



SURVEILLANCE HALIEUTIQUE DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

Suivi des captures 2013
Etude de la faune circulante 2013



Décembre 2014

Michel GIRARDIN
Gérard CASTELNAUD
Jérémy LOBRY

Irstea – Centre de Bordeaux
50 Avenue de Verdun
F33612 Cestas Cedex, France
Tel. +33 (0)5 57 89 08 00
Fax. +33 (0)5 57 89 08 01

Etude n°184

UNITE DE RECHERCHE « ÉCOSYSTEMES AQUATIQUES
ET CHANGEMENTS GLOBAUX »

SURVEILLANCE HALIEUTIQUE DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE
Suivi des captures 2013 - Etude de la faune circulante 2013

Par : M. GIRARDIN, G. CASTELNAUD & J. LOBRY

Equipage de L'ESTURIAL :

J.F. BIGOT, B. BALLION, R. LE BARH.

Réalisation des pêches expérimentales :

S. BONS, G. CASTELNAUD, M. GIRARDIN, P. JATTEAU, F. RIMOND.

Tris et quantification des pêches:

S. BONS, F. RIMOND.

Analyse des données des pêches expérimentales :

M. GIRARDIN.

Collecte de terrain et analyse des données halieutiques :

G. CASTELNAUD.

Saisie des données des pêches expérimentales sur Girpoiss:

M. GIRARDIN.

Saisie des données halieutiques sur Girpech:

G. CASTELNAUD, R. LE BAHR.

Secrétariat :

J. LOBRY, G. CASTELNAUD.

Photographies :

IRSTEA

Référence à citer pour toute utilisation des données du présent rapport :

Girardin M., Castelnaud G. & Lobry J. 2014. Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde - Suivi des captures 2013 - Etude de la faune circulante 2013. Rapport pour EDF CNPE du Blayais, Irstea, Centre de Bordeaux, Cestas. Étude n° 184, 238 p.

Sommaire

Sommaire.....	3
RESUME EXÉCUTIF.....	7
INTRODUCTION.....	17
PREMIERE PARTIE : Présentation générale de l'environnement géographique, réglementaire, physique et biologique du bassin de la Gironde	19
1 L'ENVIRONNEMENT GÉOGRAPHIQUE, RÉGLEMENTAIRE ET PHYSIQUE.....	21
1.1 Délimitations géographiques et morphologiques.....	21
1.2 Limites administratives et régime juridique sur la Gironde	22
1.3 Climatologie.....	23
1.4 Hydrodynamique	25
1.4.1 Débit fluvial.....	25
1.4.2 Le phénomène de la marée dans le système fluvio-estuarien de la Gironde	29
1.5 Paramètres physico-chimiques	30
1.5.1 Salinité	30
1.5.2 Température.....	32
1.5.3 Oxygène dissous	32
1.5.4 pH	33
1.5.5 Turbidité et matières en suspension (M.E.S.)	33
2 Présentation des espèces et rôle biologique de l'estuaire.....	35
2.1 Les espèces résidentes	35
2.2 Les espèces amphihalines	35
2.3 Les espèces euryhalines	36
2.4 Rôle biologique de l'estuaire	36
DEUXIEME PARTIE : Etude de la faune circulante aux abords du Centre Nucléaire de Production d'Electricité du Blayais	39
3 MÉTHODOLOGIE ADOPTÉE.....	41
3.1 Les campagnes de prélèvements	41
3.1.1 Localisation des interventions.....	41
3.1.2 Situation temporelle des interventions.....	42
3.1.3 Engins utilisés	43
3.1.4 Paramètres relevés durant l'échantillonnage	44
3.1.5 Limites des résultats obtenus.....	44
3.2 Étude des composantes biologiques au laboratoire	46

3.3	Traitement des données.....	46
3.3.1	La fréquence relative.....	46
3.3.2	L'abondance	46
4	RÉSULTATS OBTENUS EN 2013	48
4.1	Les prélèvements effectués en 2013.....	48
4.2	Caractéristiques du peuplement en 2013	49
4.2.1	Les espèces rencontrées en 2013.....	49
4.2.2	Fréquence des espèces en 2013 et évolution	52
4.2.3	Abondance des espèces	56
4.2.4	Structure du peuplement	61
4.3	Partie Spécifique.....	64
4.3.1	Les espèces retenues.....	64
4.3.2	Le gobie buhotte <i>Pomatoschistus minutus</i>	65
4.3.3	La crevette blanche <i>Palaemon longirostris</i>	71
4.3.4	L'alose vraie ou grande alose <i>Alosa alosa</i>	81
4.3.5	L'alose feinte ou gatte <i>Alosa fallax</i>	87
4.3.6	La civelle d'anguille <i>Anguilla anguilla</i>	91
4.3.7	L'éperlan <i>Osmerus eperlanus</i>	95
4.3.8	Le syngnathe <i>Syngnathus rostellatus</i>	98
4.3.9	L'épinoche <i>Gasterosteus aculeatus</i>	103
4.3.10	Le maigre <i>Argyrosomus regius</i>	106
5	SYNTHÈSE ET CONCLUSION DE LA PARTIE CHAMP LARGE.....	113
5.1	L'environnement hydrologique et thermique et ses répercussions sur la petite faune estuarienne.....	113
5.2	Le nombre d'espèces pêchées en 2013.....	113
5.3	Une abondance globale en hausse.....	114
5.4	... tirée par les espèces benthiques... ..	114
5.5	... et dominée par un groupe de 3 espèces.	114
5.6	Une situation contrastée selon les types d'espèces	115
5.7	L'évolution saisonnière de l'abondance en 2013.....	115
5.8	Des pressions extérieures non directement traitées dans cette étude affectent de façon significative la petite faune estuarienne.	116
5.9	La raréfaction d'espèces patrimoniales.....	116
5.10	Finalement.....	118

TROISIEME PARTIE : Résultats du suivi statistique des captures 2013.....	119
6 RAPPEL HISTORIQUE SUR LES PREMIÈRES ESTIMATIONS ET LES CONVENTIONS	121
7 MÉTHODES ACTUELLES.....	122
7.1 Les outils de base	122
7.1.1 Les pêcheurs coopératifs.....	122
7.1.2 La zonation du bassin de la Gironde et les déplacements des pêcheurs.....	123
7.1.3 Les différents métiers de pêche pratiqués.....	125
7.1.4 Le calendrier de pêche et les saisons de pêche	127
7.1.5 L'effort de pêche	130
7.2 L'obtention et le traitement des données.....	132
7.2.1 Les données de capture et d'effort	132
7.2.2 Le calcul des productions en poids et en valeur	135
7.2.3 Le calcul des Captures par Unité d'Effort (CPUE)	137
7.3 L'analyse des CPUE et les limites du diagnostic sur les variations d'abondance	137
8 RÉSULTATS.....	139
8.1 Présentation des éléments caractéristiques du suivi 2013.....	139
8.1.1 Les pêcheurs coopératifs.....	139
8.1.2 Dénombrement des pêcheurs.....	139
8.1.3 Les calculs d'Effort de pêche, de production et de CPUE.....	144
8.1.4 Les spécificités de l'année statistique 2013	146
8.2 La pêche de la grande alose (<i>Alosa alosa</i> Linné, 1758).....	148
8.2.1 Les différents métiers et les zones concernées.....	148
8.2.2 Les pêcheurs coopératifs et la précision des données.....	149
8.2.3 L'effort de pêche	149
8.2.4 La production en tonnage et en valeur	149
8.2.5 Les captures accessoires.....	149
8.2.6 Les C.P.U.E.	149
8.3 La pêche de la lamproie marine (<i>Petromyzon marinus</i> Linné, 1758).....	153
8.3.1 Les différents métiers et les zones concernées et la saison de pêche.....	153
8.3.2 Les pêcheurs coopératifs et la précision des données.....	154
8.3.3 L'effort de pêche	154
8.3.4 La production en tonnage et en valeur	157
8.3.5 Les CPUE	159
8.4 La pêche de l'anguille (<i>Anguilla anguilla</i> Linné, 1758) au stade civelle	166

8.4.1	Les différents métiers et les zones concernées.....	166
8.4.2	Les pêcheurs coopératifs et la précision des données.....	167
8.4.3	L'effort de pêche	168
8.4.4	La production en tonnage et en valeur	171
8.4.5	Les CPUE	172
8.5	La pêche de l'anguille (<i>Anguilla anguilla</i> Linné, 1758) au stade sédentaire (subadultes) 182	
8.5.1	Les différents métiers et les zones concernées.....	182
8.5.2	Les pêcheurs coopératifs et la précision des données.....	183
8.5.3	L'effort de pêche	183
8.5.4	La production en tonnage et en valeur	185
8.5.5	Les CPUE	185
8.6	La pêche des crevettes	190
8.6.1	Les différents métiers et les zones concernées.....	190
8.6.2	Les pêcheurs coopératifs et la précision des données.....	191
8.6.3	L'effort de pêche	191
8.6.4	La production en tonnage et en valeur	194
8.6.5	Les CPUE	195
8.7	Les autres espèces.....	203
9	SYNTHÈSE ET CONCLUSION DE LA PARTIE CHAMP LOINTAIN.....	205
9.1	Le contexte du suivi statistique des pêches	205
9.2	Les restrictions règlementaires et la pêche en 2013.....	205
9.3	Les pêcheurs coopératifs et leur représentativité	206
9.4	L'évolution du nombre de pêcheurs	207
9.5	L'évolution des débarquements en poids et en valeur	208
9.6	Le bilan général sur l'abondance des espèces exploitées.....	210
9.7	L'évaluation des captures et des abondances.....	210
	GLOSSAIRE	215
	Bibliographie.....	218
	Annexe.....	237

RESUME EXÉCUTIF

La surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde, initiée en 1979, s'appuie sur deux approches complémentaires :

- un suivi mensuel de la petite faune circulante, par des pêches expérimentales dans une zone de 20 km encadrant le CNPE du Blayais (dénommée "champ large") ;
- un suivi des pêcheries sur l'ensemble du système fluvio-estuarien de la Gironde (dénommé "champ lointain").

➤ L'environnement hydrologique et thermique en 2013 et ses répercussions sur la faune estuarienne

Le système fluvio-estuarien de la Gironde est soumis à de fortes pressions humaines (réceptacle des pollutions du bassin, dragage et immersion de sédiments, refroidissement de centrale nucléaire, navigation, aménagements des berges, urbanisation, etc...) en constante évolution. S'y ajoute l'effet du réchauffement climatique, avec une augmentation de la température moyenne de l'estuaire de plus de 2°C en 30 ans (Quintin *et al*, 2013) et, depuis 2003, une succession d'années sèches et donc des débits fluviaux très faibles (excepté 2008).

Aujourd'hui, il apparaît que le changement global se traduit dans l'estuaire de la Gironde essentiellement par 2 phénomènes : une augmentation de la température et une baisse des débits fluviaux induisant un processus de « marinisation » de l'estuaire (Le Treut, 2013). Les débits fluviaux, lorsqu'ils se réduisent fortement, comme en 2002 et surtout entre 2003 et 2012, sont la cause d'étiages très longs et prononcés favorisant la pénétration des eaux marines dans l'estuaire et par conséquent celle d'espèces d'origine marine. Mais ils peuvent aussi affecter la répartition d'espèces résidentes et dulçaquicoles. Un bref retour vers la normale des débits fluviaux en 2008, n'a pourtant guère modifié le peuplement observé, encore fort similaire à celui des dernières années sèches (pauvreté en espèces d'origine oligohaline, espèces marines encore très présentes bien qu'un peu moins abondantes). L'été 2003 exceptionnellement chaud a peut-être aussi modifié les équilibres trophiques en accélérant la production planctonique, favorisant donc l'alimentation d'espèces planctonophages, telles que l'anchois, la crevette blanche, le syngnathe, etc. On peut penser à une certaine rémanence des effets prolongés de la sécheresse, mais aussi à l'effet d'autres paramètres (pressions anthropiques multiples, températures, modifications du bassin versant), susceptibles de contribuer à l'évolution générale de cette petite faune. La raréfaction spectaculaire de l'éperlan dans l'estuaire de la Gironde, qui a précédé sa disparition depuis 2006, est aussi une des conséquences de l'élévation de la température moyenne.

Si le processus de « marinisation » est sans doute une tendance lourde à l'échelle pluriannuelle dans l'estuaire, il ne se manifeste pas de façon linéaire. Ainsi, l'année 2013 est une année humide. Elle arrive après une année 2011 exceptionnelle par ses très bas débits fluviaux associés à une quasi absence de crues et une température annuelle moyenne de l'air extrême (15°C), et une année 2012 que l'on peut considérer comme une année encore très sèche malgré ses crues printanières, son débit fluvial moyen restant sur les plus bas enregistrés depuis 1960. En ce qui concerne la température annuelle moyenne de l'air, 2012 s'est avérée encore chaude avec 13,6°C, mais proche de la courbe de tendance et loin du record précédent de 2011 (15°C). Surtout l'année 2013 est une année très humide notamment marquée par de fortes crues au premier semestre mais aussi une crue de fin d'année significative. Elle marque un retour à une situation non revue depuis 18 ans avec un excédant d'eau douce (moyenne annuelle supérieure au module pluriannuel).

➤ **Des pressions extérieures non directement traitées dans cette étude affectent de façon significative la petite faune estuarienne.**

Des déformations squelettiques touchent une très forte proportion des spécimens de crevettes blanches des deux sexes, de toutes les classes de taille, dont les larves, pêchés pour cette étude. Elles semblent induire une mortalité deux fois plus forte pour les individus déformés, et qui perdure mue après mue, affectant certainement la dynamique de cette population. Ce phénomène peut avoir des origines multiples, tant biologiques (virus parasitisme, bactéries, etc) qu'anthropiques (pollutions diverses par métaux lourds, pesticides, PCB, nitrates, etc), mais encore très mal connues, bien que des études soient en cours.

L'étude sur les taux de mortalité des crevettes blanches, menée au CNPE du Blayais en 2006 et 2007, a mis en évidence une nette augmentation de ces derniers en 2006, en raison d'une défaillance prolongée du décolmatage basse pression sur un des tambours (Béguer *et al*, 2007). Cette accentuation d'une mortalité significative (au moins 2 fois plus forte, sans la basse pression) durant certaines années sur ce stock, en raison de défaillances techniques, s'avère fort dommageable. Tout comme pour d'autres espèces qui transitent aussi par ces systèmes de refroidissement. Des solutions à ces problèmes techniques ont été cependant apportées.

➤ **Les particularités méthodologiques en 2013**

- **Pour le champ large**

L'année 2013 a été marquée par plusieurs aléas climatiques et logistiques qui n'ont pas permis de réaliser l'ensemble des échantillonnages. Seules 250 stations sur les 288 ont pu être réalisées au total. Ainsi, il n'y a pas eu de campagne en mai, les transects 2 et 5 n'ont pas pu être échantillonnés en janvier, de même que la station 3 (Surface et Fond) en février

- **Pour le champ lointain**

La dimension et la représentativité des données de base de l'échantillon de pêcheurs coopératifs du système «Iristea» de suivi statistique des pêches sont dépendants de la bonne volonté et des réactions des pêcheurs professionnels. Ces dernières années, avec l'interdiction de la pêche de l'alose en 2008, le règlement européen sur l'anguille conduisant à des restrictions de pêche, les interdictions de pêche de l'anguille jaune et de l'alose feinte du fait de la contamination par les PCB, la contraction du marché de la lamproie, la baisse des chiffres d'affaires, les pêcheurs se sont braqués ou ont esquivé et seul le « noyau dur » de la population est encore accessible. L'échantillon est donc restreint; cependant **en 2013 il est remonté à 23 pêcheurs coopératifs pour une population presque identique à 2012 (110 pêcheurs ; échantillon de 21 %).**

La différence importante entre 2013 et 2012 est due au fait que **nous avons obtenu les données de deux pêcheurs coopératifs de notre réseau qui en avaient été absents en 2012, perdu un pêcheur coopératif décédé et recruté 4 nouveaux pêcheurs coopératifs.** Cela conduit en 2013 à un échantillon composé de 15 professionnels fluviaux et de 8 marins-pêcheurs pour des effectifs totaux des deux sous-populations presque équivalents et qui en représentent donc respectivement 29 % et 13 %.

Cet échantillon de 21 pêcheurs coopératifs est convenable en terme de représentativité des pêcheurs par métier par rapport aux échantillons généralement utilisés dans les enquêtes et sondages, dont la

qualité est souvent inconnue, à la différence de celui-ci, la recherche d'une « assurance qualité » étant un des fondements de la méthode.

En 2013, pour tous les métiers de pêche suivis, on obtient une proportion de pêcheurs coopératifs supérieure à celle des dernières années précédentes, variant de 12 à 31 % et de 100% pour le métier « Haveneaux », du fait qu'il n'y a plus que le pêcheur coopératif qui le pratique.

Les CPUE saisonnières et mensuelle de pêche ont été calculées en 2013 pour tous les métiers et ce pour les secteurs où la pêche a été significative. L'espèce la mieux suivie reste la lamproie marine, mais des progrès ont été réalisés pour l'anguille, au stade subadulte et au stade civelle, et les crevettes, ainsi que pour le maigre.

➤ Les résultats majeurs de l'année 2013 pour le champ large

Le peuplement observé en 2013 est très différent de ceux observés lors des années précédentes. La richesse spécifique est élevée, 27 espèces recensées (moyenne pluriannuelle de 22,6), proche du maximum de 2003. La composition spécifique est cependant marquée par une présence importante d'espèces d'eau douce (9 en 2013 contre 6 en 2012) et une occurrence moindre d'espèces marines par rapport aux années précédentes. Ces caractéristiques peuvent être mises en relation avec les fortes crues et le débit fluvial élevé de l'année. Le peuplement correspond cette année à un peuplement d'année humide.

- Après le minimum de 2011, l'abondance de 2013 se situe au niveau de la médiane pluriannuelle de la période 1981-2012 (182 ind/1000 m³) mais sans tout à fait rejoindre les niveaux de 2010 (187 ind/1000 m³) et reste encore loin de celui de 2009 (245 ind/1000 m³).

L'abondance annuelle moyenne des organismes sur l'ensemble des transects s'est bien reprise en 2012 avec 160 ind/1000 m³ d'eau filtrée, après le minimum historique de 2011 (101 individus/1000 m³). Dans un contexte hydrologique différent, l'abondance de l'année 2013 revient à une valeur au niveau de la médiane pluriannuelle (182 ind/1000m³). Elle est essentiellement liée à une abondance très importante des espèces résidentes et notamment de la crevette blanche.

- Les schémas classiques de répartition d'abondance, tant amont - aval que benthique - pélagique sont atypiques en 2013

En 2013 comme en 2012, la répartition des abondances totales par transect (Figure 18) s'écarte encore du classique gradient amont - aval régulier, observé historiquement, mais sans pour autant correspondre à la répartition observée durant les années 2003 à 2008, caractérisée par un maximum sur les transects médians. Ce patron correspond aux observations de 2013 pour les seules stations de surface. Par contre, pour les stations de fond, ce schéma disparaît totalement avec un maximum d'abondance sur le transect 4, puis 2 et 5. Globalement, les transects aval restent caractérisés par les espèces marines tandis que les transects plus amont sont plutôt fréquentés par les espèces résidentes, amphihalines et dulçaquicoles. Les fortes crues constatées en 2013 ont contrebalancé la tendance à la marinisation de l'estuaire observée depuis plusieurs années.

La répartition verticale des abondances (entre la couche d'eau du fond de l'estuaire et celle de la surface) est atypique en 2013. Si le patron s'avère conforme au schéma classique de l'ensemble de la période, malgré quelques années d'exception (2000-2002 et 2005), c'est à dire avec une dominance

très marquée de la composante benthique, les niveaux relatifs d'abondance sont notables. En effet, l'abondance moyenne globale en 2013 dans les stations de fond (325 ind/1000 m³) est plus de 8 fois supérieure à celle des stations de surface (39 ind/1000 m³). En 2013, ce rapport d'abondance entre les stations de fond et celles de surface (8,4) est le plus important de la série devant celui de 2009 (7). Il est à mettre en relation avec le « boum » de l'abondance de crevettes de 2013.

- l'abondance 2013 se caractérise, après une période de marinisation significative du peuplement, par une baisse relative des poissons marins au profit notamment des espèces résidentes.

La structure du peuplement est habituellement fortement dépendante de deux espèces très abondantes, le gobie buhotte et la crevette blanche, suivies de la crevette grise et du syngnathe, moins communs. L'année 2013 correspond peu ou prou à ce schéma-type hormis l'absence notable du syngnathe. Les abondances du sprat et surtout de l'anchois, qui structuraient fortement le peuplement ces dernières années, sont revenues à des valeurs plus proches de leurs médianes historiques.

Ainsi, l'abondance des espèces historiquement caractéristiques de l'estuaire –gobie, crevettes grise et blanche, civelle, flet et sole- a augmenté par rapport à 2012 tandis que l'abondance du sprat, de l'anchois, des bars et du maigre, espèces emblématique de la marinisation du système, a baissé en 2013. Ce « retour » à une situation médiane est à mettre en relation avec l'hydrologie propre de cette année marquée par de fortes crues au premier semestre et globalement une situation « humides » qui n'avait pas été relevée depuis 1996.

➤ Les résultats majeurs de l'année 2013 pour le champ lointain

- Les restrictions réglementaires et la pêche en 2013

Du fait des réglementations sur la pêche et la santé publique, **il n'y a pas eu de pêche ciblée de grande alose en 2013 ; la pêche de l'alose feinte, interdite dans les zones mixtes fluviales a été limitée à une taille supérieure à 40 cm dans l'estuaire et nous n'avons pas enregistré de données de pêche.**

La pêche de la civelle a été autorisée du 15 novembre 2012 au 15 avril 2013. Le quota alloué à l'Unité de Gestion Anguille Garonne, Dordogne, Charente, Seudre, Leyre, Arcachon pour les marins pêcheurs a été de 3740 kg pour la consommation et idem pour le repeuplement. Pour les professionnels fluviaux ce quota a été de 510 kg pour la consommation et idem pour le repeuplement ; la pêche s'est maintenue jusqu'en avril.

Compte tenu de l'ensemble des interdictions croisées, **la pêche de l'anguille a pu être pratiquée en 2013 en fin de printemps et en été sur l'ensemble du bassin de la Gironde sauf sur la Garonne entre Ambès et Le Tourne.**

- L'évolution du nombre de pêcheurs

Les **110 pêcheurs professionnels en activité en 2013** (contre 111 en 2012) comprennent 59 marins-pêcheurs (contre 57 en 2012) et 51 professionnels fluviaux (contre 54 en 2012) auxquels s'ajoutent 4 compagnons « ouvrier » et 1 compagnon « formation » alors que cette catégorie avait disparu ces dernières années.

Dans l'espace de deux décennies, entre 1982 et 2003, les effectifs de pêcheurs professionnels ont diminué de moitié. Depuis **2004** ces effectifs ont continué à fléchir régulièrement passant **de 176 pêcheurs professionnels à 167 en 2007 puis ils ont chuté à 141 en 2009 et 110 en 2013, soit une perte sèche de 30 pêcheurs professionnels sur les 3 dernières années avec stabilisation en 2013 et de plus du double sur les 10 dernières.**

L'effectif de marins-pêcheurs, après avoir diminué fortement entre 2011 et 2012, surtout dans le Quartier de Bordeaux, augmente légèrement en 2013 du fait d'un turn-over important dans le Quartier de Marennes. L'effectif de pêcheurs professionnels fluviaux, lui, continue de baisser depuis 2009 et passe de 54 à 51 pratiquants entre 2012 et 2013.

Sur les 5 dernières années, la descente des effectifs de marins-pêcheurs a été plus accentuée que celle des professionnels fluviaux mais cette tendance a cessé en 2013.

En 2013, il a été à nouveau délivré en zone mixte fluviale des fleuves Garonne, Dordogne et Isle, les 151 licences "Filet amateur" correspondant au quota alloué chaque année. Les attributions des autres types de licences se stabilisent après avoir diminué pendant plusieurs années. On compte 293 licences "Anguille" et "Petite Pêche" permettant de pêcher l'anguille aux nasses et lignes de fond, un peu plus qu'en 2012 et 1234 licences permettant d'utiliser le carrelet, un peu moins qu'en 2012.

- L'évolution des débarquements en poids et en valeur

Les débarquements sont passés en dessous de la barre des 1000 t au tout début des années 1990 pour la production totale et en dessous de la barre des 800 t pour la production professionnelle. Cette production professionnelle a fluctué ensuite autour des 600-700 t jusqu'en 2004 et elle a ensuite brusquement chuté en dessous des 400 t.

Les captures de toutes les espèces sauf celles de la lamproie marine et du maigre ont diminué entre les années 1980 et 2000. La pêche de la grande alose qui représentait dans le passé proche le plus fort tonnage, a été stoppée en 2008. On avait atteint cette année là, avec 153 t, le plus bas niveau de la production totale professionnelle et **on est remonté en 2009 à juste 300 t du fait d'une production exceptionnelle de lamproie, qui reste la plus élevée de toute la période de suivi. Depuis, on est passé en-dessous de la barre des 300 t pour descendre à 255 t en 2013, la bonne saison de maigre et la reprise de la pêche de l'anguille jaune depuis 2012 ne compensant pas la baisse des captures totales de lamproies et celle de crevettes.**

La production de civelle tourne autour de 5 t depuis 2009 incluse; elle est moitié moindre que celle des années précédentes 2006-2008. Du fait du prix des civelles, alors que les productions totales toutes espèces sont similaires, la valeur totale toutes espèces de ces années 2006-2008 est double des dernières 2009-2013.

Le haveneau pour la pêche de la crevette qui était, avec les bateaux grés, caractéristique de l'estuaire dans le passé, n'est plus utilisé que par un marin-pêcheur en 2013, qui a exercé sur les trois mois traditionnellement les plus productifs pour ce métier. **La production de la pêche professionnelle de crevettes dépend presque totalement du métier « Nasses ». Celui-ci s'était intensifié ces dernières années et le nombre de pêcheurs le pratiquant s'était maintenu du fait du report depuis les autres métiers en difficulté; mais il a diminué en 2012 et 2013, maintenant une production identique sur les deux années.**

En 2013, les « autres espèces » représentent la moitié en poids de la production totale des pêcheurs professionnels de Gironde, essentiellement avec le maigre qui est une espèce marine et qui ne mobilise que le quart des pêcheurs, des marins dont une partie seulement recherche une espèce amphihaline, la civelle. Les crevettes diminuent encore la place des amphihalins à juste 40 % de la production totale. Du fait de la civelle par contre, les amphihalins occupent 60% en valeur. La production de lamproie marine a baissé par rapport à 2012, la pêche de l'anguille jaune a été plus conséquente et celle des crevettes stagne.

Le **CA moyen par pêcheur** ne peut que diminuer en 2013 après être remonté les dernières années et il est très inégal entre pêcheurs, globalement entre professionnels fluviaux et marins.

➤ L'évolution des abondances spécifiques en 2013

- La tendance générale des espèces de migrateurs amphihalins reste à la diminution, sauf pour le stock de lamproie qui semble se maintenir

- Le stock de géniteurs de grande alose s'est effondré depuis 2005 inclus, avec dès 2005 une diminution de moitié des captures et de fortes baisses de fréquentation des frayères en 2006 et 2007, entraînant une décision de fermeture de sa pêche. En 2010 le nombre de géniteurs sur frayères avait augmenté mais restait très en-deçà du nombre comptabilisé antérieurement à 2006. En 2012 il est devenu particulièrement bas et il est juste remonté un peu en 2013, sans égaler le plus bas atteint en 2008. On observe une situation absolument identique au niveau des frayères. La brutale raréfaction de l'alose s'explique notamment par la baisse de recrutement en juvéniles provenant du bassin qui ne permet plus le renouvellement de la population. La densité d'alosons (juvéniles de moins de deux ans) déduite des pêches expérimentales du champ large s'est réduite progressivement depuis 1995 et elle est tombée à un niveau très bas depuis 2003 sans amélioration significative jusqu'en 2011. **Le léger mieux observé depuis 2009 (quelques dizaines d'individus pêchés au total sur l'année) n'a pas fait long feu.** La pollution (Lochet *et al*, 2008) et des phénomènes dépensatoires (baisse de fécondité) aggraveront aussi la situation précaire de ce stock (Rougier, 2010 ; Rougier *et al*, 2012).

- Pour l'alose feinte, l'absence globale d'un suivi halieutique spécifique ne permet pas de se prononcer sur l'évolution du stock de géniteurs de cette espèce. Cette espèce est redevenue une espèce cible en 2009 pour une quarantaine de pêcheurs après l'arrêt de la pêche de la grande alose, mais sa pêche a été stoppée en avril 2010 par une interdiction liée à la contamination par les PCB. **La situation de cette espèce qui s'était bien améliorée en 2000 et surtout en 2001, s'est fortement dégradée en 2003, comme celle de la grande alose (abondances quasi nulles durant cette année de canicule exceptionnelle).** Seul le léger sursaut en 2009 a quelque peu déparé de cette longue période, très mauvaise en terme d'abondance, jusqu'en 2011. Aussi la reprise soudaine et très importante des abondances d'alose feinte en 2012 s'est atténuée mais reste significative en 2013. Ceci s'avère un signe encourageant pour cette espèce.

