmidt & Sottolichio, 2013).

#### B. Localisation des points de mesures du réseau MAGEST

Le réseau MAGEST bénéficie de quatre points de mesures (figure 4). Concernant la Garonne, des stations sont présentes à Portets et Bordeaux. Cette répartition permet notamment



**Figure 4 : Carte de l'estuaire de la Gironde et localisation des points de mesures MAGEST. Les chiffres indiquent les points kilométriques. Le point 0 est situé au Pont de Pierre à Bordeaux (Lanoux, 2013).**

de connaître l'impact de l'agglomération sur le système et sa physicochimie. L'équipement de Portets a été transféré à Cadillac depuis 2012. Les deux autres points se situent hors du périmètre concerné par cette étude. L'un se situe sur la Dordogne à Libourne tandis que le second est placé dans l'estuaire à Pauillac de façon à suivre la dynamique du milieu marin et son impact sur le système fluvio-estuarien.

### ***C. Analyse et traitement des données***

De par le volume important de données fournies par le réseau MAGEST, le logiciel R est principalement utilisé à des fins de simplifications, notamment en permettant le calcul rapide de moyennes, extrema et autres statistiques descriptives. Il permet également la réalisation de figures complexes. Lors de comparaisons de données, en l'absence de distribution normale, de tests de Kruskal-Wallis sous un risque  $\alpha$  fixé à 5% sont effectués. La production de figures simples ou de tableau est permise par le logiciel Excel.

### **2. Apports naturels à la Garonne fluvio-estuarienne**

De par son fonctionnement hydrologique naturel, la Garonne transporte de nombreux éléments autochtones. Il s'agit notamment de matériaux géologiques issus de l'érosion du lit et des berges du fleuve sous l'effet du courant. De granulométrie variable, ces éléments vont être plus ou moins mobiles et transportés vers l'aval et le système fluvio-estuarien pour se concentrer au sein du bouchon vaseux.

Le fleuve charrie également des matières organiques provenant du milieu lui-même ou des systèmes terrestres adjacents. Des apports autochtones sont produits par le métabolisme et la mortalité des organismes aquatiques. Les flux allochtones quant à eux sont principalement issus de la végétation rivulaire et des ripisylves. Il s'agit d'ailleurs d'un apport énergétique non négligeable au fonctionnement des milieux dulçaquicoles.

### **3. Apports anthropiques à la Garonne fluvio-estuarienne**

Les activités anthropiques conduisent à l'entrée dans les systèmes aquatiques d'éléments perturbant leur fonctionnement. Ces composés, sont d'ailleurs souvent toxiques pour les organismes. Face à la grande variété des flux et contaminants existants, la présente étude ne traitera que les apports agricoles et les rejets des stations d'épuration de l'agglomération bordelaise.

#### ***A. Apports agricoles***

L'agriculture intensive, bien implantée dans le Sud-ouest de la France avec notamment l'exploitation du maïs, se traduit par l'utilisation de fertilisants et de produits

phytopharmaceutiques afin de favoriser et protéger les cultures. Les engrais sont principalement de type minéral avec des amendements bien souvent supérieurs aux besoins réels de la plante. Ces éléments non utilisés par le végétal vont se retrouver dans les sols sous différentes formes et vont pouvoir être emportés par lixiviation vers le milieu aquatique, s'incorporant et perturbant les cycles biogéochimiques tel que celui de l'azote. La diminution de cette pollution fait l'objet de textes réglementaires et d'une volonté politique s'inscrivant dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau.

L'utilisation abusive de phytosanitaires pourrait avoir un impact. De fait, même si nombre de ces molécules peuvent être stockées et immobilisées par la matière organique des sols du fait de leur charge, elles peuvent se retrouver en concentrations importantes et problématiques dans le cours d'eau. Ceci s'explique par des phénomènes de lixiviation et de lessivage des particules auxquelles elles sont adsorbées mais également par dépôts atmosphériques. Certaines d'entre elles peuvent également présenter une solubilité importante facilitant leur migration. L'utilisation de ces produits pose des problèmes relativement importants sur le bassin Adour-Garonne (Agence de l'eau, 2013). Néanmoins, on assiste actuellement à une volonté politique de diminuer l'utilisation de ces substances avec notamment le plan Ecophyto 2018 visant à réduire de 50% leur utilisation en 10 ans.

Plus localement, la région bordelaise est caractérisée par la présence de nombreux vignobles située en bord de Garonne conférant à la région son authenticité (annexe 1). Or, ce type d'utilisation des sols implique la mise en place de pratiques culturales pouvant impacter le milieu aquatique et ses caractéristiques, notamment physicochimiques. L'un des principaux points est l'utilisation importante de cuivre comme moyen de protection des cultures. En effet, ce métal permet de lutter contre le mildiou, les nécroses bactériennes ou encore le black-rot, pourriture causée par un champignon cryptogame (Coulombel, 2013). Les sols vinicoles sont ainsi relativement concentrés en métal qui peut être apporté par lixiviation ou érosion des sols vers le fleuve, entraînant une potentielle contamination. En tant qu'ion chargé positivement, le cuivre peut également réagir avec la matière organique présente dans le fleuve et particulièrement au niveau du bouchon vaseux. Ce comportement implique des impacts potentiellement non négligeables sur les organismes.

Enfin, l'érosion des sols, due principalement au travail et à la préparation des lits de semence, induit des apports au milieu aquatique en termes d'éléments particuliers et dissous. Ces matières, vont également être concentrées au niveau du bouchon vaseux.

## B. Apports par les stations d'épuration de Bordeaux

L'agglomération bordelaise compte deux principales stations d'épuration que sont Clos de Hilde (capacité de 410.000EH) située en amont de Bordeaux et Louis Fargue (capacité de 476.000EH après réhabilitation contre 300.000EH auparavant) en aval. Ces structures rejettent des matières organiques et minérales dans le fleuve, éléments constituant un apport au bouchon vaseux et pouvant impacter le milieu aquatique. De plus, l'agglomération bordelaise possède également des déverseurs d'orage. Ces ouvrages permettent d'évacuer les eaux usées vers la Garonne lors de fortes précipitations de manière à éviter un dysfonctionnement des stations d'épuration causé par l'application d'un débit d'entrée trop important. Ces flux allochtones ont été étudiés par Lanoux en 2013 (figure 5).

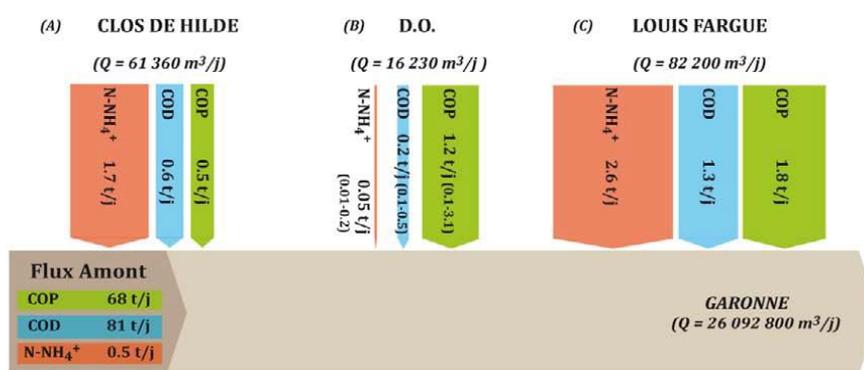


Figure 5 : Flux moyens journaliers en carbone organique particulaire (COP), carbone organique dissous (COD) et ammonium des stations de Clos de Hilde, de Louis Fargue et du déversoir d'orage (D.O.) arrivant en Garonne en 2011 (Lanoux, 2013).

Si les flux en carbone organique rejetés dans les eaux traitées demeurent inférieurs à ceux mesurés en Garonne, ceux en ammonium sont supérieurs de plus de 1t/j à Clos de Hilde et de plus de 2t/j à Louis Fargue. Or, cet ion entre dans le cycle de l'azote présenté précédemment et conduit à la production de nitrates favorables au développement des autotrophes. Les apports des systèmes de traitement de l'eau au système fluvio-estuarien ne sont donc pas négligeables et doivent être pris en compte. Il est nécessaire de préciser ici que la station de Louis Fargue a été modernisée de façon à améliorer son rendement d'épuration. Malheureusement, il n'a pas été possible d'obtenir de données actualisées.

## III. La Grande alose

La Grande alose *Alosa alosa* (L., 1758 ; figure 6) est un poisson Cupléridé de la sous-famille des alosidés (Lochet, 2006). L'espèce est caractérisée par un corps fusiforme comprimé latéralement de 52cm de longueur au maximum.



Figure 6 : Photographie d'un juvénile de Grande alose (SMEAG, 2011).

## **1. Biologie et écologie de la Grande alose**

### ***A. Répartition et habitat***

L'aire biogéographique historique de la Grande alose s'étendait sur l'ensemble de la façade atlantique de la Norvège au Sud du Maroc ainsi que dans le bassin méditerranéen. A l'heure actuelle, l'espèce ne serait plus présente que de la Loire au Portugal et totalement absente de la Méditerranée (Baglinière *et al.*, 2003).

La Grande alose étant une espèce migratrice amphihaline anadrome, elle fréquente au cours de son cycle de vie des habitats différents. La phase adulte se déroule en mer sur le plancher océanique entre 70 et 300 mètres de profondeur (Puissauve & Baglinière, 2013). Lors de la reproduction, les individus remontent les cours d'eau afin de pondre en eau douce. Concernant le bassin Gironde-Garonne, à l'heure actuelle, les aloses remontent le fleuve sur 300km et semblent ne plus dépasser Toulouse, depuis 2003 selon les observations. Les zones de frai seraient donc situées en aval de l'agglomération.

Les habitats correspondant aux frayères sont caractérisés par une couche de granulats fins surmontée par une couche grossière de cailloux et galets soumis à un courant rapide et bénéficiant d'une bonne qualité d'eau. Le milieu est délimité par une zone profonde en amont et par un replat soumis à un fort courant en aval (Puissauve & Baglinière, 2013).

### ***B. Cycle de vie***

La période de migration de la Grande alose débute en fin d'hiver avec la montaison des adultes âgés de 3 à 8 ans. La période de reproduction s'étendant principalement d'avril à juin, même s'il est possible d'observer des migrations plus tôt dans l'année, ainsi que des variations selon la latitude (Baglinière *et al.*, 2003).

Le début de la migration est déclenché par des facteurs principalement abiotiques. La température est l'une des caractéristiques principales. D'après Baglinière *et al.* en 2003, la montaison ne peut s'effectuer avec une température inférieure à 12°C (migration faible de 10 à 12°C, nulle en dessous). Le débit du fleuve ainsi que le rythme des marées sont également impliqués (Bellariva, 1998 ; Rochard, 2001). Des facteurs biotiques sont également à prendre en compte. Les mâles atteignent leur maturité sexuelle avant les femelles du même âge (3 à 6 ans pour les mâles, 4 à 7 ans pour les femelles sur le bassin Gironde-Garonne). Ils débutent également leur migration plus tôt dans la saison (Mennesson-Boisneau *et al.*, 2000). Pour cette espèce, on parle communément de « homing de bassin », c'est-à-dire que l'individu fait retour se reproduire sur son bassin de naissance. Un retour sur le site exact n'a pas été

démonstré mais fera prochainement l'objet de recherches par l'Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA).

La parade nuptiale de la Grande alose est nocturne et caractéristique. A partir du crépuscule, les individus se rassemblent sur la frayère et frappent violemment la surface de l'eau avec leur nageoire caudale tout en décrivant des cercles de 1 à 1,20m de diamètre appelés bulls. Les gamètes sont expulsés et les œufs fécondés au sein du tourbillon créé par cette rotation, entraînant la fertilisation des œufs (Boisneau *et al.*, 1990). D'après Acolas *et al.* en 2006, il semble que cette reproduction ne puisse s'effectuer qu'à partir de 14°C. Une fois les œufs fécondés, le stade embryonnaire est relativement court, s'étendant principalement de 3 à 8 jours sous des températures de 15,5 à 23,5°C avec absence d'éclosion à moins de 17°C. Les larves se développent sur la frayère en utilisant les ressources disponibles dans le milieu (Charles *et al.*, 2010). D'après Lochet en 2006, les juvéniles se développent en milieu dulçaquicole durant deux à quatre mois pour dévaler et rejoindre l'océan aux alentours d'août et septembre. Les températures optimales lors de ce stade sont comprises entre 15 et 27°C même si les alosons peuvent supporter des valeurs allant jusqu'à 32°C (Charles *et al.*, 2010).

### C. Régime alimentaire

Les régimes alimentaires des stades juvéniles et adultes de la Grande alose diffèrent. Le tableau 1 présente le type d'alimentation des juvéniles et des adultes. Cette différence s'explique par le changement de milieu de vie ainsi que par l'anatomie des branchiospines dotées de poils filtrants (Lochet, 2006). Il est à noter que les reproducteurs ne s'alimentent pas au cours de la montaison (Bensettiti & Gaudillat, 2004 ; Puissauve & Bagliniere, 2013).

**Tableau 1 : Régimes alimentaires des juvéniles et adultes de Grande alose et milieu de vie.**

Stade	Milieu	Nourriture	Références
Juvenile	Dulçaquicole	Macro-invertébrés benthiques : larves d'insectes, vers, chironomes, accessoirement mollusques et zooplancton	Cassou-Leins & Cassou-Leins, 1981 Bensettiti & Gaudillat, 2004
Adulte	Plancher océanique	Zooplancton, principalement euphausiacés et des copépodes, Les plus gros individus peuvent également être piscivores.	Maitland & Lyle, 2005

## 2. Moratoire de 2008

Depuis 2008, l'espèce bénéficie sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne d'un moratoire prohibant sa pêche. Ceci s'est traduit par la mise en place de divers arrêtés préfectoraux (annexe 2). Si cette interdiction était destinée à permettre le recouvrement des stocks, force est de constater que la dynamique d'effondrement des effectifs se poursuit créant des conflits avec les acteurs et notamment les pêcheurs professionnels. De plus, ce moratoire entraîne des problèmes d'échantillonnage et d'estimation des effectifs de la population

d'aloses. Précédemment, les pêcheurs professionnels travaillaient en partenariat avec les organismes d'étude et de recherche en déclarant les pêches de Grande alose. A l'heure actuelle, seules demeurent les pêches réalisées par le SMEAG et les suivis de MIGADO

### 3. Echantillonnage par pêches des alosons

Les campagnes d'échantillonnage par pêches des alosons sont réalisées sur la Garonne par le SMEAG. Trois types de filets sont utilisés, ceci afin de balayer la gamme de taille la plus vaste possible et de capturer les individus présents sur site ainsi que les dévalants. Des pêches sont réalisées dans l'estuaire par IRSTEA dans le cadre d'un projet différent mais dont les données sont utilisées ici. Deux sites ont été échantillonnés sur les communes de Saint-Sixte et de Couthures sur Garonne de 2011 à 2014 (SMEAG, 2011 ; figure 7).

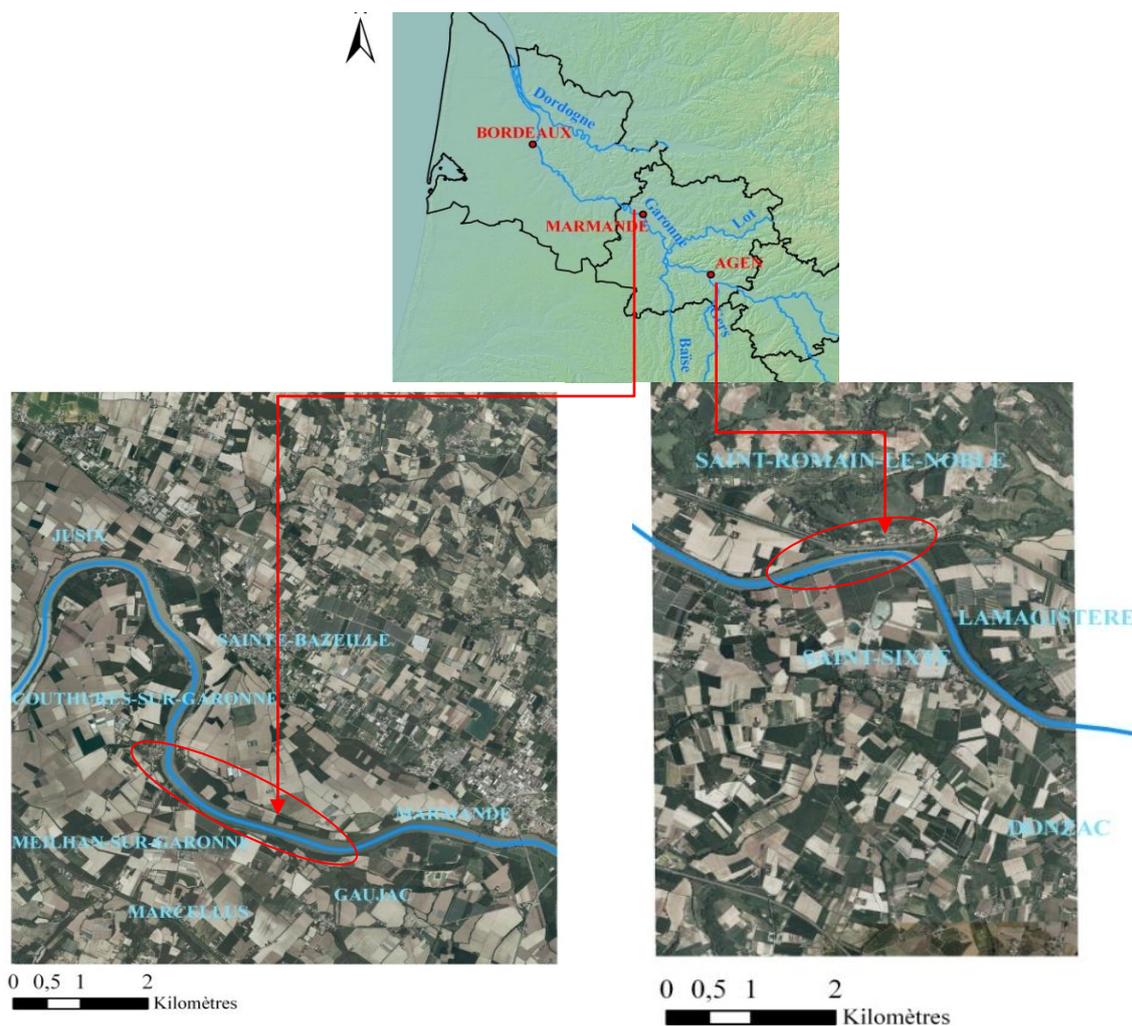


Figure 7 : Localisation des sites échantillonnés sur le du bassin de la Garonne (carte supérieure), à Couthures-sur-Garonne (carte de gauche) et à Saint-Sixte (carte de droite).

#### A. Caractéristiques des méthodes de pêches et filets utilisés

Le premier type de filet utilisé est dit « filet poussé ». Le principe est ici de « pousser » des filets fixés sur une armature elle-même reliée au bateau. La maille évolue le long du filet avec 10mm en tête et 4mm en queue pour une entrée de 1m de large et 50cm de haut (figure

8). L'échantillonnage est effectué sur toute la largeur du fleuve à raison de 3 à 4 passages dont le nombre peut être doublé selon les besoins (SMEAG, 2011).

Le deuxième type de pêche est effectué avec un filet dérivant ou araignée (figure 9). Ce type est complémentaire aux filets poussés et est utilisé en fin de campagne d'échantillonnage lorsque les poissons sont de taille suffisante pour être capturés par cette technique (taille supérieure à 50mm). De longueur variant de 10 à 20 mètres pour une maille de 10mm, le filet est entraîné par le bateau sur une distance donnée pour être ensuite remonté à bord (SMEAG en 2011).

En 2014, des pêches à la senne ont été effectuées. Cette technique permet d'échantillonner les alosons via la mise en place d'un filet d'environ 50m de long pour 1,5 de large et une maille de 10mm depuis la rive. Ceci permet de capturer un grand nombre de poissons sur les portions du fleuve ne présentant pas d'obstacles risquant d'abîmer le filet (SMEAG, 2014).

#### ***B. Echantillonnage de l'estuaire par IRSTEA***

Des pêches sont effectuées dans l'estuaire par IRSTEA dans le cadre d'études spécifiques. A raison d'une sortie mensuelle tout au long de l'année, l'objectif est de savoir dans quelle(s) zone(s) se concentrent les alosons (position entre les berges ; entre l'embouchure et le milieu marin). Néanmoins, seules les abondances sont relevées et aucune autre mesure n'est effectuée, notamment un relevé de la taille des alosons.

#### **4. Estimation des effectifs de reproducteurs**

L'estimation de la population de Grande alose peut également s'effectuer par estimation du nombre de reproducteurs sur les frayères connues par comptabilisation des bulls. Si l'on considère qu'un bull correspond à une femelle reproductrice qui produit de 100.000 à 150.000 larves.kg<sup>-1</sup>, il est possible de donner une estimation des effectifs (Scharbert & Clavé, 2010). Ce travail est effectué par l'association MIGADO.

Enfin, il est possible de compter les individus en migration au niveau des infrastructures tel que le barrage de Golfech. La passa à poissons est en effet équipée d'une



**Figure 8 : Filet poussé.**  
(SMEAG, 2011).



**Figure 9 : Photographie d'une pêche au filet dérivant** (SMEAG, 2011).

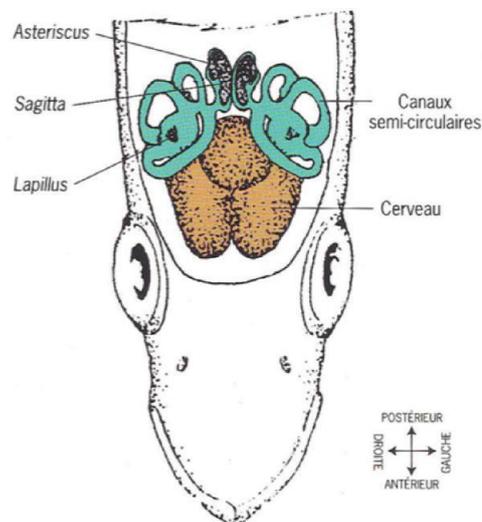
caméra vidéo permettant de différencier les espèces et connaître les effectifs passant. Néanmoins, il s'avère que ces méthodes sous-évaluent le stock d'alosons.