- L'anguille, pour ses **stades civelle et anguille jaune**, montre au travers de la pêche professionnelle des signes de raréfaction maintenant chroniques à tous ses stades. Les captures de civelles sont limitées par des quotas depuis quelques années qui ont été atteints en 2012 et 2013 surtout, assez tôt dans la saison mais les captures totales n'atteignent pas 6 t. Les CPUE « Pibalour » sont restées depuis 2003 au niveau le plus bas jusqu'en 2011 avec une légère hausse en 2012 et 2013 mais due à un effort effectif qui a baissé de moitié chaque année. Les CPUE comme les captures du métier « Drossage » dans leurs soubresauts, n'ont guère changé le constat fait à partir du métier « Tamis », c'est à dire une diminution constante et très marquée cette dernière décennie de l'abondance de la civelle. Ces

dernières années, de 2011 à 2013, avec des captures totales quasi-nulles ou remontant à la tonne pour les deux métiers réunis, ces CPUE pourtant en hausse ne démontrent pas une reprise du stock.

Les interdictions de pêche de l'**anguille jaune** pour les mêmes raisons sanitaires que l'aloise feinte, ont masqué totalement les niveaux possibles de captures en 2009 et 2010 et partiellement en 2011 et 2012, où les efforts et les captures sont réapparues à un niveau significatif mais très bas comparativement à la période antérieure à 2010. Les captures ont un peu augmenté en 2013 mais on reste dans la stagnation au mieux.

En ce qui concerne les pêches expérimentales, la densité de civelle reste à un niveau plancher depuis 2000 et s'est encore enfoncée davantage depuis 2010 malgré un léger sursaut en 2013.

Une chute d'abondance très nette de l'anguille avait déjà été marquée de façon brutale, au début des années 1980, par la pêche de la civelle au tamis, métier de pêche prépondérant à cette époque. Depuis le début des années 1990, une diminution progressive d'abondance de l'espèce est observée, tant en ce qui concerne le stade civelle au travers de la pêche au tamis, au drossage en zone fluviale et au pibalour en estuaire qu'en ce qui concerne le stade jaune aux nasses. La pérennité de cette espèce semble compromise actuellement, malgré la mise en œuvre d'un règlement européen pour enrayer sa diminution et éviter sa disparition. L'importance et la diversité des facteurs de pression pouvant expliquer cette raréfaction face à la durée de son cycle, laissent peu d'espoir de régénération de sa population.

- Seule la lamproie marine, sans explication de ce contraste, se maintient à des niveaux élevés d'abondance malgré l'importance de son exploitation et la dégradation de ses habitats continentaux (assecs, pollutions de l'eau et des substrats). Bien que l'effort de pêche global baisse inéluctablement depuis plusieurs années, cette espèce doit être surveillée, d'autant que la lamproie fluviatile s'est raréfiée depuis bien longtemps alors qu'elle n'est pas (plus) ciblée par la pêche.

- Il y a très peu d'information sur le flet au niveau de la pêcherie et, en ce qui concerne le mulot, les pêcheurs qui le recherchent ponctuellement ou régulièrement ne relèvent pas de tendance particulière. Les suivis par pêche expérimentale dans le champ large montrent en 2011 une abondance du mulot bien supérieure à sa médiane pluriannuelle, en forte augmentation par rapport à 2009 et 2010. De même pour le flet dont l'indice d'abondance présente des fluctuations importantes mais se situe en 2013 au dessus de sa moyenne pluriannuelle. L'éperlan, quant à lui, a disparu depuis 2006.

-Les espèces résidentes en 2013

L'abondance des crevettes blanches, suivie par les pêches expérimentales, s'était maintenue de 2008 à 2010, au niveau de sa médiane pluriannuelle, après un minimum en 2007. La baisse sensible de 2011 est comblée en 2012 avec un retour vers ses maxima qui s'est poursuivi en 2013. **Le niveau de 2013 est même le plus élevé depuis 2003 et se situe parmi les plus élevées de la série** Cependant la tendance de ce stock, vue au travers des indicateurs halieutiques de la pêche aux nasses, semble par contre assez constante depuis le début des années 1990 mais on se trouve dans une situation assez similaire à celle de l'anguille jaune où il est difficile de statuer et la prudence s'impose. Il semble que la capture totale pour ces deux espèces devienne un indice d'abondance plus pertinent que la CPUE.

Ce contraste entre ces deux types d'indicateurs peut s'expliquer par : - l'existence de fortes variabilités interannuelles en lien avec la variabilité du contexte hydrologique, - la modification de la stratégie de reproduction de cette crevette (Béguer, 2009), - la stabilité de la fenêtre d'observation des densités par les pêches expérimentales (qui ne peut suivre les déplacements de population hors de celle-ci), limitant donc la représentativité de cet indicateur pour décrire la taille totale de la population, - le transfert constant et important d'effort de pêche des haveneaux vers les nasses durant les deux dernières décennies qui rend les indicateurs halieutiques moins représentatifs et explicatifs de la

tendance réelle du stock. Cependant l'importance des pressions directes subies par cette espèce (mortalité par pêche et par les filtrations du CNPE du Blayais, proie préférentielle des grands prédateurs estuariens, concurrence d'une espèce invasive proche, contamination), ainsi que les déformations squelettiques croissantes, rendent sa situation très précaire. Les crevettes et en particulier les crevettes blanches nécessitent une vigilance particulière, en tant que compartiment biologique central du réseau trophique estuarien.

Le gobie, qui avait aussi vu son abondance passer par un creux en 2007 avant d'atteindre un pic éphémère en 2009, a baissé en 2010, avant de plonger en 2011 sous le seuil de 2007. Comme la crevette blanche, le gobie voit son niveau d'abondance fortement progresser en 2012 et 2013 vers ses plus hautes valeurs. Même si cette espèce n'a pas d'intérêt halieutique, elle s'avère malgré tout importante, de par sa fonction d'espèce fourrage.

-Les espèces d'origine marine

Elles sont suivies de façon aléatoire au niveau des pêcheries, dans le champ lointain. Cependant les captures de maigres adultes et juvéniles au filet (métier dominant des pêcheurs estuariens) sont estimées en poids. Ces captures fluctuent fortement et peuvent varier du simple au double d'une année sur l'autre ; elles ont atteint les 100 t en 2013, en tenant compte des quelques pêcheurs estuariens qui utilisent les palangres, comme les Royannais qui pêchent dans le bas-estuaire et l'embouchure. La grande inconnue réside dans l'effectif de ces pêcheurs à la palangre qui n'est pas indiqué dans le rapport de Sourget et Biais (2009) pourtant axé sur la gestion durable de la pêcherie. Il est probable que le tonnage estimé pour la pêche au filet soit largement égalé par la pêche à la palangre.

Les captures professionnelles de soles au filet ne peuvent plus être recensées depuis 1999, faute de pêcheurs coopératifs les enregistrant, mais ces espèces paraissent actuellement peu ciblées, ou très peu capturée en estuaire.

L'augmentation notable en 2010 des captures par pêches expérimentales de juvéniles de maigres et de soles, ne s'est pas maintenue en 2011 et celles des bars ont également bien fléchi durant cette dernière année. Globalement, l'année 2013, **après une période de marinisation significative du peuplement**, se caractérise par un net reflux d'abondance des espèces marines par rapport à aux années précédentes **au profit notamment des espèces résidentes**. C'est particulièrement vrai pour l'anchois qui structurait significativement le peuplement depuis quelques années et dont l'abondance revient en 2013 à des valeurs plus médianes.

La présence, l'abondance et la répartition spatiale des espèces marines en milieu estuarien est largement influencée par les conditions environnementales, notamment thermiques et hydrologiques, entraînant une incursion plus ou moins élevée de ces espèces avec la pénétration saline et la présence de jeunes stades marins. Ce « retour » à une situation médiane est à mettre en relation avec l'hydrologie propre de cette année marquée par de fortes crues au premier semestre et globalement une situation « humides » qui n'avait pas été relevée depuis 1996.

Mais d'autres facteurs semblent aussi jouer, comme le démontre le syngnathe, espèce sans intérêt halieutique (du moins en Europe). Malgré une très timide reprise depuis 2009, il reste fort rare depuis huit ans, après avoir pourtant été jusqu'au début des années 2000 une espèce dominante, parfois même, comme en 2003, la plus abondante dans les suivis par pêche expérimentale.

-Les espèces d'origine dulçaquicole

Contrairement à 2012, 2013 est marquée par une présence importante d'espèces d'origine dulçaquicole (9 dont épinoche, brème, pseudorasbora,) au détriment des espèces marines. Et ce,

en contradiction avec le schéma général (Lobry *et al*, 2003). Cette présence accrue des espèces d'eau douce par rapport aux années précédentes est liée aux débits fluviaux élevés en 2013. Cependant, en terme d'abondance, ce groupe reste relativement marginal. Ainsi, malgré de fortes crues en 2013, on n'observe guère de changement pour l'épinoche par rapport à l'abondance observée en 2012, année pourtant très sèche.

➤ Des communautés biologiques estuariennes et des activités de pêche associées qui s'appauvrissent et se transforment

Même si la diversité faunistique conserve une relative stabilité sur les 30 dernières années, la tendance lourde à la baisse d'abondance se poursuit pour une grande partie des espèces de la communauté ichtyologique. Cette raréfaction très marquée concerne principalement les migrateurs amphihalins, dont les aloses et l'anguille, ainsi que l'éperlan (qui a d'ailleurs disparu de la Gironde depuis 2006). Mais elle affecte aussi plus cycliquement, avec des chutes parfois brutales certaines années suivies de pics aussi soudains (comme en 2013), des espèces dominantes de la petite faune circulante, telles que les crevettes blanches, les crevettes grises et le gobie (2011). Le syngnathe a lui quasiment disparu depuis 2006.

Bien que les espèces marines trouvent en année sèche des conditions plus favorables à leur pénétration dans l'estuaire (qui tend alors à se saliniser davantage), comme ce fut le cas notamment de 2003 à 2012 (excepté 2008), leur population n'augmente pas systématiquement (syngnathe et crevette grise ont fortement diminué). Elle a même reflué en 2013, année particulièrement humide. D'autres paramètres influent donc aussi sur la dynamique de ces populations estuarienne.

Il faut aussi souligner une variabilité d'abondance de plus en plus exacerbée, avec des fluctuations brusques d'un extrême à l'autre (à une année d'intervalle), comme en 2007, 2009 et 2011. Ces oscillations sont en halieutique les signes d'un état préoccupant des stocks.

Le fort déclin des espèces amphihalines et, plus ponctuellement et de façon plus variable, des espèces estuariennes, conduit à un réel changement du cortège piscicole de l'estuaire, qui s'appauvrit et donc se fragilise, devenant de plus en plus sensible aux fluctuations hydrologiques et tendanciellement de plus en plus dépendant des apports marins, ceci au détriment des activités de pêche traditionnelles, essentiellement axées sur les poissons migrateurs et les crevettes estuariennes.

Il n'est pas inutile non plus de relever l'importance du zooplancton gélatineux, parfois fort abondant en saison chaude dans l'estuaire de la Gironde. Des méduses de petite taille, *Blackfordia virginica* et *Nemopsis bachei*, ou plus grandes comme *Aurelia aurita* et *Rhizostoma pulmo*, colonisent alors l'estuaire jusqu'à l'amont de la zone suivie, de Maubert à Pauillac. Leur densité s'avère si forte, lors de leurs pics d'abondance, qu'elles rendent la pêche au filet quasiment impossible dans certaines zones. Toutes ces méduses (cnidaires), grands consommateurs de zoo- ou d'ichtyoplancton voire de jeunes poissons, doivent alors perturber l'équilibre trophique des peuplements estuariens.

INTRODUCTION

Le Centre Irstea (anciennement CEMAGREF) de Bordeaux a réalisé, à la demande d'Électricité de France (EDF), plusieurs études de référence de 1976 à 1978 suivies d'études de "surveillance" entre 1979 et 1981, de la faune piscicole de la pêche et de la production des principales espèces exploitées du bassin de la Gironde. Ceci avant la mise en service du Centre Nucléaire de Production du Blayais (CNPE du Blayais), utilisant les eaux filtrées de l'estuaire pour le refroidissement de ses unités de production.

À partir de 1982, Irstea a été chargé de la surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde (il s'agit en fait du système fluvio-estuarien de la Gironde) avec la mise en service du CNPE du Blayais. La convention du 10 juillet 1984 fixe le cadre général d'intervention, l'étude du champ moyen a été introduite en 1989 et celle du champ large en 1991, ceci après accord conjoint avec EDF. Ainsi, le programme de surveillance halieutique comprend deux volets :

- l'étude de la faune circulante dans le champ large de l'estuaire, c'est à dire entre Maubert et Pauillac (soit entre les points kilométriques 50 et 70), soumis plus directement aux effets des pompages et rejets ;
- l'évaluation de la production des principales espèces exploitées et un essai d'appréciation de l'évolution de leur abondance dans le champ lointain, c'est à dire l'ensemble du bassin de la Gironde, jusqu'en limite d'effet des marées.

Ce rapport annuel s'articule en trois parties :

- **une présentation générale du bassin de la Gironde et du contexte biologique et environnemental ;**
- **les résultats et une synthèse concernant le 1^{er} volet (champ large) pour l'année 2013 ;**
- **les résultats et une synthèse concernant le 2^{ème} volet (champ lointain) pour l'année 2013 (saison de pêche 2012-2013 pour la civelle et la lamproie marine) ;**

Pour éviter le renvoi à un rapport antérieur, la première partie est reprise à peu près intégralement d'une année sur l'autre, avec cependant les mises à jour nécessaires et complétée des caractéristiques particulières de l'année étudiée.

Ainsi le chapitre 1.4.1 concernant les débits fluviaux, développé à partir de l'année 2001 avec les données journalières de ces paramètres (transmises par le Grand Port Maritime de Bordeaux), est remis à jour chaque année avec les dernières chroniques. Il en va de même pour les chapitres concernant la climatologie (1.3) et les paramètres physico-chimiques (1.5).

Un glossaire des termes techniques complète ce rapport.

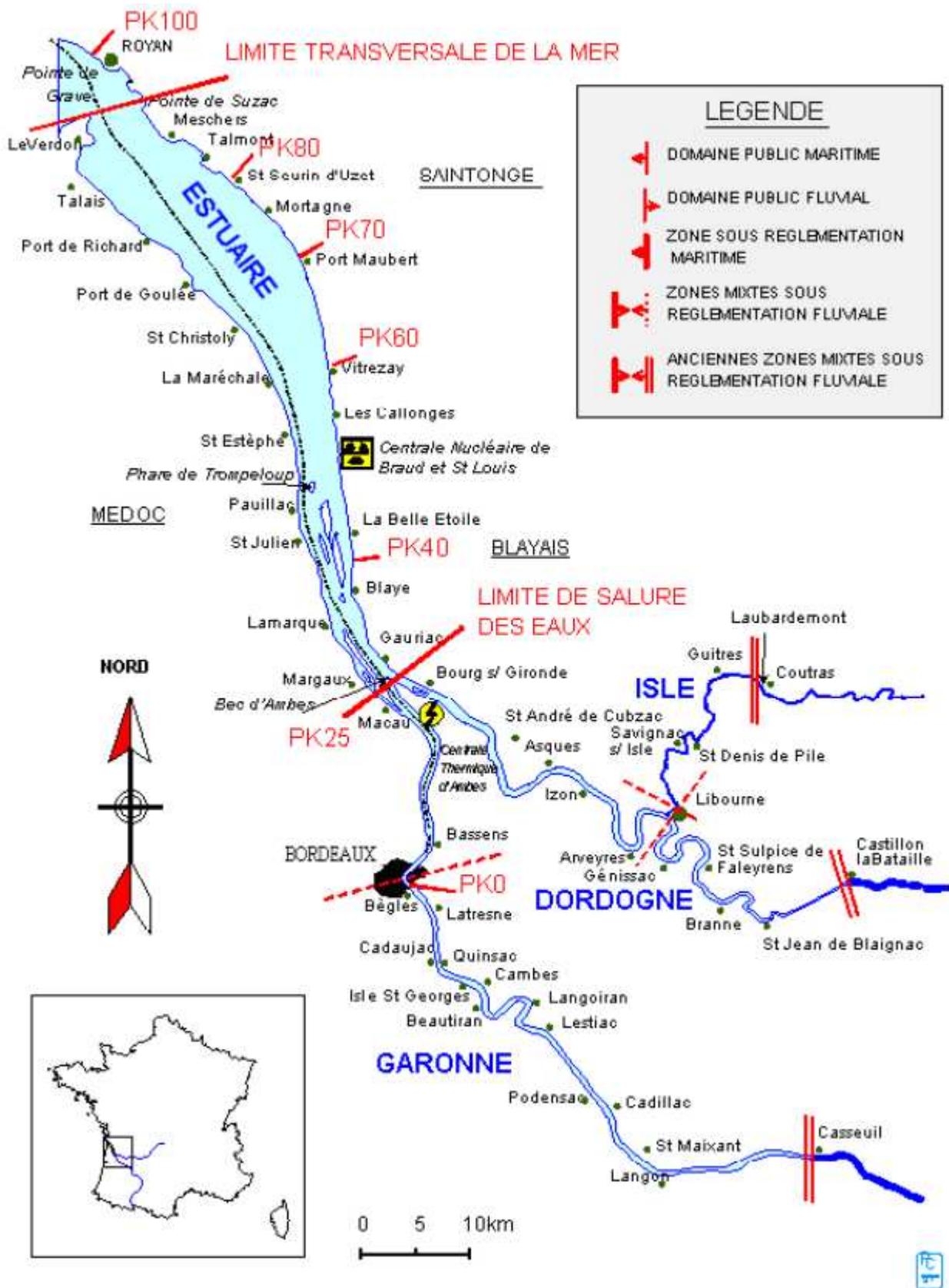


Figure 1. Limites géographiques et réglementaires du bassin de la Gironde

PREMIÈRE PARTIE

Présentation générale de l'environnement géographique, réglementaire, physique et biologique du bassin de la Gironde

1 L'ENVIRONNEMENT GÉOGRAPHIQUE, RÉGLEMENTAIRE ET PHYSIQUE

1.1 Délimitations géographiques et morphologiques

Le secteur d'étude, sur lequel se calque le **champ lointain**, défini en accord avec Électricité de France (EDF), a été déterminé sur des bases écologiques, halieutiques et réglementaires. Il correspond à la partie basse des **bassins de la Garonne et de la Dordogne** sous influence de la marée dynamique (partie tidale) et constitue un sous-bassin fluvio-estuarien qui s'étend sur 160 km environ. Il est formé de l'aval du fleuve Garonne (85 km), de l'aval de son affluent Dordogne (75 km) et de son tributaire l'Isle (31 km), de l'estuaire interne (73 km) qui résulte de leur jonction (figure 1).

Ce secteur d'étude a porté depuis l'origine différents noms (CTGREF, 1973 ; Castelnaud, 1978 ; Albigès *et al*, 1986 ; Elie *et al*, 1988) et nous retiendrons l'appellation de « système fluvio-estuarien de la Gironde » ou bien par souci de simplification et de concision « **bassin de la Gironde** » ou « Gironde » comme dans Castelnaud *et al*, (1994). En effet, bien que l'aval de la rive droite de l'estuaire appartienne au département de Charente-Maritime, le secteur d'étude se trouve pour l'essentiel dans le département de la Gironde.

Dans le cadre du suivi statistique des captures, le bassin de la Gironde est découpé en :

- une **section** estuarienne dénommée « **Estuaire** » (E) comprise entre la pointe de Grave / pointe de Suzac et le Bec d'Ambès ;
- une section fluviale dénommée « **Zone mixte fluviale** » (ZM) comprenant trois **compartiments** :
 - **Garonne** compris entre le Bec d'Ambès et Casseuil ;
 - **Dordogne** compris entre le bec d'Ambès et Castillon-la-Bataille ;
 - **Isle** compris entre Libourne et Laubardemont.

L'estuaire doux ou saumâtre, occupe à marée haute une superficie d'environ 625 km², ce qui en fait le plus grand d'Europe occidentale. Distantes de 2 km au Bec d'Ambès, les deux rives s'éloignent l'une de l'autre vers l'aval pour atteindre un écartement maximum de 11 km dans la région de Mortagne avant de se rapprocher au niveau de l'embouchure. Un contraste important existe entre les deux rives :

- la rive gauche, du **Médoc**, est formée de terrasses graveleuses, basses et faiblement ondulées, séparées du fleuve par une frange de sédiments fins,
- la rive droite, de **Saintonge**, est constituée d'une succession de formations calcaires, modelées en falaises par l'érosion fluviale, à l'exception d'une zone de marais s'étalant au nord de Blaye sur 30 km de long, 1 à 7 km de large et résultant de dépôts détritiques fins.

La morphologie de l'estuaire consiste schématiquement en 2 chenaux séparés par une succession d'îles ou de hauts fonds. Le chenal de navigation, profond de 7 à 35 m (sous le zéro hydrographique) longe la rive gauche alors que le chenal de Saintonge dont la profondeur varie entre 4 et 35 m longe la rive droite. Les parties fluviales tidales de Garonne et Dordogne, dulçaquicoles, présentent tous les caractères d'une rivière à méandres, avec un thalweg unique, des barres de méandres bordées de bourrelets alluviaux et un seul chenal.

1.2 Limites administratives et régime juridique sur la Gironde

La Gironde se trouve sur le **Domaine Public Fluvial**, séparé du Domaine Public Maritime par la **limite transversale de la mer** qui passe par la pointe de Grave et la pointe de Suzac (Figure 1).

L'Estuaire est compris entre la limite transversale de la mer, fixée par le décret du 26 août 1857, qui passe par la pointe de Grave et la pointe de Suzac (entre les ports de Royan en rive droite et du Verdon en rive gauche), et le point de cessation de salure des eaux, fixé par le décret du 6 septembre 1907 "au profit de sondage des ponts et chaussées" passant par le feu du Bec d'Ambès. **La réglementation de la pêche y est maritime et la circulation maritime.**

Ce sont les **Directions Départementales des Territoires et de la Mer** de Gironde et de Charente Maritime, services déconcentrés du Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (créés en janvier 2010), qui y assurent pour le compte du Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, la gestion et la police de la pêche, le contrôle de la navigation et de la sécurité. Seuls peuvent exercer dans l'estuaire les marins pêcheurs professionnels, les plaisanciers maritimes en bateau et les pêcheurs à pied maritimes.

La zone mixte fluviale de Garonne, Dordogne et Isle s'étend du point de cessation de salure des eaux jusqu'aux anciennes limites de l'Inscription maritime, c'est-à-dire "jusqu'ou le plus grand flot de mars se peut étendre", instituées par l'ordonnance du 22 septembre 1668. Ces limites sont constituées par :

- l'embouchure du Dropt à Casseuil sur la Garonne ;
- le pont de Castillon-la-Bataille sur la Dordogne ;
- le moulin de Laubardemont sur l'Isle.

De nouvelles limites des Affaires Maritimes ont été fixées à l'aval des premières par le décret 59-951 du 31 juillet 1959 ; elles sont constituées par :

- le pont de pierre de Bordeaux sur la Garonne ;
- le pont de pierre de Libourne sur la Dordogne ;
- le pont-route de Libourne sur l'Isle.

La réglementation de la pêche est fluviale à l'amont de la limite de cessation de salure des eaux sur l'ensemble de la zone mixte fluviale de Garonne, Dordogne et Isle ; la circulation est maritime jusqu'aux nouvelles limites des Affaires Maritimes et devient fluviale au-delà.

Ce sont la **les Directions Départementales des Territoires et de la Mer**, service déconcentré du Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt et le **Service Maritime et de Navigation de la Gironde**, service déconcentré du Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, qui assurent la police et la gestion de la pêche respectivement sur la zone mixte de la Garonne et sur la zone mixte de la Dordogne et de l'Isle. Des licences individuelles et annuelles payantes sont délivrées sur la zone mixte fluviale, en fonction des quotas en vigueur, aux pêcheurs professionnels fluviaux, à certains marins pêcheurs professionnels et aux pêcheurs amateurs aux filets et aux engins.

Le contrôle de la navigation et de la sécurité dépendent de la Direction Départementale des Territoires et de la Mer jusqu'aux nouvelles limites des Affaires Maritimes et au-delà, du Service Maritime et de Navigation de la Gironde, service extérieur du Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie.

1.3 Climatologie

L'Aquitaine, en raison de sa latitude et de la proximité de la mer, bénéficie d'un climat tempéré océanique dont l'amplitude thermique annuelle est modérée (14° C en moyenne).

Pour les précipitations, l'influence océanique est encore nette mais on note cependant la présence au nord du Bec d'Ambès d'une zone de faibles précipitations. Celle-ci se démarque d'une radiale de précipitations orientée nord-sud, localisée entre la Garonne et les étangs landais.

Il semble néanmoins que les chutes de pluie à l'échelon local aient peu d'impact sur le comportement des poissons en Gironde. Par contre, les précipitations sur l'ensemble du bassin versant jouent un rôle important, par leur influence sur le débit fluvial au niveau de l'estuaire. Ces débits sont variables suivant les régimes pluviométriques enregistrés sur les massifs montagneux encadrant le Bassin aquitain (Pyrénées centrales et occidentales, sud-ouest du Massif Central).

Les vents dominants soufflent du secteur ouest. Les vents peuvent agir directement sur le comportement des poissons. Ainsi, par exemple, celui du nord est réputé peu favorable à leurs déplacements, ce dont témoigne le proverbe local : "vent du nord, poisson dort".

On constate que le vent est plus fort à l'embouchure qu'à Bordeaux, et que les vents les plus violents soufflent en automne et en hiver. Ils engendrent à la surface de l'estuaire de courtes vagues qui peuvent s'amplifier en une forte houle, si leur direction s'y prête. Les vents de nord-ouest qui soufflent selon l'axe longitudinal de l'estuaire peuvent être à l'origine d'inondations par fort coefficient de marée.

Le climat de la région bordelaise se caractérise enfin par un nombre élevé de jours de brouillard (69 jours en moyenne par an, contre 40 au niveau national, d'après les données météorologiques actualisées en 2005). Brouillard et vent constituent deux obstacles majeurs à la pêche en Gironde. Le vent, générateur de houle, peut entraîner des modifications dans la répartition verticale des organismes biologiques.

Une série de données historiques de l'aéroport de Mérignac, concernant l'évolution du climat local (<http://www.meteo-bordeaux.fr/index.php>) permettent de visualiser le phénomène de réchauffement global, particulièrement marqué depuis deux décennies (Figure 2), ainsi que la sécheresse globale depuis 2001 malgré plusieurs années de précipitations supérieures à la moyenne (Figure 3).

Depuis le début du 20^{ième} siècle, les dix années les plus chaudes sont toutes postérieures à 1989 ! Depuis 1981, seules quatre années se situent en dessous de la moyenne 1921 - 2013 (13°C) et 29 au-dessus de celle-ci (Figure 2). Après une année 2011 qui surpasse les records de 1997 et 2003 avec une valeur de 15 °C, les années 2012 et 2013 se situent à des valeurs moins extrêmes de 13,9 °C et 13,6°C respectivement.

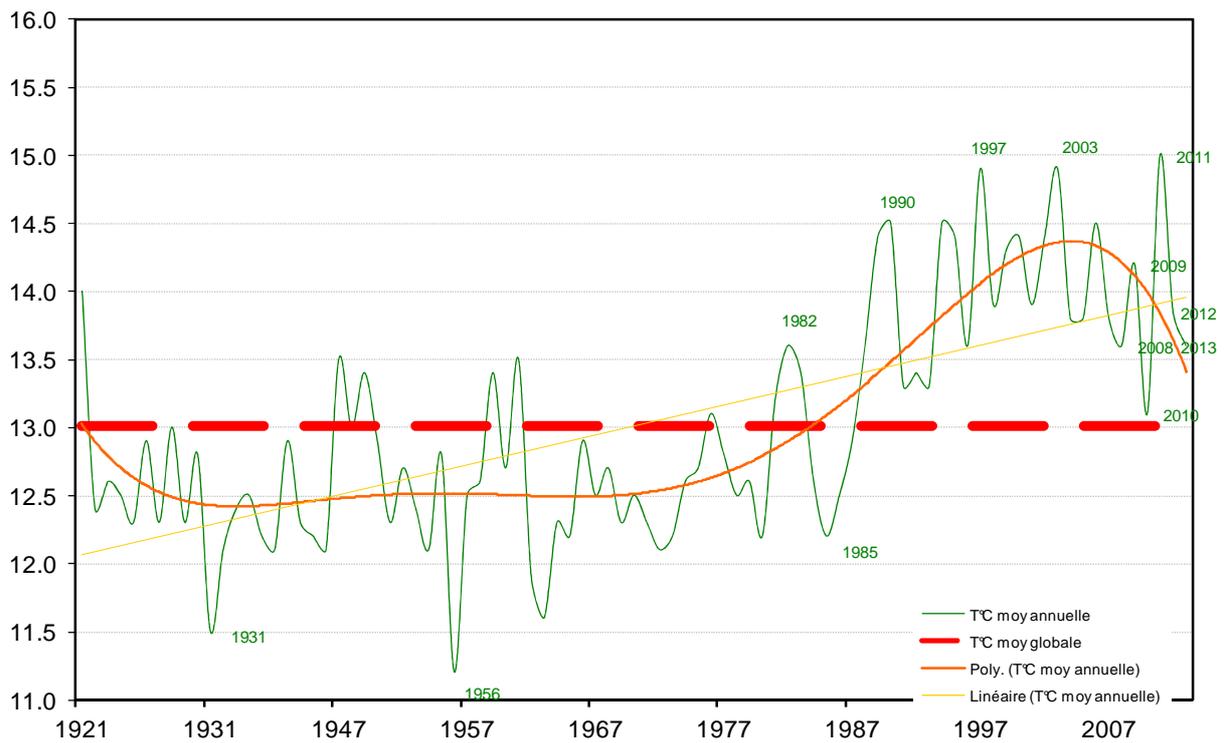


Figure 2. Évolution de la température annuelle moyenne à Mérignac de 1921 à 2013 (<http://www.meteo-bordeaux.fr/index.php>)

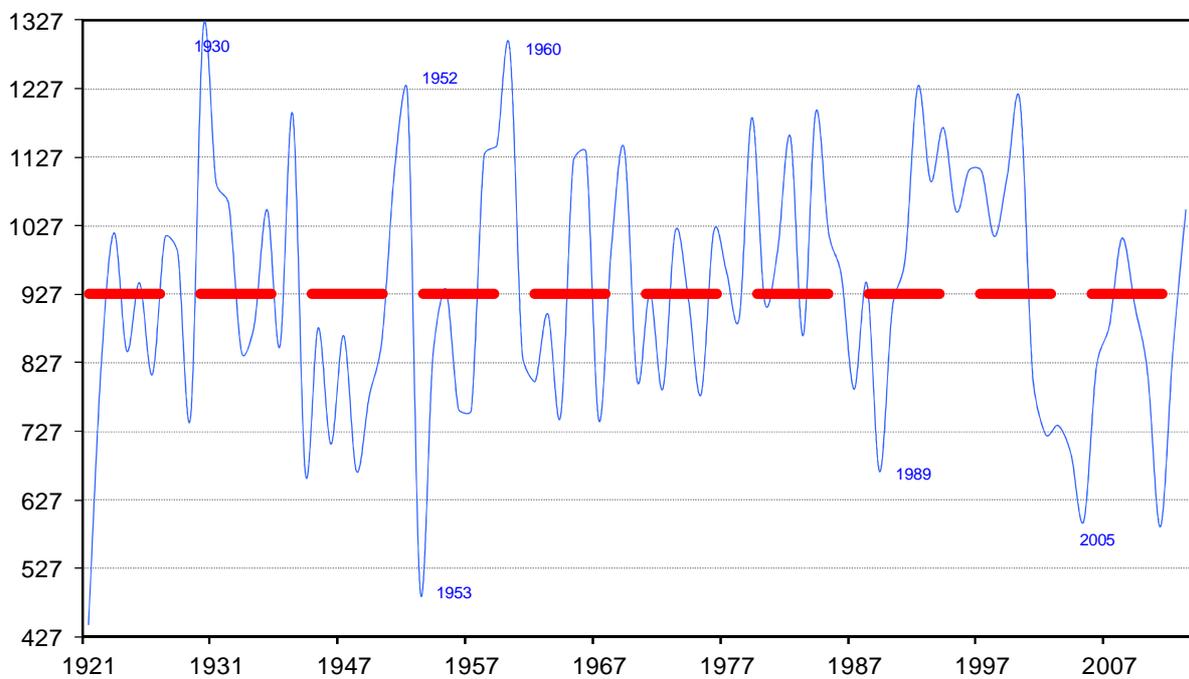


Figure 3. Évolution du cumul annuel des précipitations (en mm) à Mérignac depuis 1921. La moyenne pluriannuelle (1921 - 2013) est égale à 927 mm. (<http://www.meteo-bordeaux.fr/index.php>)

Depuis 2000, la pluviosité a considérablement baissé par rapport à sa moyenne pluriannuelle (1921-2013) de 927 mm/an de cumul annuel de précipitations (Figure 3). Le niveau de l'année 2005, la plus sèche depuis 1954, avec 596 mm/an a été dépassé en 2011 avec 588 mm/an (Figure 3) pour un total de 102 jours avec un cumul d'eau égal ou supérieur à 1mm (89 jours en 2005). Les années 2006 et 2007 s'avèrent moins extrêmes (resp. 821 et 880 mm/an), tout comme 2009, 2010 et 2012 (911, 812 et 847 mm/an), mais demeurent néanmoins bien inférieures à la moyenne pluriannuelle (Figure 3). L'année 2008 était jusqu'ici la seule depuis 2001 avec une pluviosité (de 1009 mm/an) supérieure à la moyenne - pour 136 jours de pluie – et faisait figure d'exception. Elle a été dépassée par 2013 (1050 mm/an et 138 jours de pluie) qui devient de fait l'année la plus humide depuis 2000. Ainsi, après une année 2011 exceptionnellement sèche et chaude, 2012 et 2013 s'avèrent donc nettement moins "extrêmes" (Figure 2 et Figure 3).

Cela s'accompagne d'une insolation bien moindre sur l'année. Ainsi, après les années 2009, 2011 et 2012, caractérisées par une forte insolation (respectivement 2252, 2039 et 2141 h/an), l'année 2013 s'avère nettement moins ensoleillée (2002 h/an) avec une insolation inférieure à moyenne annuelle sur la période 1949 – 2013 qui s'élève à 2066 h/an. Les années 2009 à 2011 restent les plus ensoleillées depuis plus de deux décennies.

1.4 Hydrodynamique

Les caractéristiques hydrologiques de l'estuaire en un point et un instant donnés dépendent de l'opposition, ou de la conjonction, de deux forces fondamentales : le débit fluvial et la marée.

1.4.1 Débit fluvial

L'estuaire de la Gironde subit les effets cumulés des deux systèmes hydrographiques de la Dordogne et de la Garonne.

La Garonne draine un bassin versant de 55.000 km². Le régime d'alimentation en est complexe : nival pour la Garonne jusqu'à Toulouse, pluvio-nival en aval de cette ville et pour les grands affluents en provenance du Massif Central (Lot et Tarn).

Le débit moyen de la Garonne (calculé à partir des données journalières du Grand Port Maritime de Bordeaux, GPMB, sur une période de 51 ans, 1960 – 2013), ou **module**, à La Réole est de 593 m³/s, et fluctue selon les années de 240 m³/s à près de 900 m³/s.

L'étude des débits mensuels montre qu'ils sont maximaux en janvier- février, mais parfois plus tard en mars-avril, voire en mai, ou encore en décembre. Ils dépassent souvent 2000 m³/s et atteignent au plus 3054 m³/s sur cette période. En général les débits moyens décroissent à partir de mars jusqu'à leur moyenne minimale centrée sur le mois d'août (60m³ en 2003), plus rarement de septembre, puis croissent à nouveau jusqu'en janvier.

La Garonne est parfois sujette à des crues spectaculaires au cours desquelles des débits de 10.000 m³/s ont été enregistrés (Marmande). Ces crues peuvent se révéler dévastatrices, en provoquant d'importantes inondations. Elles surviennent en particulier sur les axes à régime pluvio-nival quand la pluie et la fonte des neiges conjuguent leurs effets.

La Dordogne et ses affluents dont le régime est de type pluvial drainent un bassin versant d'environ 24 000 km² (Schäfer *et al*, 2002).

Pour une période de référence identique à celle de la Garonne (1960 – 2013), le débit moyen annuel de la Dordogne (sans ses affluents principaux dont l'Isle), ou **module, mesuré à Pessac, correspond à 331 m³/s**, avec un minimum de 189 m³/s et un maximum de 477 m³/s. Son débit moyen semble un peu plus régulier que celui de la Garonne, en raison du nombre élevé de barrages (29) sur son cours.

Le plus fort débit moyen mensuel s'observe, comme pour la Garonne, en janvier – février, dépassant parfois les 1.000 m³/s (maximum de 1479 m³/s). Si le plus faible débit moyen mensuel s'observe là encore en août (74 m³/s en 2003), et parfois en septembre, on constate que lors des mois d'étiage maximum (août-septembre), le débit de la Dordogne est proche de celui de la Garonne, et même quelquefois plus élevé, en raison de la régulation du débit par les nombreux barrages sur la première.

Pour la période 1960-2013, **le module global des deux fleuves (estimé au niveau de Pessac/Dordogne et de La Réole), apparait tendanciuellement en baisse depuis une dizaine d'année et correspond à 915 m³/s** (il était proche de 1000 m³/s, il y a 15 ans) même si le débit de l'année 2013 est supérieur à ce module. Les débits annuels oscillent entre 491 m³/s (2011) et 1315 m³/s (1994) (Figure 4). Le débit moyen mensuel, toujours sur cette période de référence, varie de 1477 et 1560 m³/s en janvier et février, à 134 m³/s en août.

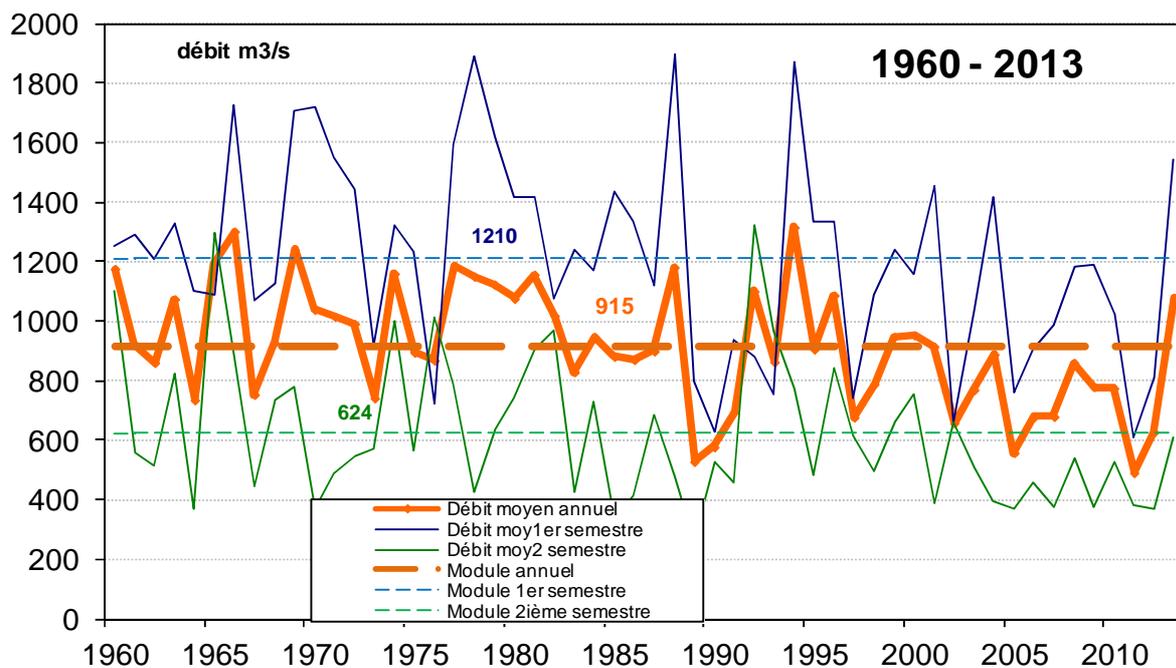


Figure 4. Débits moyens annuels et semestriels cumulés de la Garonne et de la Dordogne, de 1960 à 2013 (en pointillé leur moyenne globale, ou module, sur toute la période), calculés d'après les valeurs journalières du GPMB.

Les estimations des valeurs du débit liquide de ces deux fleuves publiées avant 1982 (Allen, 1972 ; Bonnefille, 1971 ; Migniot, 1971) sont sujettes à caution car les données historiques du Grand Port Maritime de Bordeaux (GPMB) ont été modifiées après cette date, suite à une réévaluation de la bathymétrie fluviale et des courbes de calibration, utilisées pour calculer les débits (Feral et Villeroth, 1982). De plus, les affluents à l'aval des stations de mesure de La Réole et Pessac, dont les principaux sont l'Isle et la Dronne pour la Dordogne, restent généralement ignorés. D'après Schäfer (2002), la non prise en compte de cette partie du bassin versant conduirait à une sous estimation de 15 % des débits réels de la Garonne et de la Dordogne (Tableau 1).

Nagy et Castaing (1990), dans leur revue des données historiques à ce sujet, avancent une sous estimation de ces dernières variant de 15 à 45 %.

Tableau 1. Débits moyens annuels de la Garonne et de la Dordogne, estimés par divers auteurs. Schäfer et al (2002) et qui prennent aussi en compte leurs affluents, en aval des stations de mesure des débits situées à Pessac et La Réole.

	Garonne (en m ³ /s)	Dordogne	Période considérée
MIGNIOT (1971)	620	270	
BONEFILLE (1971)	561	370	
ALLEN (1972)	444	322	1961-1970
SCHAFER et al. (2002)	649	448	1990-1999
Présent rapport	593	331	1960-2013

Les débits fluviaux quotidiens moyens (source GPMB) sont présentés pour les deux années 2013 et 2012, afin de mettre en évidence les fluctuations annuelles et saisonnières de ce paramètre, qui joue un rôle fondamental dans la distribution spatio-temporelle des peuplements ichtyologiques de l'estuaire. Les moyennes semestrielles et annuelles, ainsi que le module pluriannuel (1960-2012), établis sur la base d'une simple moyenne des valeurs journalières, servent de référence (Figure 5).

Depuis quinze ans, une tendance sèche semblait se maintenir avec un débit fluvial global (Garonne plus Dordogne) en décroissance (Figure 4). Celle-ci s'avère irrégulière et après un minimum en 2011 l'année 2012 et surtout l'année 2013 ont vu sa moyenne remonter quelque peu, atteignant 628 m³/s en 2012 et 1073 m³/s en 2013 (Figure 5). Cette valeur est supérieure au module pluriannuel (915 m³/s) (Figure 5).

Un déficit d'eau douce tout à fait exceptionnel a caractérisé l'année 2011, ce qui a renforcé considérablement la tendance à la sécheresse depuis 2003. Le premier semestre n'a connu qu'une très faible crue en mars, amorçant donc très tôt un étiage excessivement long et sévère cette année là. Les situations hydrologiques des années 2012 et 2013 se sont avérées plus contrastées sur le plan de la dynamique saisonnière. En particulier, **l'année 2013 est une année très humide notamment marquée par de fortes crues au premier semestre mais aussi une crue de fin d'année significative. Elle marque un retour à une situation non revue depuis 18 ans avec un excédant d'eau douce (moyenne annuelle supérieure au module pluriannuel).**

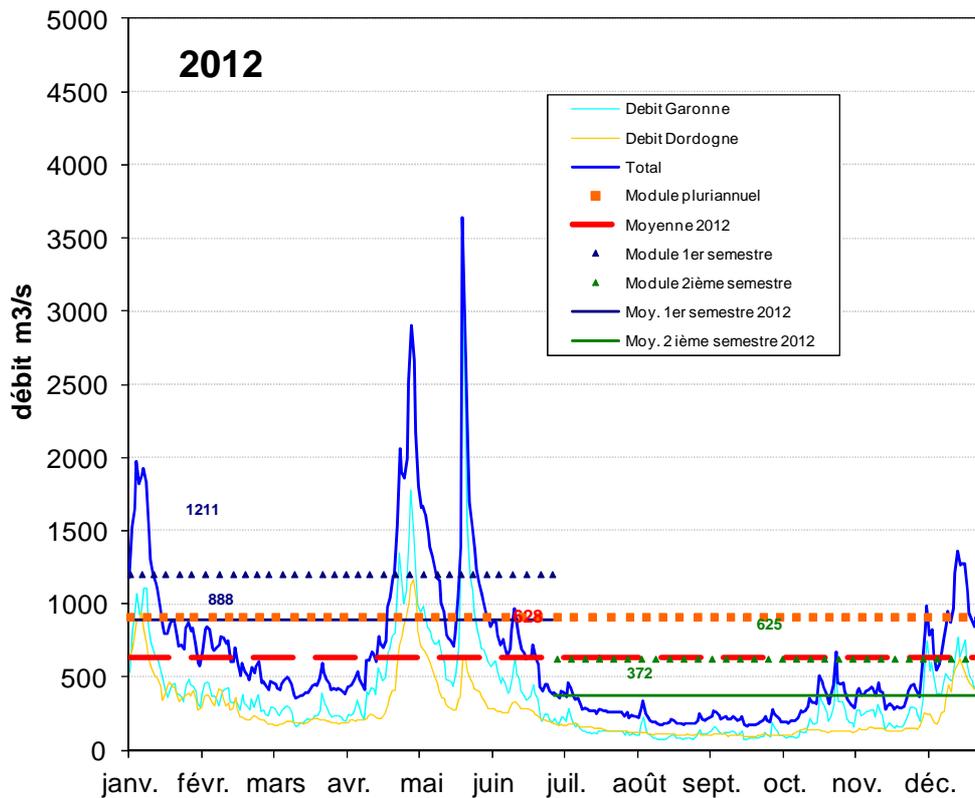
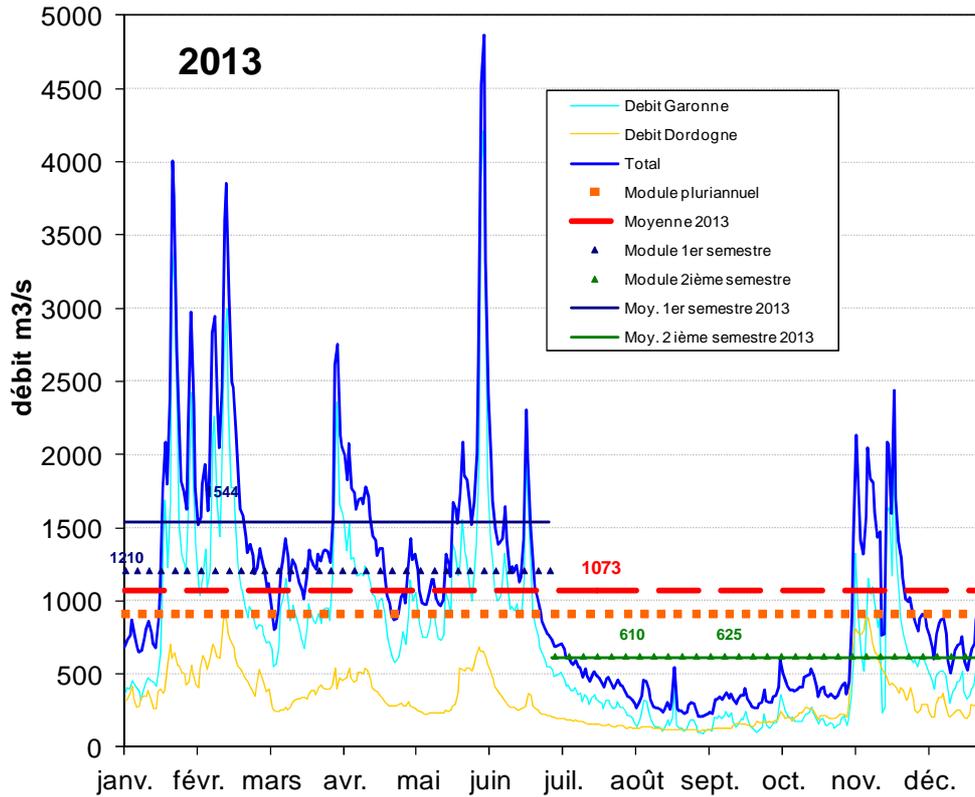


Figure 5. Débits journaliers de la Garonne et de la Dordogne (données journalières du GPMB, aux stations de Pessac et de La Réole) en 2011 et 2012, avec les moyennes annuelles et semestrielles du débit fluvial global. Les modules pluriannuels (1960-2012) par année et par semestre (pointillés) y figurent également.

1.4.2 Le phénomène de la marée dans le système fluvio-estuarien de la Gironde

La marée est un phénomène oscillatoire de transgression (flot ou marée montante) et de régression (jusant ou marée descendante) des eaux marines. Il existe en Gironde une marée de type semi-diurne soumise à un cycle de 12 h 25 min. Chaque marée est caractérisée par un coefficient d'amplitude, également oscillatoire, de période 14 jours, définissant des jours d'amplitude maximale (marées de vives eaux) et des jours d'amplitude minimale (marées de mortes eaux).

Le prisme de marée à l'embouchure, c'est-à-dire le volume d'eau marine introduit dans l'estuaire par le flot est d'environ $2 \times 10^9 \text{ m}^3$ en vives eaux et $1,1 \times 10^9 \text{ m}^3$ en mortes eaux. Ce volume décroît exponentiellement vers l'amont.

Le débit de l'intrusion de la masse d'eau marine dépasse largement les débits cumulés des deux fleuves (module pluriannuel égal à $918 \text{ m}^3/\text{s}$). Au niveau du CNPE du Blayais, ce débit varie entre 15.000 et $25.000 \text{ m}^3/\text{s}$.

Le marnage (différence de niveau entre pleine mer et basse mer) varie à l'embouchure de 1,5 m en mortes eaux à plus de 5 m en vives eaux (CTGREF, 1979). A Braud-et-Saint-Louis, nous avons relevé un marnage de 5,25 m en vives eaux et 2,10 m en mortes eaux. En amont du Bec d'Ambès, par suite du rétrécissement des fleuves, le marnage est plus important : il peut atteindre 5,5 m à Bordeaux en marée de vives eaux.

Outre le balancement des marées, leurs coefficients et les variations des débits fluviaux, les courants et les niveaux d'eau dépendent de la distance à l'embouchure.

Les courbes marégraphiques, symétriques à l'embouchure, deviennent de plus en plus dissymétriques vers l'amont au profit du jusant, qui peut durer 2 fois plus longtemps que le flot. Ainsi à Bordeaux, le jusant dure 8 h et le flot 4 h 25 en période de vives eaux (Figure 6). Au niveau du CNPE du Blayais, la durée du flot est de l'ordre de 5 h 30 en vives eaux alors qu'en période de mortes eaux, le flot dure 6 h environ. L'horaire et l'amplitude des marées peuvent être modifiés par la pression barométrique et par les vents selon leur force ou leur direction.

Les courbes de vitesse des courants présentent une dissymétrie s'accroissant vers l'amont, analogue à celle observée sur les courbes marégraphiques. L'inversion du sens du courant ne coïncide pas avec celle du sens de variation de la hauteur d'eau. Cette dernière, qui marque l'heure officielle de la marée, est suivie d'une période de transition, plus ou moins longue, appelée étale, au cours de laquelle l'inversion du courant s'établit. Dans l'estuaire, l'étale s'accompagne de modifications dans le comportement des poissons, mises à profit par les pêcheurs. L'inversion du courant est toujours plus rapide à proximité du rivage qu'au large.

Malgré leurs mouvements de va-et-vient, dus au balancement des marées, les masses d'eau finissent par dériver vers la mer à une vitesse moyenne de 10 à 25 cm/s.

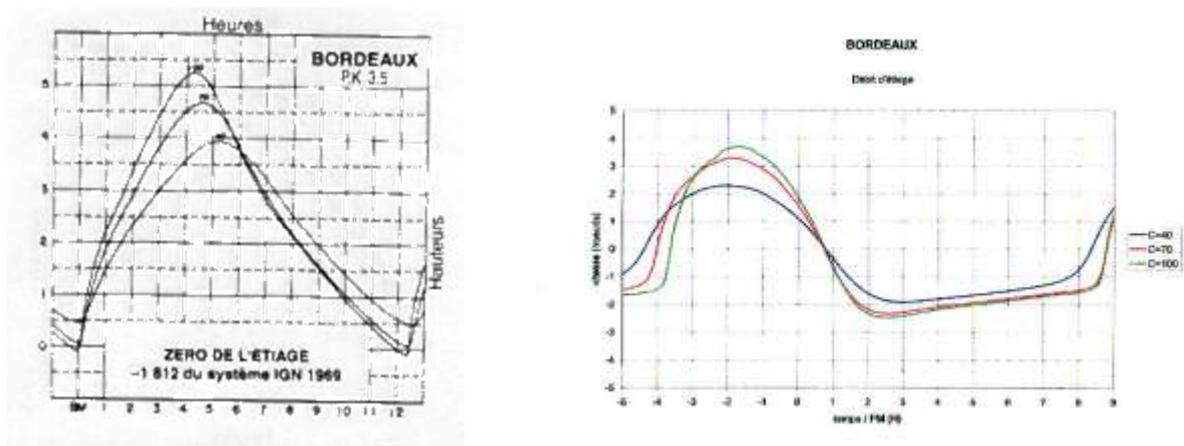


Figure 6. Courbe marégraphique et courbe de vitesse des courants à Bordeaux (Annuaire des marées 2007, GPMB de Bordeaux).

1.5 Paramètres physico-chimiques

L'eau de l'estuaire résulte du mélange d'eaux d'origine marine et fluviale; il s'ensuit que de nombreux paramètres abiotiques fluctuent au cours de la marée et selon le coefficient et la saison.

1.5.1 Salinité

1.5.1.1 Evolution générale

La salinité est certainement le facteur physique dont les variations sont les plus rapides. Elle varie au cours du temps selon :

- le cycle de marée, le maximum étant observé à l'étale de pleine mer, le minimum à l'étale de basse mer ;
- le coefficient de marée, le maximum atteint étant plus élevé lors des marées de vives eaux ;
- le débit fluvial, la valeur de la salinité dépendant du volume d'eau douce introduit dans l'estuaire.

1.5.1.2 L'intrusion saline

Le volume d'eau de mer entrant dans l'estuaire, opposé au débit fluvial venant du bassin versant, détermine un gradient longitudinal marquant l'étendue de l'intrusion saline. Ainsi, à l'étale de pleine mer d'une marée moyenne, la position du front de salinité 0,5 ‰, qui marque la limite amont de l'intrusion saline, oscille entre le Bec d'Ambès à l'étiage et le PK 55, lorsqu'une forte crue coïncide avec une marée de morte eau.

En fonction des conditions moyennes annuelles, l'estuaire peut être découpé en 3 secteurs (Rince, 1983) :

- secteur oligohalin : salinité moyenne comprise entre 0,5 et 5 ‰;
- secteur mésohalin : salinité moyenne comprise entre 5 et 18 ‰;

- secteur polyhalin : salinité moyenne comprise entre 18 et 30 ‰.

Sur l'estuaire, approximativement, la limite entre les zones oligo et mésohalines est située vers Pauillac (aux environs du PK 48) alors qu'on peut placer aux environs du PK 80 (vers Les Monards), la limite entre les secteurs méso et polyhalins. Toutefois, ces limites sont variables selon la saison. C'est ainsi qu'une station peut être en zone mésohaline l'hiver et polyhaline l'été. On pourra, pour une station particulière, donner une dominante nuancée par la tendance hivernale.

Ainsi, une zone pourra être qualifiée de mixomésohaline dans la mesure où elle appartient généralement au secteur mésohalin mais présente une tendance oligohaline en hiver.

La salinité est l'un des facteurs essentiels qui conditionne la présence, la répartition ou la disparition des espèces ou de certaines de leurs écophases, dans un estuaire. Ce découpage de l'estuaire en trois secteurs (poly-méso-oligohalin) correspondant à une division basée sur un paramètre abiotique, recouvre donc aussi une réalité biologique.

Outre son incidence sur l'évolution de la faune estuarienne, l'intrusion saline est à l'origine d'une circulation résiduelle distincte des courants de marée. Cette circulation résiduelle est liée à l'existence de gradients verticaux de densité dus au mélange incomplet des eaux douces et salées. Quand le brassage est faible, les eaux s'organisent en strates; les couches inférieures étant les plus denses et les plus salées (coin salé). Ce phénomène est particulièrement perceptible en période de crue et lors des marées de mortes eaux.

Très généralement, les courants résiduels sont dirigés vers l'amont au fond et vers l'aval en surface. Ils contribuent à maintenir au fond des masses d'eau qui autrement seraient entraînées vers l'aval par suite de la prédominance du débit de jusant sur celui de flot. L'intrusion saline, en engendrant une circulation résiduelle, agit donc indirectement sur la répartition et l'intensité des processus sédimentaires.

Comme le suggérait l'introduction, une classification des estuaires selon leur fonctionnement hydrologique est possible (Tableau 2).

Tableau 2. Classement de l'estuaire girondin (CNEXO, 1977)

Classifications	FORTS débits fluviaux (hiver et printemps)	FAIBLES débits fluviaux (été et automne)
PRITCHARD (1955)	Type B : coin salé avec marée	Type C : partiellement mélangé
HANSEN et ERRATTRAY (1967)	Type 2B : écoulement à 2 couches, stratification saline appréciable	Type 2A : écoulement à 2 couches, pas de stratification saline
BOWDEN (1967)	écoulement à 2 couches avec entrainement	écoulement à 2 couches avec mélange en vives eaux

L'intrusion saline joue évidemment un grand rôle dans ce classement, puisqu'elle est en relation directe avec les variations saisonnières du rapport entre le débit fluvial et le prisme de marée d'où résultent des modifications de la stratification saline.

En plus du gradient longitudinal et du gradient vertical, il existe en permanence un gradient transversal, lié à l'hydromorphologie de l'estuaire, qui se traduit par une plus forte dessalure des eaux de la rive droite par rapport à celle de la rive gauche.