## 5. Etude de l'âge et de la croissance des alosons par analyse des otolithes

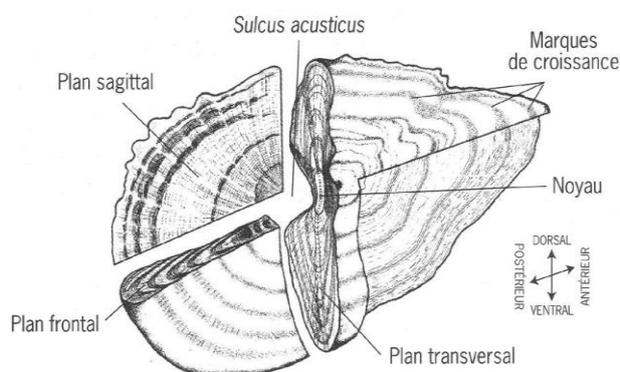
### A. Description et propriétés des otolithes

L'oreille interne des poissons Ostéichthyens comme la Grande alose est composée d'un réseau de canaux remplie d'un liquide appelé endolymphe (Gilles *et al.* 2006). Cet ensemble forme trois parties distinctes appelées *sacculle*, *utricule* et *lagena* (Gilles *et al.* 2006). Chacune de ces zones contient une otolithe, qui correspond à une concrétion de carbonate de calcium  $\text{CaCO}_3$ . On dénombre ainsi le *lapillus*, l'*asteriscus* et la *sagitta* (figure 10). Cette dernière possède, de façon générale, la taille la plus importante, ce qui explique qu'elle est la plus étudiée. Comme l'illustre la figure 11, l'otolithe possède deux faces, l'une externe, convexe, et une seconde, interne, concave et creusée par le *sulcus acusticus*. Suivant une forme générale elliptique, la croissance de la *sagitta* se fait dans le sens antéropostérieur.

D'un point de vue biologique, les otolithes permettent la détection des ondes sonores mais également le maintien de l'équilibre par détection des accélérations de l'organisme. Ceci s'explique par la différence de leur densité avec celle de l'endolymphe induisant une simulation mécanique via la pression sur un épithélium sensoriel appelé *macula*. Ce dernier est composé de cellules de soutien et d'un épithélium cilié surmonté d'une membrane extracellulaire rattachant l'otolithe aux cellules nerveuses au niveau du *sulcus acusticus* (Wright *et al.* 2002). Ce mécanisme renseigne l'individu sur sa position et son déplacement dans l'espace.



**Figure 10 : Organisation et position des otolithes à l'intérieur de l'oreille interne des poissons Ostéichthyens (Segura, 2015 modifié d'après Secor, 1992).**



**Figure 11 : Schéma de l'organisation en coupe d'une sagitta et marques de croissance (Segura, 2015 modifié d'après Pannella, 1980).**

Les otolithes sont couramment utilisées en biologie pour leurs propriétés de mémoire des événements de la vie de l'individu, notamment de sa croissance. Cette dernière n'est pas continue au cours d'une année ce qui implique la formation d'incrémentes dont la distance de séparation varie selon la vitesse de croissance (figure 11). Il est ainsi possible de repérer les périodes estivales à la croissance rapide (incrémentes éloignés) et les périodes hivernales à la croissance ralentie (incrémentes proches). Cette analyse permet également d'estimer un intervalle de jours de naissance de l'individu. La croissance étant plus importante en début qu'en fin de vie, la méthode s'avère bien adaptée à l'étude des premiers stades de vie de développement du poisson. Au-delà de l'étude de la croissance de l'organisme, l'analyse des otolithes permet également d'évaluer la qualité du milieu de part leur capacité d'incorporer certains éléments tels que des toxiques et de ne pas subir de résorption mis à part dans le cas de stress extrêmes (Mugiya & Uchimura, 1989).

### ***B. Méthodes d'études des otolithes***

L'ensemble des techniques de préparation et d'analyse des otolithes présentées ici sont décrites dans le rapport du SMEA « Etude otolithométrique des alosons de Garonne » produit par Segura et Lord-Daunay pour le compte du SMEAG en 2015. La préparation des otolithes a été réalisée par l'UMR BOREA du Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris. Après leur capture lors des campagnes d'échantillonnage, les alosons sont préservés dans de la glace pilée pour leur transport puis congelés au laboratoire. Après avoir été mesurés, ils sont étiquetés individuellement et conservés dans de l'alcool à 95%. Les *sagittae* sont récupérées sous loupe binoculaire via ouverture au scalpel de la tête du poisson, enlèvement de l'os frontal et de l'encéphale. Les otolithes sont ensuite extraites et nettoyées à l'eau distillée afin d'éliminer tout résidu de tissu de la *macula* puis conservées à sec dans des tubes Eppendorf numérotés. Il est possible de les conserver dans de l'alcool mais cette technique en altère la composition notamment au niveau du sodium et du potassium, fait problématique lors d'études microchimiques.

Afin de les étudier, les otolithes doivent être coupées transversalement. Pour ce faire, elles sont incluses dans un moule composé de logettes individuelles numérotées à l'aide d'une résine époxy Araldite. Les inclusions sont ensuite séchées en étuve à 50°C pendant 48h puis sciées à l'aide d'une tronçonneuse Mecatone T180, poncées avec une polisseuse Struers et montées sur lames de verre avec Crystalbond™. Ce ponçage est réalisé sur des disques abrasifs de papier silice de grain décroissant (1200 et 2400) de l'extérieur vers le centre de l'otolithe sous loupe binoculaire. Entre chaque étape, les échantillons sont rincés à l'eau

MilliQ afin d'éviter les contaminations. La dernière phase de ponçage est effectuée avec de la poudre d'alumine sur disque de polissage en feutre. Les otolithes sont ensuite photographiées à l'aide d'un microscope Olympus BX51 équipé d'une caméra digitale Olympus DP20 (grossissement 200X). Plusieurs clichés sont réalisés de façon à avoir une vision de l'ensemble de l'échantillon après assemblage. Un post-traitement informatique de l'image peut être effectué afin de faciliter l'analyse.

La lecture des otolithes est réalisée indépendamment par deux opérateurs façon manuelle et automatique. Dans le premier cas, l'analyse s'effectue via des impressions A3 et comptage des stries par le manipulateur. La seconde méthode consiste en l'étude des images et est réalisée à l'aide des logiciels analySIS work et ImageJ. Néanmoins, selon la qualité des clichés, cette technique peut conduire à la détection de faux-positifs nécessitant une révision manuelle des résultats. Travailler sur plusieurs axes de l'otolithe permet également de limiter ce biais de lecture.

## **6. Analyse statistique des données**

Comme dans le cas de l'étude des données MAGEST, l'analyse des résultats concernant les alosons a été réalisée avec Excel pour les représentations simples et avec R pour les complexes. Des tests de Kruskal-Wallis (risque  $\alpha$  de 5%) et des régressions linéaires ont été réalisés. Devant la faible quantité de données, la majorité des analyses ont été réalisées de façon graphique.

# RESULTATS

Sont présentés dans ce point les résultats des différentes études décrites plus haut. Dans un premier temps seront exposés les résultats concernant l'hypoxie avant de traiter ceux concernant les aloses et la dévalaison et le croisement des deux bases de données

## I. Résultats concernant l'étude de l'hypoxie

### 1. Etude générale des données MAGEST

L'étude des données MAGEST permet d'observer la présence de variations des paramètres au cours du temps. Néanmoins, seule la station de Bordeaux est confrontée à des problèmes d'hypoxie. Les périodes de désoxygénation les plus importantes apparaissent systématiquement au cours des périodes estivales, parallèlement à une hausse des températures et de la turbidité. Ceci est valable quelle que soit l'année. On observe également des variations interannuelles traduisant un impact climatique (année sèche ou humide) sur la physicochimie des eaux. Les variations de concentration en dioxygène dissous donnent lieu à des problèmes d'hypoxie plus ou moins sévères selon les années. La figure 12 présente le nombre de jours dont la concentration moyenne est comprise dans les intervalles d'hypoxie donnés par le Tableau de bord aloses de 2012 d'après Collin et Rochard.

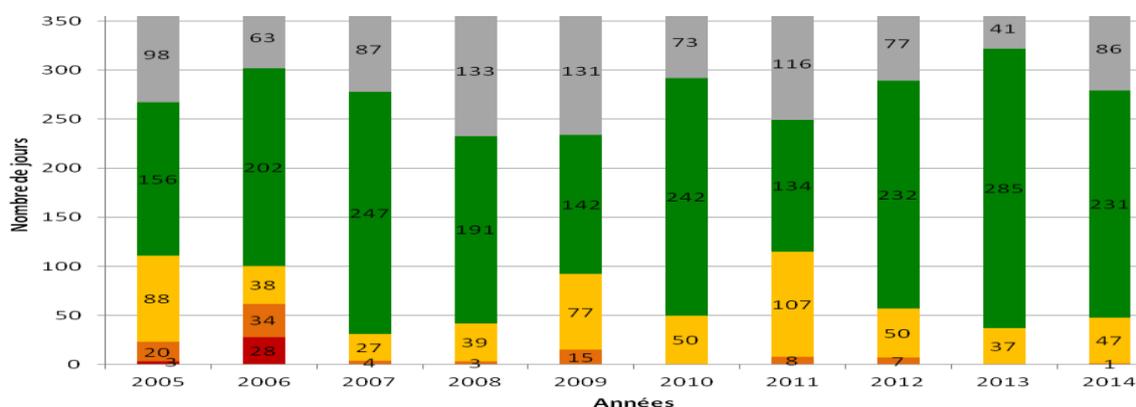


Figure 12 : Nombre de jours aux différentes concentrations en dioxygène ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) dissous selon les années.  
Gris : absence de données ; vert : absence d'hypoxie  $[\text{O}_2] > 5,81 \text{mg.L}^{-1}$  ; jaune : hypoxie modérée  $4,3 < [\text{O}_2] < 5,8 \text{mg.L}^{-1}$  ; orange : hypoxie prononcée  $3,31 < [\text{O}_2] < 4,3 \text{mg.L}^{-1}$  ; rouge : hypoxie létale  $[\text{O}_2]$ .

Il apparaît que le nombre de jours dans chaque classe d'hypoxie à Bordeaux varie selon les années avec une présence systématique d'hypoxie modérée ( $4,3 < [\text{O}_2] < 5,8 \text{mg.L}^{-1}$ ). Des concentrations plus problématiques de l'ordre de  $3,31 < [\text{O}_2] < 4,3 \text{mg.L}^{-1}$  (hypoxie prononcée) sont également observées mis à part en 2010 et 2013. Les années les plus problématiques s'avèrent être 2005 et 2006 avec une occurrence de respectivement 3 et 28 jours d'hypoxie selon les intervalles de Collin et Rochard. Si certaines années apparaissent

plus problématiques que d'autres, il est à noter l'absence d'une quantité de données relativement importante due à des pannes des appareils de mesures.

## 2. Etude des épisodes hypoxiques

### A. Valeurs limites utilisées

Afin d'étudier les épisodes hypoxiques relevés précédemment, des limites de concentration en dioxygène dissous, de température, de turbidité et de débit ont été déterminées afin de pouvoir caractériser la qualité de l'eau. Ainsi, conformément à la valeur donnée par le SAGE estuaire et l'étude menée par Taverny *et al.* en 2009, la valeur limite de dioxygène a été fixée à  $5\text{mg.L}^{-1}$ , seuil entre une eau de bonne et de mauvaise qualité.

Le cas de la température est plus complexe. Dans une étude menée en 2012, Jatteau et Fraty ont démontré que le comportement et la résistance des juvéniles à l'hypoxie varie selon la température. Pour ce faire, ils ont étudié, à  $20^{\circ}\text{C}$  et  $25^{\circ}\text{C}$ , les effets de la température sur la nage à travers trois critères : nage altérée, perte d'équilibre et mort. Ils ont ainsi observé que les alosons résistent mieux à l'hypoxie sous des températures de  $20^{\circ}\text{C}$ . De fait, comme l'ont confirmé les tests statistiques, il n'existe aucune différence significative à  $25^{\circ}\text{C}$  entre les concentrations en dioxygène dissous menant à l'altération de la nage ou à la mort avec des problèmes observés dès le seuil de  $5\text{mg.L}^{-1}$  franchi. Ceci n'est pas observé à  $20^{\circ}\text{C}$  où les altérations comportementales sont significativement différentes. Néanmoins, cette étude soulève la question de l'impact de températures intermédiaires.

Dans une étude de 2009, Taverny *et al.* proposent une grille de qualité de divers paramètres de l'eau des masses de transition pour la vie piscicole. Dans le cas des estuaires, une eau inférieure à  $20^{\circ}\text{C}$  est considérée comme de très bonne qualité, et de bonne qualité de  $20$  à  $23^{\circ}\text{C}$  ( $<23^{\circ}\text{C}$ ). En l'absence de directives officielles et dans l'attente de résultats d'études menées actuellement par IRSTEA, le seuil de qualité de température a donc été fixé à  $23^{\circ}\text{C}$  avec une bonne qualité de l'eau pour des valeurs strictement inférieures.

Concernant la turbidité, le bouchon vaseux apparaît à partir de 1000NTU, valeurs correspondant très grossièrement à  $1\text{g.L}^{-1}$  de matières en suspension (Schmidt<sup>2</sup>, 2015 – communication personnelle). Cette valeur a donc été retenue comme limite. Enfin, en ce qui concerne le débit, le seuil a été fixé à  $110\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ , valeurs correspondant au débit d'objectif étiage (DOE) à Tonneins en l'absence de limite déterminée pour le système fluvio-estuarien. Le débit critique (DCR) de  $60\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  à Tonneins cité dans le SAGE estuaire est également

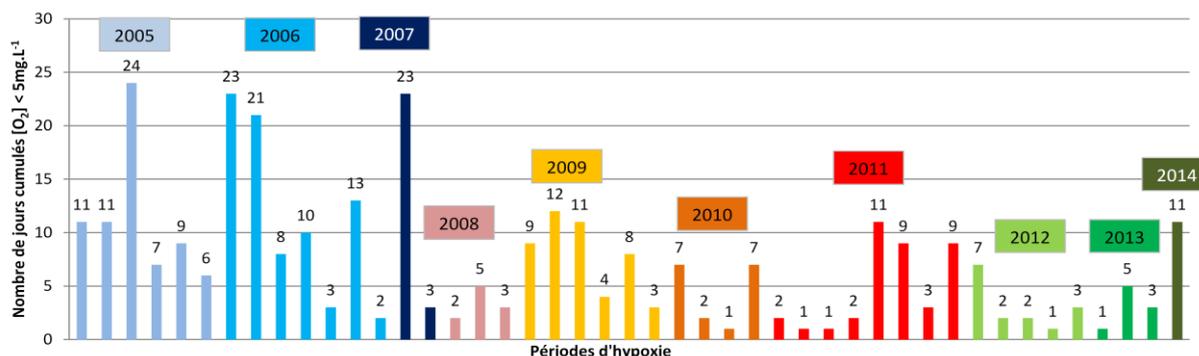
---

<sup>2</sup> Schmidt S. : chercheur CNRS Université de Bordeaux.

utilisé. Néanmoins, il est important de garder à l'esprit que ces valeurs sont purement indicatives et ne correspondent nullement au fonctionnement de la Garonne à Bordeaux.

### **B. Fréquence et intensité des épisodes hypoxiques**

Il est notable que la fréquence et l'intensité de ces épisodes sont variables selon les années. Ainsi, on n'observe pas une période de désoxygénation continue mais plusieurs phases entrecoupées de jours présentant une meilleure oxygénation (figure 13).



**Figure 13 : Intensité et fréquence des périodes d'hypoxie de 2005 à 2014.**

Ces phénomènes ont été particulièrement importants en 2005 et 2006, tant au niveau de l'intensité que de la fréquence et dans une moindre mesure en 2007 avec seulement deux périodes dont une de 23 jours consécutifs. Les années suivantes présentent des occurrences de désoxygénation moins importantes n'excédant jamais 12 jours consécutifs. Néanmoins, en 2009 et 2011 avec respectivement 6 et 8 périodes la fréquence demeure non négligeable. Si en 2012 et 2013 le nombre de jours avec une concentration en dioxygène dissous inférieure à 5mg.L<sup>-1</sup> reste peu important avec un maximum de 7 jours en 2012, force est d'observer une ré-augmentation en 2014 malgré une unique période problématique. Il apparait également que les périodes à enjeux s'étalent de juin à octobre. Les valeurs utilisées pour les analyses suivantes sont comprises dans cet intervalle.

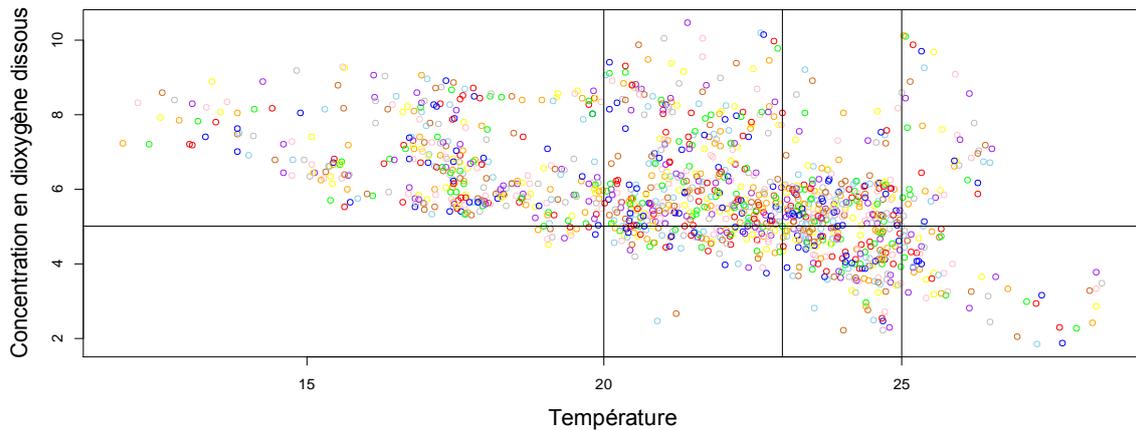
## **3. Dynamique de l'oxygénation selon les différents paramètres**

### **A. Dynamique générale**

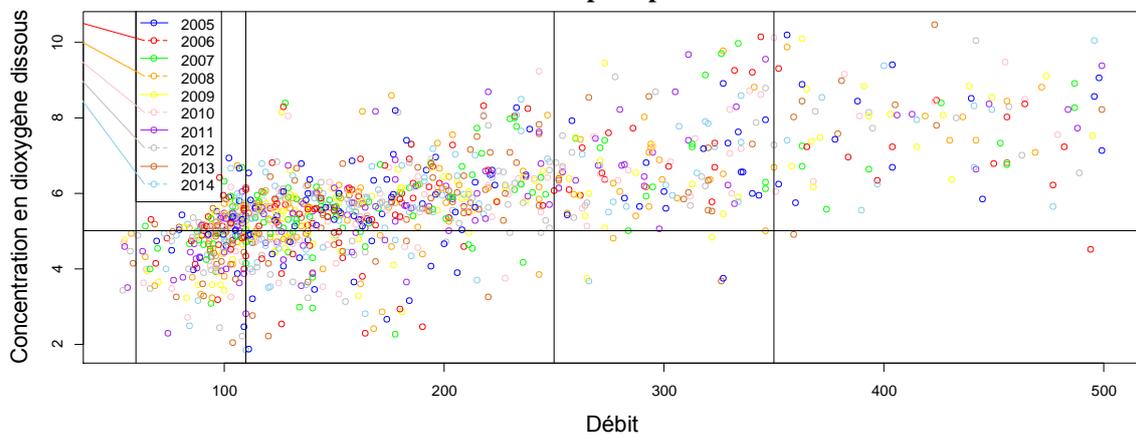
Les résultats présentés ici cherchent à montrer la dispersion des valeurs de concentrations en dioxygène dissous selon la température (figure 14), le débit (figure 15) et la turbidité (figure 16) chaque année, de 2005 à 2014. L'objectif est également de dégager des tendances par rapport aux seuils fixés précédemment.

Logiquement, les problèmes d'hypoxie sont aggravés par l'augmentation des températures, particulièrement à partir de 23°C. Si les phénomènes de désoxygénation sont marginaux à moins de 20°C, les concentrations problématiques entre 20°C et 23°C sont

majoritairement comprises entre 4 et 5mg.L<sup>-1</sup>. L'hypoxie est plus grave sous des températures supérieures à 23°C. Ces observations sont valables quelles que soient les années. De plus, ces deux paramètres sont relativement bien inversement corrélés avec un coefficient de -0,78.

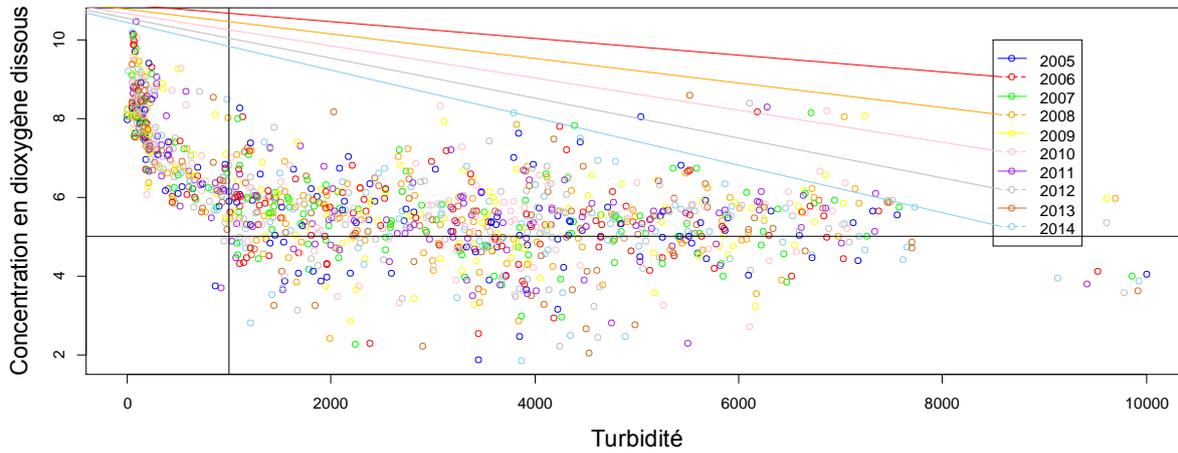


**Figure 14 : Concentrations en dioxygène dissous (mg.L-1) en fonction de la température (°C) de 2005 à 2014. La séparation horizontale correspond au seuil d'hypoxie de 5mg.L-1 et les verticales au seuil de 23°C et à 20°C et 25°C pour plus de lisibilité.**



**Figure 15 : Concentrations en dioxygène dissous (mg.L<sup>-1</sup>) en fonction du débit m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> de 2005 à 2014. La séparation horizontale correspond au seuil d'hypoxie de 5mg.L<sup>-1</sup> et les verticales aux seuils de débit : 60m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (CR à Tonneins) ; 110m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (DOE à Tonneins) ; 250m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (installation du bouchon vaseux, Jalón-Rojas *et al.* 2015) ; 350m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (poussée du bouchon vaseux vers l'estuaire, Jalón-Rojas *et al.* 2015).**

Il s'avère que l'hypoxie apparaît principalement dès lors que le débit est inférieur à 250m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, valeur permettant la mise en place du bouchon vaseux (Jalón-Rojas *et al.* 2015). On constate également que les problématiques de sous-oxygénation augmentent avec la diminution des débits et ceci quelle que soit l'année. De fait, la majorité des données se concentre autour du DOE à Tonneins. La présence d'hypoxie correspond ainsi aux débits de présence du bouchon vaseux, malgré une corrélation relativement faible (coefficient de corrélation de 0,37). Des problèmes sont également relevés en 2005, 2006 et 2007 à des débits supérieurs. Néanmoins, ces cas demeurent marginaux au regard de l'ensemble des données. De façon générale, dès lors que le débit est supérieur à 250m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> l'hypoxie demeure exceptionnelle.