Les relevés de salinité effectués depuis 1984 aux points E (point kilométrique 52) et K (pk 30), puis au point F (pk 67) montrent des fluctuations annuelles marquées au niveau des maxima moyens. Les valeurs élevées durant les années 2003-2007 (période d'années « sèches » caractérisées par de bas débits fluviaux, Figure 4), restent cependant inférieures à celles de la période sèche 1989 -1991 (Figure 4), en particulier au point K (Quintin et al, 2007). En 2009 et 2010, les salinités moyennes aux 3 points E, F et K ont été élevées (bas débit fluviaux durant le second semestre). En 2011, ces valeurs de salinité moyenne se sont encore renforcées aux points E et K (débits fluviaux réduits - Quintin et al, 2012). Par contre en 2012 et 2013, avec un renforcement des débits fluviaux, surtout au premier semestre, les salinités ont eu tendance à diminuer par rapport à 2011. Ainsi, comme en 2012 leur moyenne annuelle 2013 aux points E et K s'avère plus basse que l'année précédente, contrairement à celle du point F qui se renforce.

1.5.2 Température

En règle générale, les eaux fluviales sont plus chaudes l'été que les eaux océaniques et plus froides l'hiver. Outre les influences de la marée, de son coefficient et du débit fluvial, les variations de la température de l'air ont des répercussions sur l'évolution de la température de l'eau. Cependant, c'est l'amplitude saisonnière qui est la plus importante. De 1970 à 1975 elle a été en moyenne de 16°C (6,5° en janvier, 22,5° en juillet) et les températures extrêmes enregistrées ont été 0°C en janvier et 26°C en août.

Les variations diurnes sont en moyenne de 3°C et peuvent atteindre 5°C. Les variations spatiales s'organisent essentiellement selon un gradient longitudinal, dû à la différence de température entre les eaux fluviales et marines. Le mélange plus ou moins complet des eaux et l'ensoleillement déterminent également un gradient vertical. Enfin, des écarts de quelques degrés, difficilement explicables, peuvent être mesurés en l'espace de quelques dizaines de mètres.

De façon générale, depuis la fin des années 1970, une évolution marquée de la température de l'eau met clairement en évidence le phénomène de réchauffement global affectant aussi l'estuaire - qui serait d'environ 2°C au niveau du point E (au pk52) -, l'année 2012, bien qu'en légère régression par rapport à 2011, soutient cette tendance.

1.5.3 Oxygène dissous

La valeur de saturation en oxygène dissous (O_2) est une fonction globalement décroissante de la température et de la salinité.

La teneur effective en O_2 dissous se rapproche plus ou moins de cette valeur de saturation et varie dans le temps et dans l'espace en fonction des rythmes précités. La variation saisonnière est caractérisée par un minimum en été et un maximum en hiver. Au cours d'une marée, en un point donné, les fluctuations sont assez faibles (0,2 à 1 mg/l) dans l'estuaire à l'aval du bec d'Ambes (CNEXO, 1977 ; Castaing *et al*, 2006).

Les minima sont le plus souvent observés au lever du jour et les maxima entre 14 et 16 h. La teneur en O₂ dissous devrait suivre un gradient longitudinal : 11 mg/l à La Réole, 3,4 mg/l à Bordeaux, 5 à 8 mg/l au Verdon. La baisse enregistrée au niveau de Bordeaux est imputable aux apports du bassin versant auxquels s'additionnent les rejets industriels et urbains du secteur bordelais soumis à marée (CNEXO, 1977).

Pour l'estuaire aval, les plus faibles valeurs sont observées entre les PK 35 et 70 (entre Blaye et Maubert). Elles sont plus faibles en rive droite qu'en rive gauche. Il a même été observé un puits d'oxygène durant l'été 1976 au niveau de l'actuel CNPE du Blayais (26 % de la saturation). Dans la plupart des cas, se manifeste un gradient vertical et les teneurs mesurées en surface sont le plus souvent supérieures à celles mesurées au fond (CNEXO, 1977).

Dans l'estuaire fluvial de la Garonne aval, des phénomènes estivaux d'hypoxie ont déjà été relevés sur les stations de mesure en continu du réseau MAGEST, avec des valeurs tombant à 3 mg/l (Castaing *et al*, 2006 ; Arnaud, 2006). Ils peuvent engendrer des perturbations, voire des limites aux déplacements et à la répartition des peuplements de poissons.

Les années 2009 et 2010, plutôt sèches, montraient déjà une bonne oxygénation, en particulier dans la partie aval de l'estuaire salé (pk52 et 67), avec des valeurs moyennes au point E (pk52) se situant autour de 88,2 % du taux de saturation, donc entre celles de l'aval (point F, au pk 67 : 89,9%) et de l'amont (point K, au pk 30 : 82,9 %) (Quintin *et al*, 2011). En 2011, l'oxygénation s'avère excellente et maximale depuis le début des suivis, avec : 90,9 %, 82 %, et 79,6 aux stations F, E et K (Quintin *et al*, 2012). En 2012 et 2013, l'oxygénation est restée encore élevée, vu la position très amont du bouchon vaseux, avec des moyennes annuelles aux stations F, E et K, situées entre 75 et plus de 90 %.

1.5.4 pH

On constate généralement que le pH en un point donné de l'estuaire augmente avec le flot. Il augmente également d'amont en aval. Ces deux phénomènes correspondent à une pénétration d'eaux marines salées, plus alcalines que les eaux douces (CNEXO, 1977).

Sur un cycle de marée, les variations de pH sont faibles (2 à 3/10 d'unités ph). Sur le cycle annuel, le pH augmente avec la diminution du débit fluvial. Le caractère alcalin estival peut aussi être attribué à une activité photosynthétique du phytoplancton plus importante.

Pour l'ensemble des stations estuariennes inventoriées en 1975-1976 lors de l'étude écologique du site du Blayais, le ph a varié entre 7,4 et 8,5 (CNEXO, 1977).

Au cours de l'année 2012 (mai à novembre), le pH a varié sur les trois stations F, E, K (situés au pk 67, 52 et 30) respectivement entre 7,06 et 8,23 ; 7,08 et 8,33 et enfin 7,01 et 8,16.

1.5.5 Turbidité et matières en suspension (M.E.S.)

Seuls les plus fins des éléments véhiculés par les rivières (éléments en suspension et sables charriés) parviennent à l'estuaire. Le GPMB (Grand Port Maritime de Bordeaux) évalue les apports annuels de matières en suspension des deux fleuves de 1,5 à 3 millions de tonnes. Une étude de Schäfer et al,

(2002) donne une valeur moyenne de 3,24 millions de tonnes pour la décade 1990 – 1999, avec des fluctuations sensibles de 0,93 à 7,71 millions de tonnes. Les contributions relatives Garonne - Dordogne s'établiraient respectivement à 74 % et 26% sur cette période.

Toute particule qui se décante dans la partie amont de l'intrusion saline a tendance à être ramenée vers l'amont par suite de la direction de l'écoulement résiduel de fond.

L'existence de tels courants entraîne donc un piégeage et une concentration de particules fines appelées "bouchon vaseux". Le bouchon vaseux, situé au niveau amont de l'intrusion saline, s'étend sur plusieurs dizaines de kilomètres et se déplace comme le front de salinité. Il est situé en aval du point nodal principal (point en amont duquel il n'y a plus de courant de fond dirigé vers l'amont) et sa position intéresse directement la zone du CNPE du Blayais. De par sa présence quasi permanente dans ce secteur, on peut s'attendre à une réduction, voire peut être à une annulation de l'influence du rythme nyctéméral sur la distribution des organismes vivants.

En résumé, la turbidité est plus élevée au fond qu'en surface (10 g/l contre 1 g/l en moyenne). Par endroits, des lentilles d'eau extrêmement turbides peuvent se former (jusqu'à 400 g/l) : on parle de crème de vase. Les deux principaux maxima de turbidité observés se déplacent saisonnièrement en fonction de l'importance du débit fluvial, qui module également leur extension (Sottolichio et Castaing 1999).

Les fortes crues du printemps repoussent le bouchon vaseux vers la mer, voire l'éjectent certaines années, et il remonte ensuite très en amont, lors de l'étiage. Si les crues printanières de 2012 ne se sont pas montrées assez fortes pour cela, celles de 2013 ont presque réussi.

Outre les sédiments fins, les eaux transportent des débris, essentiellement d'origine végétale, auxquels les pêcheurs donnent le nom de "bourrier". La plupart du temps, ce sont des feuilles plus ou moins décomposées ainsi que des brindilles et de l'herbe, plus quelques petits morceaux de plastique. Les déchets végétaux très décomposés et réduit en petits éléments de quelques millimètres, de couleur sombre presque noire, sont appelés « sare » par les pêcheurs. En période de crue, les quantités de bourrier transportées sont plus importantes et des éléments plus gros (branches, troncs) peuvent aussi être charriés par l'estuaire.

Des évaluations qualitatives et quantitatives de ces déchets végétaux en suspension ont été réalisées par le Cemagref, pour le compte du CNPE du Blayais, en 2003 et 2004 dans le secteur amont des prises d'eau du CNPE du Blayais. Les estimations de « bourrier » en suspension varient entre 1,1 kg/1000 m³ et 8,7 kg/1000 m³ d'eau filtrés au maximum (respectivement en 2004 et 2003).

Ces quantités semblent liées à l'amplitude du coefficient de marée, avec les valeurs maximales à 250 m de la rive (Lepage et al, 2003; Girardin et al, 2004).

2 Présentation des espèces et rôle biologique de l'estuaire

Les poissons et les crustacés benthodémersaux et pélagiques du système fluvio-estuarien de la Gironde peuvent être classés en plusieurs groupes en fonction de leur biologie et en fonction de leur plus ou moins grand attachement au milieu estuarien (Elie *et al*, 1983 a ; Lobry *et al*, 2003).

2.1 Les espèces résidentes

Ce cortège faunistique est composé d'un petit nombre d'espèces euryhalines et eurythermes qui accomplissent l'ensemble de leur cycle biologique dans le système fluvio-estuarien. Nous en avons rencontré deux représentants : un crustacé décapode *Natantia*, la crevette blanche *Palaemon longirostris* et un poisson téléostéen Gobiidé (ou gobie) *Pomatoschistus minutus*. Deux autres espèces résidentes sont aussi parfois mélangées à ces dernières, à savoir une crevette blanche invasive (*P. macrodactylus*) et un autre gobie (*P. minutus*). Une autre crevette est résidente de l'estuaire (*Palaemonetes varians*), mais n'est pas représentée dans nos échantillons car plutôt inféodée aux marais latéraux. Toutefois, nous la signalons car elle participe de façon importante (support trophique) à la chaîne alimentaire de l'estuaire amont et des zones humides annexes.

2.2 Les espèces amphihalines

Celles-ci sont représentées par les migrateurs qui changent au moins deux fois de milieu vital, au cours de leur cycle de vie.

Nous pouvons distinguer chez ce contingent faunistique trois grandes catégories :

- **des espèces dont l'ampleur de la migration dans l'espace est relativement courte :**
 - l'éperlan *Osmerus eperlanus* qui pond à la limite amont de la marée dynamique et qui ne s'éloigne pas beaucoup de l'estuaire externe ;
 - le mulot *Liza ramada* possède, lui, une aire de ponte estuarienne et peut pénétrer bien au delà des limites de la marée dynamique en milieu fluvial;
- **des espèces dont l'ampleur de la migration dans l'espace est moyenne :**
 - le flet *Platichthys flesus* dont l'aire de ponte (en mer) est située sur l'isobathe marin des 30 mètres et qui peut coloniser la partie basse et moyenne des bassins versants¹.
- **des espèces dont l'ampleur de la migration dans l'espace est très importante :**
 - la lamproie fluviatile *Lampetra fluviatilis* dont on connaît la situation des aires de ponte (bassin versant) mais dont on ne connaît pas l'aire d'extension aval en mer, qui dépend du poisson support ;
 - la lamproie marine *Petromyzon marinus* dont on ne connaît, comme la précédente, que la partie continentale du cycle biologique ;
 - la grande alose *Alosa alosa* et l'alose feinte *Alosa fallax* dont on connaît presque exclusivement la seule partie continentale de son écologie ; la phase juvénile de ces deux espèces a fait l'objet de travaux de recherche importants (Taverny, 1991 ; Taverny et Elie 2001 a et b, Lochet, 2006) ;
 - l'anguille *Anguilla anguilla*, poisson au cycle complexe dont l'aire de répartition est très vaste (mer des Sargasses, Océan Atlantique, continent européen et nord-africain) ; cette espèce est capable de coloniser le haut des bassins versants (zone à

¹ Le caractère amphihalal du flet serait en fait facultatif et variable selon les milieux (Daverat *et al*, 2012).

salmonidés). Au niveau européen d'importants programmes de recherche, associés à une réglementation beaucoup plus restrictive, sont mis en place.

Dans cette catégorie nous pouvons également classer la truite de mer *Salmo trutta trutta*, le saumon atlantique *Salmo salar* et l'esturgeon *Acipenser sturio* qui ne sont pas, ou très exceptionnellement, capturés lors de nos prélèvements.

2.3 Les espèces euryhalines

Ces espèces peuvent avoir deux origines, l'une marine, l'autre fluviale.

- **Les espèces euryhalines d'origine marine :**

Elles ne pénètrent dans les estuaires qu'à l'occasion de certaines écophases de leur cycle biologique et ont une aire de répartition vers l'aval, d'ampleur très variable.

- Espèces fréquentes:

- La crevette grise *Crangon crangon*
- Le syngnathe *Syngnathus rostellatus*
- Le sprat *Sprattus sprattus*
- Les bars *Dicentrarchus labrax* et *D. punctatus*
- L'anchois *Engraulis encrasicolus*
- Les soles *Solea solea* et *S. senegalensis*
- Le maigre *Argyrosomus regius*

- **Les espèces euryhalines d'origine fluviale :**

- Espèces fréquentes:

- L'épinoche *Gasterosteus aculeatus*
- La carpe *Cyprinus carpio*
- La brème *Abramis brama*
- La gambusie *Gambusia affinis*
- Le sandre *Stizostedion lucioperca*
- La perche soleil *Eupomotis gibbosus*

Mis à part l'épinoche *Gasterosteus aculeatus* que l'on peut qualifier d'espèce euryhaline d'origine latéro-estuarienne (inféodée surtout aux bordures d'estuaires et aux marais annexes), ce dernier cortège faunistique, dont les espèces sont rares (Mourand, 2000) dans la zone des transects (Figure 8), n'a été pris en compte dans nos résultats qu'à partir de l'année 2000. Mais toutes ces données ont cependant été intégrées dans la base de données « GIRPOISS ».

La liste ci-dessus des espèces euryhalines n'est pas exhaustive. En effet, le relevé faunistique établi pour l'estuaire, dans le cadre de ce suivi halieutique mené depuis 1981, en compte 28 d'origine marine et 17 d'origine fluviale (Tableau 4).

2.4 Rôle biologique de l'estuaire

Si, pour les espèces résidentes, l'estuaire représente le support vital de tout le déroulement de leur cycle biologique, il prend pour les autres une importance capitale durant des écophases particulières,

de durée plus ou moins longue. Du fait de sa haute productivité et de sa situation privilégiée par rapport à l'ensemble du bassin versant, le rôle de l'estuaire est multiple et primordial.

- **Pour les espèces amphihalines** il est :
 - un lieu de passage obligatoire pour les migrations de montaison ou d'avalaison, qu'elles soient génésique, trophique ou colonisatrice,
 - un lieu de préparation physiologique aux migrations,
 - un lieu de sédentarisation de certaines fractions de population,
 - un lieu d'alimentation durant des écophases particulières.

- **Pour les espèces euryhalines d'origine marine** il est un site privilégié servant de support trophique aux fractions juvéniles des populations (**nourricerie**).

Le maintien de la productivité de ce lieu permettant la vie de multiples espèces, passe par l'intégrité des facteurs suivants :

- flux de sels minéraux et des matières organiques d'origine fluviale et marine,
- support hydrologique favorable et donc, entre autres, absence de polluant chimique,
- support sédimentaire propre à l'établissement des communautés benthiques les plus productives (*néreïs*, scrobiculaire, oligochètes, *corophium*). La fraction fine des éléments du substrat est indispensable au maintien de ces peuplements (vasières latérales),
- surface d'estran importante, permettant, d'une part, l'installation de peuplements productifs dans les zones latérales les plus élevées qui demeurent naturelles et, d'autre part, un drainage des matières organiques particulières vers les zones d'alimentation des juvéniles,
- zones latérales en mode abrité, ce qui implique la non perturbation de ces milieux.

Il faut enfin souligner qu'un estuaire ne se limite pas son rôle de soutien de la richesse locale des peuplements, mais il contribue également de façon importante à enrichir les ressources benthodémersales de la marge continentale.

DEUXIEME PARTIE

Etude de la faune circulante aux abords du Centre Nucléaire de Production d'Electricité du Blayais

La vie dans les grands estuaires est soumise à de nombreuses fluctuations, d'amplitude et de fréquence variables dont certaines sont liées à des rythmes majeurs (saison, marée, nyctémère). Ces rythmes interviennent par l'intermédiaire de facteurs abiotiques : - température, luminosité, débit et salinité pour le rythme des saisons ; - courantologie, turbidité, salinité, pH pour le rythme tidal ; - luminosité et pH pour le rythme circadien. Ces variations conduisent à des conditions environnementales fluctuantes caractéristiques des zones estuariennes où peu de paramètres sont constants, mais où la plupart des fluctuations sont cycliques. On assiste ainsi à une succession de déplacements et de migrations de populations ou de fractions de populations conditionnés par ces grands rythmes à différentes échelles de temps.

Les travaux menés par Irstea (anciennement Cemagref) sur l'ichtyofaune de l'estuaire de la Gironde depuis 1977 permettent de dégager un schéma simplifié des événements pouvant survenir au cours d'une année et d'identifier les facteurs liés à ces événements et entraînant des modifications. Ce schéma qu'il convient encore de rendre plus robuste en poursuivant l'analyse des sources de variabilité, peut d'ores et déjà servir de référentiel de fonctionnement. Il permet de mieux détecter les phénomènes fortement atypiques et d'en rechercher les causes. Le suivi halieutique constitue une base de connaissances qui peut s'intégrer dans un tableau de bord original des populations de poissons de l'estuaire.

3 MÉTHODOLOGIE ADOPTÉE

3.1 Les campagnes de prélèvements

Cette partie de la surveillance repose sur des campagnes de pêche d'échantillonnages réalisées tout au long de l'année selon une fréquence mensuelle. Ces campagnes concernent la faune circulante aux abords du Centre Nucléaire de Production d'Électricité du Blayais (CNPE du Blayais), plus particulièrement les juvéniles des espèces d'intérêt halieutique (espèces migratrices amphihalines et espèces euryhalines d'origine marine ou dulçaquicole) et les petites espèces inféodées fortement au système fluvio-estuarien de la Gironde, qu'elles soient résidentes ou migratrices, d'intérêt halieutique direct ou indirect.

Les échantillons de faune font l'objet d'une analyse en termes de fréquence et d'abondance des diverses composantes biologiques de la faune circulante dans les différentes situations spatiale et temporelle de nos interventions.

Il a été convenu depuis le suivi concernant l'année 1992 de considérer plus précisément la situation et les évolutions de **8 espèces représentatives de la petite faune de l'estuaire : le gobie buhotte, la crevette blanche, la grande alose, l'alose feinte, l'anguille, l'éperlan, le syngnathe et l'épinoche.**

3.1.1 Localisation des interventions

Le "champ large" correspond à l'aire d'extension maximale de la tache thermique issue du rejet du CNPE du Blayais et aux zones voisines. Les échantillonnages sont réalisés le long de 4 transects dont les situations géographiques sont conformes à la Figure 7 et référencés :

- 2 (Port Maubert rive droite - Les Pieux rive gauche au PK 70)
- 3 (Port de Conac rive droite - Port de Lamena rive gauche)

- 4 (2 km en aval du CNPE au PK 57 de la rive droite et matérialisé en rive gauche par la bouée verte n° 37)
- 5 (Port de Freneau rive droite - Port de Pauillac rive gauche).

Chaque transect comprend 3 stations de surface, une près de la rive Saintonge, une sur l'axe médian de l'estuaire et la dernière près de la rive Médoc, ainsi que 3 stations de fond distribuées de la même façon (Figure 7).

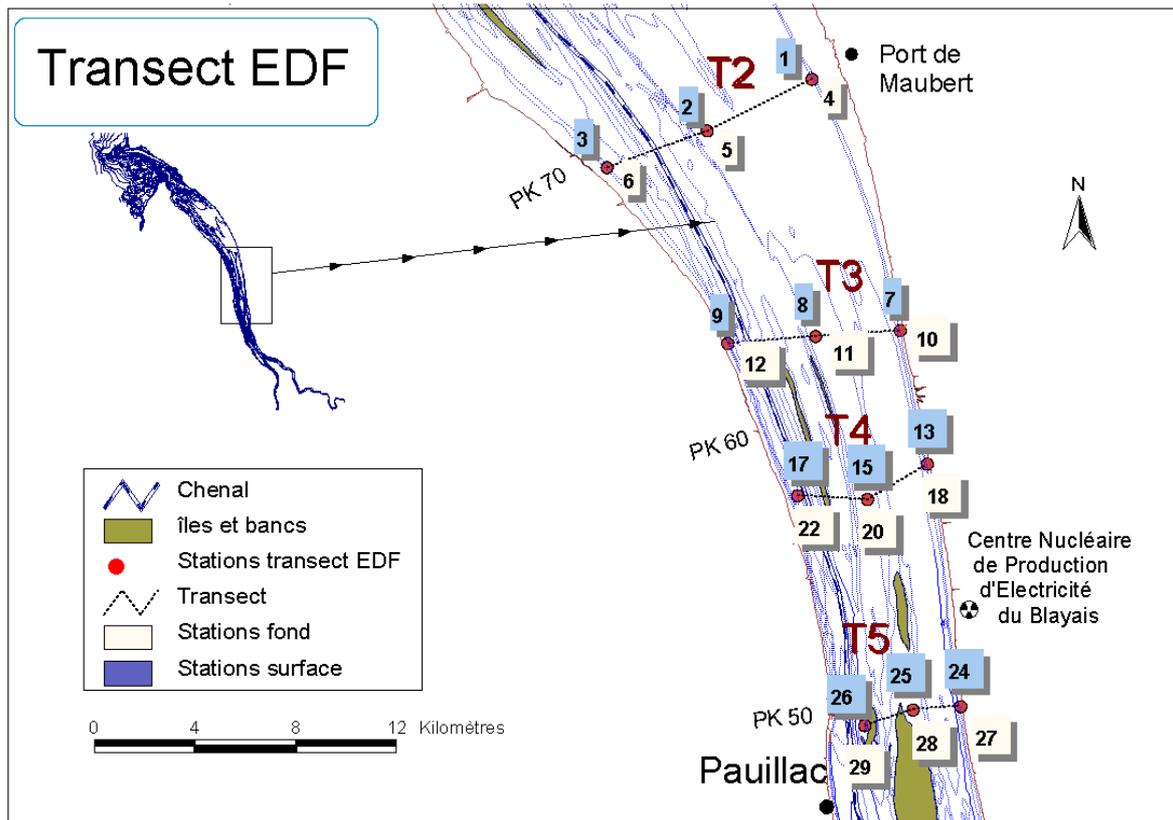


Figure 7. Positionnement relatif des différents transects (T2, T3, T4 et T5) et stations (1 à 29) du champ large.

3.1.2 Situation temporelle des interventions

Les prélèvements sont effectués tous les mois de l'année civile. Les échantillonnages d'une durée de 5 minutes sur chaque station jusqu'en 2000 ont été portés à 7 minutes en 2001, pour minimiser la proportion de captures réalisée pendant le filage et le virage du cadre de fond. Les prélèvements sont effectués de jour, entre la moitié du flot et l'étape de pleine mer (Figure 8) ; cependant les conditions de terrain imposent parfois un débordement jusqu'à mi-jusant.

Le navire est gréé pour pouvoir réaliser simultanément les prélèvements de fond et de surface mais les conditions hydroclimatiques peuvent nous obliger, exceptionnellement, à les effectuer séparément.

Deux journées sont généralement nécessaires pour réaliser l'ensemble des prélèvements d'une campagne, si rien ne vient perturber le déroulement des opérations (vent violent, débris végétaux,

méduses, croches accidentelles, pêcheurs en activité, ...). La situation temporelle et le déroulement des sorties exposés ci-dessus, sont valables pour tous les transects.

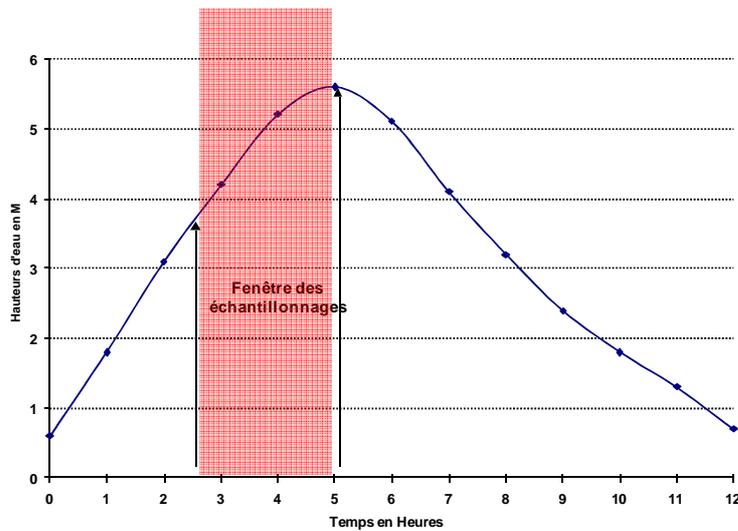


Figure 8. Positionnement relatif des prélèvements en fonction du cycle tidal. A titre d'exemple au PK 49 avec un coefficient de 100.

3.1.3 Engins utilisés

Depuis 1994, les pêches expérimentales sont effectuées à partir de L'Esturial (Figure 9). Ce navire a permis de réaliser les échantillonnages de faune aquatique, en surface comme au fond et d'assurer les relevés abiotiques d'accompagnement.



Figure 9. L'ESTURIAL, navire de recherches estuariennes d'Irstea, mis en service en septembre 1993, rénové et allongé en 2009.

Pour les échantillonnages de surface, nous utilisons 2 cadres de type "pibalour" portés de part et d'autre sur le côté du bateau (Figure 10). Leur section est de 4,0 m x 1,0 m. Le maillage étiré est de 18,0 mm dans la partie principale de l'engin (ventre et dos) et de 1 mm dans la poche terminale.

Pour les échantillonnages de fond, nous utilisons un traîneau supra benthique constitué d'un cadre métallique de 2,0 m x 1,2 m, maintenu à 0,2 m du fond par des patins (Figure 10). Le maillage de cet engin est identique à celui des filets utilisés en surface.

A des fins de comparaison, les caractéristiques de ces engins sont demeurées identiques depuis l'origine des suivis.



Figure 10. Vues du cadre d'échantillonnage de surface bâbord avant son immersion (à gauche) et du cadre arrière avant son immersion (à droite)

3.1.4 Paramètres relevés durant l'échantillonnage

Parallèlement aux échantillons de faune rapportés au laboratoire pour analyse on note : le coefficient de la marée, l'heure et la durée du prélèvement et le volume d'eau filtré pendant la durée du trait². La température de l'eau (°C), la conductivité (μ siemens/cm²), la salinité (PSU³), la turbidité (FTU⁴) et la teneur en oxygène dissous sont relevées et enregistrées sur chaque station à l'aide d'une sonde multiparamètres YSI 6600 SV. Cette sonde (Figure 11) pilotée depuis la surface permet l'enregistrement des paramètres au fond et en surface.

Ce protocole est décrit en détail dans un ensemble de documents de référence Irstea réalisés dans le cadre de la démarche qualité.



Figure 11. La sonde multiparamètres YSI

3.1.5 Limites des résultats obtenus

La première limite concerne les liens qui existent entre les engins utilisés et le reflet qu'ils donnent de l'abondance spécifique et de la structure de la fraction de population échantillonnée par rapport à l'abondance et la structure réelle de la population en place.

² Des débitmètres General Oceanics 2030 R placés à l'ouverture du cadre de surface bâbord et du cadre de fond permettent d'estimer le volume filtré lors de chaque trait et de ramener les captures à une unité de volume. Le volume filtré est calculé selon la formule : Volume = Surface du cadre x nombre de tour du débitmètre x constante des appareils. La constante des appareils utilisés actuellement est de 0,0263.

³ Per Salinity Unit

⁴ Fluorimetry turbidity unit

A ce sujet il faut d'abord signaler que les effectifs observés ne représentent en réalité que les abondances apparentes, qu'elles soient générales ou spécifiques. En effet, les engins utilisés pour cet échantillonnage possèdent des niveaux de capturabilité qui sont variables selon :

- les écophases des espèces inventoriées : par exemple, les anguilles en dévalaison ne disposent pas des mêmes possibilités d'évitement de l'engin (forte passivité) que des anguilles en phase trophique ;
- les stades biologiques des espèces : en effet, étant donné les maillages que nous utilisons, les œufs, les stades larvaires et post-larvaires de la plupart des espèces de poissons et de crustacés (flet, sole, mullet, gobie, éperlan, crevettes) ne sont pas inventoriés ;
- la morphologie des poissons capturés : il est évident que les anguilliformes, pour un maillage de filet donné, ont une capacité d'échappement supérieure à celle des poissons plats ;
- la saison de captures : en effet, de par leur comportement, certaines composantes de l'ichtyofaune estuarienne, pourtant présentes sur les lieux où se pratique l'échantillonnage ne sont pas capturées. A ces moments précis, elles sont inaccessibles. C'est le cas, par exemple, des anguilles aux stades subadultes et adultes et en phase sédentaire, qui possèdent une niche hivernale particulière.