**Figure 16 : Concentrations en dioxygène dissous ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) en fonction de la turbidité (NTU) de 2005 à 2014. La séparation horizontale correspond au seuil d'hypoxie de  $5\text{mg.L}^{-1}$ , la séparation verticale au seuil de 1000NTU de mise en place du bouchon vaseux.**

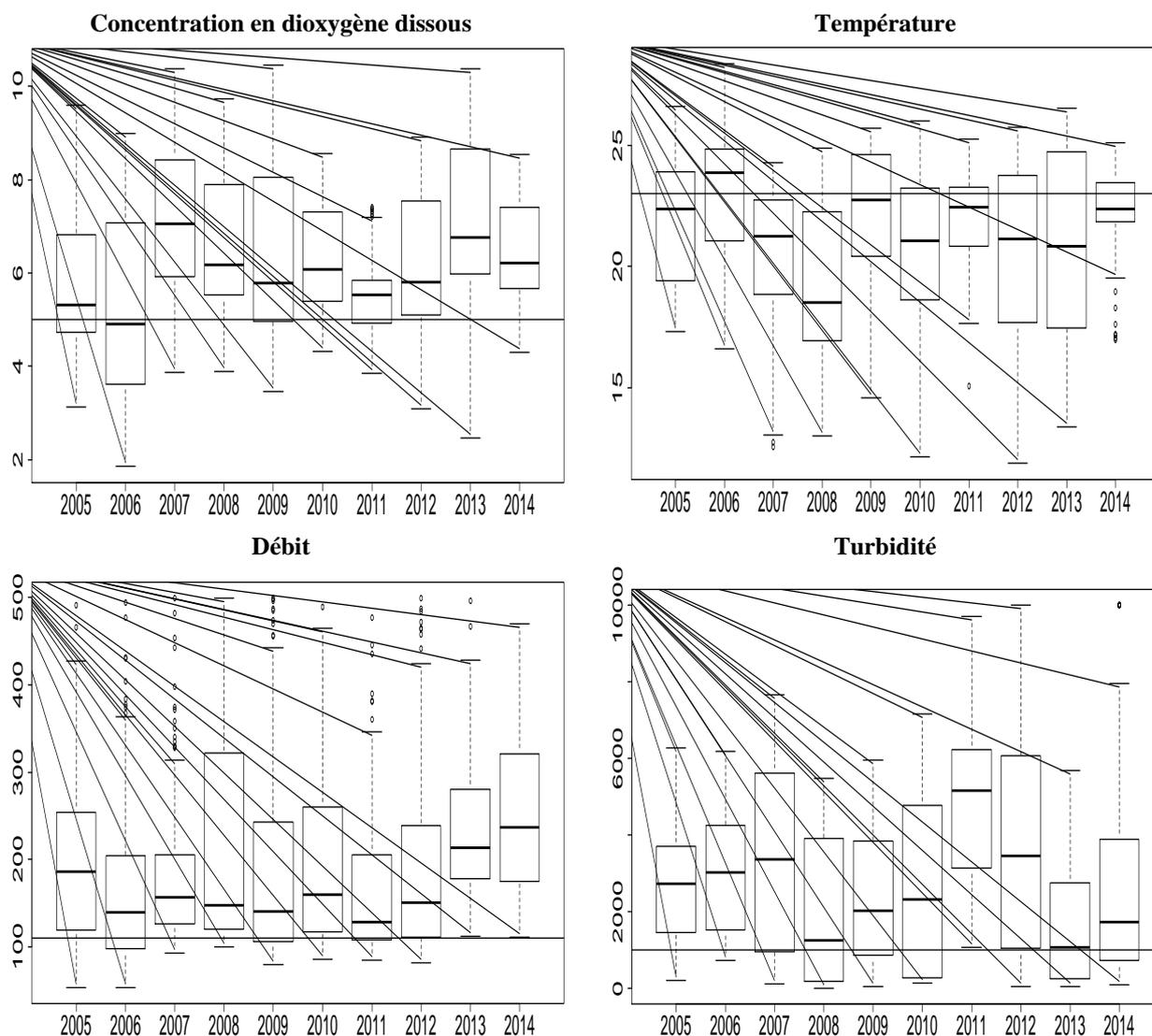
Le cas de la turbidité est tout à fait explicite. D'après la figure 16, les problèmes d'hypoxie ne sont observés que lorsque ce paramètre est supérieur à 1000NTU, seuil d'installation du bouchon vaseux. Nous n'observons d'ailleurs que trois jours en dix ans ne respectant pas cette dynamique. Ceci implique que les problèmes de sous-oxygénation des eaux fluvio-estuariennes sont directement liés à la turbidité et donc à la présence du bouchon vaseux. Ceci, bien que la variabilité des données demeure relativement importante et d'un coefficient de corrélation de 0,09.

### ***B. Variations des paramètres***

Les épisodes d'hypoxie apparaissent donc selon certaines conditions de température, de débit et de turbidité. La figure 17 montre la variabilité des paramètres mesurés au cours de la période à enjeux (juin à octobre) de 2005 à 2014. Nous pouvons constater que, quelle que soit l'année et ses conditions climatiques (sèches ou humides), la température et le débit présentent des variations pouvant être relativement importantes. Dans le cas de la température, de façon générale, les données demeurent comprises entre  $20^{\circ}\text{C}$  et  $23^{\circ}\text{C}$ . On observe une variabilité relativement importante au cours des années avec des valeurs supérieures à  $23^{\circ}\text{C}$  présentes de façon systématique. La significativité des différentes interannuelles dépend des années (tableau 2).

**Tableau 2 : *p-values* des tests de comparaison des valeurs de température interannuelles de 2005 à 2014. Seuls les résultats significatifs sont présentés.**

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
2005	$2,23.10^{-4}$	$4.10^{-9}$						
2006	$2.10^{-10}$		$1,2.10^{-2}$	$7,18.10^{-9}$	$4,6.10^{-4}$	$1,57.10^{-8}$	$2,98.10^{-6}$	
2007			$1,23.10^{-5}$					$2,48.10^{-8}$
2008			$1,4.10^{-10}$		$5,5.10^{-11}$		$1.10^{-4}$	$1,48.10^{-13}$
2009				$1,97.10^{-4}$		$2,6.10^{-4}$		
2010								$1,16.10^{-6}$
2012								$2,8.10^{-6}$



**Figure 17 : Variations en moyennes journalières de la concentration en dioxygène dissous ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), température ( $^{\circ}\text{C}$ ), débit ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ) et turbidité (NTU) à Bordeaux de 2005 à 2014 de juin à octobre.**

Des constatations similaires peuvent être faites pour les débits. De fait, les valeurs demeurent supérieures au seuil de  $110\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  (médianes supérieures à cette limite). Des épisodes extrêmes sont également observables, notamment les années sèches comme 2005 et 2006, avec des mesures proches du débit critique de  $60\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ . Néanmoins, la variabilité au sein d'une même année demeure relativement importante. De même que pour la température, les différences interannuelles ne sont pas toutes significatives (tableau 3). 2013 et 2014 ont été particulièrement humides avec ces précipitations importantes ce qui apparaît bien sur le graphique ainsi qu'à travers les *p-values* fortement significatives. Enfin, il est nécessaire de préciser que les faibles débits sont influencés par le soutien d'étiage et que les mesures sont effectuées à Tonneins et non à Bordeaux.

**Tableau 3 : *p-values* des tests de comparaison des valeurs de débit interannuelles de 2005 à 2014. Seuls les résultats significatifs sont présentés.**

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
2005							$1,23.10^{-8}$	$1,27.10^{-15}$
2006	$4,83.10^{-5}$	$2,97.10^{-6}$					$1,68.10^{-8}$	$8,87.10^{-11}$
2007			$5,53.10^{-5}$		$2,64.10^{-7}$	$6,32.10^{-3}$	$2.10^{-4}$	
2008			$3,74.10^{-6}$		$2,04.10^{-7}$	$9.10^{-5}$		$2,96.10^{-2}$
2009				$2,9.10^{-4}$			$2,12.10^{-8}$	$9,54.10^{-12}$
2010					$4,52.10^{-7}$		$2,13.10^{-5}$	
2011							$1,68.10^{-9}$	$2,2.10^{-16}$
2012							$3,95.10^{-7}$	$1,02.10^{-5}$

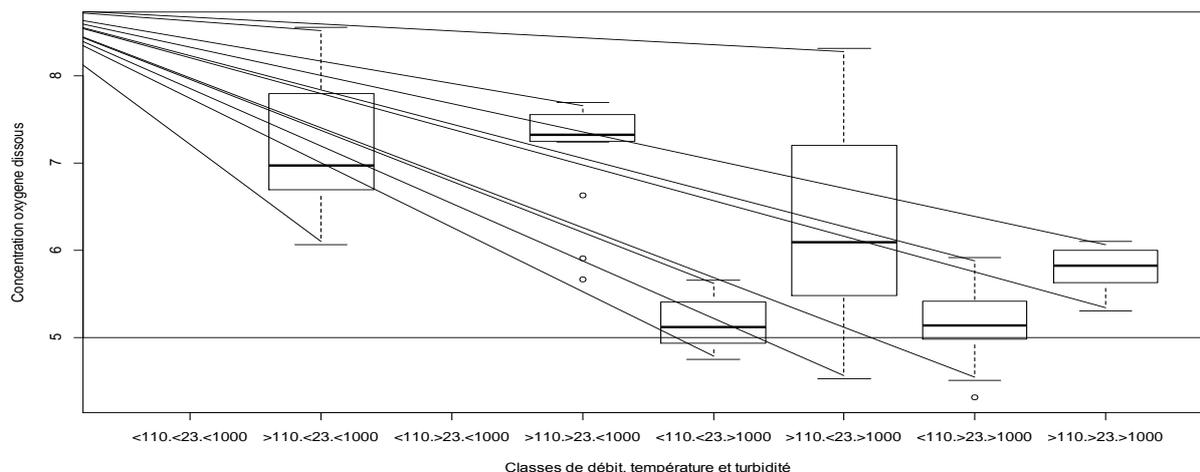
La turbidité quant à elle, présente de nombreuses et grandes variations. Les variabilités au sein d'une année sont importantes comme l'expose les différences de médianes. Il en est de même entre les années avec des significativités présentées par le tableau 4 ci-après. Les nombreuses valeurs extrêmes traduisant la présence de concentrations en MES relativement importantes.

**Tableau 4 : *p-values* des tests de comparaison des valeurs de turbidité interannuelles de 2005 à 2014. Seuls les résultats significatifs sont présentés.**

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
2008		$1,44.10^{-4}$						
2011	$2,2.10^{-16}$	$8,95.10^{-16}$	$1,72.10^{-12}$	$2,2.10^{-16}$	$2,2.10^{-16}$	$5,63.10^{-15}$		
2012				$2,31.10^{-6}$			$2,29.10^{-3}$	
2013	$6,96.10^{-9}$	$6,88.10^{-11}$	$5,28.10^{-5}$		$1,6.10^{-4}$	$2,29.10^{-5}$	$2,2.10^{-16}$	$1,16.10^{-9}$
2014	$3,11.10^{-6}$	$4,42.10^{-8}$					$2,2.10^{-16}$	$2,33.10^{-8}$

### C. Interaction entre l'hypoxie et les autres paramètres du milieu

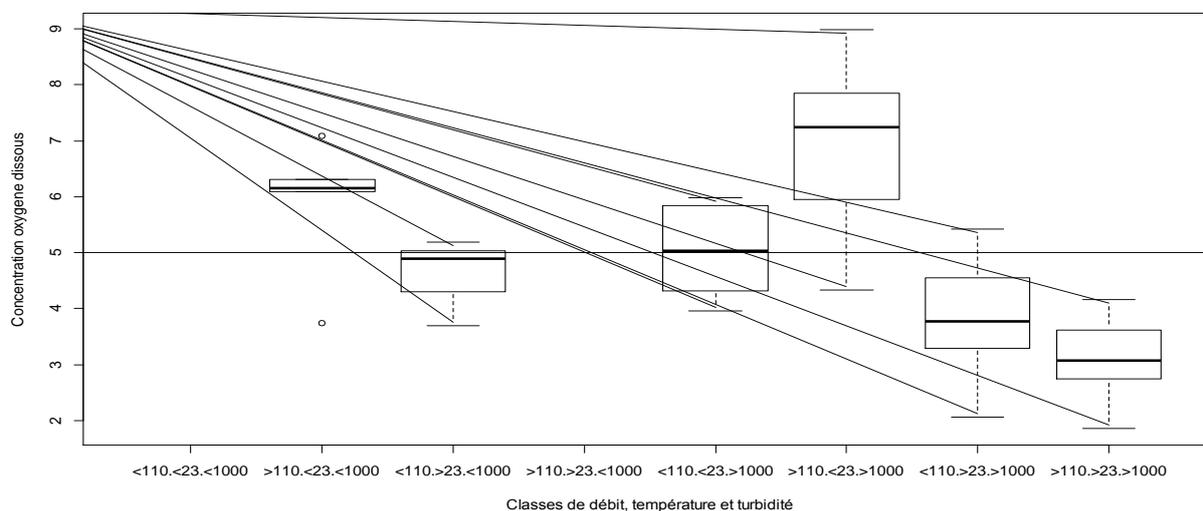
A partir des renseignements fournis par la figure 12, nous avons décidé de caractériser les années par rapport à l'hypoxie mesurée. Pour ce faire, nous avons testé plusieurs conditions température, débit et turbidité en utilisant les seuils présentés précédemment. Nous présentons tout d'abord les résultats pour 2010, année qui peut être considérée comme intermédiaire en ce qui concerne la fréquence et l'intensité de l'hypoxie (figure 18).



**Figure 18 : Concentration moyenne journalière en dioxygène dissous ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) selon les différents paramètres en 2010. Dans l'ordre : débit moyen journalier ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ), température moyenne journalière ( $^{\circ}\text{C}$ ) et turbidité moyenne journalière (NTU). La séparation correspond au seuil d'hypoxie fixé à  $5\text{mg.L}^{-1}$ .**

En 2010, l'hypoxie n'est observée que lorsque la turbidité est supérieure au seuil de 1000NTU avec un impact significatif ( $p\text{-value} = 1,04.10^{-6}$ ). Ces phénomènes sont observés quelle que soit la température (supérieure ou inférieure à 23°C) dont l'effet n'est pas significatif ( $p\text{-value} = 0,40$ ). Le débit est aussi un paramètre significativement important ( $p\text{-value} = 3,91.10^{-11}$ ) avec une hypoxie moindre lorsqu'il est supérieur au DOE de  $110\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  mesuré à Tonneins.

Il apparaît que les phénomènes de sous-oxygénation observés sont majoritairement dus à quelques valeurs faibles ne représentant que 11,11% de l'ensemble de la période. De plus, ces mesures demeurent supérieures à  $4,5\text{mg.L}^{-1}$  mis à part dans le cas où le débit est inférieur à  $110\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ , la turbidité supérieure à 1000NTU et la température inférieure à 23°C. L'impact des différents paramètres est bien illustré. Dans le cas où la valeur de turbidité est inférieure au seuil, aucune hypoxie n'est observée. Suite à ce cas intermédiaire en termes d'hypoxie, la figure 19 présente les résultats pour 2006, année chaude et sèche qualifiée de cas extrême.

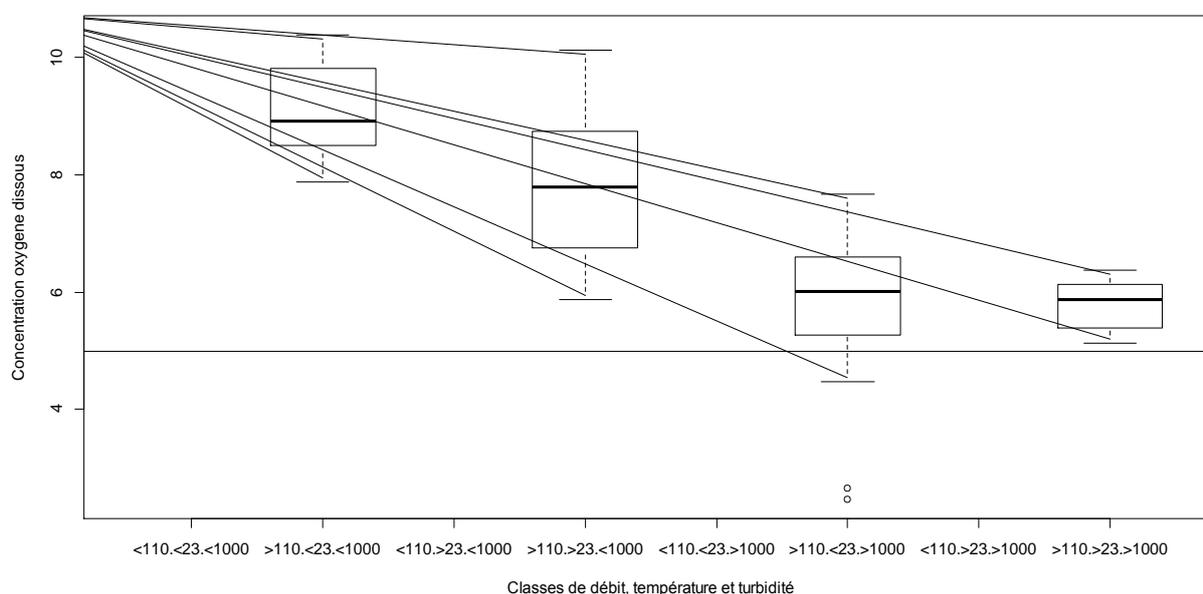


**Figure 19 : Concentration moyenne journalière en dioxygène dissous ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) selon les différents paramètres en 2006. Dans l'ordre : débit moyen journalier ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ), température moyenne journalière ( $^{\circ}\text{C}$ ) et turbidité moyenne journalière (NTU). La séparation correspond au seuil d'hypoxie fixé à  $5\text{mg.L}^{-1}$ .**

En 2006, de manière générale, l'hypoxie est présente dès lors que le débit est inférieur à  $110\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ . On observe néanmoins des situations problématiques lorsque la température et la turbidité sont tous deux supérieurs aux seuils limites. Des problèmes sont également à noter lorsque la température est inférieure à 23°C et la turbidité supérieure à 1000NTU. Les jours présentant une sous-oxygénation représentent 52,29% de la période.

Les phénomènes les plus graves surviennent lorsque le débit et la température dépassent les valeurs seuil avec un impact significatif ( $p\text{-value}_{\text{débit}} = 6,27.10^{-6}$ ;  $p\text{-value}_{\text{température}} = 2,20.10^{-16}$ ). La turbidité n'explique pas totalement les concentrations en dioxygène dissous mesurées avec une  $p\text{-value}$  de 0,53. Ceci peut s'expliquer par la présence

d'hypoxie avec une turbidité inférieure à 1000NTU et une température supérieure à 23°C correspondant à des *scenarii* au cours desquels la dynamique fluviale atteint le débit critique (DCR) de  $60\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  à Tonneins. Ces mesures, relativement faibles, impliquent un impact accru de ce paramètre sur le milieu. La problématique relevée lorsque le débit est supérieur à  $110\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  et la température et la turbidité inférieures aux seuils, constitue un cas isolé de quelques valeurs extrêmes probablement due à des erreurs de mesures ou une défaillance de la sonde. Ces résultats démontrent que 2006 a été une année particulièrement problématique avec des concentrations moyennes journalières en dioxygène variant de 3,08 à  $7,78\text{mg.L}^{-1}$  pour des minima respectifs de 1,59 et  $2,05\text{mg.L}^{-1}$ . Ces phénomènes, proches de l'anoxie, constituent 45% de la période étudiée pour un total de 46,75% de jours dont l'oxygénation moyenne est inférieure à  $5\text{mg.L}^{-1}$ . Il est maintenant intéressant de comparer ces deux années aux données de 2013, année relativement humide et pluvieuse. Ces résultats sont exposés par figure 20 ci-dessous.



**Figure 20 : Concentration moyenne journalière en dioxygène dissous ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) selon les différents paramètres en 2013. Dans l'ordre : débit moyen journalier ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ), température moyenne journalière ( $^{\circ}\text{C}$ ) et turbidité moyenne journalière (NTU). La séparation correspond au seuil d'hypoxie fixé à  $5\text{mg.L}^{-1}$ .**

Il s'agit de l'année à l'hypoxie la plus faible (5,88% de la période) d'après les figures 12 et 15. Très peu de concentrations inférieures à  $5\text{mg.L}^{-1}$  de dioxygène ont été mesurées. On n'observe d'ailleurs aucun jour au cours duquel le débit aurait été inférieur au seuil de  $110\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  à Tonneins. Des valeurs extrêmes ont été mesurées dans un cas où seule la turbidité dépassait la limite de 1000NTU. Elles se placent dans une situation où la médiane est de  $6,01\text{mg.L}^{-1}$  et un maximum à  $7,67\text{mg.L}^{-1}$ . Devant ces données, il semble donc que les valeurs proches de  $2,47\text{mg.L}^{-1}$  soient dues à un phénomène ponctuel d'augmentation de la turbidité.

En ce qui concerne les paramètres, seule la turbidité a un impact significatif sur l'oxygénation avec une  $p$ -value de  $2,20.10^{-16}$  – ce qui rejoint la remarque précédente – contre 0,11 pour la température. Comme en 2006 et 2010, aucun problème n'est relevé lorsque la température et/ou la turbidité sont inférieures à ces valeurs seuil. Il est également à noter l'absence de débits inférieurs à  $110\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ .

#### 4. Dynamique de l'hypoxie lorsque le débit mesuré est supérieur au DOE

Il apparaît que le débit de  $110\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  à Tonneins, préconisé par le plan de gestion d'étiage, n'impacte que peu la mise en place de zones d'hypoxie au niveau de Bordeaux. De fait, bien que les phénomènes soient aggravés par des débits faibles, ils sont également présents lorsque le débit est supérieur à cette valeur seuil (figure 21).

Force est de constater que, quelle que soit l'année, des phénomènes d'hypoxie sont présents malgré des débits supérieurs au DOE. Le débit de la Garonne à Bordeaux apparaît donc insuffisant pour limiter les problèmes de désoxygénation, fait accru lors des années chaudes et sèches qu'ont été 2005 et 2006.

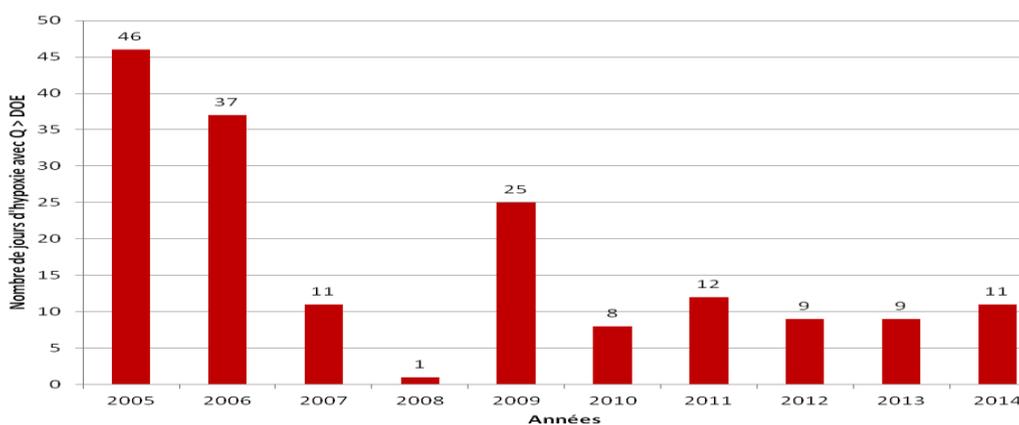


Figure 21 : Nombre de jours d'hypoxie ( $[\text{O}_2]_d < 5\text{mg.L}^{-1}$ ) avec un débit supérieur à  $110\text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  à Tonneins selon les années au cours de la période à enjeux.

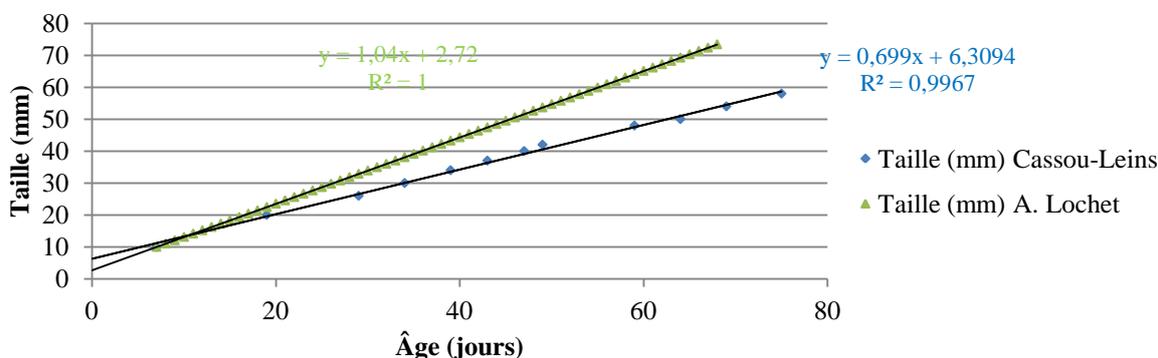
## II. Résultats concernant l'étude des alosons

Sont traités au cours de ce point les résultats concernant l'étude de la population d'alosons de la Garonne. Dans un premier temps, nous avons cherché l'existence d'une potentielle relation reliant la taille et l'âge pour analyser ensuite plus précisément les résultats des pêches et estimer la période de dévalaison et ses caractéristiques.

### 1. Etude de la relation taille-âge

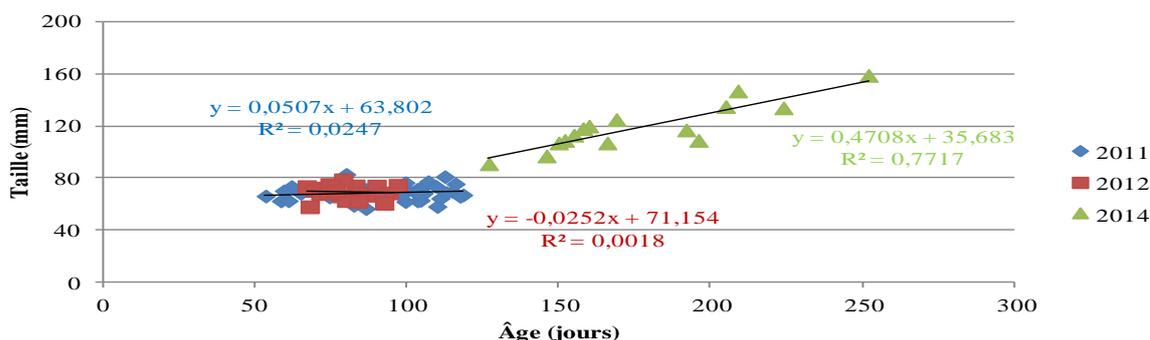
Actuellement, l'estimation de l'âge des alosons pêchés s'effectue par étude des otolithes. Comme exposé précédemment, cette analyse nécessite une certaine préparation ainsi que du temps qui ont un coût. Un traitement des données est donc réalisé afin de savoir s'il existe une relation permettant de relier la taille et l'âge directement.

L'étude se base tout d'abord sur une analyse de données de Cassou-Leins (1988) et de Lochet (2006). Ces résultats (figure 22) étaient destinés à cibler les dates les plus propices à l'échantillonnage à partir des dates de reproduction observées par MIGADO. De fait, le matériel du SMEAG permet de pêcher des alosons à partir de 4cm de long.



**Figure 22 : Relation entre l'âge (jours) et la taille (mm) des alosons d'après des études de Cassou-Leins 1988 et Lochet en 2006.**

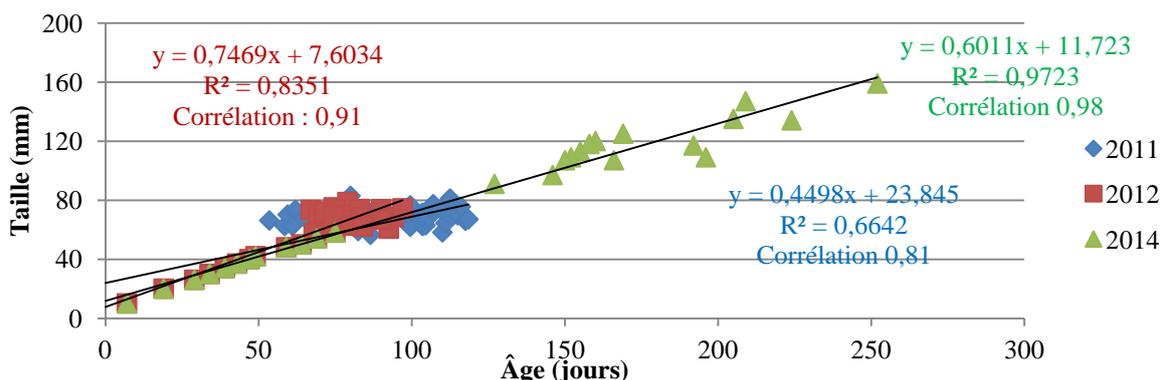
Il apparait qu'il existe une relation linéaire entre la taille (mm) des juvéniles et leur âge (jours). Ceci est démontré par les coefficients de régressions linéaires ( $R^2$ ) proches de 1. Malgré une variabilité non négligeable entre les études, il est ainsi possible d'estimer la période d'échantillonnage la plus pertinente au sein d'un intervalle de confiance.



**Figure 23 : Relation entre l'âge (jours) et la taille (mm) des alosons pêchés en Garonne en 2011, 2012 et 2014 au cours des campagnes du projet Life.**

La même analyse est appliquée aux résultats des pêches effectuées par le SMEAG (figure 23). Dans ce cas, la taille et l'âge sont précisément connus. Force est de constater que, mis à part en 2014, aucune corrélation n'est observée. Les coefficients de régression linéaire sont par ailleurs relativement faible (0,05 en 2011 et 0,001 en 2012). Néanmoins, les alosons échantillonnés par le SMEAG sont plus âgés et de taille supérieure que ceux des études de Lochet et Cassou-Leins. Les petites tailles (inférieures à 4cm) ne sont pas représentées. Afin de combler ce manque d'information et d'obtenir une gamme de tailles la plus étendue possible, nous avons utilisé les données de Cassou-Leins et de Lochet. Ces résultats sont

présentés par la figure 24 qui comprend les données de Cassou-Leins et du SMEAG sans distinction.



**Figure 24 : Relation entre l'âge (jours) et la taille (mm) des alosons pêchés en Garonne en 2011, 2012 et 2014 au cours des campagnes du projet Life. Utilisation des données de Cassou-Leins pour les poissons inférieurs à 50mm.**

Dans ce cas, nous obtenons des corrélations positives fortes. Les tests statistiques donnent les coefficients de corrélation suivants : 0,93 en 2011, 0,96 en 2012 et de 0,99 en 2014. La même significativité est constatée pour les données de Lochet : 0,87 en 2011, 0,95 en 2012 et 0,97 en 2014. Il semble donc que, lorsque la gamme de tailles est importante, la relation entre la taille et l'âge des alosons tend à être linéaire. Au contraire, lorsque la diversité de tailles est faible, aucune relation n'est observable.

## 2. Estimation de la période de dévalaison

L'estimation de la période de dévalaison se révèle complexe en raison d'un manque important de données. En première approche, il est

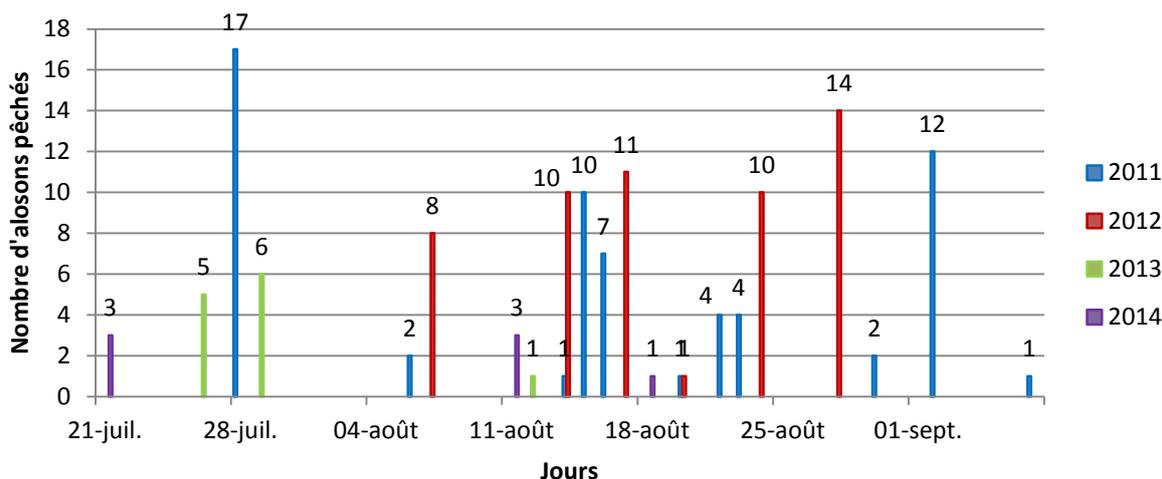
**Tableau 5 : Nombre total d'alosons pêchés selon les années.**

Année	2011	2012	2013	2014
Nombre d'alosons pêchés	61	53	12	18

possible de travailler sur le dénombrement des bulls afin d'estimer la période de dévalaison. De fait, Lochet a estimé en 2006 que les juvéniles restent sur les frayères entre deux et quatre mois. Cette étude montre que la reproduction des aloses en Garonne débutant au mois d'avril pour se terminer début juillet. De ce fait, la période de dévalaison s'étend théoriquement de la fin juin à la fin octobre. Ces dates correspondent à la période d'étiage. Les données disponibles ne sont malheureusement pas antérieures à 2003. Ces résultats doivent être comparés à ceux obtenus par les échantillonnages des alosons réalisés au cours du projet Life (tableau 5, figure 25) sur la Garonne et par IRSTEA dans l'estuaire (figure 26).

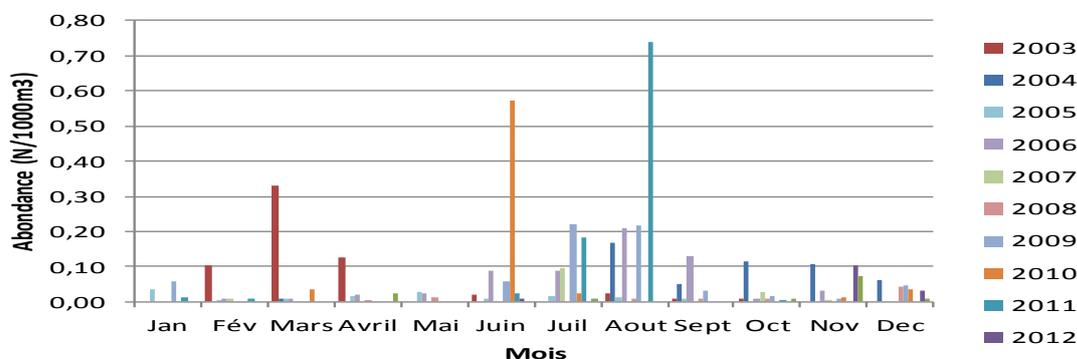
Ces pêches révèlent également la présence d'un pic de dévalaison au cours de mois d'août. De fait, en 2011, 17 alosons sont pêchés durant le mois de juillet contre 31 en août et

13 en septembre. Il en est de même en 2014 avec 3 alosons prélevés en juillet et 4 en août. Le cas contraire est observé en 2013 avec 6 alosons observés en juillet contre 1 en août.



**Figure 25 : Effectifs d'alosons pêchés par jour au cours des campagnes d'échantillonnages du projet Life de 2011 à 2014 (SMEAG, 2011, 2012, 2013, 2014). Les chiffres placés au-dessus de l'histogramme indiquent le nombre d'alosons pêchés dans le mois.**

Enfin, en 2012, seul le mois d'août a permis l'échantillonnage d'alosons. Aucune pêche n'a été réalisée en septembre après 2011 d'où l'absence de données. Il est à noter que Messieurs Gautier, pêcheurs professionnels partenaires du projet, ont relevé la présence de deux alosons en mai (les 21 et 30) et en 9 en juin 2014 (les 2, 18 et 19). Ces résultats, en accord avec l'estimation précédente, sont appuyés par les échantillonnages effectués par IRSTEA au niveau de l'estuaire remontant jusqu'à 2003.



**Figure 26 : Abondances (N/1000m<sup>3</sup>) d'alosons échantillonnés mensuellement dans l'estuaire de 2003 à 2013 (IRSTEA, 2013 pour les données).**

En conformité avec les observations précédentes, depuis 2003, les abondances dans l'estuaire les plus importantes sont relevées au cours de la période estivale et particulièrement en juillet et août. Ceci tend à confirmer que la période de dévalaison des alosons s'étend de juin à octobre avec un pic d'abondance durant ces deux mois. Néanmoins, la fréquence des relevés IRSTEA demeure faible et pose des problèmes de représentativité dans le cas de cette étude. Il est toutefois remarquable que la période de dévalaison semble avoir lieu plus tôt dans l'année aujourd'hui qu'il y a vingt ans (annexe 3).

D'après les études menées dans années 80 et au début des années 90, la période de dévalaison se déroulait préférentiellement en automne, de septembre à décembre. Or, celle-ci a tendance à être moins tardive dans les années 2000 avec des abondances maximales en août et juillet en 2013 et 2014. Ces résultats démontrent un changement au niveau du cycle de vie de la Grande alose avec une ponte ou une dévalaison s'effectuant plus tôt dans l'année.

L'estimation de l'âge des alosons dévalant est intéressante dans un objectif d'amélioration des connaissances sur la biologie de l'espèce. L'analyse des otolithes permet de connaître la date d'éclosion. Ces résultats sont présentés par la figure 27 ci-après.

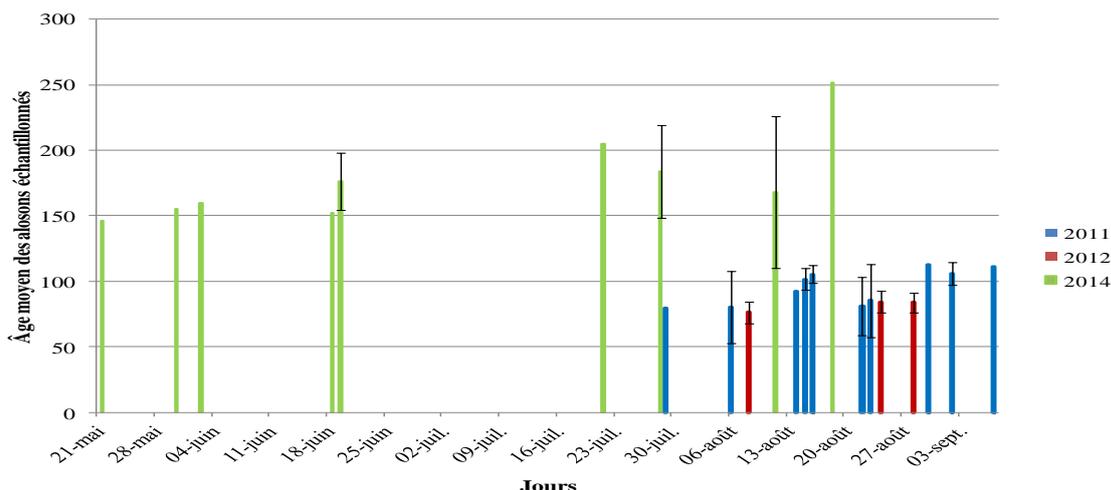


Figure 27 : Âge moyen des alosons dévalant (en jours) selon le jour de capture en 2011, 2012 et 2014.

Il apparaît qu'en 2011 et 2012 les alosons pêchés au cours de la période de dévalaison sont âgés d'environ 90 jours, donc de trois mois. Si une variabilité entre les individus existe, l'âge moyen interannuel est similaire. Les mêmes observations ne peuvent être effectuées pour 2014, année durant laquelle les individus échantillonnés étaient bien plus âgés (entre 5 et 6 mois). De plus, des alosons d'âge important ont été relevés dès le 21 mai durant cette année.

### III. Résultats concernant l'impact de la qualité de l'eau sur la dévalaison

L'analyse des données MAGEST et des pêches d'alosons permet de dresser des chroniques d'évolution de la qualité de l'eau par rapport à la dévalaison. Suite aux divers résultats, nous avons retenu comme période de juin à octobre, soumise à l'étiage et aux problèmes d'hypoxie. De fait, la présence de juvéniles à d'autres moments de l'année n'apparaît pas problématique du point de vue de l'oxygénation. Seules les années 2006, 2010 et 2013 sont présentées page suivante (figure 28) tandis que les autres sont exposées en annexe 4. Le code couleur correspondant à cette figure est donné par le tableau 6.

Tableau 6 : Paramètres et conditions correspondant au code couleur de la figure 28.

Dioxygène dissous mg.L <sup>-1</sup>		Température °C			Débit m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup>				Turbidité NTU		
<5	≥5	<23	23-25	≥25	≤60	60-80	80-110	≥110	<1000	1000-5000	≥1000

Concernant les alosons, nous pouvons logiquement supposer qu'au regard des résultats, des individus sont présents au niveau fluvio-estuarien à partir de juin et donc au cours des périodes problématiques. Ainsi, les organismes rencontrent bien des zones d'hypoxie plus ou moins vastes au cours de leur migration quelles que soient les années. Le tableau 7 expose le pourcentage de jours d'hypoxie au cours de la période retenue.

**Tableau 7 : Pourcentage de jours d'hypoxie ( $[O_2]_d < 5\text{mg.L}^{-1}$ ) du 1<sup>er</sup> juin au 31 octobre à Bordeaux de 2005 à 2014.**

Année	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
% de jours d'hypoxie	44,44	52,29	9,80	6,54	30,72	11,11	23,53	21,57	5,88	7,19

Mis à part lors des années particulièrement chaudes que sont 2005 et 2006, les jours d'hypoxie ne représentent au maximum que 30,72% de la période s'étalant du 1<sup>er</sup> juin au 31 octobre. Les phénomènes de sous-oxygénation demeurent donc relativement limités au regard de la durée totale de la dévalaison. Néanmoins, dans le contexte de réchauffements climatiques, il apparaît que 2005 et 2006 peuvent potentiellement servir de références quant à l'évolution du système.

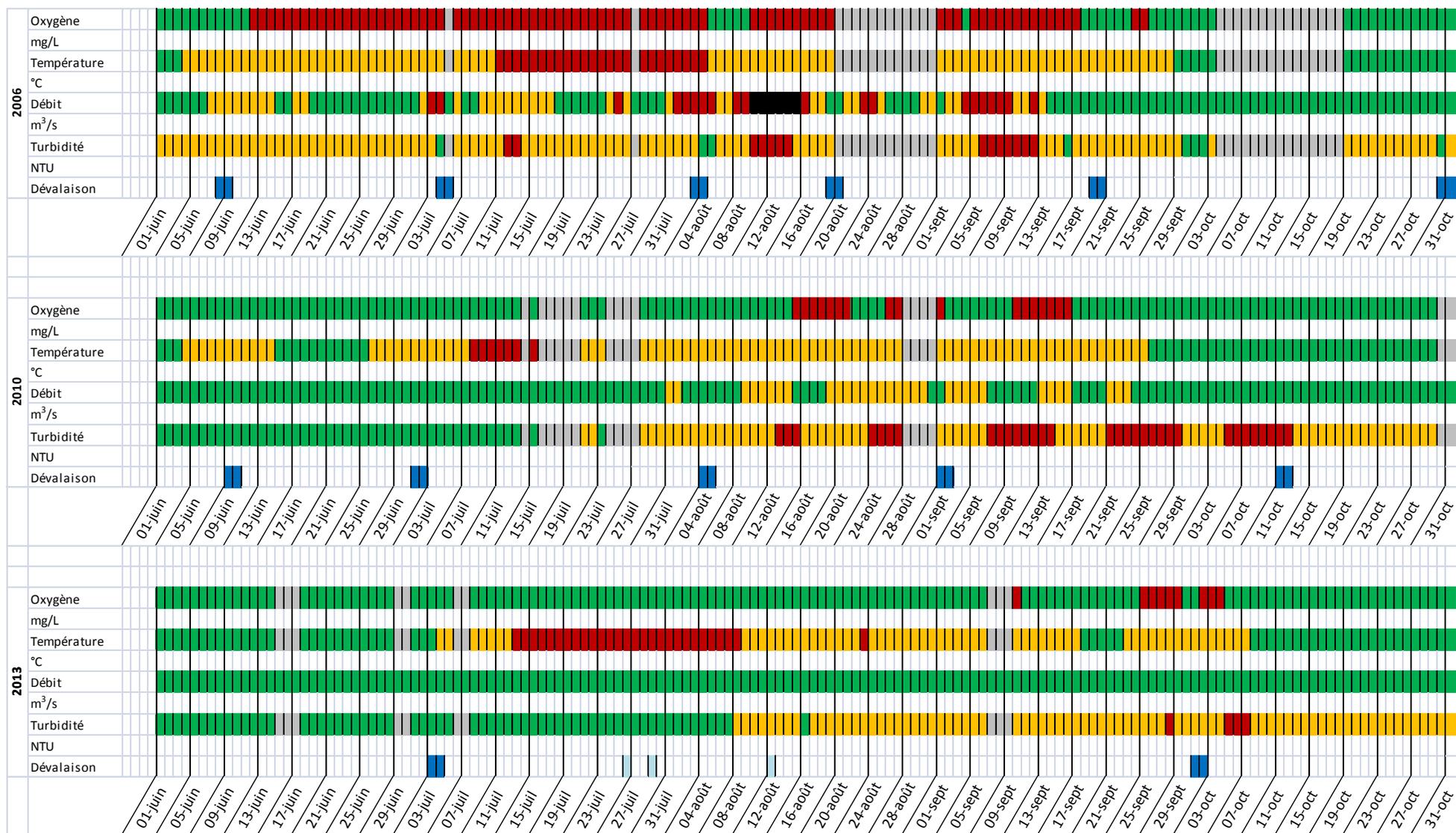


Figure 28 : Chroniques de qualité de l'eau (Dioxygène dissous  $\text{mg.L}^{-1}$  ; Température  $^{\circ}\text{C}$  ; Débit  $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  ; Turbidité NTU) et jours d'échantillonnage d'alosons en Garonne (bleu clair) et en estuaire (bleu foncé) du 1 juin au 31 octobre en 2006, 2010 et 2013. Cases grisées : absence de données.

---

# DISCUSSION

Afin d'en faciliter la compréhension, la discussion des différents résultats obtenus au cours de cette étude se divise en plusieurs parties. Tout d'abord, deux points concernant les données MAGEST et de pêche. Dans un second temps, l'ensemble des données sont croisées afin de comprendre la dynamique du système ses impacts sur la dévalaison mais aussi de faire un bilan de l'analyse bibliographique concernant les contaminants.

## I. Discussion sur les résultats de qualité de l'eau

### 1. Discussion des données MAGEST

La concentration en dioxygène dissous dépend étroitement de facteurs biotiques et abiotiques. Dans le premier cas, il s'agit de phénomènes biologiques. Si la photosynthèse produit de l'oxygène relâché dans le milieu, les réactions de respiration et de minéralisation en sont consommatrices. De plus, un développement trop important de microorganismes autotrophes va conduire à une désoxygénation et limiter les échanges avec l'atmosphère (Faurie *et al.* 2012).

Dans le second cas, il s'agit de paramètres physiques régissant les transferts gazeux entre le milieu aquatique et l'atmosphère. Ces échanges sont décrits par des lois thermodynamiques selon lesquelles la solubilité de l'oxygène diminue avec l'augmentation des températures. Dans le cas présent, les températures moyennes journalières les plus élevées atteintes depuis dix ans sont de 26,6°C en 2005 et 28,4°C en 2006 (tableau 8).

**Tableau 8 : Températures moyennes journalières maximales observées chaque année de 2005 à 2014.**

Année	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Température maximale °C	26,59	28,37	24,30	24,89	25,72	25,99	25,27	25,75	26,52	25,11

D'après Faurie *et al.* en 2012, à de telles températures, la concentration en dioxygène dissous demeure supérieure à 5mg.L<sup>-1</sup>. Il apparait également que les températures moyennes journalières ne varient que peu entre les années et ceci eu sein d'un intervalle 20-25°C, bien que la valeur de 23°C soit souvent atteinte et dépassée (figures 18, 19, et 20). Ces résultats démontrent que les problèmes d'hypoxie relevés à Bordeaux ne sont pas uniquement liés aux températures et à leur augmentation. Ce paramètre doit néanmoins être surveillé puisqu'il aggrave les phénomènes de sous-oxygénation.

Le cas des débits est complexe et sujet à controverse. Les mesures sont effectuées à Tonneins, station la plus proche située au amont de la portion fluvio-estuarienne du fleuve, et ne décrivent pas l'hydrodynamisme à Bordeaux. De fait, la configuration du fleuve sur

l'agglomération diffère par rapport à celle observée à Tonneins tant en termes de largeur que de profondeur. Ceci implique des variations de débits propres à la configuration du cours d'eau. Les données utilisées ne sont donc pas représentatives de la zone qui de plus est soumise à l'effet des marées. Il en est de même pour les valeurs seuils utilisées. La seule conclusion que nous pouvons formuler est que le respect du DOE à Tonneins ne permet pas de limiter la mise en place de zones d'hypoxie à Bordeaux. Suivre précisément le débit à Bordeaux peut néanmoins s'avérer complexe du fait de l'influence des marées et de l'inversion des courants.

Concernant les objectifs de gestion, d'après les résultats, il apparaît qu'augmenter les débits n'est pas réalisable contrairement aux souhaits de nombreux acteurs. De part la morphologie de la Garonne à Bordeaux, le débit nécessaire à l'expulsion du bouchon vaseux est relativement important par rapport aux réserves et leviers d'actions disponibles. De fait, selon les travaux de Jálon-Rojas *et al.* en 2015, le débit minimal permettant d'éviter la mise en place du bouchon vaseux est de  $310\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  tandis que celui nécessaire à son déplacement vers les eaux estuariennes, lorsqu'il est installé, s'élève au minimum à  $350\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ . De telles valeurs représentent des volumes d'eau extrêmement élevés au regard des débits de la Garonne en étiage ( $84\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  en VCN10 à Tonneins de 1996 à 2009). Il faudrait donc augmenter les lâchés jusqu'à environ  $266\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  lors des périodes à enjeux. Or, ceci est impossible même en absence d'irrigation sur le bassin. Cette dernière, souvent critiquée, ne présente des volumes prélevés négligeable en comparaison des apports nécessaires au fleuve. De plus, dans le contexte de changements climatiques actuel, les besoins en eaux des bassins vont s'accroître au détriment des cours d'eau qui vont voir leur débit diminuer. Le déstockage massif en l'état des ressources apparaît donc impossible et l'arrêt des prélèvements ne constituent pas une solution viable pour la gestion de l'hypoxie et de la turbidité dans les eaux fluvio-estuariennes.

Enfin, la turbidité est le dernier paramètre mesuré par le réseau MAGEST, impactant l'oxygénation de la Garonne fluvio-estuarienne, traité lors de cette étude. Les résultats ont démontré que les problèmes d'hypoxie apparaissent dès lors que le bouchon vaseux est présent à Bordeaux, c'est-à-dire que la turbidité est supérieure à 1000NTU. Néanmoins, cette zone chargée en MES est une composante naturelle des estuaires et le problème observé n'est donc pas liée à sa présence mais à son augmentation due aux activités anthropiques (rejets, ruissellement, lixiviation et autres). Parmi ceux-ci, Lanoux a étudié, dans le cadre d'un travail de thèse présenté en 2013, les rejets des stations d'épuration de Louis Fargue et Clos de Hilde à Bordeaux en termes de carbone organique dissous (COD), carbone organique particulaire

(COP) et d'ammonium  $\text{NH}_4^+$ . Par ailleurs, Lanoux a déterminé les flux correspondant à chacun de ces éléments selon leur source, Garonne ou systèmes d'épuration. Les flux d'épuration en COD s'avèrent être nettement inférieurs à ceux transportés de l'amont par le fleuve, à savoir  $1,9\text{t.j}^{-1}$  contre  $81\text{t.j}^{-1}$ . Les mêmes observations ont été réalisées sur le COP avec des rejets de l'ordre de  $2,3\text{t.j}^{-1}$  contre  $68\text{t.j}^{-1}$  apportés par la Garonne. Lors d'intempéries conduisant à leur utilisation, les déversoirs d'orage constituent un apport moyen de  $0,2\text{t.j}^{-1}$  en COD et de  $1,2\text{t.j}^{-1}$  en COP.

S'il s'avère que ces apports anthropiques en carbone au fleuve sont relativement faibles par rapport aux flux provenant de l'amont, Lanoux a démontré que leur impact sur le système est non négligeable. Le carbone organique transporté par le fleuve est dit réfractaire. Il s'agit de molécules relativement stables telles que des substances humiques issues de l'érosion des sols. De par les nombreuses modifications que ces composés ont subies avant leur entrée dans le milieu aquatique, leur biodégradabilité est fortement réduite. Ceci leur confère un temps de séjour dans le système fluvio-estuarien et l'estuaire pouvant être relativement important.

Le carbone contenu dans les rejets des stations d'épuration est au contraire facilement biodégradable. Les molécules originelles, complexes, ont été simplifiées au cours des processus de digestion biologique et des traitements chimiques. Les produits d'épuration sont de ce fait plus facilement oxydables chimiquement et pris en charge par les organismes, notamment des bactéries. Cette différence de qualité du carbone implique que, malgré des flux moindres, les rejets d'épuration de l'agglomération bordelaise en termes de carbone sont plus impactant pour le milieu que les apports fluviaux.

Les rejets des systèmes d'épurations apportent également de l'ammonium au fleuve en quantité non négligeable à savoir  $4,3\text{t.j}^{-1}$  contre une  $0,5\text{t.j}^{-1}$  transportée par la Garonne. Ainsi, les capacités de la station de Louis Fargue, récemment rénovée, sont passées de 300.000EH à 476.000EH ce qui illustre bien cet accroissement des volumes à traiter et donc des rejets qui constituent un apport de matière dont la dégradation va être consommatrice d'oxygène. Néanmoins, si nous connaissons les nouvelles capacités de la station, les nouveaux flux n'ont pas pu nous être communiqués.

## **2. Mesures de gestion de réduction des problèmes d'hypoxie**

Les différents rejets constituent donc des flux de matière consommateurs d'oxygène. Il apparaît donc important d'améliorer les procédés d'élimination de façon à en diminuer l'influence. La rénovation de la station de Louis Fargue va dans ce sens. Connaître les

caractéristiques des nouveaux apports serait intéressant afin d'orienter les futurs choix de gestion. Il faut néanmoins garder à l'esprit que, d'après Lanoux en 2013, ce n'est pas la quantité de matière rejetée qui pose problème mais leur nature même qui en fait des molécules réactives et facilement dégradables.

Les apports anthropiques de matières au système affluent de l'ensemble du bassin versant et ne se cantonnent pas aux structures d'épuration des eaux usées. Un travail est également nécessaire à ce niveau afin de limiter les flux via notamment une solidarité amont-aval via la mise en place de plans d'actions globaux. Cela concerne par exemple la problématique d'érosion des sols apportant des matières organiques et minérales au système. Ces aspects sont néanmoins complexes à maîtriser et à limiter du fait de la nécessité d'un consortium sur l'ensemble du bassin avec implication des différents acteurs et usagers.

## **II. Discussion des résultats de pêches**

### **1. Critique des résultats de pêches**

Les pêches effectuées au cours du Life et dans le cadre des projets IRSTEA répondent à des besoins spécifiques. Des contraintes, inhérentes à de telles études, apportent néanmoins des problèmes de représentativité des échantillons et donc de pertinence statistique.

Les pêches réalisées lors du projet Life, au nombre d'une par semaine, sont effectuées durant les mois de juillet et août. Or, il a été estimé que la dévalaison s'étend de juin à octobre. Un tel échantillonnage implique donc nécessairement une perte d'informations et une sous-représentativité de la population d'alosons. Si on peut regretter l'absence d'une fréquence de pêches plus importante, il est utile de rappeler que ces dernières sont conditionnées et limitées par le budget alloué au projet. Un échantillonnage plus important nécessiterait des apports financiers plus conséquents difficiles à obtenir dans le contexte économique actuel.

Différents types de filets ont été utilisés au cours de cette étude. Le matériel à disposition du SMEAG ne permet d'échantillonner que les individus de taille supérieure à 40mm. De ce fait, les poissons de tailles inférieures ne sont pas pris en compte. Ceci constitue un biais dans l'étude des alosons qu'il est nécessaire de prendre en compte lors de l'analyse des données. Il est néanmoins possible de dégager des tendances et de répondre à nombre de questions posées par cette étude telle que la période de dévalaison maximale ou encore l'âge des alosons dévalant.

En ce qui concerne l'estuaire, les données n'ont pas été collectées dans le cadre de l'étude présentée ici. Avec une fréquence d'une par mois, les campagnes d'échantillonnage ne

permettent pas de rendre compte des différences potentielles en termes d'effectifs au cours de la période de dévalaison. Il est néanmoins possible d'observer des abondances plus importantes au cours de la période estivale ce qui est corrélé aux résultats du projet Life. Toutefois, cet échantillonnage ne permet pas de déterminer si les alosons prélevés proviennent de la Garonne ou de la Dordogne. Cette absence d'information ne permet pas d'estimer l'efficacité de la reproduction sur la Garonne et l'impact de la traversée du bouchon vaseux. L'absence de mesures, notamment de taille, lors des prélèvements fait obstacle à l'estimation de l'âge des individus et donc de savoir si ce sont bien des alosons dévalant ou des alosons présents dans l'estuaire depuis un temps plus ou moins long (Lochet, 2006). De fait, des juvéniles sont retrouvés dans l'estuaire tout au long de l'année. L'augmentation des abondances au cours de la période théorique de dévalaison semble être imputable au phénomène mais ne nous permet que de donner une estimation grossière. Les résultats IRSTEA nous indiquent également que les alosons sont principalement échantillonnés à l'embouchure de la Garonne et de la Dordogne et qu'on les retrouve proches des rives et non au centre de la masse d'eau (Girardin & Castelnaud, 2012).

## **2. Discussion de la relation taille-âge par analyse des otolithes**

L'étude menée sur la relation entre la taille et l'âge des alosons a donné des résultats contradictoires. Les travaux menés par Cassou-Leins et Lochet (figure 22) ont démontré la présence d'une corrélation positive entre ces deux paramètres. Ces résultats sont également obtenus avec le croisement de ces données avec les valeurs obtenues lors des pêches effectuées par le SMEAG et ses partenaires (figure 24). Au contraire, si l'on ne considère que les résultats du Life, aucune corrélation ne se dégage et la répartition des données de 2011 et 2012 apparaît relativement aléatoire (figure 23). Ceci n'est pas observé en 2014 dont la distribution des valeurs est plus linéaire.

Il semble donc qu'une bonne représentativité des différentes classes d'âges soit nécessaire afin de pouvoir relier la taille et l'âge de façon linéaire. Néanmoins, ces résultats sont à relativiser. Tout d'abord, la variabilité interannuelle en termes de coefficients de droites n'est pas négligeable. De plus, les trois échantillons considérés (Coussou-Leins, Lochet et Life) n'ont pas été réalisés dans les mêmes conditions. Il serait intéressant de poursuivre l'étude des otolithes afin de pouvoir effectuer des analyses plus approfondies grâce à un jeu de données conséquent. Ceci permettrait de définir l'exactitude de la corrélation et donc de proposer une relation pouvant être utilisée.

### **III. Impacts de la qualité de l'eau sur la dévalaison des alosons**

Les problèmes de qualité de l'eau exposés et expliqués lors du point précédent vont impacter les alosons dévalant. De plus, le bouchon vaseux contient de nombreux éléments, dont des toxiques, non mesurés par le réseau MAGEST. Leur présence dans les eaux fluvio-estuariennes est attestée et constitue une pression supplémentaire pour les juvéniles.

#### **1. Impacts des paramètres physicochimiques sur les alosons dévalant**

##### ***A. Impacts de l'hypoxie, de la température et du débit***

L'hypoxie est le paramètre problématique principal entravant la dévalaison des alosons à Bordeaux. Comme nous l'avons constaté, ces phénomènes de sous-oxygénation, variables en termes de fréquence et d'intensité, sont présents systématiquement, quelles que soient les conditions climatiques. Toutefois, leur dangerosité est à relativiser selon les années. Les zones d'hypoxie constituent des barrières chimiques limitant la circulation des organismes. Des études comportementales ont démontré que les juvéniles de Grande alose, comme d'autres espèces, cherchent à contourner l'obstacle via des secteurs à l'oxygénation plus satisfaisante. Cet évitement induit toutefois une dépense énergétique supplémentaire avec un risque d'épuisement (Lefrancois *et al*, 2009). Néanmoins, cette barrière peut se révéler infranchissable, poussant les individus à y pénétrer afin de la traverser. Dans ce cas, la longueur spatiale et l'intensité de la zone hypoxique sont déterminantes pour la survie des organismes.

Comme vu précédemment, les zones d'hypoxie auxquelles est soumise la Garonne à Bordeaux sont principalement dues à une turbidité importante. Or, le développement urbain implique un accroissement des apports et donc des pressions sur la Grande alose. Le fait que la station de Louis Fargue ait été modernisée en 2014 illustre ce phénomène ainsi qu'un objectif d'amélioration de la qualité de rejets. Nous pouvons toutefois supposer que les impacts sur le milieu vont se maintenir. Le développement urbain peut mener à un accroissement des rejets de carbone et matières facilement dégradables. D'après l'INSEE en 2010, la population de la Communauté Urbaine de Bordeaux (CUB) était de 714.000 habitants en 2007 contre 721.000 en 2010.

La fréquence des périodes d'hypoxie demeure néanmoins variable et aucune augmentation significative n'a été observée depuis 2005 (figure 12). Ceci implique que les modifications potentielles apportées par ces perturbations et les changements climatiques ne sont pas visibles avec les données à notre disposition. Si cette dégradation n'est pas observable sur la physicochimie, il est probable qu'elle ait un impact sur les populations

migratrices. Il serait donc intéressant d'étudier des données plus anciennes afin de dresser une évolution de l'oxygénation des eaux depuis plusieurs décennies. Dégager des tendances sur dix ans de données s'avère en effet complexe. Etudier des valeurs plus anciennes permettrait également de repérer un potentiel problème physicochimique précédent l'effondrement de la population de Grande alose. En l'absence de données, il serait possible de modéliser la dynamique du système grâce au modèle STURIEAU que nous n'avons pu utiliser pour cette étude.

La température est importante à considérer dans le contexte actuel de changements climatique. D'après Charles *et al.* en 2010, l'optimum pour les juvéniles lors de la dévalaison se situe entre 15 et 27°C même s'ils peuvent supporter des températures s'élevant jusqu'à 32°C (Cf. point sur la biologie de l'alose pages 12-13). Or, les valeurs les plus élevées atteintes depuis dix ans sont de 26,6°C en 2005 et 28,4°C en 2006. Si ces températures sont proches de la limite optimale de 27°C, elles ne la dépassent qu'en 2006 (figure 17), année extrême, et demeurent inférieures au maximum de tolérance de 32°C. Si la température ne semble pas entraver significativement la dévalaison des alosons de façon directe, ses impacts combinés aux autres pressions du milieu, notamment turbidité et polluants, peuvent ne pas être négligeables mais doivent être démontrés. Il est également fort probable qu'elle entraîne un stress chez les individus augmentant leur sensibilité. Ce paramètre conditionnant de nombreux équilibres et réactions chimiques et biologiques au sein des systèmes aquatique, nous pouvons supposer des impacts indirects via modification du fonctionnement du milieu. La température stimule notamment la croissance de certains microorganismes aérobies (Faurie *et al.* 2012). Or, certains peuvent être pathogènes et vecteurs de maladies pour les alosons. Il demeure donc important de surveiller l'évolution des températures qui pourraient à terme conduire à une évolution des impacts sur les juvéniles de même que sur les autres espèces migratrices et résidentes.

D'après Cassou-Leins & Cassou-Leins en 1981, il semble que la migration des alosons soit volontaire et ne se fasse pas par dérive et entrainement par le courant. En certains points du linéaire du cours d'eau, un débit faible traduisant un manque d'eau peut se révéler problématique pour la migration du fait d'une profondeur insuffisante. Néanmoins, le volume fluvio-estuarien est tel qu'il est suffisant à la migration.

Au final, la présence d'hypoxie semble constituer un obstacle majeur à la dévalaison des alosons dans la portion fluvio-estuarienne du fleuve, voire une source de mortalité pour les individus traversant ses eaux aux plus forts des phénomènes de sous-oxygénation.

Néanmoins, l'absence de données antérieures à 2005 limite grandement ces conclusions. Il serait intéressant de dresser une chronique de l'évolution de la physicochimie du milieu sur plusieurs décennies. Ceci permettrait de repérer la présence d'un problème potentiel lors du début d'effondrement de la population à l'aide du programme STURIEAU. De plus, les effectifs actuels de Grande alose rendent toute étude complexe notamment en ce qui concerne les tests statistiques et les questions de représentativité de l'échantillonnage. L'impact de l'hypoxie est néanmoins plus que probable.

### ***B. Impacts comportementaux et physiologiques de l'hypoxie sur les alosons***

Si l'on considère toujours les incidences comportementales, en présence de zones hypoxiques les individus effectuent une migration verticale, vers les secteurs mieux oxygénés (Kramer, 1987). Ce déplacement, également réalisé par d'autres espèces, accroît l'exposition des alosons aux prédateurs (Lefrançois *et al.* 2009). A cette pression de prédation s'ajoute, comme l'ont démontré Jatteau et Fraty en 2012, selon l'intensité de l'hypoxie, une altération de la nage, une perte d'équilibre avec désorientation ou encore la mort par asphyxie de l'individu. Outre des implications comportementales d'évitement de la zone concernée, l'hypoxie entraîne également des dysfonctionnements physiologiques tels que la sur-ventilation destinée à augmenter le flux d'eau traversant les branchies (Wu, 2002).