De plus, des déformations de l'abondance d'une espèce par rapport à une autre sont aussi à envisager du fait de leurs différences de comportement vis à vis de l'engin (capacité d'enfouissement et vitesse de nage différentes qui impliquent des déplacements et des évitements différents).

On peut, cependant, admettre que l'échantillonnage est relativement bien standardisé : les engins utilisés capturent globalement de la même façon et les biais sont constants pour une population, ou une fraction de population, donnée et pour l'ensemble du peuplement pour des conditions identiques d'utilisation.

La seconde limite vient du fait que les abondances dans un secteur déterminé ne reflètent pas nécessairement les abondances générales pour une cohorte ou pour une espèce donnée. Elles ne constituent le plus souvent que des indices.

En effet en zone de marée dynamique l'estimation de l'abondance des espèces migratrices se pose sous la forme d'une estimation de flux et celle des espèces inféodées à la zone estuarienne nécessite également une réflexion approfondie notamment en terme d'interpolation entre les stations.

Ainsi lorsque des préférendums de localisation existent pour une espèce ils peuvent être fluctuants d'une année à l'autre (modifications dues essentiellement aux changements de l'hydrologie annuelle du fleuve, mais également aux modifications sédimentaires).

Ces modifications sont particulièrement identifiées au niveau de la répartition (cartographie) des espèces benthiques (endogées et épigées) servant de support trophique (espèces proies) aux consommateurs secondaires et tertiaires de la chaîne alimentaire estuarienne. Elles peuvent être importantes et immédiates dans un environnement soumis à des perturbations (Marchand et Elie, 1983, a et b).

Enfin, il faut aussi souligner les faiblesses de cet échantillonnage lorsque les effectifs d'une espèce se réduisent fortement, pour ne plus représenter dans toutes nos captures d'une année, que quelques individus, comme pour les aloses lors de certaines années. Dans ce cas, les limites évoquées ci-dessus,

quand à sa représentativité, sa fidélité et sa pertinence, deviennent d'autant plus importantes et l'on veillera donc à ne pas s'attacher exagérément à la valeur précise d'indices d'abondance très petits (bien inférieurs à 1), vu la forte approximation liée à ceux-ci.

3.2 Étude des composantes biologiques au laboratoire

Chaque échantillon de matériel biologique prélevé, correspondant à une station de fond ou de surface, est fixé (formaldéhyde à 10 %, tamponné au CaCO₃, remplacé par de l'alcool à 75°C depuis 2007) et conditionné en bocaux sur le navire. Au laboratoire les spécimens sont identifiés⁵, triés par espèce et/ou écophase (0⁺, 1⁺, crevettes blanches ovigères ou crevettes non ovigères, civelles ou anguilles), comptabilisés et pesés. Les échantillons sont conservés 5 ans pour d'éventuels compléments d'étude ultérieurs.

3.3 Traitement des données

L'ensemble des paramètres et des résultats sont organisés et archivés dans une base de données "GIRPOISS" sous SQL. Le calcul d'un ensemble de descripteurs et d'indices va permettre de visualiser et de quantifier les observations faites sur les composantes biologiques et de mesurer les évolutions de la faune au sein des secteurs estuariens étudiés.

3.3.1 La fréquence relative

L'indice de fréquence **If** (nombre de fois où l'espèce est rencontrée / nombre de prélèvements réalisés), permet de qualifier les populations en fonction de leur plus ou moins grand attachement à l'estuaire ou à certaines zones de l'estuaire. Les espèces peuvent ainsi être qualifiées de :

- permanentes (**If > 50 %**)
- communes (**25 < If < 50 %**)
- occasionnelles (**12.5 < If < 25 %**)
- rares (**If < 12.5 %**)

L'interprétation des indices de fréquence est délicate et ne doit être considérée que comme une première approche qui doit idéalement être complétée par une analyse des abondances. Cet indice a toutefois l'avantage d'être, par construction, insensible à la mesure des volumes filtrés (Pronier et Rochard, 1998).

3.3.2 L'abondance

L'abondance absolue ou relative peut être exprimée en nombre ou en poids.

L'abondance relative, en nombre ou en poids (x_i) d'une espèce par rapport à l'ensemble du peuplement présent est égale à :

$$x_i = \frac{n}{N} \times 100$$

avec

n : effectif ou biomasse de l'espèce considérée dans l'échantillon

N : effectif total ou biomasse totale de l'échantillon capturé.

Pour chaque échantillon analysé, les effectifs spécifiques et globaux sont donc calculés et rapportés, le plus souvent, dans les expressions finales à 1000 m³ d'eau filtrée.

⁵ Les poissons ont été identifiés à l'aide des ouvrages de Bauchot et Pras (1980), Quérou (2003 et 1984) et Wheeler (1978); les crustacés à l'aide de celui de Falciari et Minervini (1996).

Le suivi mensuel de ce paramètre, au niveau de chaque station des différents transects, nous permet d'établir les bases de deux types d'analyse :

- la première concerne la mise en place d'un calendrier d'abondance du peuplement ou d'une espèce au cours d'une année de surveillance. Celui-ci permet de mettre en évidence :
 - les fluctuations de l'abondance du peuplement au niveau du secteur étudié et par la même occasion de déterminer les moments où le piégeage de la faune prise dans son ensemble peut être important ;
 - les fluctuations de l'importance d'une espèce, sa contribution à la richesse globale du secteur et les moments de plus ou moins fort piégeage potentiel de cette fraction de population au niveau des prises d'eau du CNPE du Blayais.

- la seconde concerne la mise en place des schémas de répartition préférentielle des abondances générales ou spécifiques au sein de la masse d'eau circulante. Ceux-ci permettent de mettre en évidence :
 - l'évolution des positions bathymétriques privilégiées du peuplement, d'une espèce ou d'une fraction de population au sein de la masse d'eau.

4 RÉSULTATS OBTENUS EN 2013

4.1 Les prélèvements effectués en 2013

Conformément au cahier des prescriptions techniques établi pour la période 1992 à 1996 et reconduit tacitement depuis, le suivi a été effectué sur un champ large, composé de 4 transects : 2, 3, 4 et 5 (Figure 7). Le Tableau 3 indique la répartition spatio-temporelle des prélèvements de l'année 2012.

L'année 2013 a été marquée par plusieurs aléas climatiques et logistiques qui n'ont pas permis de réaliser l'ensemble des échantillonnages. Seules 250 stations sur les 288 ont pu être réalisées au total. Ce total se porte à 375 si l'on sépare les prélèvements effectués à bâbord et à tribord en surface. Ainsi, il n'y a pas eu de campagne en mai, les transects 2 et 5 n'ont pas pu être échantillonnés en janvier, de même que la station 3 (Surface et Fond) en février (Tableau 3).

Tableau 3. Liste des prélèvements réalisés en 2013, avec leur date, leur localisation (transect) et le coefficient de marée correspondant.

Mois	jour	Coefficient de marée	Transect			
			2	3	4	5
1	28	56		9	9	
2	20	32			9	9
2	21	42	6	9		
3	7	48		9	9	9
3	8	58	9			
4	15	62	9			
4	16	57		9	9	
4	17	46				9
5		Pas de campagne				
6	5	64			9	9
6	6	69	9	9		
7	3	48		9	9	9
7	4	53	9			
8	1	38		9	9	9
8	2	42	9			
9	3	71			9	9
9	4	80	9	9		
10	1	57			9	9
10	2	69	9	9		
11	12	57			9	9
11	13	60	9	9		
12	12	83		9	9	9
12	13	94	9			
total			87	99	99	90
		23 sorties	375 échantillons			

4.2 Caractéristiques du peuplement en 2013

4.2.1 Les espèces rencontrées en 2013

Durant l'année 2013, le suivi halieutique a permis de répertorier la présence de 27 espèces⁶, ou groupes d'espèces, de poissons, crustacés décapodes et agnathes dans l'estuaire de la Gironde (espèces dulçaquicoles, d'origine marine, amphihalines ou inféodées aux zones estuariennes). Les deux espèces de bar (bar franc et bar moucheté) non identifiées séparément pour les petits spécimens, sont regroupées sous la dénomination générique de bars. Il en va de même pour la sole (sole commune et sole du Sénégal). Relevons aussi pour le gobie et la crevette blanche le mélange dans certains échantillons avec des espèces voisines, respectivement *Pomatoschistus microps* et *Palaemon serratus* ainsi que *P. macrodactylus*, qu'il n'a pas été possible d'identifier séparément (cf. chapitres 4.3.2 et 4.3.3).

Tableau 4. Espèces rencontrées de 2000 à 2013, tous transects confondus et espèces présentes dans les différents transects du champ large en 2013 (+ et * : présence).

Espèces	Années													Transect 2013				
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	T2	T3	T4	T5
<i>Acipenser Sturio</i> (L. 1758) Esturgeon européen																		
<i>Alosa alosa</i> (L.1758) Alose vraie	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	
<i>Alosa fallax</i> (Lac. 1803) Alose feinte	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>Anguilla anguilla</i> (L. 1758) Anguille	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		*		
<i>Lampetra fluviatilis</i> (L. 1758) Lamproie de rivière		+	+	+	+	+							+					
<i>Liza ramada</i> (Risso 1826) Mulet porc	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>Osmerus eperlanus</i> (L. 1758) Eperlan	+	+	+	+	+	+												
<i>Petromyzon marinus</i> (L. 1758) Lamproie marine	+	+		+	+	+	+	+	+		+	+	+	+			*	*
<i>Platichthys flesus</i> (L. 1758) Flet	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>Salmo salar</i> (L, 1758) Saumon atlantique	+			+	+	+							+					
<i>Salmo trutta trutta</i> (L. 1758) Truite de mer					+													
<i>Pomatoschistus minutus</i> (Pall. 1770) Gobie buhotte	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>Palaemon longirostris</i> (Milne Edwards 1837) Crevette blanche	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>Argyrosomus regius</i> (Asso, 1801) Maigre		+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	
<i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810) Athérine ou Joël																		
<i>Atherina presbyter</i> (Cuvier, 1829) Athérine ou Prêtre								+	+			+	+					
<i>Belone belone</i> (L. 1761) Orphie				+	+	+		+	+		+	+	+	+				
<i>Callionymus lyra</i> (L. 1761) Callionyme lyre						+												
<i>Ciliata mustela</i> (L. 1758) Mottelle à 5 barbillons	+	+		+	+			+					+	+	*			
<i>Clupea harengus</i> (L. 1758) Hareng	+	+	+	+														
<i>Conger conger</i> (L. 1758) Congre				+														
<i>Ctenolabrus rupestris</i> (L. 1758) Rouquié						+	+											
<i>Crangon crangon</i> (L,1758) Crevette grise	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>Dicentrarchus sp.</i> (Gill 1860) Bar	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>Engraulis encrasicolus</i> (L. 1758) Anchois	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*

⁶ Le terme espèce est à prendre au sens large et non comme le niveau taxonomique bien précis au sens biologique. En effet certaines espèces, non déterminées individuellement, sont groupées: bars, soles, crevettes blanches.

Espèces	Années													Transect 2013						
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	T2	T3	T4	T5		
<i>Hippocampus hippocampus</i> (L. 1758) Hippocampe à museau court				+							+	+	+							
<i>Labrus bergylta</i> (Ascanius, 1767) Vieille commune																				
<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810) Mulet doré								+												
<i>Merlangius merlangus</i> (L. 1758) Merlan				+	+	+	+			+	+		+							
<i>Mullus surmuletus</i> (L. 1758) Surmulet									+											
<i>Nerophis ophidion</i> (L. 1758)																				
<i>Psetta maxima</i> (L. 1758). Turbot		+	+																	
<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792) Sardine																				
<i>Scophthalmus rhombus</i> (L. 1758) Barbue														+	+		*			
<i>Sepia officinalis</i> (L. 1758) Seiche				+																
<i>Solea sp</i> (Qensel, 1806) Sole	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>Sparus aurata</i> (L. 1758) Dorade royale															+			*		
<i>Sprattus sprattus</i> (L. 1758) Sprat	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>Syngnathus rostellatus</i> (Nilsson, 1855) Syngnathe	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>Trachurus trachurus</i> (L. 1758) Chinchard commun																+				
<i>Umbrina canariensis</i> (Val. 1843) Ombrine bronze		+																		
<i>Umbrina cirrosa</i> (L. 1758) Ombrine commune	+																			
<i>Abramis brama</i> (L. 1758) Brème					+											+		*	*	*
<i>Alburnus alburnus</i> (L. 1758) Ablette			+																	
<i>Blicca bjoerkna</i> (L. 1758) Breme bordelaise																				
<i>Carassius carassius</i> (L. 1758) Carassin																+				
<i>Cottus gobio</i> (L. 1758) Chabot																				
<i>Cyprinus carpio</i> (L. 1758) Carpe commune				+				+	+		+					+		*		
<i>Esox lucius</i> (L. 1758) Brochet																				
<i>Lepomis gibbosus</i> (L. 1758) Perche Soleil	+			+			+									+		*		*
<i>Gambusia affinis</i> (Baird et Girard, 1853) Gambusie	+			+		+	+	+	+	+	+	+				+				*
<i>Gasterosteus aculeatus</i> (L. 1758) Epinoche	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>Perca fluviatilis</i> (L. 1758) Perche européenne										+						+		*		
<i>Procambarus clarkii</i> (Girard 1852) Ecrevisse de Louisiane		+														+				
<i>Ictalurus melas</i> (Rafinesque, 1820) Poisson chat					+			+												
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846) Pseudorasbora						+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>Rutilus rutilus</i> (L. 1758) Gardon																				
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L. 1758) Rotengle																				
<i>Stizostedion lucioperca</i> (L. 1758) Sandre	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	*	*	*	*
<i>Tinca tinca</i> (L. 1758) Tanche				+																
<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784) Lamproie de Planer																+			*	
Nombre d'espèces	24	24	20	30	27	24	23	24	22	21	24	21	28	27		16	23	19	18	

A l'exception des petites espèces : crevette blanche, crevette grise, gobie, épinoche, éperlan, syngnathe, etc., pour lesquelles les engins utilisés permettent de capturer aussi bien des juvéniles que des adultes, les échantillons sont composés en majeure partie par des juvéniles. Pour le gobie, le syngnathe et l'éperlan, deux groupes d'âge sont distingués dans les analyses :

0+ : pour les individus juvéniles âgés de moins d'un an ;

1+ : pour les individus âgés de plus d'un an.

Pour l'anguille, nous distinguons l'écophase civelle (individus en fin de métamorphose, n'ayant pas encore repris leur alimentation et qui constituent le stade de colonisation des zones estuariennes) et l'écophase anguille. Pour la crevette blanche, nous séparons les femelles ovigères (qui portent des œufs sur les pléopodes) des autres individus.

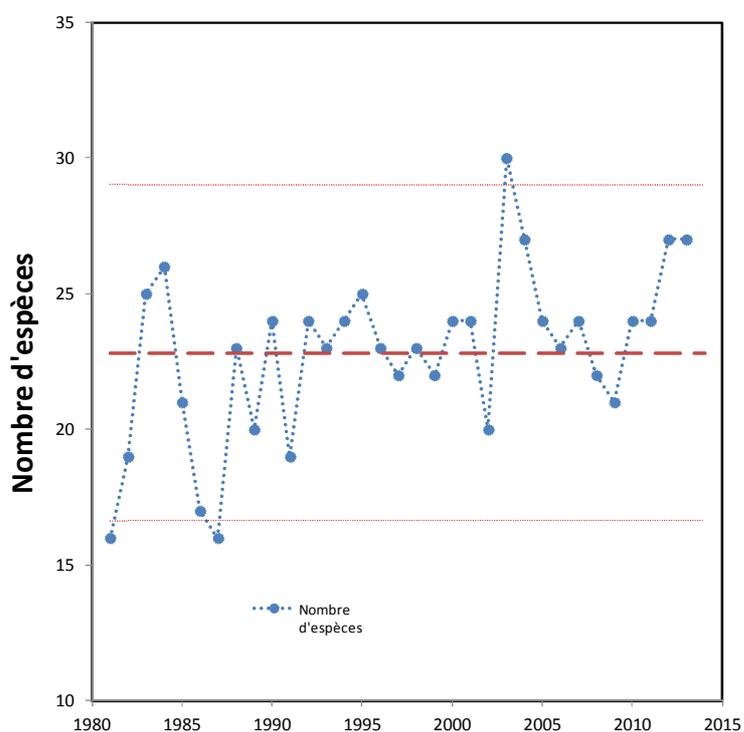


Figure 12. Evolution de la diversité (en nombre d'espèces) entre 1981 et 2012. La moyenne (+/- 2 écart-types) est figurée en pointillés bruns.

Le nombre d'espèces observées en 2013, soit 27, dépasse les effectifs de 2010 et de 2011 et atteint un niveau comparable à celui de 2012 (Figure 12). La diversité annuelle de 2012 et 2013 s'avère élevée par rapport à nos relevés historiques dans l'estuaire de la Gironde (moyenne de 22,7 entre 1981 et 2012). Ce niveau n'a été égalé qu'en 2004, et dépassé en 2003 avec 30 espèces (Figure 12).

Cependant, contrairement à 2012, 2013 est marquée par une présence importante d'espèces d'origine dulçaquicole (9 dont épinoche, brème, pseudorasbora, ...) au détriment des espèces marines. Et ce, en contradiction avec le schéma général (Lobry *et al*, 2003). Cette présence accrue des espèces d'eau douce par rapport aux années précédentes est liée aux débits fluviaux élevés en 2013 (Figure 4 et Figure 5).

En dehors de ces fluctuations liées aux caractéristiques hydroclimatiques de l'année, la composition du peuplement, sur le moyen terme demeure relativement stable et aucune tendance marquée ne ressort. *Scophthalmus rhombus* (L. 1758) la barbus, d'origine marine est à nouveau apparue dans les échantillons en 2013. *Sparus aurata*, la dorade royale aussi d'origine marine n'avait pas été capturée en 2012 mais l'a été en 2013. Notons que cette année, exceptionnellement, une lamproie de Planer a été identifiée.

La diversité plus forte qui a caractérisé les dernières années très sèches (2003-2012), par rapport à celles, plus humides, de la décennie 80 (1981-1982 et 1985-1987) -due à l'incursion d'espèces d'origine marine dans l'estuaire (du moins dans sa partie échantillonnées) en lien avec la marinisation accentuée de l'estuaire- se confirme, bien que 2013 soit une année humide.

Concernant la seconde espèce de gobie, *P. microps*, qui était au début des années 1980 signalée uniquement dans la partie aval de l'estuaire (Boigontier et Mounié, 1984), il est possible qu'elle ait étendu son aire de répartition plus à l'amont (Pasquaud, 2006), mais la difficulté à la distinguer du gobie buhotte (Pasquaud, 2002) demanderait une étude spécifique pour mieux définir la biologie des deux espèces. Il en va de même pour la crevette bouquet, *P. serratus* dont les juvéniles pénètrent parfois en quantité importante, comme en fin d'année 2001, jusque dans la partie amont du champ large, échantillonné dans l'estuaire. Ceci se produit lorsque les périodes d'étiage se prolongent. Enfin, depuis 1998, une seconde espèce de crevette blanche, invasive, *P. macrodactylus*, cohabite avec *P. longirostris*, mais n'a été identifiée qu'en 2006 (Béguer *et al*, 2007). Elle a fait l'objet d'études particulières (Béguer, 2009 ; Béguer *et al* 2008, 2011 et 2012).

4.2.2 Fréquence des espèces en 2013 et évolution

4.2.2.1 Situation en 2013

Sur l'ensemble de la zone étudiée et toutes stations confondues, nous avons rencontré (Tableau 5) :

Tableau 5. Classes de fréquences observées en 2013 en fonction des situations bathymétriques, pour les espèces ayant une fréquence au moins globalement occasionnelle sur la série.

ESPECE	Stations de Fond	Stations de Surface	TOTAL
Crevette blanche	permanente	permanente	permanente
Gobie buhotte	permanente	permanente	permanente
Crevette grise	permanente	commune	permanente
Syngnathe	occasionnelle	commune	occasionnelle
Anguille	commune	occasionnelle	occasionnelle
Alose feinte	commune	permanente	permanente
Anchois	occasionnelle	commune	commune
Mulet	commune	permanente	permanente
Epinoche	rare	commune	occasionnelle
Alose vraie	rare	rare	rare
Bar	occasionnelle	occasionnelle	occasionnelle
Sprat	occasionnelle	commune	commune
Eperlan	rare	rare	rare
Flet	rare	rare	rare
Sole	rare	rare	rare
Maigre	rare	rare	rare

- **5 espèces permanentes** (crevette blanche, gobie, crevette grise, alose feinte et mulet) ;
- **2 espèces communes** (sprat, anchois) ;
- **4 espèces occasionnelles** (syngnathe, anguille, épinoche et bar) ;
- **16 espèces rares**, parmi lesquelles huit sont d'origine dulçaquicole (brème, carpe, perche soleil, perche européenne, gambusie, pseudorasbora, lamproie de Planer, sandre), cinq sont des espèces euryhalines d'origine marine qui font des incursions plus ou moins fréquentes

dans l'estuaire de la Gironde, notamment en période estivale (sole, maigre, motelle, dorade et barbue) et trois sont migratrices amphihalines (alose vraie, lamproie marine et flet).



Figure 13. Flet, *Platichthys flesus*, juvénile (12 cm) et sole, *Solea solea*, juvénile (13cm), poissons plats des zones estuariennes.

L'affinité écologique de certaines espèces, ou écophases, à un niveau bathymétrique particulier (que ce soit de façon permanente où seulement dans certaines circonstances), implique de distinguer les fréquences observées sur les stations de fond de celles relevées sur les stations de surface (Figure 14 et Figure 15). Ainsi par exemple, l'alose feinte, l'anchois ou le mullet sont rencontrés plus fréquemment en surface qu'au fond, contrairement à la crevette grise, le gobie ou la crevette blanche, plus fréquents sur le fond. Certaines différences ne sont toutefois pas très nettes, en dépit de l'écologie des espèces. C'est par exemple le cas pour le sprat ou même le syngnathe. Ceci est en partie lié à l'hydrodynamisme fort du système.

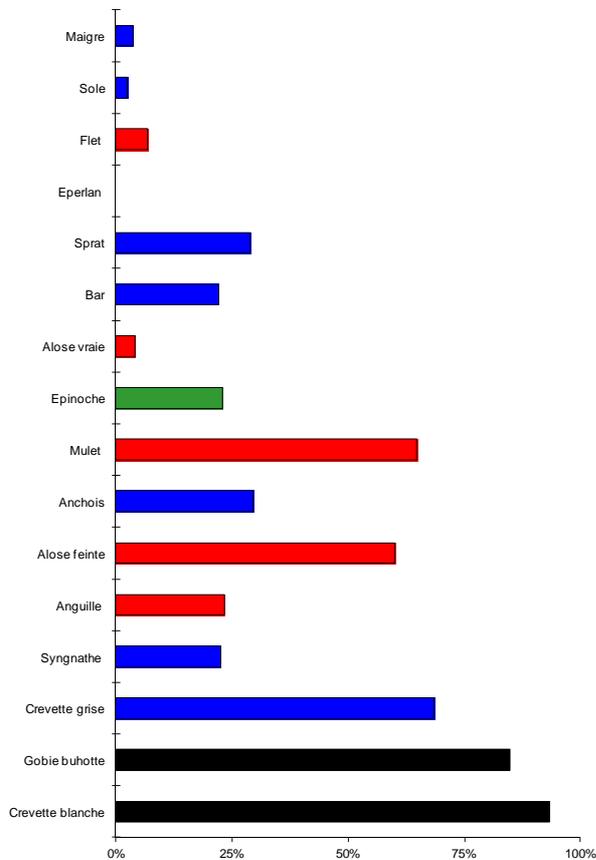


Figure 14. Fréquence (en %) des espèces dans l'ensemble des échantillons de l'année 2013

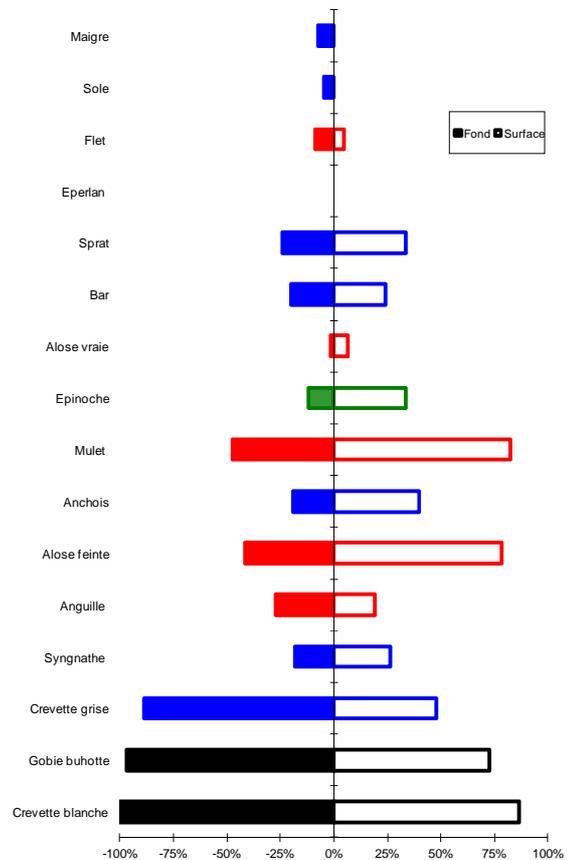


Figure 15. Fréquence annuelle (en %) des espèces, dans les stations de surface et de fond en 2013

4.2.2.2 Évolution de 1981 à 2013

Globalement, les fréquences d'occurrence observées en 2013 sont toutes plus faibles que celles observées en 2012 et, pour la plupart d'entre elles inférieure à la médiane pluriannuelle. Seule l'occurrence du mullet a une fréquence en 2013 supérieure au 3^e quartile de la distribution pluriannuelle.

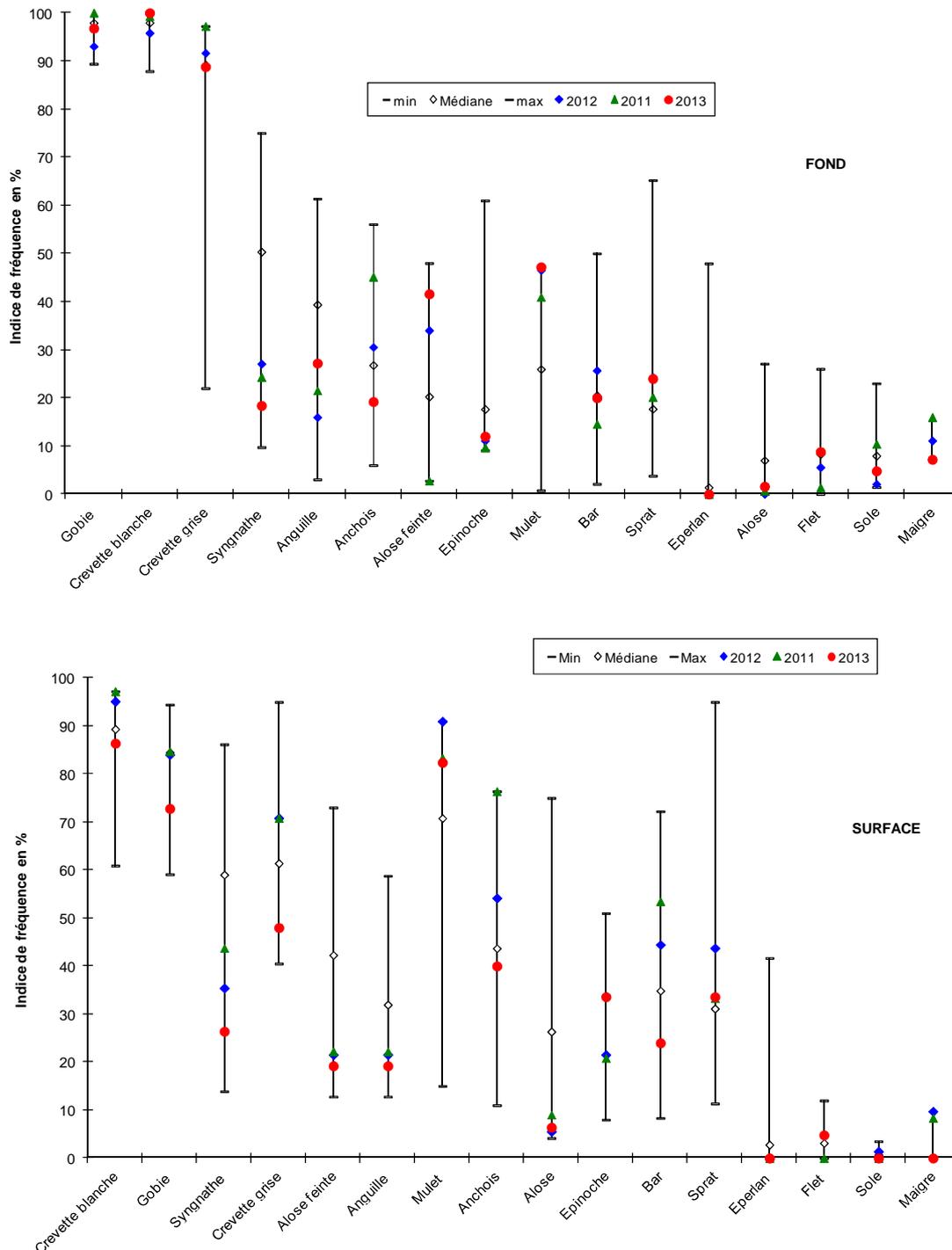


Figure 16. Indices de fréquence des 3 années 2011-2013 dans les stations de Fond (en haut) et de surface (en bas) avec les maxima et minima observés de 1981 à 2012 (pour le maigre, absence dans les captures antérieures à 2003)

On peut distinguer trois groupes d'espèces en fonction du niveau de leur fréquence observée en 2013, dans la gamme de celles relevées sur l'ensemble de la période 1981 – 2013.