Le manque d'oxygène entraîne également une dépression du métabolisme destiné à préserver les ressources énergétiques. Il s'agit d'une régulation négative de la synthèse protéique par modification de certaines enzymes régulatrices du métabolisme aérobie. Ce phénomène pourrait être observé dans le cas présent lors des longues et intenses périodes d'hypoxie (figure 12).

Ce ralentissement du métabolisme se traduit par une réduction de l'activité natatoire avec le risque de ne pouvoir fuir les zones problématiques. Ce phénomène a également été démontré chez la morue *Gadus morhua* dont la capacité de nage est réduite de 60% à partir du seuil de  $3\text{mg.L}^{-1}$  de dioxygène dissous (Shurmann & Steffensen, 1994). Cette limite varie bien évidemment selon l'espèce considérée et la température de l'eau (Jatteau et Fraty en 2012).

Cette réorientation d'allocation des ressources énergétiques est réalisée au détriment de la croissance des individus (Petersen & Pihl, 1995). Or, si le système fluvio-estuarien n'est qu'un site de passage pour les alosons dévalant nous ne connaissons pas le temps de présence des individus dans le milieu et donc la durée d'exposition aux pressions. Il serait intéressant d'effectuer des études permettant de déterminer si les juvéniles demeurent

suffisamment longtemps en présence de l'hypoxie pour que l'on puisse observer cette réallocation des ressources. Nous pouvons en effet supposer qu'un tel phénomène prend un certain temps.

### ***C. Impacts des matières en suspension sur les alosons***

La turbidité importante peut également impacter les alosons. Les particules sont de tailles et de formes variables. Les éléments fins peuvent ainsi recouvrir l'épithélium branchial conduisant à une hyperventilation. Les particules de taille plus importantes sont potentiellement piégées dans les lamelles branchiales, limitant voire bloquant le flux d'eau à travers la structure respiratoire conduisant l'organisme à l'asphyxie. L'abrasion des branchies est également à prendre en considération (Cyrus & Blater, 1987). Les éléments fins et grossiers constituent donc un problème pouvant entraver la dévalaison des alosons. Ces pressions s'ajoutent à celles apportées par l'hypoxie. Nous pouvons donc constater que la turbidité est la problématique majeure en termes de qualité de l'eau de la Garonne fluvio-estuarienne.

Ces matières en suspension, généralement chargées, sont des vecteurs de contaminants vers les milieux aquatiques qui sont adsorbés à leur surface, permettant l'interaction avec d'autres composants du milieu. Or, ces associations matière-polluant(s) peuvent être absorbées par les alosons par échanges respiratoires ou prise de nourriture. C'est notamment le cas des argiles, issues de l'érosion des sols, qui sont chargées négativement et dont la nature confère une relative propension à l'adsorption de matières organiques, de cations et de molécules chargées. Dans les sols, particulièrement en présence d'humus, elles permettent la séquestration de ces éléments, limitant leur transfert vers les eaux (Faurie *et al.* 2012).

Outre les problèmes de désoxygénation provoqués par la dégradation et l'oxydation des matières en suspension, la turbidité importante du bouchon vaseux peut donc impacter la physiologie des alosons et être un vecteur de polluants. Il est également à noter que la présence de zones hypoxiques aggrave la bioaccumulation et la toxicité de certains composés, particulièrement des métaux (Sautour *et al.* 2014). Ces phénomènes de sous-oxygénation et de concentrations importantes en MES constituent donc une pression non négligeable sur les alosons et une barrière à la dévalaison.

## **2. Impacts des contaminants sur les alosons dévalant**

Le travail bibliographique mené sur les polluants consiste à dresser un état des lieux des contaminations de la Garonne. Il s'agit d'un travail effectué en amont de problèmes potentiels permettant d'effectuer un bilan des connaissances pour le SMEAG. L'objectif n'est

pas de mener une étude écotoxicologique qui fait l'objet de travaux de recherches au sein de laboratoires et d'universités.

Issus de l'ensemble du bassin car souvent peu ou pas biodégradables, des toxiques peuvent se retrouver en concentrations relativement problématiques en partie aval de la Garonne et se concentrer dans le bouchon vaseux. Ces apports en contaminants peuvent constituer une pression non négligeable pour les alosons. Lors de la dévalaison, les individus sont encore en stade de développement et sont donc plus sensibles à la qualité de l'eau et à certains composés, notamment les perturbateurs endocriniens. Face à la diversité de ces ions et molécules, la présente étude ne se concentre que sur l'AMPA et le cuivre. Le premier cas, produit de dégradation du glyphosate, est le phytosanitaire le plus présent dans les eaux du bassin. Le cuivre, largement utilisé en viticulture, est potentiellement la source d'une pollution caractéristique de l'occupation des sols du bordelais.

#### ***A. Impacts des contaminants de la colonne d'eau sur les alosons***

Les analyses menées par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne en 2012 ont révélé la présence dans les eaux garonnaises de nombreux toxiques, certains prohibés depuis plusieurs années. L'AMPA (acide aminométhylphosphonique  $\text{PONH}_2(\text{OH})_2$ ) est le principal phytosanitaire retrouvé à hauteur de  $80\mu\text{g.L}^{-1}$  au maximum. Il existe peu de données concernant sa toxicité et son comportement environnemental en comparaison de la molécule mère, le glyphosate, dont les valeurs écotoxicologiques sont présentées ici (Gouzy, 2011).

Si l'on considère l'exemple de la carpe commune *Cyprinus carpio*, espèce benthivore comme les alosons, la concentration létale CL50 (96h) issue de la base de données sur les substances phytopharmaceutiques (AGRITOX, 2013) et citée par l'INERIS en 2014 est de  $115\text{mg.L}^{-1}$  de glyphosate (toxicité aiguë). Ceci correspond à la concentration à laquelle on observe la mort de 50% des individus testés. Selon la même base, les valeurs de toxicité chronique sont moins nombreuses et ne concerne pas d'espèces benthivores. Nous pouvons citer les espèces *Oncorhynchus mykiss* dont la NOEC à 21 jours est de  $150\text{mg.L}^{-1}$  et *Pimephales promelas* avec une NOEC à 254 jours de  $25,7\text{mg.L}^{-1}$ . La NOEC ou No Observed Effect Concentration, est la concentration maximale en toxique pour laquelle on n'observe pas d'effet de la molécule.

Le cuivre, largement utilisé pour la protection de la vigne, est mesuré à des concentrations relativement importantes dans les sédiments du bassin. Dans un rapport de l'INERIS datant de 2010, Mancioffi *et al.* décrivent une contamination à hauteur de 1,5 fois la valeur seuil de  $0,1\text{mg.kg}^{-1}$  de sédiments en poids sec (Levet *et al.*, 2008). Il s'agit d'un ion

relativement mobile et donc transféré vers les systèmes aquatiques en absence d'un potentiel d'adsorption suffisant dans le sol (Bisson *et al.* 2005). La toxicité du cuivre est variable selon la forme sous laquelle l'élément est présent dans l'environnement en raison d'importantes capacités de spéciation. Cette caractéristique conduit à la formation de divers composés tels que des oxydes ou des sulfates de cuivre (Bisson *et al.* 2005).

Les toxicités et modes d'action des éléments traces métalliques (ETM) ont bien été étudiés. Le cuivre présente une NOEC de 100 jours de  $50\mu\text{gCuSO}_4\cdot\text{L}^{-1}$  chez la carpe, benthivore. Malgré ce caractère toxique, il est nécessaire de rappeler que le cuivre, comme le chrome et le zinc sont des oligoéléments essentiels à la vie (Raven *et al.* 2009). Des études ont également démontré que la toxicité du métal, dans les systèmes aquatiques, varie selon la physicochimie de l'eau, à savoir la dureté, la salinité le pH, la conductivité et la présence de matières organiques et ligands inorganiques (De Schamphelaere & Janssen, 2002). De même, la toxicité du métal augmente avec la température (Vinot, 2004). Ces paramètres influencent la biodisponibilité du métal et donc sa dangerosité.

En ce qui concerne les rejets des stations d'épuration, les apports en cuivre ne sont pas négligeables par rapport aux flux de la Garonne avec des valeurs rejets de  $0,91\text{t}\cdot\text{an}^{-1}$  contre  $2,1\text{t}\cdot\text{an}^{-1}$  apportés par le fleuve (Blanc, 2014). Ceci s'explique notamment par le caractère indestructible des métaux qui ne peuvent totalement être éliminés par les procédés d'épuration au-delà d'une certaine capacité de stockage dans les boues, ceci malgré une amélioration de l'abattement du cuivre.

Via les apports par les rejets d'épuration et les traitements agricoles, il s'avère que les contaminants, associés à des conditions d'oxygénation défavorables, constituent potentiellement une pression supplémentaire pour les alosons et menacent potentiellement la réussite de la dévalaison. Il apparaît important de mener des études en partenariat avec des organismes de recherches afin d'étudier et de quantifier l'impact de ces contaminants sur le système fluvio-estuarien.

### ***B. Impacts des contaminants stockés dans les sédiments***

Des contaminants sont également stockés au niveau des sédiments du fleuve et dans la crème de vase. C'est notamment le cas des éléments traces métalliques (ETM). Cet aspect de rétention se révèle problématique puisqu'une pollution peut ainsi subvenir après un temps de latence plus ou moins long suite à un phénomène de remise en suspension. C'est notamment le cas lors de marées importantes (Figure 2page 6) ou de fortes crues.

Un autre problème potentiel posé par cette concentration de polluants dans les sédiments et la crème de vase est la contamination du benthos. Or, les macro-invertébrés tels que les vers, chironomes, larves d'insectes et mollusques qui s'y développent constituent l'alimentation des alosons (Cassou-Leins & Cassou-Leins, 1981, Bensettiti & Gaudillat, 2004). Il y a donc un risque de contamination du réseau trophique avec bioaccumulation des toxiques par les alosons selon la nature des molécules. Cette concentration des polluants peut avoir des conséquences à long termes suivant la nature des éléments. Ce point doit néanmoins être approfondi par des études scientifiques spécifiques.

### 3. Propositions de gestion des alosons et d'un indicateur

L'objectif premier de cette étude est de proposer un indicateur permettant de caractériser facilement la qualité de l'eau fluvio-estuarienne et la dévalaison. Au regard des différents résultats, il apparait que l'hypoxie est un problème multicritères dépendant de nombreux paramètres (figure 28, annexe 4). Il apparait donc impossible de donner des valeurs limites indicatrices. Nous pouvons seulement représenter les combinaisons et de leurs impacts (tableau 9).

**Tableau 9 : Combinaisons de débit, températures, turbidités et leurs impacts sur l'oxygénation des eaux fluvio-estuariennes. Vert : aucun problème, absence d'hypoxie ; Jaune : hypoxie occasionnelle ; Rouge : hypoxie systématique. Case rayée : absence d'hypoxie mis à part en 2006 (cas exceptionnel).**

< 1000NTU			> 1000NTU			
< 23°C	> 23°C		< 23°C		> 23°C	
> 110m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup>	> 110m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup>	< 110m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup>	< 110m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup>	> 110m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup>	< 110m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup>	> 110m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup>

Une vigilance accrue est donc nécessaire dès lors que le bouchon vaseux est présent (turbidité supérieure à 1000NTU). Les classes de températures et les débits ne permettent toutefois pas de déterminer si les problèmes d'hypoxie sont réellement présents. Comme l'exposent les figures 18, 19 et 20, dans ce cas, les phénomènes de sous-oxygénation sont systématiquement observés au cours de la période à enjeux mais sont entrecoupés de phases de ré-oxygénation. Sous ces conditions, des moyennes journalières en dioxygène dissous inférieures à 5mg.L<sup>-1</sup> sont mesurées mais pas de façon continue. Ce tableau 8 donne plus une indication globale permettant de cibler les conditions problématiques mais ne permet pas d'affirmer la présence d'hypoxie. Pour ce faire, le plus rigoureux reste d'effectuer des mesures d'oxygénation en continu. Les résultats présentés ici sont donc à confirmer.

Concernant les alosons, il semble que les effectifs observés en Garonne augmentent durant le mois de juillet pour atteindre un pic en août. Néanmoins, l'absence de données en septembre limite les conclusions. La dévalaison a donc bien lieu au cours de la période potentiellement soumise à l'hypoxie dont la fréquence et l'intensité caractérisent les impacts

pour les alosons (figure 29). Cette période devra être confirmée par des pêches scientifiques et les futures études du SMEAG devront être effectuées au mois d'août pour maximiser l'effort d'échantillonnage.

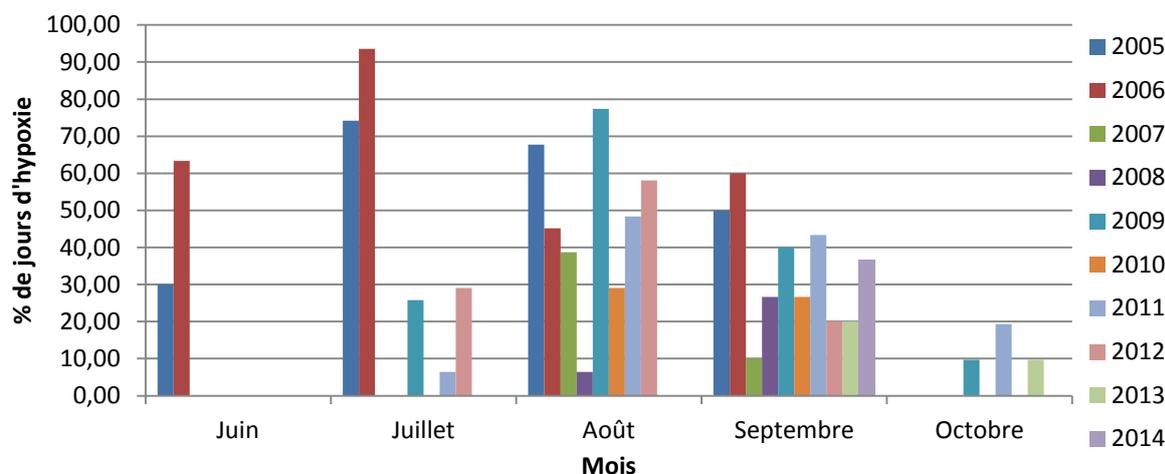


Figure 29 : Pourcentage de jours d'hypoxie par mois au cours de la période à enjeux de 2005 à 2014

#### 4. Limites de l'étude et retour sur expérience

Il est apparu que l'absence de données physicochimiques antérieures à 2005 limite les conclusions. De fait, il serait intéressant de modéliser l'évolution des paramètres au cours des années antérieures de façon à pouvoir observer un potentiel problème concomitant avec l'effondrement des effectifs de Grande alose. Il en est de même pour les nouveaux rejets de Louis Fargue, après réhabilitation, que nous n'avons pu obtenir et qui permettraient d'observer une potentielle évolution de la qualité des apports au système.

La faible quantité des données de pêches est aussi problématique et limite les possibilités d'analyses statistiques. Pour cela, il est nécessaire de poursuivre les pêches qui permettraient de caractériser la dévalaison en septembre et de conclure quant à une corrélation entre la taille et l'âge des alosons.

Les jeux d'acteurs exposés au cours des diverses réunions nécessitent de prendre en compte différents avis menant à des compromis. C'est notamment le cas de la question des débits. Certains usagers pensent que la gestion doit se traduire par des lâchés plus importants et une réduction de l'irrigation. Or, nous avons démontré que de telles actions ne peuvent être envisagées. Ces divergences d'opinions rendent difficile certaines négociations.

---

## CONCLUSION

Il apparait suite à cette étude, que les problèmes de qualité de l'eau en termes d'hypoxie de la Garonne fluvio-estuarienne semblent impacter la dévalaison des alosons. La présence de zones sous-oxygénées, voire de barrières chimiques, impacte les juvéniles. L'étude a démontré que cette problématique de désoxygénation des eaux dépend de plusieurs facteurs que sont la température, le débit et la turbidité. S'il est impossible d'agir sur le premier paramètre, les deux suivants peuvent être discutés.

Le cas des débits est complexe et sujet à controverse. Il apparait que la valeur nécessaire pour repousser le bouchon vaseux vers les eaux estuariennes est relativement élevée. Les leviers d'actions actuellement à notre disposition ne permettent pas de mettre un place une gestion efficace. D'après, Jalón-Rojas *et al.* en 2015,  $350\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  sont nécessaires pour évacuer le bouchon vaseux tandis que le débit moyen à l'étiage est de  $84\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ . Il faudrait donc des lâchés de l'ordre de  $266\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  de juin à octobre, fait totalement impossible.

Au final, il ressort que la turbidité est le paramètre sur lequel il est le moins difficile d'agir. Si le bouchon vaseux est une composante naturelle de ce type d'écosystème, sa turbidité et ses impacts sont augmentés par les apports anthropiques au système. C'est notamment le cas des matières provenant des rejets des stations d'épuration de l'agglomération bordelaise. Composés d'éléments carbonés facilement oxydables et dégradables, ces derniers vont conduire à une désoxygénation du milieu et être potentiellement vecteurs de pathogènes. Certains composés sont également des toxiques qu'il est important de réguler.

Concernant l'étude des alosons, nous pouvons estimer que le pic de dévalaison se situe au mois d'août, donc au cours de la période à enjeux. Des pêches scientifiques permettraient de confirmer cette observation. L'hypoxie apparait comme le facteur problématique primordial pour la dévalaison. Le manque d'oxygène conduit à des modifications physiologiques et comportementales pouvant mener à l'asphyxie. La présence de contaminants constitue une pression non négligeable. De par leur nature, certains composés peuvent interagir avec les composants du milieu impliquant une variation de toxicité. Ces éléments, libres dans l'eau adsorbés sur les particules ou stockés dans les sédiments, peuvent être ingérés par les alosons.

Les résultats de lecture des otolithes n'ont pas permis de démontrer la présence d'une relation linéaire entre la taille et l'âge des poissons avec certitude. La variabilité importante

observée nécessite de mener des analyses complémentaires, si possible sur un échantillon plus important afin de pouvoir conclure sur l'existence réelle d'une telle corrélation. La poursuite des campagnes de pêches apparaît donc nécessaire lors des études futures, préférentiellement en août.

La gestion des alosons sur le bassin Gironde-Garonne passe avant tout par une optimisation de la reproduction et de la survie des juvéniles. Il apparaît indispensable de mener des actions afin de limiter la présence des zones sous-oxygénées en limitant les apports en matières dégradables au fleuve. Ceci passe notamment par une amélioration des systèmes d'épuration déjà effectuée à Louis Fargue à Bordeaux mais aussi par une diminution des rejets polluants. Ces mesures seraient bénéfiques non seulement pour les alosons mais également pour l'ensemble du système.

L'amélioration des connaissances de la biologie de l'espèce et de la compréhension des pressions qu'elle subit sont également primordiales. Dans cet objectif, le SMEAG poursuit ses travaux, notamment par le biais du Life. IRSTEA va également proposer prochainement plusieurs travaux de thèses englobant l'ensemble des thématiques sous-jacentes.

Lors de prochaines études, il serait intéressant de mettre en place un partenariat avec les pêcheurs amateurs et professionnels de façon à comptabiliser les jours au cours desquels des alosons sont observés. Ceci permettrait d'affiner les dates de présence dans le système. L'étude de la taille du bouchon vaseux à Bordeaux par ajout de sondes est également à envisager. De même qu'une astreinte durant le mois d'août, période à enjeux au cours de laquelle le laboratoire bordelais est fermé, enfin de s'assurer que le réseau de mesures est bien opérationnel.

---

## REFERENCES

- ACOLAS M.L., VERON V., JOURDAN H., BEGOUT M.L., SABATIE M.R., BAGLINIERE J.L.** (2006), Upstream migration and reproductive patterns of a population of allis shad in a small river (L'Aulne, Brittany, France), *ICES Journal of Marine Science*, n°63, p. 476-484.
- AGENCE DE L'EAU ADOUR-GARONNE** (2013), *Eau et activités économiques. Pollution par les pesticides* [En ligne]. Disponible sur <http://www.eau-adour-garonne.fr/fr/eau-et-activites-economiques/agriculture/les-risques-de-pollution-lies-a-l-agriculture/pollution-par-les-pesticides.html>. Consulté le 22/04/2015.
- BAGLINIERE J.L., SABATIER M.R., ROCHARD E., ALEXANDRINO P., APRAHAMIAN M.W.** (2003), The allis shad *Alosa alosa* : Biology, ecology, range and status of population. In Limburg, K.E & J.R. Waldman (eds.), Biodiversity, status, and conservation of the world's shad. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, p. 85-102.
- BELLARIVA G.** (1998), *Contribution à l'étude du déroulement de la migration et de la reproduction de la grande alose (Alosa alosa L.) en Garonne. Etude prospective de la dévalaison des juvéniles*. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique, Toulouse.
- BELLARIVA G.** (2012), *Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2011. Perspectives pour la campagne 2012*, Syndicat Mixte d'Etude et d'Aménagement de la Garonne.
- BELLARIVA G.** (2013), *Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2012. Perspectives pour la campagne 2013*, Syndicat Mixte d'Etude et d'Aménagement de la Garonne.
- BELLARIVA G.** (2014), *Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2013. Perspectives pour la campagne 2014*, Syndicat Mixte d'Etude et d'Aménagement de la Garonne.
- BELLARIVA G.** (2015), *Suivi des alosons sur l'aval des axes Garonne et Dordogne. Bilan de la campagne 2014*, Syndicat Mixte d'Etude et d'Aménagement de la Garonne.
- BENECH V., LECK S.** (1981), Résistance à l'hypoxie et observations écologiques pour seize espèces de poissons du Tchad,
- BENSETTITI R., GAUDILLAT V.** (2004), *Alosa alosa* (L., 1758) La Grande alose, l'Alose vraie, *Cahier d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire Tome 7*.
- BISSON M., HOUeix N., GAY G., LACROIX G., LEFEVRE J.P., MAGAUD H., MIGNE V., MORIN A., TISSOT S.** (2005), Cuivre et ses dérivés, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*.
- BLANC G.** (2014) *Etude des apports métalliques dans les eaux de la Garonne estuarienne*, Conférence dans le cadre du projet de recherche ETIAGE.
- BOISNEAU P., MENNESON-BOINEAU C., BAGLINIERE J.L.** (1990), Description d'une frayère et comportement de reproduction de la grande alose (*Alosa alosa* L.) dans le cours supérieur de la Loire, *Pêches piscicoles*, n°316, p. 15-23.