Le 1^{er} groupe comprend les espèces dont la fréquence observée en 2013 est inférieure au 1^{er} quartile établi sur la période 1981-2013. On trouve 8 espèces dans ce groupe : le gobie, le syngnathe, la crevette grise, l'aloise feinte, la civelle, la grande alose, le maigre et les bars.

Le 2^e groupe comprend les espèces dont la fréquence d'occurrence dans les échantillonnages de 2013 est comprise entre le 1^{er} et le 3^e quartile de la distribution établie sur la période 1981-2013. 7 espèces figurent dans ce groupe : la crevette blanche, l'anchois, l'épinoche, le sprat, le flet et la sole (+ l'éperlan dont l'occurrence reste stable à 0 depuis des années).

Enfin, seul le mulot a vu en 2013 sa fréquence d'occurrence rester supérieure au 3^e quartile établi sur la période 1981-2013.

4.2.2.3 Analyse par transect

Transect 2

Ce transect, situé à l'aval, est naturellement le plus soumis aux influences océaniques. En 2013, trois espèces y présentent une fréquence se situant au moins 25 % au-dessous de la valeur médiane de l'ensemble des transects. Il s'agit de deux migrateurs amphihalins : le flet et l'anguille, ainsi que de l'épinoche d'origine dulçaquicole. A l'inverse, trois espèces, 2 marines et une amphihaline, se distinguent par une très forte fréquence (plus de 2 fois supérieure à la médiane) : le sprat, le maigre et l'aloise vraie que l'on a observés préférentiellement sur ce transect par rapport à ceux de l'amont.

Transect 3

La grande alose, les bars et la sole ont été observés avec une fréquence nettement plus élevée (que la médiane sur ce transect).

Transect 4

Sur ce transect, l'anchois, le sprat et l'aloise vraie présentent une fréquence se situant au moins 25 % au-dessous de la valeur médiane de l'ensemble des transects. A l'inverse, l'anguille y a été observée 50% plus fréquemment.

Transect 5

Deux espèces présentent une fréquence nettement supérieure à la médiane (plus de 25%) : l'épinoche et le flet. De façon symétrique à ce que nous avons indiqué pour expliquer leur plus grande fréquence dans les transects aval, deux espèces restent en deçà de la limite de 25 % sous la médiane, sur ce transect le plus amont, à savoir des espèces d'origine marine : bars et crevette grise.

Comme en 2012, la séparation, historiquement observée, entre les fréquences spécifiques au niveau des trois transects les plus aval, et celles du quatrième transect (situé le plus à l'amont, où l'influence marine s'affaiblit beaucoup), n'apparaît guère cette année. Globalement, les transects aval restent caractérisés par les espèces marines tandis que les transects plus amont sont plutôt fréquentés par les espèces résidentes, amphihalines et dulçaquicoles. Toutefois, de façon assez surprenante, les fréquences observées de la grande alose sur les transects T2 à T4 sont assez nettement supérieures à la médiane

Ces observations relatives aux distributions de fréquences des espèces sur la zone étudiée sont à confirmer par les analyses des valeurs d'abondances.

4.2.3 Abondance des espèces

4.2.3.1 Analyse globale

En 2013, l'**abondance globale annuelle** (toutes stations confondues) des organismes capturés sur l'ensemble des transects est de **182 ind/1000 m³ d'eau filtrée** ce qui correspond la médiane des évaluations menées de 1981 à 2012 (182 ind/1000 m³). Cette abondance s'est donc bien renforcée après le minima historique de 2011 (101 ind/1000 m³). Si le niveau de 2013 ne rejoint pas pour autant celui de 2009 (245), il se rapproche de celui de 2010 (187 ind/1000 m³). Dans un contexte hydrologique différent, la reprise de 2012 semble se confirmer (Figure 17). Il faut cependant noter que pour cette année 2013, des « trous » importants ont eu lieu dans l'échantillonnage au premier semestre (dont tout le mois de mai !). Aussi la moyenne générale sur l'année est-elle vraisemblablement un peu moins « représentative » et quelque peu surestimée, car basée sur 6 mois de période « faste » et à peine 4,5 en période « creuse » (même si l'abondance de février est exceptionnellement haute).

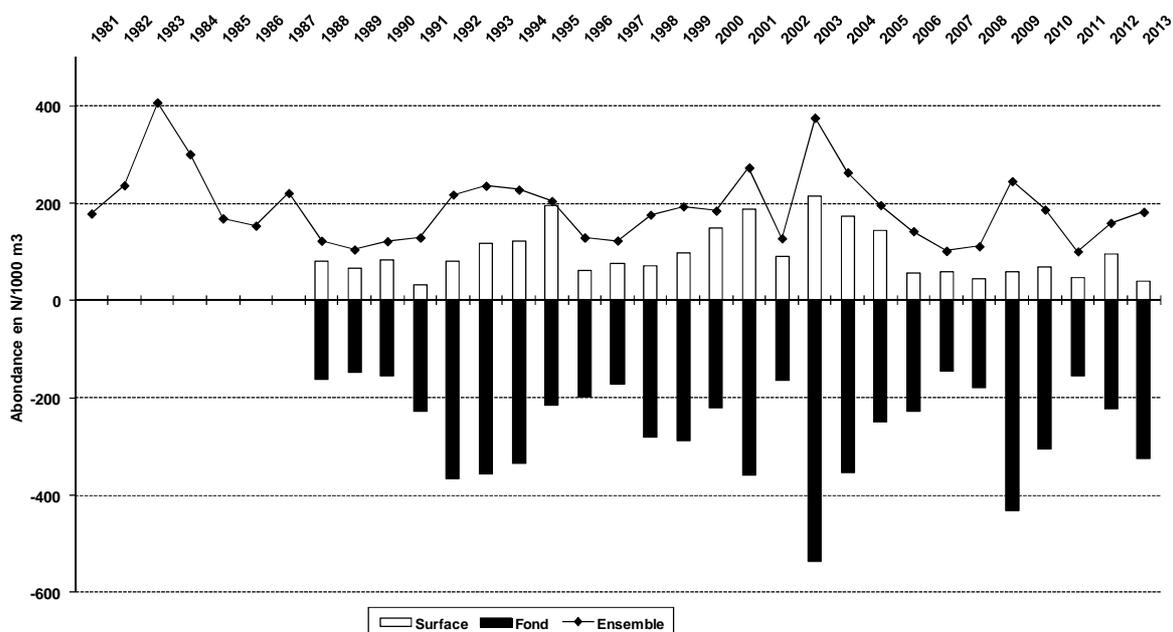


Figure 17. Évolution de l'abondance moyenne globale sur l'ensemble des transects de 1981 à 2013.

Bien que décalée vers le Fond, la répartition des abondances en 2013, entre le fond et la surface, s'avère conforme au schéma classique de l'ensemble de la période, malgré quelques années d'exception (2000-2002 et 2005), c'est à dire avec une dominance très marquée de la composante benthique. En effet, l'abondance moyenne globale en 2013 dans les **stations de fond (325 ind/1000 m³)** est plus de 8 fois supérieure à celle des **stations de surface (39 ind/1000 m³)**.

En 2013, ce rapport d'abondance entre les stations de fond et celles de surface (8,4) est le plus important de la série devant celui de 2009 (7).

L'estuaire de la Gironde se caractérise par l'existence d'une chaîne trophique basée principalement sur la décomposition de la matière organique provenant de l'amont du bassin versant, avec des

populations d'espèces démersales ou benthiques généralement dominantes (Lobry, 2004). Cependant des conditions hydroclimatiques particulières, voire des facteurs biotiques, peuvent parfois modifier le rapport d'abondance entre espèces démersales et pélagiques au profit de ces dernières dans la zone considérée. Ceci en raison de possibles déplacements ou migrations des espèces démersales et/ou de prédation accrue sur ces dernières, voire d'arrivées massives d'espèces pélagiques favorisées par des conditions particulières de l'environnement

En 2013 comme en 2012, la répartition des abondances totales par transect (Figure 18) s'écarte encore du classique gradient amont - aval régulier, observé historiquement, mais sans pour autant correspondre à la répartition observée durant les années 2003 à 2008, caractérisée par un maximum sur les transects médians. Ce patron correspond aux observations de 2013 pour les seules stations de surface. Par contre, pour les stations de fond, ce schéma disparaît totalement avec un maximum d'abondance sur le transect 4, puis 2 et 5 (Figure 20). Les fortes crues constatées en 2013 ont contrebalancé la tendance à la marinisation de l'estuaire observée depuis plusieurs années.

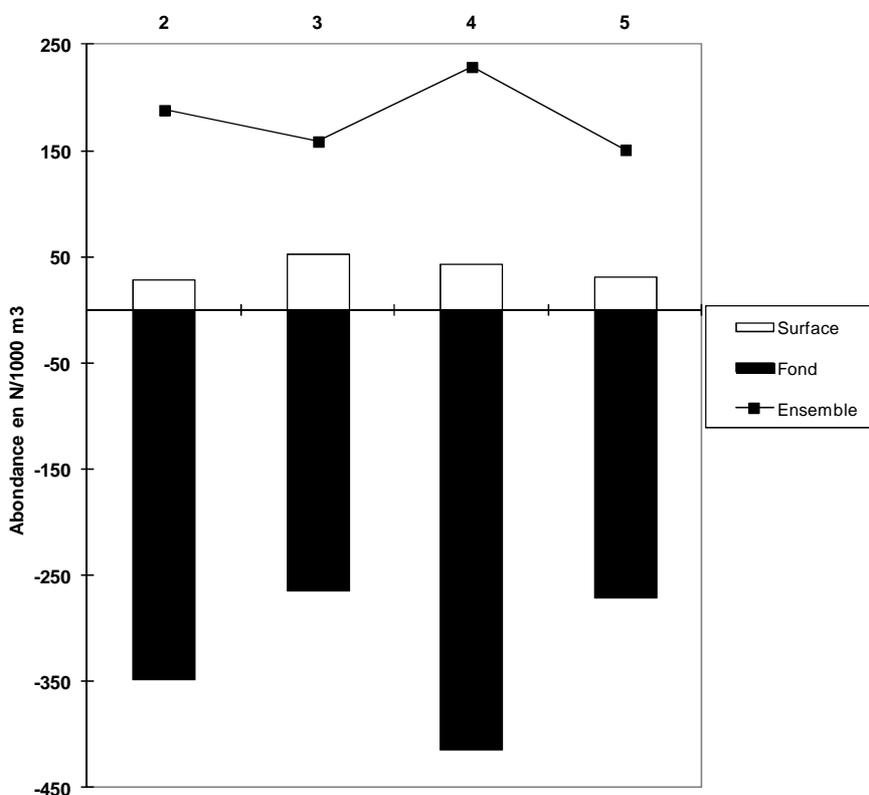


Figure 18. Abondances moyennes observées en 2013 sur les quatre transects (2, 3, 4 et 5) du champ large.

4.2.3.2 Évolution de 1981 à 2013

On peut distinguer trois groupes d'espèces en fonction du niveau de leur abondance observée en 2013, par rapport à la médiane pluriannuelle de l'espèce sur l'ensemble de la période 1981 - 2012 (Figure 19 et Figure 16).

Après une année 2011 fortement déséquilibrée, on constate un recentrage, en 2012 et surtout en 2013, des groupes supérieur et inférieur sur le groupe médian qui est de fait largement dominant. 11

espèces constituent ce groupe médian ce qui semble signifier que la situation en 2013 est plus « conforme » aux observations sur l'ensemble de la série.

Deux espèces se dégagent toutefois, le mullet et surtout la crevette blanche. Cette dernière a vu en 2013 son abondance considérablement augmenter par rapport aux années précédentes.

Les espèces d'origine marine demeurent prépondérantes dans le groupe 2. Seule l'abondance du syngnathe demeure encore proche de zéro, ce qui n'a jamais été observé avant 2006, dans l'ensemble de ces suivis (Figure 21 et Figure 22).

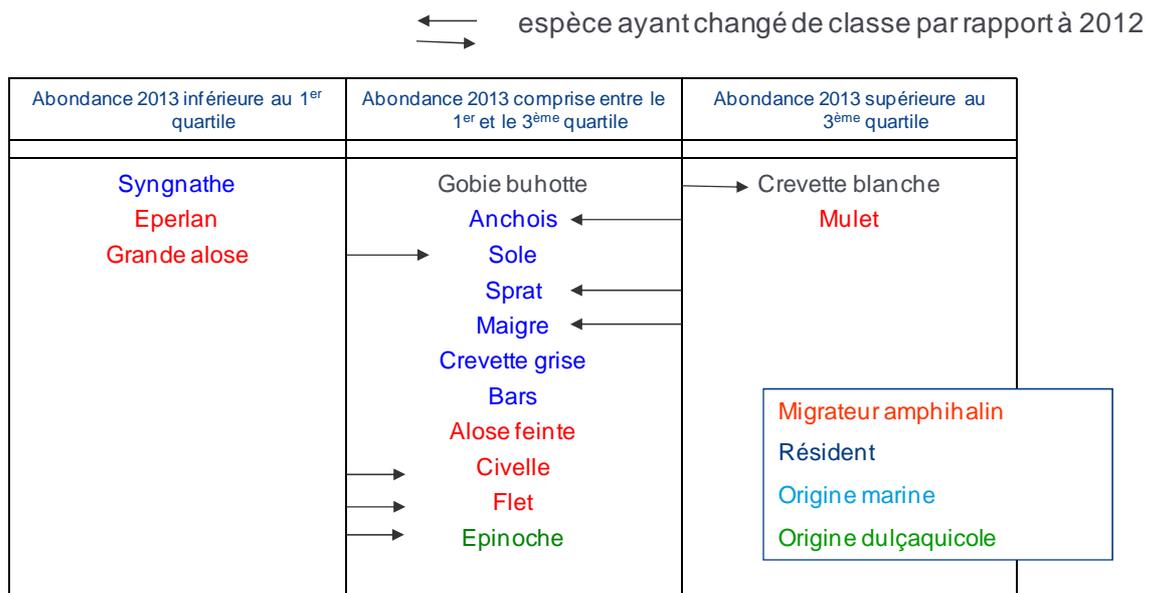


Figure 19. Classement des espèces selon leur abondance 2013 par rapport à l'abondance historique et évolution par rapport à 2012.

Malgré ce recentrage, la situation des espèces de migrants amphihalins reste préoccupante, notamment pour la Grande alose. Pour la civelle, les abondances restent faibles depuis 2000, probablement liées au déclin général de cette espèce dans toute l'Europe (Dekker et Casselman, 2003) dont les causes s'avèrent multiples et délicates à quantifier (surpêche, pollution, parasitisme, réchauffement climatique, etc.). Les jeunes stades d'aloses, en baisse depuis les années 1995, dont les reproducteurs diminuent depuis la fin des années 1990 (annexe), se sont considérablement raréfiés depuis 2003. L'éperlan, dont la Gironde ne correspond plus à la limite sud de son aire de distribution actuelle (remontée au niveau de la Loire), a disparu de cet estuaire. Toutes ces espèces figurent, depuis maintenant une dizaine d'années, dans la partie inférieure de leur gamme d'abondance (sauf rares exceptions). L'abondance de l'alose feinte est revenue à son niveau de 2011. La forte reprise constatée depuis quelques années semble marquer une pause.

Cette première répartition des espèces par grands groupes, selon leur situation dans leur gamme d'abondance historique, donne déjà une idée de **l'abondance 2013 qui se caractérise, après une période de marinisation significative du peuplement, par une baisse relative des poissons marins au profit notamment des espèces résidentes.**

Depuis quelques années, les abondances de quelques espèces marines, anchois, sprat, bars, restaient soutenues alors que ce n'était, par contre, pas toujours le cas des espèces résidentes (crevettes en 2007, gobie en 2011).

Ce « retour » à une situation médiane est à mettre en relation avec l'hydrologie propre de cette année marquée par de fortes crues au premier semestre et globalement une situation « humides » qui n'avait pas été relevée depuis 1996.

La marinisation du système reste cependant probablement une tendance lourde liée au moins en partie aux changements de l'environnement sur le long terme (25 ans). Cette tendance induit une nette progression globale des abondances relatives des espèces marines, au détriment de celles des migrateurs amphihalins, qui caractérise l'ensemble de ces suivis de la petite faune sur cette période (Delpech, 2007).

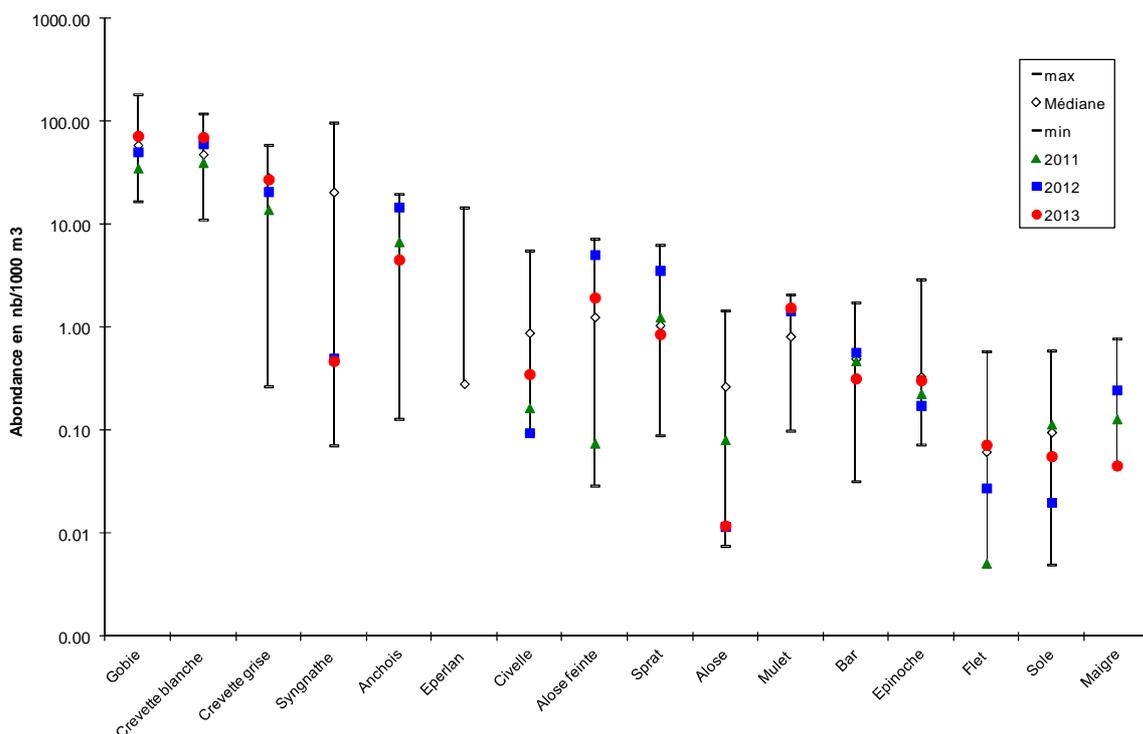


Figure 20. Évolution de l'abondance annuelle moyenne dans l'ensemble des stations de 1981 à 2013 (le maigre n'a pas été capturé avant 2003, sinon en 1996).

Ainsi, l'abondance des espèces historiquement caractéristiques de l'estuaire –gobie, crevettes grise et blanche, civeille, flet et sole- a augmenté par rapport à 2012 tandis que l'abondance du sprat, de l'anchois, des bars et du maigre, espèces emblématiques de la marinisation du système, a baissé en 2013.

Il est intéressant de constater, entre 1981 et 2002, l'existence de variations ondulatoires cycliques d'abondance pour le syngnathe, avec une période proche de cinq ans (Figure 21). Ce phénomène avait aussi été signalé pour la crevette blanche entre 1979 et 1995 (Lambert *et al*, 1997) ; il semble se poursuivre régulièrement jusqu'à 2002. De même pour le gobie, un cycle corrélé à celui de la crevette blanche ressort sur ces 20 années (Figure 21). Par contre en 2003, l'extrême sécheresse estivale a, semble-t-il, perturbé ces variations cycliques en tirant fortement à la hausse les abondances de ces espèces et ceci de façon très nette pour le syngnathe et la crevette blanche (production planctonique plus forte ?). Il semble qu'après cette brusque perturbation de l'environnement les cycles antérieurs

aient été perturbés et/ou modifiés, sinon pour le gobie. En effet, pour les autres espèces, une plus grande stabilité interannuelle semble s'être installée depuis.

Une relation proie-prédation avait été évoquée, en tant que facteur sous-tendant ces fluctuations régulières d'abondance, pour les deux espèces résidentes (gobie et crevette blanche jusqu'en 2012). Mais pour le syngnathe, dont le cycle est presque en opposition avec celles-ci, la prédation directe semble plus difficile à avancer, car il aurait a priori peu d'intérêt en tant que proie (Pasquaud, 2006).

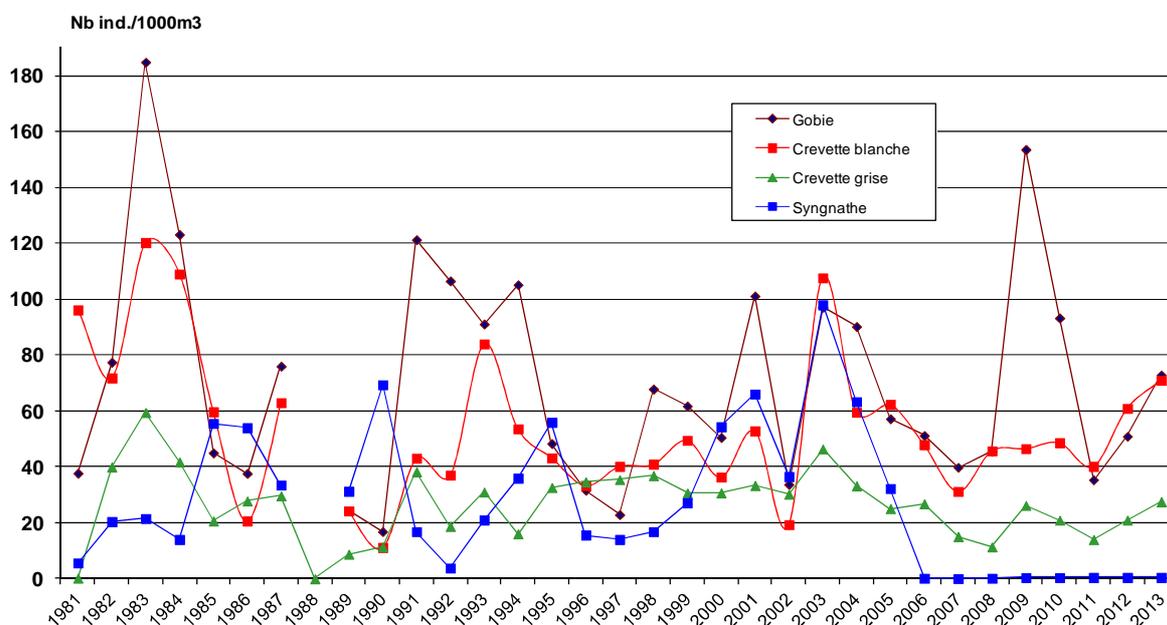


Figure 21. Cycles d'abondances du gobie, des crevettes blanche et grise et du syngnathe dans les observations entre 1981 et 2013.

Un éventuel lien direct entre les cycles d'abondance de la crevette blanche et du gobie (deux espèces résidentes et fortement inféodées au fond), et celui du syngnathe (migrant d'origine marine que l'on retrouve essentiellement dans nos échantillons de surface), paraît difficile à établir, à moins que la prédation de la crevette blanche sur les jeunes syngnathes soit plus importante qu'on ne le suppose, ou qu'il existe aussi une compétition trophique entre ces deux espèces. En effet la dynamique des intrusions estuariennes de cette espèce marine apparaissait bien régulière et constante pour reposer exclusivement sur des paramètres environnementaux, comme cela a déjà été évoqué.

Les fluctuations interannuelles d'abondance en zone estuarienne résultent de l'action d'un très grand nombre de facteurs biotiques ou abiotiques et de la dynamique propre à ces populations. Dès lors qu'il s'agit de fluctuations qui ne sont pas orientées selon une tendance soutenue sur plusieurs années, elles ne posent pas de problème en termes de conservation de la biodiversité locale. Il convient cependant de prêter une attention particulière aux espèces se situant dans la partie inférieure de leur gamme d'abondance et ce, quelles que soient les causes de ces évolutions. On sera notamment vigilant dans le cas où une espèce demeure durant plusieurs années dans cette situation, ou si le nombre des espèces dans cette catégorie augmente. D'autres critères doivent notamment être pris en compte tels que l'écart entre la situation récente (même si elle paraît stable) et les abondances maximales observées sur le site.

Au vu des dégradations importantes de l'environnement - en particulier les pollutions organiques, et chimiques et les modifications hydromorphosédimentaires - on doit demeurer particulièrement attentif aux espèces faisant l'objet d'une exploitation par la pêche dans l'estuaire de la Gironde, ce qui induit des contraintes supplémentaires sur leurs populations. C'est notamment le cas de la grande alose, de l'aloise feinte (du moins jusqu'à la restriction récente de leur pêche), de la civelle et de la

crevette blanche. Celles-ci, mis à part la crevette, demeurent dans la partie basse de leur gamme d'abondance depuis plusieurs années déjà, soit une situation inquiétante pour l'avenir des pêcheries concernées. Celle de la grande alose est d'ailleurs fermée depuis 2008.

4.2.4 Structure du peuplement

4.2.4.1 Composition du peuplement par groupes écologiques

A l'intérieur du peuplement de l'estuaire, on peut distinguer des groupes selon différents critères :

- écologique (espèces migratrices amphihalines, euryhalines, espèces résidentes, espèces benthiques, pélagiques)
- taxinomique (crustacés décapodes, poissons)
- économique (espèces d'intérêt halieutique ou pas)

Le peuplement échantillonné dans l'estuaire de la Gironde est en général fortement dominé par les espèces résidentes et dans une moindre mesure par des espèces euryhalines⁷. Encore plus qu'en 2012 c'est très nettement le cas en 2013 puisqu'elles représentent respectivement 79 % et 19 % des individus, le reste (2 %) appartenant à des espèces amphihalines. Comme cela est observé généralement, l'essentiel des individus d'espèces euryhalines sont d'origine marine (Lobry *et al.*, 2003).

Les espèces benthiques comprennent 94 % des individus et les espèces pélagiques 6 %. Ce rapport montre un net déséquilibre en défaveur des pélagiques depuis 2006, particulièrement accentué en 2013 en lien avec les abondances élevées des espèces résidentes qui sont essentiellement benthiques (gobie, crevettes). Le peuplement de l'estuaire, tel qu'observé, s'avère ainsi classiquement dominé par les espèces benthiques.

La part des crustacés décapodes est de 54 % et celle des poissons de 45 %. Comme en 2012, la situation est déséquilibrée au profit des premiers.

En 2012, 59 % des individus capturés appartiennent à des espèces d'intérêt halieutique (59, 58, 36, 49, 63 et 65 % de 2007 à 2012), qui peuvent être exploitées à des stades différents de ceux accessibles aux pêches expérimentales, dans l'estuaire ou en mer. La faible abondance du gobie, explique le pourcentage élevé de 2011 et 2012 et à l'inverse le pourcentage plus faible en 2013. Le poids de cette dernière catégorie montre bien l'importance, pour certaines pêcheries commerciales, de la zone de nourricerie estuarienne.

4.2.4.2 Composition du peuplement par espèces

La structure du peuplement est habituellement fortement dépendante de deux espèces très abondantes, le gobie buhotte et la crevette blanche, suivies de la crevette grise et du syngnathe, moins communs.

L'année 2013 correspond peu ou prou à ce schéma-type hormis l'absence notable du syngnathe (Figure 22). Les abondances du sprat et surtout de l'anchois, qui structuraient fortement le peuplement ces dernières années, sont revenues à des valeurs plus proches de leurs médianes historiques.

⁷ Lorsqu'on raisonne en termes de nombre d'individus par unité de volume et non pas en biomasse par unité de volume et en gardant à l'esprit qu'on ne capture parfois que certaines écophases.

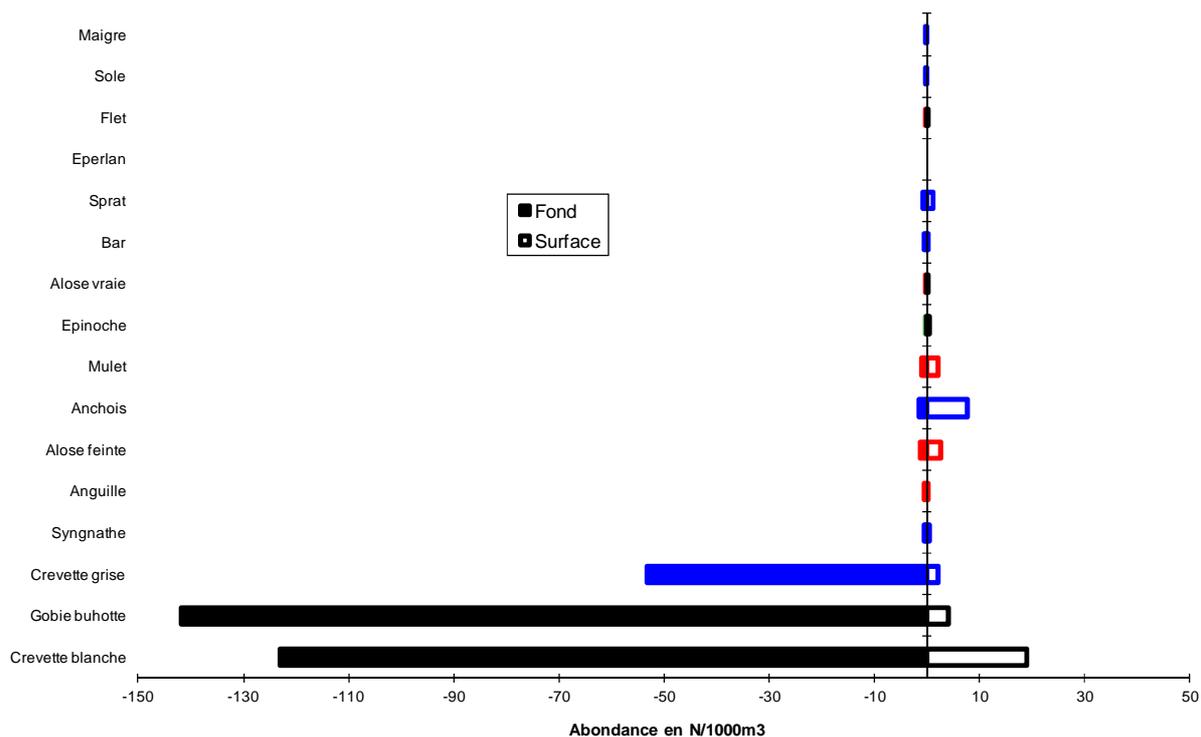


Figure 22. Abondance moyenne des différentes espèces sur l'ensemble des transects et l'ensemble des stations en 2013. N en nombre d'individus pour 1000 m3 d'eau filtrée.

Il importe cependant de souligner que l'image des peuplements, donnée par la fenêtre spatiale fixe des transects, ne reflète vraisemblablement pas la situation globale réelle de l'ensemble de l'estuaire. Des migrations massives de gobies et crevettes blanches vers l'aval, des entrées moins nombreuses d'espèces marines repoussées par les crues et le haut niveau global du débit (Figure 5), auxquelles s'ajoutent les effets de la prédation, ont pu affecter sensiblement les répartitions spatiales spécifiques, à l'intérieur de l'estuaire en 2013.

La quasi-absence du syngnathe, amorcée déjà en 2005, alors que les conditions environnementales comme les années précédentes s'avéraient favorables, demeure inexplicable dans l'état actuel de nos connaissances. La place de cette espèce dans la dynamique du peuplement estuarien reste donc encore obscure et les facteurs régissant le fonctionnement et la dynamique de sa population demanderaient à être éclaircis. Des paramètres majeurs de l'environnement physico-chimique, comme la température, les débits fluviaux, ne suffisent donc pas pour expliquer, seuls, ces fluctuations inter annuelles rapides des peuplements observés sur cette zone de l'estuaire. L'estuaire joue pleinement son rôle de nourricerie pour les espèces euryhalines d'origine marine comme les bars, le maigre et surtout l'anchois, dont les stades juvéniles et adultes peuvent exercer une prédation certaine sur les populations de petits poissons et de crevettes (Pasquaud, 2006 et Pasquaud *et al*, 2008).

Les jeunes amphihalins (civelles, alosons, flets, mullets, ...) bien que relativement peu nombreux dans les captures, forment néanmoins une composante importante de la communauté ichthyologique de l'estuaire où ils transitent en grande quantité, mais à des moments précis de l'année et durant des périodes qui pour certains peuvent être relativement brèves (Lochet, 2006).

Pour une meilleure interprétation de l'évolution de la petite faune et une analyse plus fine des anomalies estuariennes, comme par exemple les cas des années 2001, 2002 et 2003, voire 2006 à 2010, il pourrait être pertinent de prendre aussi en compte, en plus des fluctuations de

l'environnement, l'évolution de l'abondance des grandes espèces prédatrices (maigre, bars, ...). Des relations prédateur-proie régissent peut-être les abondances des crevettes blanches, des gobies, voire encore d'autres espèces. Les variations cycliques de ces deux résidents de l'estuaire, déjà évoquées précédemment, pourraient en découler.

4.2.4.3 Évolution de l'abondance du peuplement au cours de l'année

L'évolution mensuelle du peuplement observée classiquement dans l'estuaire se caractérise par des abondances relativement modérées de janvier à juin, qui augmentent ensuite brusquement pour atteindre un maximum d'août à septembre-octobre (recrutement des gobies), avant une chute en fin d'année dans la zone inventoriée (émigration, mortalité ?).

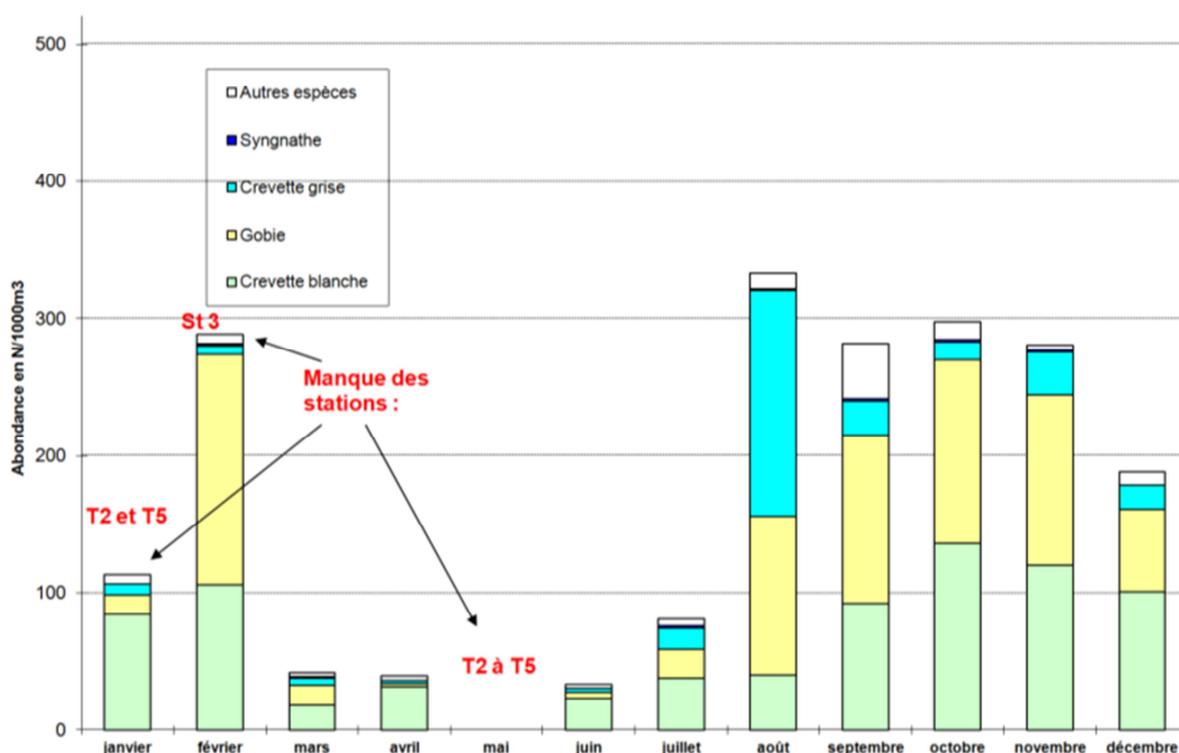


Figure 23. Evolution de l'abondance des principales espèces du peuplement dans l'estuaire de la Gironde au cours de l'année 2013, toutes stations confondues.

Le patron saisonnier observé en 2013 (Figure 23) ne correspond pas du tout à ce schéma général. S'il est effectivement marqué par un pic estival, celui-ci est très étalé. Il se prolonge jusqu'en fin d'année. Les deux espèces résidentes, gobie et crevettes blanches, et dans une moindre proportion la crevette grise, constituent ce pic saisonnier d'abondance qui s'étale jusqu'en décembre. Les « autres espèces » représentent une part très faible de l'abondance. Mais ce patron saisonnier est surtout atypique du fait d'un pic d'abondance assez bref mais très marqué et tout à fait exceptionnel en février. Les deux composantes majeures de ce pic, la crevette blanche et le gobie, présentent des abondances similaires à celles relevées en période estivale.

Les débits très élevés du premier semestre 2013, en repoussant vers l'aval les populations de résidents habituellement plus hautes dans l'estuaire, pourraient être à l'origine de cette dynamique saisonnière.

On peut aussi évoquer un certains biais dans les observations du fait de quelques manques dans l'échantillonnage au début de l'année qui pourraient accentuer le contraste. Toutefois, si ces manques

dans les prélèvements en période de basse abondance pourraient amener à surestimer le niveau des abondances hivernales, ils ne peuvent être responsables du patron observé.

4.3 Partie Spécifique

4.3.1 Les espèces retenues

Huit espèces de crustacés et de poissons ont été retenues pour être suivies régulièrement de façon plus approfondie; il s'agit d'espèces présentant une forte dépendance vis-à-vis de l'estuaire et donc *a priori* à même de nous permettre de déceler d'éventuelles anomalies.

Les deux espèces **résidentes** retenues : le gobie buhotte *Pomatoschistus minutus* (mêlé aussi à *P. mincrops*) et la crevette blanche *Palaemon longirostris* (à laquelle est venue s'ajouter, depuis 1998, l'espèce invasive *Palaemon macrodactylus*) effectuent l'essentiel de leur cycle biologique dans l'estuaire et notre échantillonnage concerne aussi bien les juvéniles que les adultes. Elles sont donc aptes à jouer le rôle d'indicateur et à nous permettre de détecter, notamment au travers de la répartition spatio-temporelle de leurs abondances, d'éventuelles perturbations écologiques.

Quatre espèces **amphihalines** ont été sélectionnées, il s'agit de : l'alose vraie ou grande alose *Alosa alosa*, l'alose feinte *Alosa fallax*, la civelle d'anguille *Anguilla anguilla* et l'éperlan *Osmerus eperlanus*. Les trois premières espèces ne sont capturées qu'au stade juvénile, la quatrième l'est également au stade adulte (jusqu'à sa disparition dans nos pêches en Gironde depuis 2006). Ces espèces sont particulièrement intéressantes dans la mesure où elles constituent des ressources halieutiques potentielles ou effectives et que leur dynamique est fortement dépendante des caractéristiques du bassin versant.

Nous leur avons adjoint deux espèces euryhalines : une **d'origine marine**, le syngnathe *Syngnatus rostellatus*, et une **d'origine dulçaquicole**, l'épinoche *Gasterosteus aculeatus*. Pour ces deux espèces, l'échantillonnage permet de recueillir à la fois des juvéniles et des adultes.

Le maigre *Argyrosaurus regius*, fait également l'objet d'un chapitre, au vu de son abondance de plus en plus forte et régulière et de son intérêt halieutique élevé.

4.3.2 Le gobie buhotte *Pomatoschistus minutus*

Ce petit poisson ostéichthyen de la famille des Gobiidae (Figure 24) a fait l'objet de relativement peu d'investigations poussées (Bouchereau *et al*, 1991 ; Laffaille *et al*, 1999 ; Keith et Allardi 2001). Pour l'essentiel de sa biologie, on peut se référer aux nombreuses études menées sur l'espèce voisine, le gobie tacheté *Pomatoschistus microps* (Bouchereau *et al.*, 1989a et 1989b ; 1993). Plus récemment, Dolbeth *et al* (2007) ont comparé les stratégies d'adaptation de *Pomatoschistus minutus* et *P. microps* aux variations de l'environnement dans un estuaire du Portugal.



Figure 24. Le gobie buhotte *Pomatoschistus minutus* (adulte)

Des études (Pasquaud 2002 et 2006 ; Lepage *et al*, 2007) ont montré que l'espèce voisine, *P. microps*, fréquente aussi la zone couverte par les transects, et pas seulement la partie aval de la Gironde, où Boigontier & Mounié (1984) l'avaient signalé en très faible quantité. Cependant l'identification sans équivoque des deux espèces demeure difficile sur les très jeunes individus et requiert une analyse délicate, sur du matériel frais, qu'il s'avère impossible de réaliser dans le cadre de ce suivi. Une certaine proportion des individus échantillonnés dans les petites classes de taille, pourrait donc appartenir à l'espèce *P. microps*, vu ses dimensions plus réduites (maximum 6 cm) que celles de *P. minutus* (Keith et Allardi, 2001).

4.3.2.1 Rappel sur l'écologie

Ce poisson d'origine marine trouve dans l'estuaire de la Gironde des conditions favorables et y effectue l'ensemble de son cycle biologique (Cemagref, 1982). Sa reproduction a lieu en mai - juin. La taille maximum observée est d'environ 80 mm.

On le rencontre dans tout l'estuaire de la Gironde et la population est fortement parasitée par des ligules (Boigontier et Mounié, 1984). Son régime alimentaire a été précisé dans l'estuaire de la Seine, où il ne diffère pas qualitativement de celui de *P. microps* (Mouny, 1988) et dans celui de la Gironde où il s'avère plutôt de type opportuniste et centré sur les copépodes, mysidacés, gammaridés et poissons, avec des variations spatio-temporelles importantes (Pasquaud, 2002 ; Pasquaud *et al*, 2008 et 2010). Le régime alimentaire de ce poisson varie avec la taille des individus (nette augmentation des mysidacés), les saisons et les zones de l'estuaire. Les proies préférentielles sont : les amphipodes et les mysidacés (printemps) puis le zooplancton et les mysidacés, *M. slabberi* et *N. integer* (été), le mysidacé *M. slabberi* (automne) et enfin le copépode *E. affinis*, avec des débris végétaux (hiver). De façon générale la diversité du bol alimentaire de ce gobie diminue en allant vers l'amont de l'estuaire.

Le recrutement pour nos engins d'échantillonnage a lieu en juillet et surtout août (animaux 0+ mesurant entre 5 et 15 mm), mais peut parfois s'étaler jusqu'en septembre - octobre (2008 à 2011).

La Figure 25 (réalisée à partir de données récoltées entre janvier 1992 et juillet 1993) permet de déterminer mensuellement, de façon assez précise, les gammes de taille correspondant aux stades 0+ et 1+. Elle met en évidence la relativement bonne discrimination des cohortes grâce à ce paramètre.

Gobie (*Pomatoschistus minutus*)

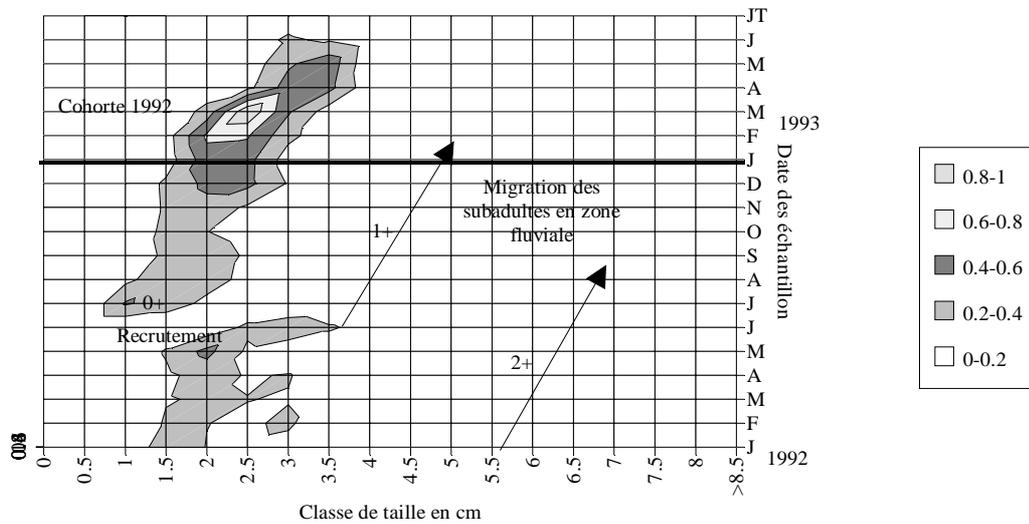


Figure 25. Évolution en fréquence de la composition en longueur des échantillons de gobies de janvier 1992 à juillet 1993 (tous transects, toutes stations).

L'évolution au cours de l'année 2013 s'avère assez atypique (Figure 26). Si le niveau de recrutement apparaît relativement moyen (comparable à celui de 2012), il se caractérise, d'une part, par une durée qui s'étale sur tout le second semestre et, d'autre part, par un pic marqué en début d'année. Un tel niveau d'abondance en début d'année est exceptionnel d'autant qu'il se caractérise par une densité importante de 1+ (Figure 27).

4.3.2.2 Analyse des fréquences

Tableau 6. Indice de fréquence d'occurrence dans les prélèvements du gobie dans les différents transects en 2013.

Stade	T2	T3	T4	T5	Global
0+	65.5%	71.2%	77.3%	73.3%	72.0%
1+	62.1%	74.2%	77.3%	73.3%	72.0%
0+ et 1+	75.9%	84.8%	87.9%	90.0%	84.8%

La fréquence globale du gobie reste forte en 2013 (Tableau 6) : environ 85 % (72 % pour les 0+ et 72 % pour les 1+) mais, comme depuis 3 ans, il reste au second rang des fréquences spécifiques, derrière la crevette blanche (93 %) et devant la crevette grise, 68 % (Figure 14). Le gobie appartient toujours au groupe des espèces les plus fréquemment rencontrées dans l'estuaire.

Globalement, les observations en fréquence laissent apparaître un gradient croissant de l'aval vers l'amont de la distribution de la population (Tableau 6) qui correspond au schéma « classique » relevé par exemple de 2004 à 2006 et de 2009 à 2011. Ventilé par cohorte, ce patron est moins net, le transect 4 présentant les plus fortes fréquences.

4.3.2.3 Répartition bathymétrique par cohorte

Tableau 7. Abondance du gobie en 2013, par stade et situation bathymétrique (en Nb ind/1000 m³).

	0+	1+	0+ et 1+
Surface	2	2	4
Fond	90.5	51.3	141.9
Fond et surface	46.3	26.7	72.9

La répartition bathymétrique est particulièrement déséquilibrée vers le fond en 2013 (Tableau 7). Le gobie étant une espèce benthique, il n'est pas surprenant de la retrouver de façon privilégiée dans les stations de fond même si la forte hydrologie de l'estuaire conduit à des captures par les engins de surface. Cependant, cette dissymétrie est particulièrement importante en 2013 puisque les abondances observées en surface sont particulièrement faibles (4 fois moindres qu'en 2012) au contraire des abondances au fond qui sont très élevées (près de 2 fois plus qu'en 2012) sans que cela n'atteigne les sommets observés au cours des années 2000. Globalement, l'abondance du gobie reste cependant très élevée en 2013 avec près de 73 ind/1000 m ; elle se situe entre la médiane (59.5) et le 3^e quartile de la distribution pluriannuelle (94.3).

De même, le Tableau 7 illustre l'abondance importante des recrues (0+) dans nos échantillons cette année.

4.3.2.4 Le gobie du stade 0+

Les gobies d'une cohorte appartiennent au stade 0+ à partir de leur naissance (essentiellement entre juin et août, voire jusqu'en septembre-octobre ces dernières années) et jusqu'à la veille de leur premier anniversaire (juin - août de l'année suivante). Au cours d'une année n, le stade 0+ englobe donc deux cohortes successives. De janvier à juin il regroupe les animaux de la cohorte n-1 et de juillet à novembre ceux de la cohorte n. Certaines analyses sont centrées sur les cohortes et nécessitent pour comprendre l'évolution de janvier à juin de l'année n, de prendre en compte le passé de cette cohorte, de juillet n-1 à décembre n-1.

Les abondances du gobie au stade 0+ restent à un niveau médian en 2013 (46.3 ind/1000m³ pour une médiane pluriannuelle de 41.6). Elles sont cependant marquées par une distribution saisonnière très atypique avec un étalement sur tout le second semestre et un pic exceptionnel en février (Figure 26). La densité observée en février est la plus importante de l'année (103 ind/1000m³ en février contre 90 en août). Le niveau de février 2013 est ainsi proche de celui observé en été en 2012 (114 ind/1000m³ en août 2012) et même plus important que celui observé en été 2011 (68 ind/1000m³ en octobre 2011).

Il est probable que ce niveau de recrutement et les fortes abondances du premier trimestre soient liés aux fortes crues hivernales de 2013 qui ont notamment maintenu les recrues de 2012 plus bas dans l'estuaire par rapport à 2011 et 2012 qui avaient été des années très sèches. De même pour le second semestre : la population a moins migré hors de la zone d'étude que les années précédentes en raison du contexte hydrologique qui a maintenu des conditions favorables dans la zone échantillonnée.

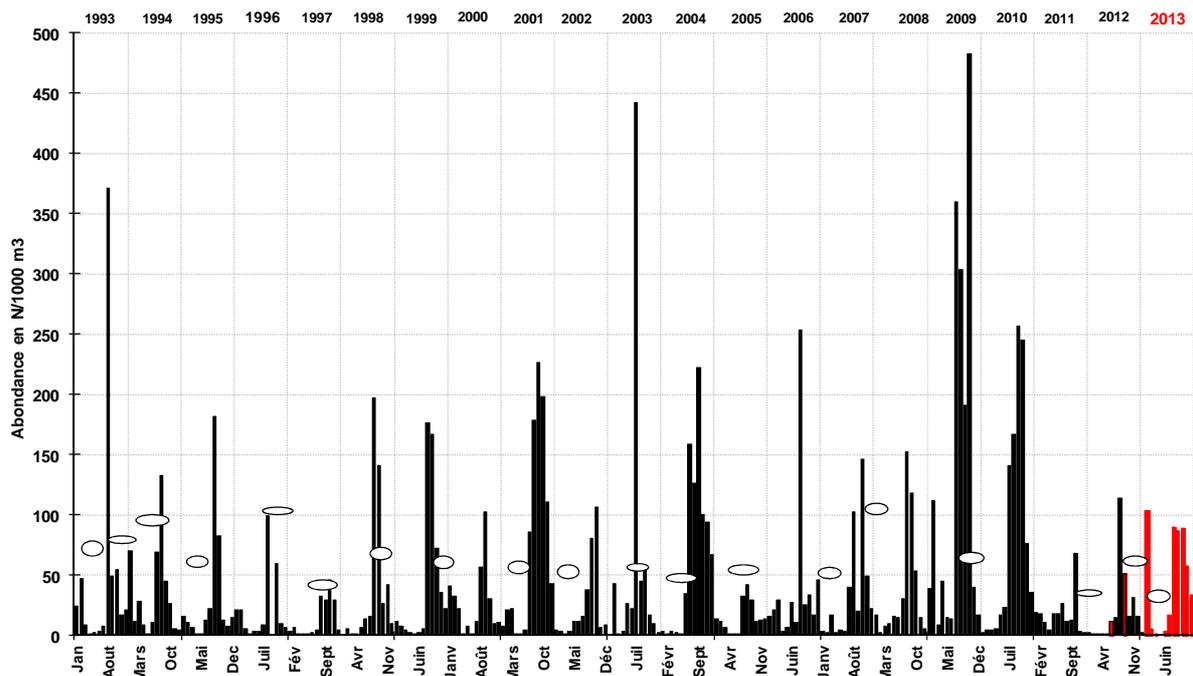


Figure 26. Évolution de janvier 1993 à décembre 2012 de l'abondance en stade 0+, des cohortes successives de gobie. Les ellipses indiquent les périodes durant lesquelles une partie de la population a probablement migré vers l'amont, en dehors de la zone d'étude.

On peut aussi évoquer des raisons trophiques. Le gobie constitue une base trophique importante pour plusieurs espèces prédatrices qui fréquentent l'estuaire de la Gironde, que ce soit en permanence (anguille), ou de façon saisonnière (espèces marines telles que le maigre ou les bars...) (Pasquaud 2006 ; Pasquaud et al, 2007 et 2010). Or, ces espèces marines sont moins présentes en 2013 et ont pu ainsi exercer une pression de prédation moins forte sur les juvéniles du gobie.

4.3.2.5 Le gobie 1+

Ce stade est principalement constitué d'animaux de 1 an, mais inclut également des individus de deux ou trois ans. Les données de l'année n sur les gobies 1+ concernent donc les cohortes n-4, n-3 et n-2 jusqu'en juin, puis ensuite les cohortes n-3, n-2 et n-1.

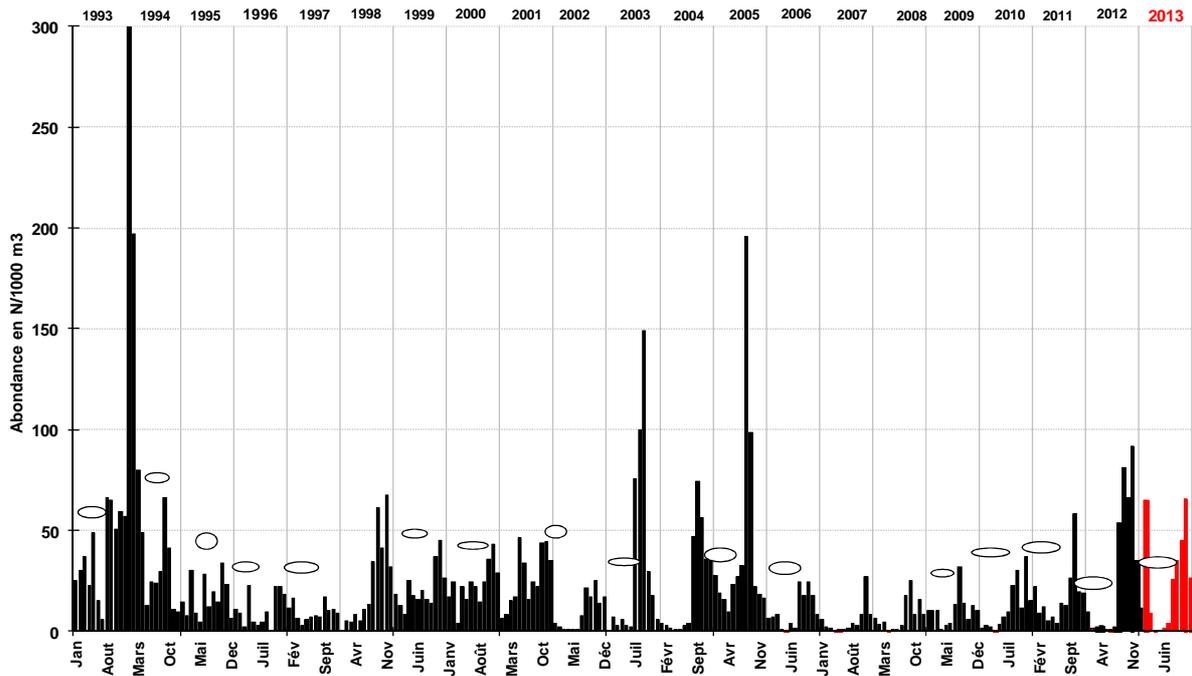


Figure 27. Évolution de l'abondance du stade 1+ des cohortes de gobie, entre 1993 et 2012. Les ellipses indiquent un déplacement probable d'une partie de la population en dehors de la zone suivie.

La Figure 27 montre que l'abondance du gobie 1+ se situe en 2013 à un niveau global relativement élevé (26,7 ind/1000m³ ; 3^e quartile de la distribution pluriannuelle : 25,9 ind/1000m³). Surtout, elle est, elle aussi, marquée par un pic exceptionnel en février.

L'hydrologie forte du premier semestre de 2013 a donc maintenu l'ensemble de la population dans la partie aval de sa distribution habituelle conduisant à des abondances relativement élevées tout au long de l'année dans la zone d'étude.

4.3.2.6 Conclusion

Le niveau d'abondance globale de l'espèce en 2013 est relativement élevée (supérieure à la médiane pluriannuelle) mais reste loin des valeurs observées au cours des années 2000 et au début des années 1990 (Figure 28). Mais le phénomène marquant cette année est une répartition saisonnière assez atypique dans la zone d'étude avec un pic exceptionnel de l'ensemble des cohortes en février et une abondance qui reste globalement forte tout au long du deuxième semestre.

Ces observations sont à mettre en relation avec le contexte hydrologique de 2013 et notamment les fortes crues du premier semestre qui ont maintenu les recrues de 2012 et plus globalement l'ensemble de la population dans l'estuaire conduisant à des densités importantes dans la zone d'étude.

Dans le même temps, le contexte hydrologique à probablement permis un relâchement de la pression de prédation par rapport aux années précédentes car les prédateurs classiques du gobie (et particulièrement les espèces marines telles que le maigre ou les bars) ont été cette année bien moins abondants.