- CASSOU-LEINS F., CASSOU-LEINS J.J.** (1981), Recherches sur la biologie et l'halieutique des migrateurs de la Garonne et principalement de l'aloise *Alosa alosa* L., Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique, Toulouse, p. 382.
- CASSOU-LEINS J.J., CASSOU-LEINS F., BOISNEAU P., BAGLINIERE J.L.** (2000), La reproduction, In *Les aloses (Alosa alosa et Alosa fallax spp.)*, éditions Cemagref-INRA, p. 73-92.
- CHARLES K., JATTEAU P.** (2010), *Analyse de la sensibilité des jeunes stades de grande alose Alosa alosa aux facteurs environnementaux. Résultats 2009/Synthèse 2008-2009. Rapport final.* CEMAGREF de Bordeaux.
- COLLIN S., ROCHARD E.** (2012), *Projet de tableau de bord de la grande alose du bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne. Méthodes, résultats et perspectives de la démarche. Programme de développement d'outils pour une gestion durable des poissons migrateurs – application à une espèce distribuée à l'échelle du bassin versant : la Grande alose, Alosa alosa (ACTION 5)*, IRSTEA Groupement de Bordeaux n°145, version 2.0.
- COTTEN A.** (1996), *La Gironde, un écosystème estuarien*, Conservatoire de l'estuaire de la Gironde, p. 7.
- COULOMBEL A.** (2013), *Argumentation pour le maintien d'une dose efficace de cuivre en viticulture – Dossier technique*, Institut français de la vigne et du vin – Institut technique de l'agriculture biologique, p. 4.
- CYRUS D.P., BLABER S.J.M.** (1987), The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 2. Laboratory studies, comparisons with field data and conclusions, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Vol. 109 p. 84-87.
- D BIASI K., TCHIVEINDHAIS C.** (2010), *Métropole bordelaise : enjeux et perspectives d'un recentrage de la croissance démographique girondine*, Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques.
- DE SCHAMPHELAERE K.A.C., HEIJERICK D.G., JANSSEN C.R.** (2002), Refinement and field validation of a biotic ligand model predicting acute copper toxicity to *Daphnia magna*, *Comp. Biochem. Physiol. Part C : Toxicology & Pharmacology*, p. 133:243.
- FAURIE C., FERRA C., MEDORI P., DEVAUX J., HEMPTINNE J.L.** (2012), *Ecologie : approche scientifique et pratique*, 6<sup>ème</sup> édition Tech&Doc Lavoisier.
- GILLES R., ANCTIL M., PLUMIER J.C., BAGUET F., CHARMANTIER G., GILLES R. Jr., PEQUEUX A., SEBERT P.** (2006), *Physiologie animale*, éditions de Boeck, p. 380-381.
- GIRARDIN M., CASTELNAUD G.** (2013), *Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde : Suivi des captures 2012. Etude de la faune circulante 2012*, p. 44,90-96.
- GOUZY A.** (2011), Glyphosate et principaux composés/AMPA, *INERIS-Données technico-économiques sur les substances chimiques en France*, INERIS.
- IFREMER** (2002), *Réseau estuaire* [En ligne]. Disponible sur <http://www.ifremer.fr/cycleau/cycleau/qualite-milieu/estuaire.htm>. Consulté le 18/08/2015.
- INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES** (2014), Glyphosate – n° CAS : 1071-83-6, *Valeur Guide Environnementale*, INERIS, version 2.

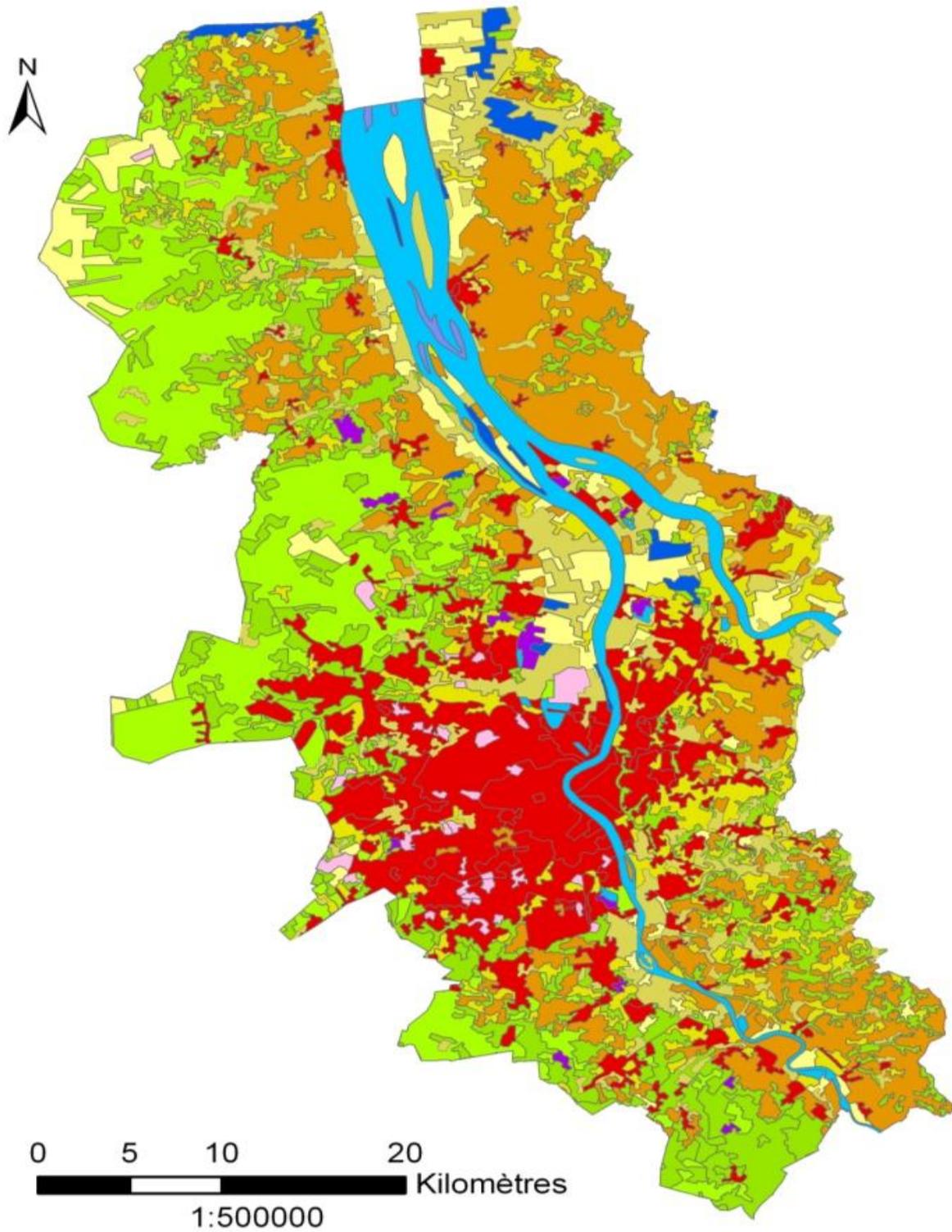
- JALON-ROJAS I., SCHMIDT S., SOTTOLICHIO A.** (2015), Turbidity in the fluvial Gironde Estuary (S-W France) based on 10 year continuous monitoring: sensitivity to hydrological conditions, *Hydrology and Earth System Sciences*, n°19.
- KRAMER D.L.** (1987), Dissolved-oxygen and fish behavior, *Environmental Biology of Fishes*, v. 18, p. 81-92.
- LEFRANCOIS C., FERRARI R.S., DA SILVA J.M., DOMENICI P.** (2009), The effect of progressive hypoxia on spontaneous activity in single and shoaling golden grey mullet *Liza aurata*, *Journal of Fish Biology*, v. 75, p. 1615-1625.
- LEVET D., LE HEN A., JACQUES S., MOUCHELIN J., BERLY A.** (2008), *Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie*, Agence de l'eau Seine-Normandie.
- MAIRIE DE BORDEAUX, Bordeaux en chiffres** [En ligne]. Disponible sur <http://www.bordeaux.fr/p287/bordeaux-en-chiffres>. Consulté le 23/08/2015.
- MAURICE L.** (1994), Biodégradabilité de la matière organique dans le bouchon vaseux et la crème de vase de l'estuaire de la Loire, *Oceanologica Acta*, Vol. 7, n°5, p. 502.
- LANOUX A.** (2013), *Caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne*. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux 1.
- LOCHET A.** (2006), *Dévalaison des juvéniles et tactiques gagnantes chez la grande alose Alosa alosa et l'alse feinte Alosa fallax : apports de la microchimie et de la microstructure des otolithes*, Thèse de doctorat de l'Université de Bordeaux 1, Pessac : Université de Bordeaux 1.
- MANCIOPPI L., PADOX J.M., HENNBERT P.** (2010), *Qualité chimique des sédiments fluviaux en France. Synthèse des bases de données disponibles*, INERIS, p. 37.
- MARTIN-VANDEMBULCKE D.** (1999), Dynamique de population de la grande alose (*Alosa alosa*, L. 1758) dans le bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne (France) : analyse et prévision par modélisation. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie, Toulouse.
- MENNESSON-BOISNEAU C., APRAHAMIAN M.W., SABATIE M.R., CASSOU-LEINS J.J.** (2000), Remontée migratoire des adultes, In *Les aloses (Alosa alosa et Alosa fallax spp.)*, éditions Cemagref-INRA, p. 55-72.
- PETERSEN J.K., PIHL L.** (1995), Responses to hypoxia of plaice, *Pleuronectes platessa*, and dab, *Limanda limanda*, in the south east Kattegat – Distribution and Growth, *Environmental Biology of Fishes*, v. 43, p. 311-321.
- PRICHARD R.W.** (1967), What is an estuary ?, *Physical viewpoint*, Washington D.C., pp: 3-5.
- PUISSAUVÉ R., BAGLINIERE J.L.** (2013), *Fiches d'information sur les espèces aquatiques protégées – L'Alose vraie, Alosa alosa (Linnaeus, 1758)*, Service du patrimoine naturel du Muséum National d'Histoire Naturelle et Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques.
- RAVEN P., EVERT R., EICHHORN S.** (2007), *Biologie végétale*, éditions de Boeck, 2<sup>ème</sup>, p. 646.

- ROCHARD E.** (2001), Anadromous estuarine migration of adult allis shad *Alosa alosa*, shape of the phenomenon and influence of the tidal cycle, *Bulletin français de la Pêche et de la Pisciculture*, n°362/363, p. 853-867.
- RUELLET T., BACHELET G., BARILLE A.L., DAUVIN J.C. DESROY N., DUCROTOY J.P.** (2009), *Le macrobenthos en zone oligohaline dans les grands estuaires de la façade Manche-Atlantique*, Projet BEEST : Vers une approche multicritère du Bon Etat écologique des grands ESTuaires, p. 6-7.
- SANTE CANADA** (1990), *Le métolachlore* [En ligne]. Disponible sur <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/metolachlor-metolachlore/index-fra.php>. Consulté le 13/05/2015.
- SAUTOUR B., DINDINAUD F., BACHELET G., REALIS E., TOUCOULET M., LEBLEU P., BAUDRIMONT M., GOURVES P.Y., BUREAU DU COLOMBER S., DRANGUET P., DEROUBAIX A., TISSANDIER C., PAYTON L., LEGEAY A., GONZALES P.** (2014), Etat écologique de la Garonne moyenne autour de Bordeaux et effets toxiques des contaminants sur les organismes, *Séminaire restitution orale*.
- SCHARBERT A., CLEVE D.** (2010), *La réintroduction du la Grande alose (Alosa alosa)*, p. 5.
- SCHMIDT S., SOTTOLICHIO A.** (2013), *MAGEST : Rapport scientifique 2013*, Université de Bordeaux.
- SEGURA G., LORD-DAUNAY C.** (2015), *Etude otolithométrique des alosons de Garonne*
- SCHURMANN H., STEFFENSEN J.F.** (1994), Spontaneous swimming activity of Atlantic cod *Gadus morhua* exposed to graded hypoxia at three temperatures, *Journal of Experimental Biology*, v. 23, p. 129-142.
- SOTTOLICHIO A., CASTAING P.** (1999), A synthesis on seasonal dynamics of highly-concentrated structures in the Gironde estuary, *Comptes rendus de l'Académie des Sciences – Series IIA – Earth and Planetary Science*, n°329, p. 795-800.
- TAVERNY C., CASSOU-LEINS J.J., CASSOU-LEINS F., ELIE P.** (2000), De l'oeuf à l'adulte en mer, In *Les aloses (Alosa alosa et Alosa fallax spp.)*, éditions Cemagref-INRA, p. 95.
- TAVERNY C., ELIE P., BOËT P.** (2009), *La vie piscicole dans les masses d'eau de transition : proposition d'une grille de qualité pour la température, l'oxygène dissous, la salinité et la transparence*, Cemagref, n°131.
- VINOT I.** (2004), *Impacts des rejets de cuivre et zinc en milieu aquatique : circulation, spéciation, biodisponibilité, bioaccumulation, transfert et toxicité*. Thèse de doctorat, Université de Metz, p. 72-73.
- WILBER D.H., CLARKE D.G.** (2001), Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries, *North American Journal of Fisheries Management*, n°21.
- WU R.S.S.** (2002), Hypoxia: from molecular responses to ecosystem responses, *Marine Pollution Bulletin*, v. 45, p. 35-45.

# ANNEXES

## ANNEXE 1

Occupation des sols de la région bordelaise de la Garonne fluvio-estuarienne à l'estuaire.



## ANNEXE 2

Arrêté préfectoral faisant suite au moratoire sur la pêche de la Grande alose sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne.



PRÉFECTURE DE LA GIRONDE

ARRETE DU 19/02/2008



Direction Départementale  
de l'Agriculture et de la Forêt  
de la Gironde

### GESTION ET PÊCHE DES POISSONS MIGRATEURS

**ARRÊTE** modificatif de l'arrêté réglementaire permanent sur la police de la pêche en Gironde portant interdiction de la pêche de la Grande Alose (*Alosa alosa*) et modifiant les conditions de pêche de l'Alose Feinte (*Alosa fallax*)

Le Préfet de la Région AQUITAINE,  
Préfet du Département de la GIRONDE,  
Officier de la Légion d'honneur

**VU** les dispositions du **Titre III** du **Livre IV** du Code de l'Environnement et notamment l'article **R.436-8**,  
**VU** l'arrêté préfectoral du **31 janvier 2008** donnant délégation de signature à Monsieur **Jacques MERIC**, Directeur Régional de l'Agriculture et de la Forêt d'Aquitaine, Directeur Départemental de l'Agriculture et de la Forêt, en matière de Police de l'Eau et des Milieux Aquatiques,  
**VU** l'arrêté préfectoral du 21 décembre 2005 portant approbation du cahier des clauses et conditions particulières d'exploitation du droit de pêche de l'Etat pour la période du 1<sup>er</sup> janvier 2005 au 31 décembre 2009,  
**VU** l'arrêté réglementaire permanent sur la police de la pêche dans le département de la Gironde en date du 21 décembre 2005,  
**VU** les recommandations du Comité de Gestion des Poissons Migrateurs Garonne-Dordogne-Charente-Seudre-Leyre concernant l'application d'un moratoire sur la Pêche de la Grande Alose en date du 18 décembre 2007,  
**VU** l'avis du Directeur Départemental Délégué de l'agriculture et de la Forêt,  
**Considérant** la situation alarmante de la population de Grande Alose (*Alosa alosa*),  
**Considérant** la nécessité de mettre en œuvre un plan de restauration et de gestion de la population de la Grande Alose,  
**SUR** proposition de Monsieur le Secrétaire Général de la Préfecture de la GIRONDE,

#### ARRETE

**ARTICLE 1er** : Toute pêche de la Grande Alose (*Alosa alosa*) est interdite sur l'ensemble des cours d'eau, canaux et plans d'eau du département de la Gironde.

**ARTICLE 2** : Un groupe technique "alose" du COGEPOMI sera mis en place en vue de définir les mesures de suivi de l'évolution de l'espèce.

**ARTICLE 3** : Les poissons de l'espèce "Grande Alose" capturés accidentellement, même morts, devront être remis à l'eau, après démaillage immédiat du filet à bord du bateau, sous peine de verbalisation.

**ARTICLE 4** : La pêche de "l'alose feinte" (*Alosa fallax*) au filet dérivant est autorisée jusqu'au 15 mai 2008. D'½ heure avant le lever du soleil à ½ heure après son coucher, la maille de 45 mm maximum est autorisée. D'½ heure après le coucher du soleil à ½ heure avant son lever, seule la maille de 36 mm maximum est autorisée.

**ARTICLE 5 :** A compter du 16 mai 2008 et jusqu'au 30 juin 2008, l'utilisation du filet dérivant est interdit sur les axes Garonne-Dordogne et Isle.

**ARTICLE 6 :** Les dispositions du présent arrêté prennent effet à compter du 15 février 2008 et jusqu'au 31 janvier 2009.

**ARTICLE 7 :** Toutes les dispositions concernant la réglementation générale et particulière de la pêche, non modifiées par le présent arrêté, restent en vigueur.

**ARTICLE 8 :** Le Secrétaire Général de la Préfecture, le Directeur Départemental Délégué de l'Agriculture et de la Forêt de la Gironde, le colonel commandant le groupement de gendarmerie de la Gironde, le Chef du service départemental de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques et l'ensemble des agents habilités pour la police de la pêche, sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté qui sera publié au recueil des actes administratifs du département de la Gironde.

L'arrêté sera notifié au Préfet de la région Aquitaine, Préfet de la Gironde, Président du Comité de Gestion des Poissons Migrateurs (COGEPOMI) Garonne Dordogne Charente Seudre Leyre ainsi qu'au Président de la Fédération Départementale des Associations Agréées pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique de la Gironde et à l'Association Agréée Départementale des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de la Gironde.

Fait à Bordeaux, le 19 février 2008

LE PREFET

~~Pour le Préfet,  
Le Secrétaire Général~~

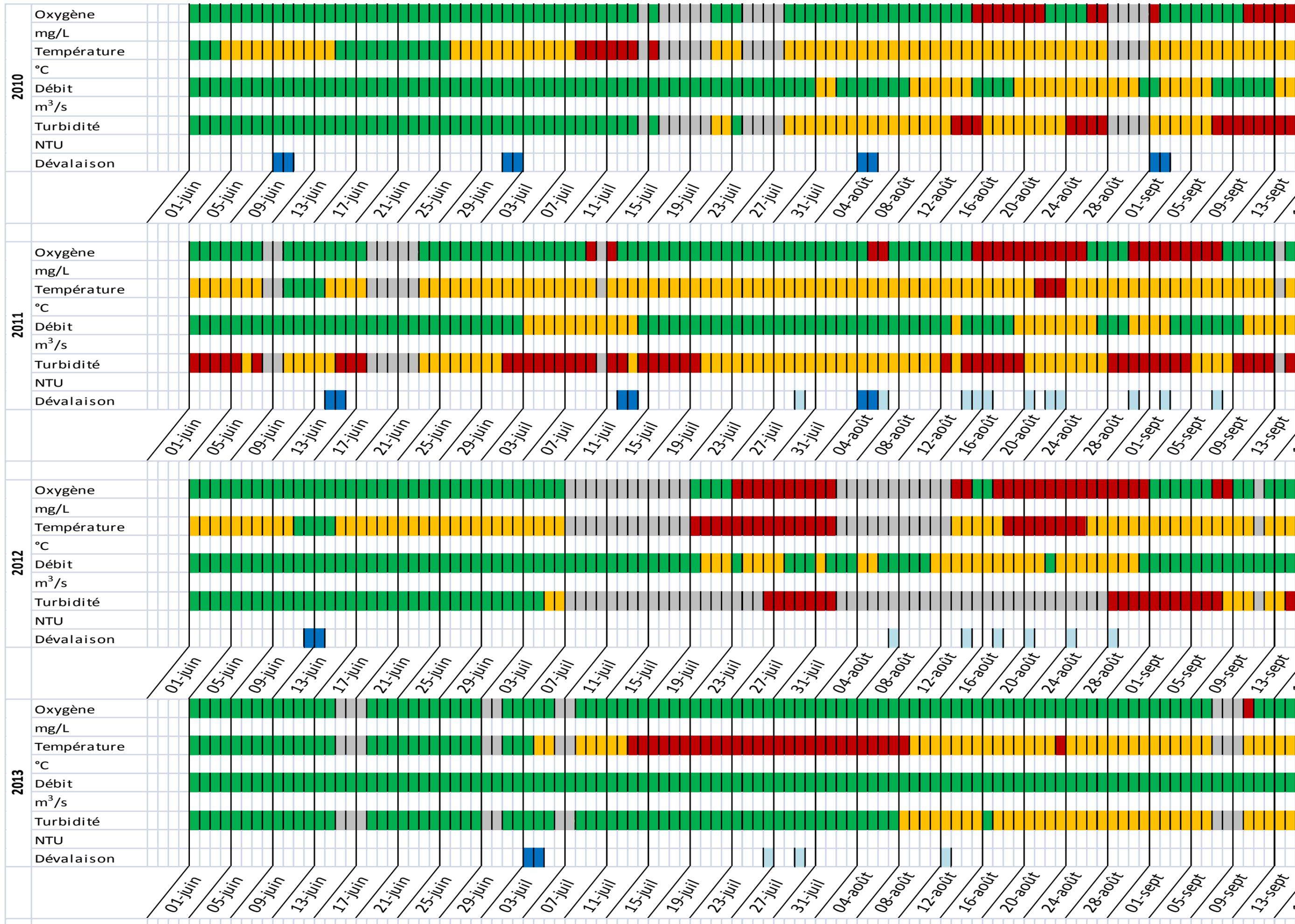
François PENY

### ANNEXE 3

Périodes de dévalaison des alosons estimées par différents travaux scientifiques, abondances relevées par IRSTEA dans l'estuaire et effectifs pêchés lors du projet Life selon le mois de 1986 à 2014. Les couleurs plus foncées correspondent aux pics de dévalaison.

		Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
1986	Taverny, 1991												
1987													
1988													
1991	Vandembulcke, 1999												
1992													
1993													
1994													
1995	Vandembulcke, 1999												
	IRSTEA	0,26	0,40	6,94	0,53	0,02		0,36	1,14	2,17	0,48	0,33	0,22
1996	Vandembulcke, 1999												
	IRSTEA	3,72	0,12	0,15	0,08	0,05	0,10	0,04	1,70		0,19	0,48	0,32
1997	Castelnaud <i>et al.</i>												
	IRSTEA	0,05	0,15	0,11	0,08	0,11	0,02	0,06	0,14	0,21	0,04	0,08	0,04
1998	Castelnaud <i>et al.</i>												
	IRSTEA			0,06	0,04				2,85	0,28	1,34	0,40	0,33
1999	Castelnaud <i>et al.</i>												
	IRSTEA		0,09	0,63		0,01	0,14	0,03	2,03	0,08	0,37	0,19	0,25
2000	IRSTEA	0,03	0,04	0,24	0,12	0,03	0,02			1,22	1,01	0,01	0,13
2001	IRSTEA	0,08	0,01	0,04			0,01		0,30	0,65	1,75	0,80	0,21
2002	IRSTEA	0,01	0,11	0,13	0,06	0,02	0,03			0,36	0,92	0,15	0,14
2003	IRSTEA		0,10	0,33	0,13		0,02		0,02	0,01	0,01		
2004	IRSTEA			0,01					0,17	0,05	0,12	0,11	0,06
2005	IRSTEA	0,04	0,01	0,01	0,01	0,03	0,01	0,02	0,01	0,01			
2006	IRSTEA		0,01	0,01	0,02	0,02	0,09	0,09	0,21	0,13	0,01	0,03	
2007	IRSTEA		0,01					0,10			0,03	0,01	
2008	IRSTEA				0,01	0,01			0,01	0,01	0,01		0,04
2009	IRSTEA	0,06					0,06	0,22	0,22	0,03	0,02	0,01	0,05
2010	IRSTEA			0,03			0,57	0,02				0,01	0,04
2011	IRSTEA	0,01	0,01				0,02	0,18	0,74		0,01		
	Life						17,00	31,00	13,00				
2012	IRSTEA						0,01					0,10	0,03
	Life							18,00					
2013	IRSTEA				0,02			0,01			0,01	0,07	0,01
	Life						6,00	1,00					
2014	IRSTEA												
	Life						4,00	4,00					





## ANNEXE 5

### Fiche polluant sur le perchlorate d'ammonium

Auteur : Thomas Rech



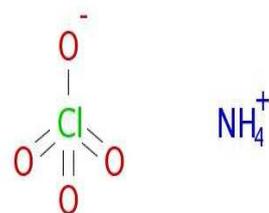
Date : 30/06/2015

## PERCHLORATE D'AMMONIUM ET GARONNE

### I. Une présentation du perchlorate d'ammonium

#### 1. Le perchlorate d'ammonium dans la nature

Le perchlorate d'ammonium est un composé de perchlorate  $\text{ClO}_4$  et d'ammonium  $\text{NH}_4^+$ . Il s'agit d'un oxydant puissant n'existant à l'état naturel que dans certaines zones désertiques. Il est également produit par processus atmosphériques.

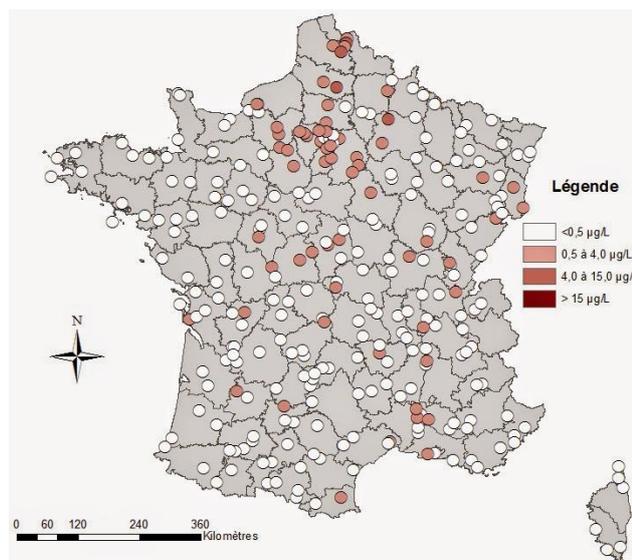


INERIS, 2014

#### 2. Production et utilisation du perchlorate en France

Dans l'hexagone, le perchlorate d'ammonium est utilisé pour son pouvoir oxydant dans les moteurs de fusées, les missiles, la pyrotechnie et le système de déclenchement des airbags. Il permet en effet de libérer une grande quantité d'énergie en absence d'oxygène.

Le niveau de rejets de perchlorate d'ammonium dans l'environnement est très peu renseigné et il est difficile d'obtenir une estimation du niveau de contamination même si certains sites sont identifiés. Dans le Sud-ouest du pays, sont particulièrement retenus ceux de Toulouse et Bordeaux. Le premier est le lieu d'implantation de la société Héraklès, unique producteur de la substance sur le territoire. La base de données française BASOL indique également la présence d'une contamination à Saint-Médard-en-Jalles en Gironde où il est transformé lors de la conception de carburant pour l'aérospatiale.



Carte des sites français contaminés au perchlorate d'ammonium (Anses, 2011)

### 3. Propriétés chimiques du perchlorate d'ammonium

D'un point de vue chimique, le perchlorate d'ammonium est fortement soluble ( $2,49 \cdot 10^5 \text{ mg.L}^{-1}$  à  $25^\circ\text{C}$ ) et se dissocie pour donner un ion ammonium et un ion perchlorate. Il s'agit d'un ion persistant relativement stable et très oxydant dont les capacités de stockage dans les sédiments sont limitées. Il est considéré peu bioaccumulable.

### 4. Effets du perchlorate d'ammonium sur la santé

L'ion perchlorate est toxique pour le vivant. Il s'agit d'un perturbateur endocrinien (élément bloquant ou imitant l'action d'hormones) impactant le fonctionnement de la thyroïde. Chimiquement, il ressemble à l'iode avec lequel il entre en concurrence. Ceci a pour conséquence de diminuer la synthèse des hormones thyroïdiennes et d'induire une hypertrophie (augmentation du volume) de l'organe.

### 5. Réglementation et normes

Il n'existe pas à l'heure actuelle de norme concernant le perchlorate d'ammonium ni d'obligation de le rechercher lors des analyses de l'eau destinée à la consommation humaine définies par l'arrêté du 11 janvier 2007. Néanmoins, par principe de précaution, l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) recommande des restrictions à partir de  $4 \mu\text{g.L}^{-1}$  pour les nourrissons de moins de 6 mois et de  $15 \mu\text{g.L}^{-1}$  pour les femmes enceintes et allaitantes. Ceci en raison de la présence du contaminant dans les eaux d'Aquitaine et de Midi-Pyrénées. Force est de constater que l'intervalle de concentration comprenant cette limite de  $4 \mu\text{g.L}^{-1}$  pour les nourrissons est mesurée sur le bassin.

L'Organisation Mondiale de la Santé n'a donné à ce jour aucune ligne directrice concernant cette substance même si le Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additive (JECFA) a établi la dose journalière acceptable de  $0,01 \text{ mg/kg}$  (poids corporel). Certains Etats des Etats-Unis ont néanmoins mis en place des valeurs limites. En Europe, le perchlorate est concerné par le règlement REACH.

Des arrêtés peuvent imposer des limitations de consommation de l'eau du robinet pour les enfants et les femmes enceintes comme préconisé par l'ANSES. Certains ont été pris pour inciter les industriels, notamment la société Hérakles, à mener des actions de mesures des rejets polluants et de décontamination des sols (arrêté préfectoral de 2007).

## II. Le perchlorate d'ammonium dans l'environnement

### 1. Entrée dans le milieu aquatique

Dans l'environnement, le perchlorate d'ammonium se retrouve dans les trois compartiments, à savoir les eaux, les sols et l'air. Dans le cas présent, les émissions vers les eaux sont liées, selon l'INERIS, à différents facteurs :

- Sa production, sa transformation et son utilisation ;
- Aux procédés de traitement des stations d'épuration. De fait, les systèmes de précipitation, filtration, oxydation et biodégradation aérobie ne semblent pas permettre une élimination satisfaisante ;
- Au ruissellement et à l'érosion des sols contaminés.

### 2. Comportement dans le milieu aquatique

Le perchlorate d'ammonium est très soluble et mobile dans l'eau. Libres de part des capacités d'adsorption relativement négligeables, il peut

migrer facilement vers les eaux souterraines de contaminer les aquifères.

D'après la carte exposant les sites pollués sur l'hexagone présentée précédemment, des zones de contaminations supérieures à  $5\mu\text{g.L}^{-1}$  ont été relevées sur la Garonne. Or, ces concentrations sont supérieures à la moyenne annuelle acceptable pour les organismes aquatiques, valeur fixée à  $0,3\mu\text{g.L}^{-1}$  par l'INERIS. Ceci traduit une contamination pouvant se révéler problématique d'un point de vue de la santé humaine.

### 3. Toxicité du perchlorate d'ammonium

La toxicité du perchlorate ne semble pas causer de létalité importante mais provoque des perturbations du système hormonal en s'attaquant à la thyroïde. De ce fait, les impacts sur les organismes dépendent de la durée d'exposition au polluant.

En ce qui concerne la Garonne et plus largement le bassin, les concentrations mesurées par l'ANSES sont inférieures à  $0,5\mu\text{g.L}^{-1}$  ou comprises entre 0,5 et  $4\mu\text{g.L}^{-1}$ . Or, d'après une étude menée par l'INERIS, il s'avère que les organismes ne sont pas tous sensibles à de si faibles concentrations. Ces résultats sont résumés par le tableau ci-après présentant quatre espèces aquatiques afin de proposer une bonne représentation. La NOEC est la plus forte concentration pour laquelle aucun effet du polluant n'est observé. La LOEC est la concentration la plus faible à partir de laquelle on observe un impact du contaminant.

**Tableau récapitulatif de données toxicologiques pour quelques espèces (INERIS, 2012).**

Type	Espèce	Photographie	Concentration		Impacts
Invertébrés	<i>Cerodaphnia dubia</i>		NOEC à 7 jours	$10\text{mg.L}^{-1}$	
Amphibiens	<i>Xenopus laevis</i>		LOEC à 70 jours	$< 5\mu\text{g.L}^{-1}$	Réduction de l'émergence et de la taille des membres, résorption de la queue
Poissons	<i>Pimephales promelas</i>		LOEC à 21 jours	$5,6\text{mg.L}^{-1}$	
	<i>Danio rerio</i>		NOEC à 12 semaines	$< 11\mu\text{g.L}^{-1}$	Problèmes thyroïdiens

Il apparaît que le perchlorate présente une toxicité variable selon l'organisme considéré, les amphibiens étant les plus sensibles. Néanmoins, les études n'ont été menées que sur des espèces de poissons non européennes ce qui constitue un biais de connaissances concernant les impacts sur les espèces de la Garonne. Il est donc nécessaire de favoriser les projets de recherches étudiant ce contaminant. Au-delà de l'impact sur les organismes, des arrêtés préfectoraux ont déjà été nécessaires afin de protéger certaines catégories de la population ce qui traduit bien un risque non négligeable de santé publique. D'après la même carte, des points de mesures relèvent la présence de secteurs dont la concentration avoisine les seuils conseillés par l'ANSES.

Au regard de ces résultats, il semble donc important d'agir dans un objectif de réduction des pollutions au perchlorate sur le bassin et à l'échelle nationale. Si les études demeurent encore insuffisantes, les données toxicologiques existantes incitent à appliquer le principe de précaution.

### **III. Les questions qui se posent**

- Quelles sont les concentrations et contaminations de l'environnement ?
- Quels sont les réels impacts sur la Garonne, les organismes et l'Homme ?
- Comment le perchlorate se comporte-t-il réellement dans l'environnement ?
- Quelles sont les solutions pour lutter contre cette pollution ?
- Quand des normes seront-elles créées par texte législatif ?

# ANNEXE 6

## Fiche polluant sur le métolachlore/S-métolachlore

Auteur : Thomas Rech



Date : 30/06/2015

### METOLACHLORE/S-METOLACHLORE ET GARONNE

#### I. Une présentation du métolachlore/S-métolachlore

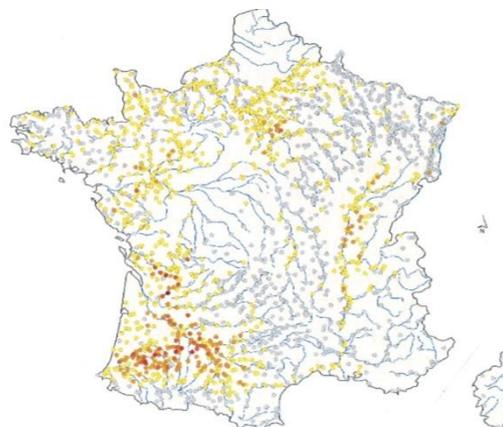
##### 1. Qu'est-ce que c'est ?

Le S-Métolachlore est un herbicide utilisé pour la protection des cultures de maïs contre les adventices. Il existe sous différentes formes, notamment le S-Métolachlore, qui est l'une des molécules les plus utilisées et les plus mesurées sur le bassin Adour-Garonne selon l'Agence de l'eau (carte ci-dessous). Il est utilisé en substitution à l'atrazine, aujourd'hui prohibée, et inscrite sur la liste des substances prioritaires de la directive cadre européenne sur l'eau.



##### 2. Propriétés chimiques

Le métolachlore est une substance relativement soluble avec une concentration de 530mg.L<sup>-1</sup> à 20°C. De part ses caractéristiques physicochimiques, le métolachlore s'adsorbe facilement sur matières organiques ce qui implique des possibilités de stockage dans les sols et les sédiments. Enfin, la biodégradation de la substance entraîne la formation de composés acides (Environnement Canada, 1986). Il semble qu'il soit bioaccumulable.



Moyenne sur la période 2007-2009 par point de mesure (µg/l)	Nombre de points	% de points
• Plus de 5	1	0,05
• Entre 2 et 5	6	0,3
• Entre 0,5 et 2	36	2
• Entre 0,1 et 0,5	142	6
• Moins de 0,1	864	39
• Pas de quantification	1 141	52

Source : Agences de l'Eau, 2010.  
Traitements : SOeS, 2011.

#### Concentrations moyennes en métolachlore des cours d'eau métropolitains de 2007 à 2009.

molécule provoque une augmentation du poids de certains organes comme les reins et la thyroïde ainsi que l'incidence de tumeurs et cancers. Enfin, une atrophie des testicules a été observée chez le rat, fait qui ne semble pas porter atteinte à la fécondité. D'après ces problématiques, il est plus que probable que les impacts sur les organismes aquatiques ne soient pas négligeables du fait de leur exposition permanente au contaminant. De plus, son potentiel bioaccumulable implique des concentrations potentiellement importantes au sein des organismes.

#### **4. Réglementation et normes**

Le métolachlore a été interdit en France en 2003 et a été remplacé par le S-Métolachlore, molécule très proche d'un point de vue chimique et largement utilisée depuis la prohibition de l'atrazine. Il n'existe à l'heure actuelle aucune norme ou restriction quant à son utilisation. Concernant le métolachlore, la norme fixe le seuil à  $0,1\mu\text{g.L}^{-1}$ . L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation (ANSES) estime que les impacts sur la santé sont négligeables dès lors que la concentration est inférieure à  $10\mu\text{g.L}^{-1}$ .

## **II. Le S-métolachlore dans l'environnement**

### **1. Entrée dans le milieu aquatique**

En tant qu'intrant agricole, le S-Métolachlore est répandu en quantité sur les sols. Ses propriétés permettent une adsorption importante sur les matières organiques et les argiles du sol. Toutefois, l'érosion de ces derniers conduit à un transfert des particules et des contaminants vers le milieu aquatique. De plus, les sols des plaines agricoles françaises sont actuellement appauvris en matière organique ce qui implique un lessivage de l'herbicide plus important.

### **2. Comportement dans la Garonne**

Le comportement du S-Métolachlore dans l'environnement est encore inconnu à l'heure actuelle. Il n'est donc pas possible de déterminer quel est précisément son impact sur la Garonne. Néanmoins, de part sa nature biocide, il est assuré qu'il provoque des perturbations ainsi que de la mortalité au sein du système. De nature proche du métolachlore, actuellement interdit en France, sa toxicité sur le milieu aquatique est donc avérée. Il est primordial de mener des recherches afin d'améliorer les connaissances sur cette substances afin de quantifier la pollution et les moyens de luttés pour proposer des normes voire des interdictions.

## **III. Les questions qui se posent**

- Quel est le comportement du S-Métolachlore dans l'environnement ?
- Quel est la toxicité réelle du S-Métolachlore sur les organismes aquatiques ?
- Quels sont les dangers de la consommation de produits contenant du S-Métolachlore ?
- A quand un encadrement voire une interdiction du S-Métolachlore ?
- Quelles sont les alternatives à l'utilisation d'herbicides en grandes cultures ?

# ANNEXE 7

## Fiche polluant sur la monochloramine

Auteur : Thomas Rech



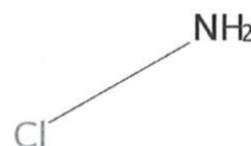
Date : 2/07/2015

### MONOCHLORAMINE ET GARONNE

#### I. Une présentation de la monochloramine

##### 1. Qu'est-ce que c'est ?

La monochloramine est un composé se formant suite à la réaction entre l'eau de javel et l'ammoniaque. Ce phénomène, appelé chloramination, est du à l'utilisation conjointe de ces deux produits dans un objectif de traitement biocide.



INERIS, 2009

##### 2. Utilisation de la monochloramine sur le bassin Adour-Garonne

Sur le bassin Adour-Garonne, la monochloramine est utilisée en tant que biocide dans les tours réfrigérantes de la centrale nucléaire de Golfech. Au cours de la période estivale, des amibes se développent au niveau des tours d'évacuation de la vapeur d'eau et dans les circuits de refroidissement de la centrale. Cette espèce, *Naegleria fowleri*, est responsable de la Méningo-Encéphalite Amibienne Primitive (MEAP), maladie létale pour l'Homme. De ce fait, le Conseil Supérieur de l'Hygiène Publique a fixé le seuil limite de 100 individus par litre dans les eaux de la Garonne. C'est dans le but de limiter la propagation du parasite et de respecter cette norme que la monochloramine est utilisée.

##### 3. Propriétés de la monochloramine

La monochloramine utilisée à Golfech réagit au cours du traitement dans le système de refroidissement ce qui conduit à la formation de différentes substances telles que des composés chlorés et azotés (ammoniaque, nitrate, nitrite). Leurs propriétés chimiques varient selon la nature du composé et la spéciation, notamment du chlore.

##### 4. Toxicologie

Caractériser la toxicologie de la monochloramine et de ses produits est complexe face à la diversité de molécules. Concernant le composé lui-même, son impact sur les poissons a été démontrée par Larson en 1977 lors d'études menées sur la truite à différents stades de développement. Les  $CL_{50}$  (concentration à laquelle on observe la mortalité d'au moins 50% des individus) à 96h et 10-11°C varient selon le stade – 105,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$  pour les alevins, 82 $\mu\text{g.L}^{-1}$  pour le fretin et 88,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$  pour les juvéniles. Capuzzo (1976) a montré que la toxicité de la molécule varie avec la température du milieu. Concernant l'aspect biologique, la monochloramine provoque une

oxydation irréversible de l'hémoglobine diminuant le potentiel de transport d'oxygène au sein de l'organisme. Cette réaction est due à la diffusion des chloramines à travers les branchies des poissons. La toxicité des produits est variable. Ainsi, si le nitrate est un nutriment pour les végétaux et certains microorganismes, l'ammoniaque et les composés chlorés sont contaminants pour le milieu aquatique.

## 5. Réglementation et normes

Les valeurs seuils de concentrations en monochloramine autorisés dans les rejets vers la Garonne sont énoncées par l'article 18 de l'arrêté datant du 18/09/2006 relatif à l'autorisation pour EDF à poursuivre les prélèvements d'eau et les rejets d'effluents liquides et gazeux pour l'exploitation du site nucléaire de Golfech. Employées dans un objectif de réduction de la population d'amibes présentes dans les systèmes de refroidissement, les concentrations en monochloramine en sortie de condensateur ne doivent pas excéder  $0,25\text{mg.L}^{-1}$ , valeur exprimée en chlore résiduel total. La concentration maximale pouvant être rejetée suite à l'adaptation à des conditions climatiques particulières, avec accord du Préfet du Tarn et Garonne, est de  $0,3\text{mg.L}^{-1}$ .

## II. La monochloramine dans l'environnement

### 1. Entrée dans le milieu aquatique

L'entrée de monochloramine et de ses produits dans le milieu aquatique s'effectue notamment lors des purges du système de refroidissement. Les composés créés lors de la désinfection sont alors rejetés dans le milieu à raison de  $1,2\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ . Certains éléments peuvent également s'évaporer via les tours réfrigérantes à un débit de  $0,8\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ .

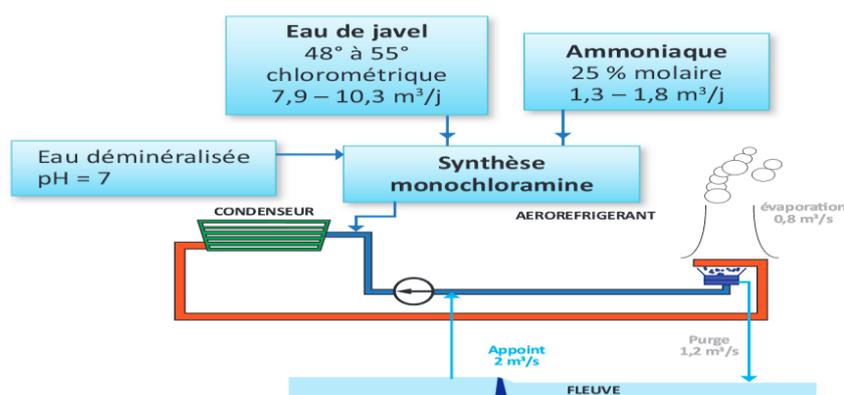


Schéma du principe de traitement à la monochloramine et rejets par purge du système (EDF, 2014).

### 2. Comportement dans la Garonne

Les rejets de monochloramine vers la Garonne demeurent extrêmement faibles par rapport au débit du fleuve faisant qu'une dilution des contaminants est sans aucun doute présente. Il semble donc que l'impact des rejets en biocides soit négligeable.

## III. Les questions qui se posent

- Comment se comporte réellement la monochloramine dans le milieu (interaction avec les autres éléments, effet cocktail) ?
- Le chlore étant très impactant pour l'environnement, ces rejets sont-ils réellement inoffensifs ?