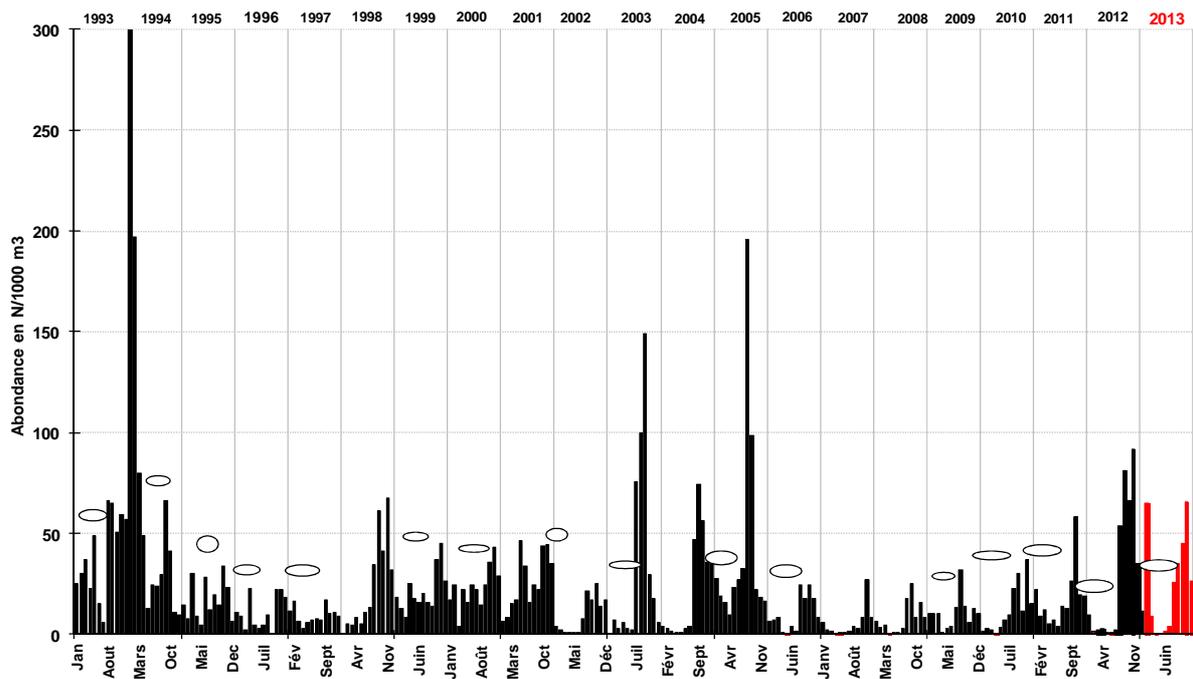


Figure 28. Évolution respective de l'abondance des stades 0+ et 1+ du gobie de 1993 à 2012 sur l'ensemble des stations. Les ellipses indiquent un déplacement probable d'une partie de la population en dehors de la zone suivie.

4.3.3 La crevette blanche *Palaemon longirostris*

Ce crustacé décapode de la famille des *Palaemonidae* mesure jusqu'à 70 mm de longueur totale (15 mm de longueur céphalique) et sa durée de vie maximale est de 24 à 30 mois (Arousseau, 1984). Les individus vivants sont translucides à l'exception du bol alimentaire, de la gonade notamment chez les femelles et des œufs chez les individus ovigères (Figure 29).



Figure 29. Spécimen adulte de crevette blanche *Palaemon longirostris*

Le dimorphisme sexuel est assez net, les mâles possèdent sur la deuxième paire de pléopodes un appendice muni de fines spicules nommé *Appendix masculina* et ont le doigt de la pince proportionnellement plus long que celui des femelles (Arousseau, 1984).

Il a été constaté certaines années qu'une très faible partie des *Palaemonidae* capturés appartenait à une autre espèce *P. serratus* (Pennant, 1777), la crevette bouquet, espèce marine dont les juvéniles entrent temporairement dans l'estuaire, et ceci essentiellement pendant le second semestre (Sorbe, 1981). La distinction entre cette phase juvénile de *P. serratus* et *P. longirostris* demande une observation individuelle minutieuse, exclusivement sur du matériel frais ou fixé depuis peu de temps, et sur des critères de colorations, parfois peu nets. Comme pour le gobie, la séparation systématique des deux espèces n'a donc pas été réalisée ni à bord, ni au laboratoire.

En 2006, à l'occasion de pêches scientifiques et lors d'expérimentations dans les rejets du CNPE du Blayais, a été relevée la présence d'une espèce nouvelle pour la Gironde : *Palaemon macrodactylus*, Rathbun, 1902 (Béguer et al, 2007 et 2008). Il s'agit d'une espèce invasive d'origine asiatique qui a été signalée en Europe à partir du début des années 2000 (Gonzales-Ortegon et al, 2006; Asheby et al, 2004; d'Udekem d'Acoz et al, 2005). Elle diffère très peu de la crevette blanche, sinon par une ligne blanche longitudinale sur la partie dorsale de son corps, ou parfois par une coloration brunâtre (Figure 30) ou légèrement rosée, plus ou moins accentuée. Mais, vues les couleurs le plus souvent très pâles, à dominance blanchâtre, de ces deux espèces dans l'estuaire de la Gironde, (due à la forte turbidité des eaux), ce caractère distinctif s'avère peu sûr et utilisable uniquement sur des individus frais de grande taille. L'analyse des échantillons conservés depuis 1992 a permis d'identifier l'année d'installation de cette espèce invasive dans la Gironde : soit 1998 (Martin, 2007). Depuis, les effectifs de cette nouvelle espèce pour la Gironde ont augmenté jusqu'en 2003, pour diminuer ensuite, parallèlement à ceux de *P. longirostris* (Béguer, 2009 ; Béguer et al, 2011).



Figure 30. *Paleamon macrodactylus*, adulte

4.3.3.1 Rappel sur l'écologie

La crevette blanche est une espèce caractéristique des milieux estuariens, que l'on rencontre du Maroc à l'Allemagne et au nord est de l'Angleterre (Cartaxana, 1994; Gurney, 1923 in Arousseau, 1984 ; Zariqueiey Alvarez, 1968 in Arousseau, 1984; Van Den Brink et Van Der Velde, 1986). Elle présente des facultés d'osmorégulation exceptionnelles ; dans l'estuaire de la Gironde on la rencontre à des salinités allant de 0 à 28 (Sorbe, 1983 ; Béguer, 2009), mais son euryhalinité varie selon les milieux (Beguir et al, 2010).

Ecologiquement il y a une ségrégation mâles/femelles selon le gradient de salinité, les mâles recherchant des eaux plus salées que les femelles, ceci en relation avec des migrations asynchrones par sexe, entre fleuve et estuaire.

Les femelles atteignent une plus grande taille que les mâles (Arousseau, 1984 ; Cartaxana, 1994).

D'après Arousseau (1984), le cycle écologique de l'espèce est schématiquement le suivant :

Mars - Avril	Ovogenèse et accouplement
Avril - Mai - Juin	Ponte des œufs sur les pléopodes (femelles ovigères) et éventuelle deuxième ovogénèse
Juin - Juillet	Éclosion, colonisation de la partie basse des fleuves par les femelles
Août - Septembre	Sexualisation et croissance des jeunes
Octobre - Novembre	Retour des femelles en estuaire
Décembre - Février	Concentration maximale de la population. Ségrégation entre mâles (aval) et femelles (amont)

Depuis une dizaine d'années la période pendant laquelle des femelles grainées sont observées dans la Gironde s'est considérablement allongée, couvrant 9 à 10 mois dans l'année (Chambon, 2004). Bergé (2008) a confirmé ces résultats pour *P. longirostris*, associés à une diminution de la taille des femelles ovigères et de leur fécondité (divisée par deux en 20 ans). La possibilité pour cette espèce d'assurer actuellement plusieurs pontes durant l'année est aussi évoquée par Béguer et al (2010).

L'espèce invasive *P. macrodactylus*, se reproduit aussi durant une grande partie de l'année (Chevassu, 2007, Béguer, 2009).

Au stade adulte, cette crevette blanche au comportement opportuniste est essentiellement carnivore. Il semble que le mysidacé *Neomysis integer* soit prépondérant dans le régime alimentaire des adultes fréquentant l'estuaire de la Gironde, devant les copépodes (Pasquaud, 2002), ceci contrairement à ce qui est observé dans l'estuaire de la Seine (Mouny, 1998). Le rythme nutritionnel de cette espèce serait lié au cycle tidal, avec une alimentation presque exclusivement limitée au jusant (Sorbe, 1983). Avec le gobie buhotte et la crevette grise, la crevette blanche constitue une des bases de la richesse du peuplement ichthyologique girondin. Elle sert de proie à un grand nombre de poissons : bars, maigre, anguille,... (Pasquaud, 2006, Pasquaud et al, 2007).

4.3.3.2 Anomalies morphologiques

Depuis 2001, nous avons observé un pourcentage élevé de spécimens (50 à 100 % des échantillons) présentant des déformations très marquées sur plusieurs parties du squelette : telson, scaphocérites, tergites (Figure 31), et ceci pour les deux sexes et toutes les classes de taille (Pasquaud, 2002). Des études plus approfondies (Chambon, 2004 ; Béguer et al, 2008 et 2010 ; Bergé, 2008) ont montré que ce phénomène existe en Gironde depuis 1992 (échantillons les plus anciens conservés à Irstea) et tend à s'intensifier mais aussi à se diversifier, au niveau des parties touchées.

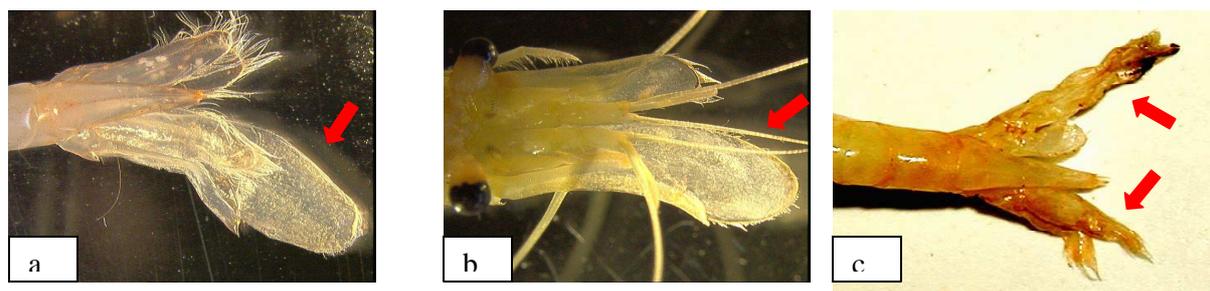


Figure 31. Déformations de l'exosquelette de la crevette blanche au niveau de la queue (telson) (a et c) et de la tête (scaphocérites) (b).

Les grands individus sont plus fréquemment affectés que les petits (Béguer et al, 2008). Même les larves, à partir du stade I, sont touchées par ces déformations squelettiques (Béguer, 2008 ; Feuillassier, 2008). A âge égal, les larves déformées sont plus petites que les larves normales (Feuillassier, 2008 ; Feuillassier et al, 2012).

Ces déformations touchent les trois espèces *P. serratus*, *P. longirostris* et *P. macrodactylus*, mais non la crevette grise *Crangon crangon* (Pasquaud, 2002 ; Chambon, 2004 ; Béguer et al, 2008 et 2010). Elles se manifestent surtout par des dissymétries latérales prononcées des appendices (telson, scaphocérites, antennes) avec des allongements, plissements, enroulements très marqués (Figure 31).

Ces anomalies n'avaient jamais été observées dans l'estuaire de la Gironde, jusqu'au début des années 1980, mais par contre elles l'avaient été dans des zones estuariennes fortement polluées d'Allemagne (Sorbe, com. pers.). Les populations d'autres estuaires français (Loire, Seine, Charente) et étrangers (Escault, Guadalquivir) montrent aussi ces anomalies, depuis quelques années, bien que dans de moindres proportions (Chambon, 2004 ; Béguer et al, 2008).

L'origine de ces déformations pourrait être tant biologique (virus, parasitisme, bactéries, ...) qu'anthropique (pollutions diverses par métaux lourds, pesticides, PCB, nitrates, ...), mais demeure encore pratiquement inconnue. D'après diverses analyses (sondes génétiques, microscopie électronique), par des laboratoires de pathologie français et étrangers, les virus sembleraient hors de cause (Béguer, com. pers.).

Des études sur les taux de métaux lourds pour les individus déformés, par rapport aux crevettes normales, n'ont guère donné de résultats probants quant à l'implication de ces substances dans les phénomènes de déformation, malgré la mise en évidence de micro structures spécifiques (nodules), au niveau du thorax, sous les cuticules déformées (Larrieu, 2008). Les analyses ont été élargies depuis 2010 en collaboration avec EDF : -tests d'écotoxicité, -atteintes microbiologiques (vibrions), génétiques (ADN) et métaboliques (profil lipidique, C13 et C14). Pour l'instant seuls le métabolisme des phospholipides et les taux de C13 et C14 diffèrent, ces derniers pouvant traduire une différence de source de nourriture ou un métabolisme accéléré, chez les spécimens déformés (Siclet, com. pers.)

Un travail important (Feuillassier, 2008), dans une structure d'élevage d'Irstea, a permis de progresser dans la connaissance de ce phénomène de déformations squelettiques et de sa transmission. Son origine, serait probablement génétique et la persistance des déformations au travers des diverses mues a été démontrée. De plus, les femelles saines donnent aussi naissance à un pourcentage élevé de larves déformées (20 %), en environnement contrôlé (Feuillassier, 2008; Feuillassier et al, 2012). Ce phénomène entraîne un taux de mortalité accru (d'environ 50%), engendré par plusieurs facteurs : un rythme de mues plus élevé, couplé à une exuviation plus délicate pour ces crevettes déformées, qui, associés à une hausse des températures accéléreraient encore ce processus et épuiserait ces crevettes anormales.

4.3.3.3 Analyse des fréquences

La fréquence globale de la crevette blanche, en 2013, s'élève à 93,2 % (30,8 % pour les crevettes ovigères et 92,4 % pour les crevettes non ovigères - Tableau 8). Elle se situe à un niveau médian.

Tableau 8. Indice de fréquence d'occurrence dans les prélèvements de la crevette blanche dans les différents transects en 2013

Stade	T2	T3	T4	T5	Global
Ovigère	20.7%	31.8%	33.3%	36.7%	30.8%
Non ovigère	84.5%	95.5%	98.5%	90.0%	92.4%
Ensemble	84.5%	95.5%	98.5%	93.3%	93.2%

On constate globalement une répartition des fréquences montrant un maximum sur les transects médians (T3 à T4), mais pour les seuls spécimens ovigères un gradient décroissant de l'amont vers l'aval demeure. Le stade non ovigère montre quant à lui une répartition similaire à la distribution globale.

4.3.3.4 Répartition bathymétrique par cohorte

Tableau 9. Abondance de la crevette blanche en 2013, par stade et situation bathymétrique (en Nb ind/1000 m³).

	Non ovigère	Ovigère	Ensemble
Surface	18.3	0.79	19.1
Fond	118.9	4	122.9
Fond et surface	68.59	2.4	71

Les abondances de crevettes blanches constatées en 2013 (71 ind/1000m³) sont très élevées par rapport aux années précédentes (respectivement 31, 46, 46, 49, 40 et 61 de 2007 à 2012). Ce sont les plus élevées depuis 2003 (107 ind/1000m³) et parmi les plus élevées de la série puisqu'elles se situent au dessus du 3^e quartile de la distribution pluriannuelle (62.6 ind/1000m³).

Assez typiquement, les abondances sont nettement plus importantes dans les prélèvements de fond. Elles sont même relativement anecdotiques dans les prélèvements de surface.

4.3.3.5 Le "stade" non ovigère

Il s'agit du regroupement de tous les animaux (immatures, mâles et femelles) à l'exception des femelles ovigères.

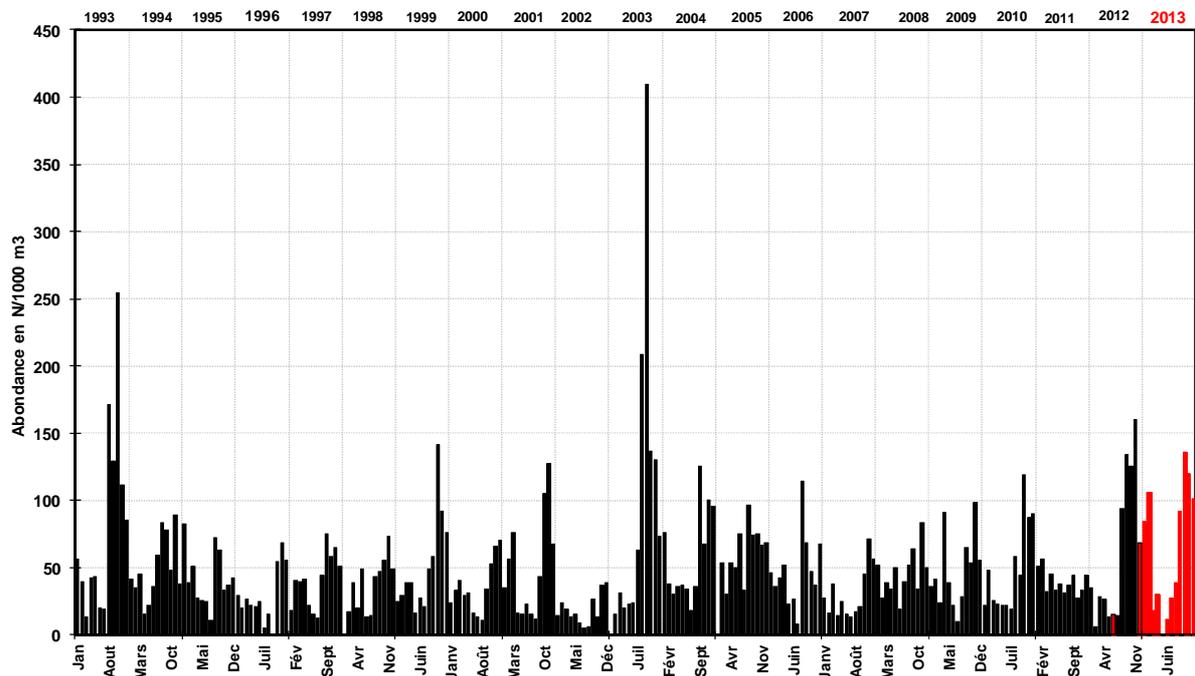


Figure 32. Évolution de l'abondance des crevettes non ovigères de 1993 à 2013.

L'abondance des crevettes blanches non ovigères, après le pic exceptionnel de 2003, s'est maintenue, ensuite durant huit ans à un niveau plus commun et modeste mais a fortement crû en 2012 (Figure 32). Les niveaux observés en 2013 sont encore supérieurs. De tels niveaux d'abondance s'avèrent rares et n'ont été surpassés qu'en 1993 et 2003 depuis 20 ans.

Le schéma saisonnier de 2013 est assez proche de celui de 2012, sauf en tout début d'année (Figure 32). Le pic d'abondance est très tardif avec des densités qui restent élevées jusqu'en décembre. Comme pour le gobie, un pic important est aussi présent les 2 premiers mois de l'année, ce qui est très rare. Il pourrait être lui aussi lié aux forts débits fluviaux enregistrés en 2013 selon le même principe : les forts débits fluviaux auraient maintenu la population plus à l'aval dans l'estuaire et conduit à une migration saisonnière de la population de moindre amplitude par rapport aux années précédentes. D'autant que les forts niveaux d'abondance sont aussi en partie liés au fort recrutement de 2012.

De mai à juillet, beaucoup de femelles sont ovigères⁸ et donc ne sont plus comptabilisées ici, d'où l'indentation visible sur la Figure 32, pour la plupart des années. Par la suite, un grand nombre d'entre elles entament une migration dans la partie basse des fleuves, ce qui contribue, en général, à diminuer les effectifs présents en zone estuarienne durant la fin de l'été et le début de l'automne, mais ce n'est guère le cas en 2013, où la décroissance ne s'observe qu'en décembre du fait des importants débits observés.

Enfin, notons que la présence récente dans la Gironde de *P. macrodactylus*, dont les traits écologiques ne correspondent pas exactement à ceux de la crevette blanche (Béguer, 2009 ; Béguer et al, 2010), induit peut-être aussi une certaine dérive par rapport au schéma habituel de répartition spatio-temporelle des années passées.

4.3.3.6 Le « stade » ovigère

Les crevettes blanches ovigères, comme les non ovigères, présentent des différences d'abondance significatives entre le fond et la surface, mais aussi longitudinalement, entre transects (non entre rives et large) avec un gradient transversal décroissant de l'amont vers l'aval.

Comme pour le stade non ovigère, les abondances de crevettes ovigères en 2013 sont remarquablement élevées (Figure 33) permettant d'envisager un recrutement important en 2013 qui pourra conduire à des abondances élevées en 2014. La part de femelles ovigères sur l'ensemble des crevettes se situe à un niveau médian par rapport à la distribution pluriannuelle établie sur les années 2000 (3.39 % - Figure 34).

L'évolution saisonnière est très marquée, avec la présence de femelles ovigères durant huit mois, entre mars et octobre, mais avec une abondance maximum peu étalée ne dépassant guère 3 mois durant les dernières années (mai à juin-juillet et plutôt à l'amont), avec une timide reprise en septembre. Cela correspond à une saison de reproduction assez étalée, par rapport à celles observées depuis 1996 (Figure 33), où la présence sur une grande partie de l'année de femelles ovigères résulterait de l'existence de deux pontes successives.

⁸ D'après Arousseau (1984) il y aurait le plus souvent deux ovogenèses successives et donc deux pontes. Une extension de la période d'ovogenèse est observée depuis une dizaine d'années (Chambon, 2004)

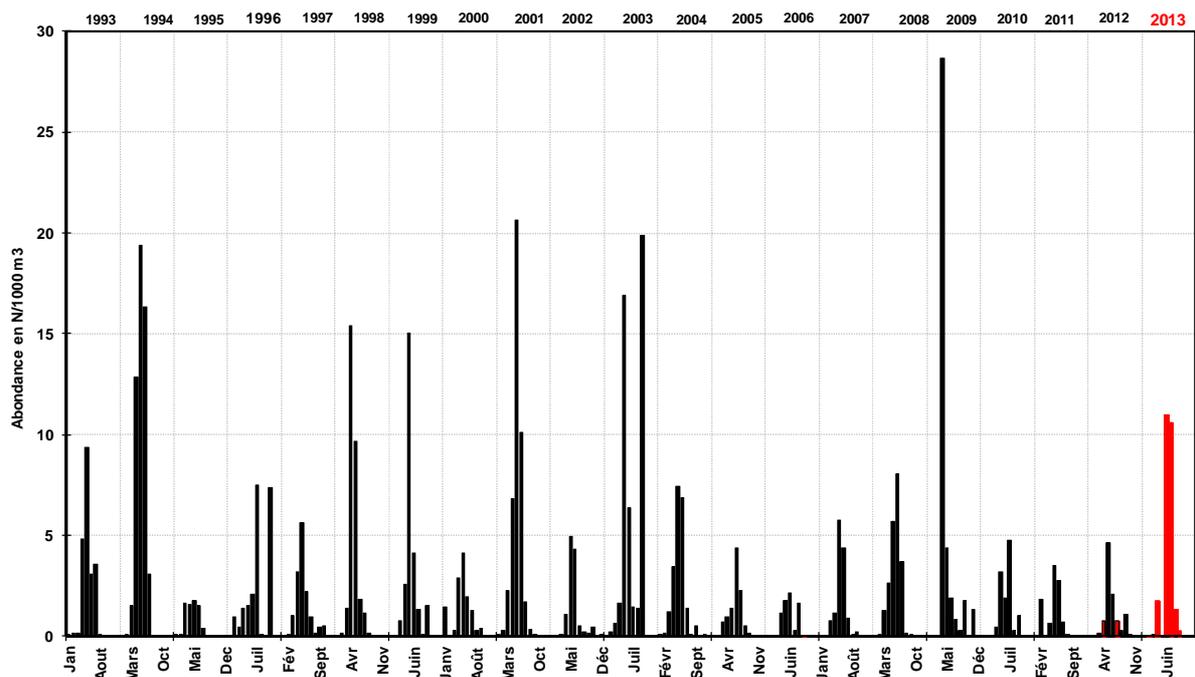


Figure 33. Évolution de l'abondance des crevettes ovigères de 1993 à 2013.

Cette situation, observée depuis quelques années, diffère de celle décrite par Sorbe (1983) et Arousseau (1984) qui n'ont pas observé de crevettes blanches ovigères durant le second semestre, mais uniquement jusqu'en juin. Depuis les années 1990, leur présence s'est considérablement étalée dans le temps : de février à septembre, voire au delà certaines années, comme 2012 (Chambon, 2004). Bergé (2008) confirme l'hypothèse, émise par Arousseau en 1984, d'une seconde reproduction dans l'année, voire même davantage.

L'étalement de la reproduction de *Palaemon longirostris* dans l'année, tend à rapprocher ce trait de vie de celui d'une nouvelle espèce invasive, peu distincte de la crevette blanche indigène, à savoir : *Palaemon macrodactylus*, non identifiée dans la Gironde avant fin 2006 (Béguer *et al*, 2008). Sa période de reproduction s'avère plus longue, avec au minimum deux pontes dans l'année (Béguer *et al*, 2010).

Une réduction conjointe de la taille à première maturité sexuelle, couplée à une diminution de moitié du nombre d'oeufs des femelles ovigères de *Palaemon longirostris*, sont d'autres signes d'une modification de la stratégie d'allocation de l'énergie pour la reproduction, chez cette espèce (Bergé, 2008, Béguer *et al*, 2010). Les changements de son environnement depuis une vingtaine d'année, en particulier : - le réchauffement des eaux, - la baisse des débits fluviaux, - une compétition avec une nouvelle espèce, etc., pourraient expliquer ces évolutions de sa biologie.

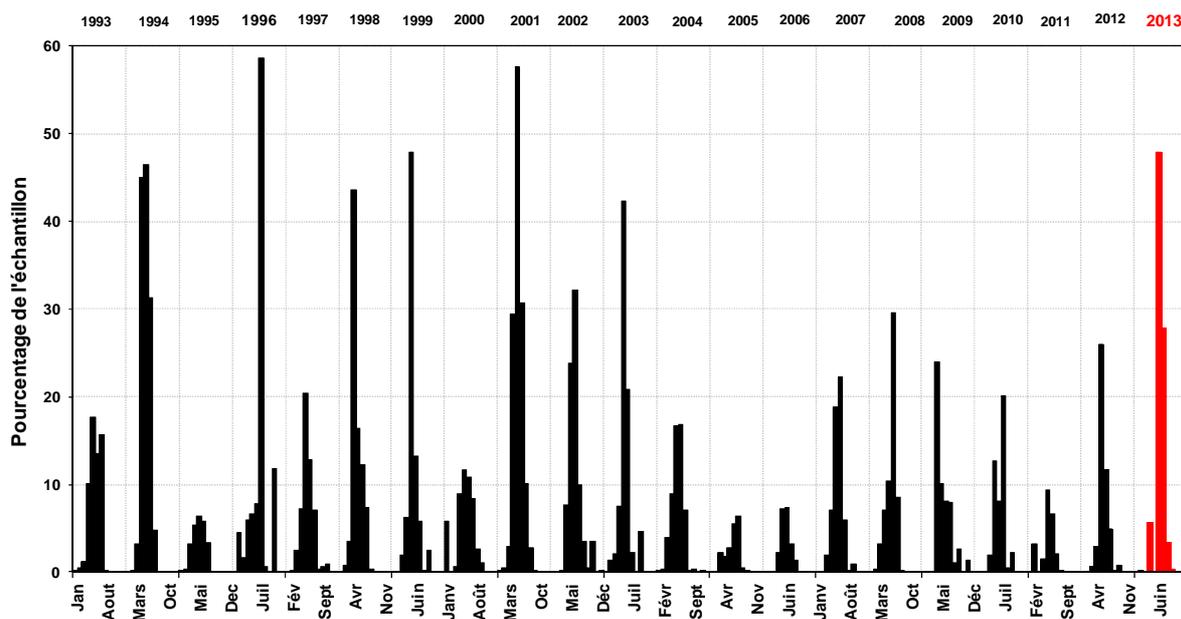


Figure 34. Évolution de la part de crevette blanche ovigère dans les échantillons (en %), toutes stations et tous transects confondus entre 1993 et 2012.

4.3.3.7 Conclusion

Le niveau d'abondance de crevettes blanches relevé en 2013 est très élevé par rapport aux années précédentes. C'est même le plus élevées depuis 2003 et il se situe parmi les plus élevées de la série (Figure 35).

Comme pour le gobie, cette observation est à mettre en relation avec le contexte hydrologique de 2013 qui a dû modifier le schéma migratoire classique de la population entre le bas des fleuves et l'estuaire. Il a ainsi conduit à maintenir dans la zone d'étude les individus issus du bon recrutement de 2012. L'enchaînement année sèche – année humide a ainsi permis d'observer des abondances très importantes de crevettes dans le milieu.

Dans le même temps, on ne peut exclure l'existence concomitante d'une hypothèse trophique qui pourrait avoir, au moins partiellement, contribué à ces fortes abondances de crevettes. Plus que le gobie, la crevette blanche constitue en effet une base trophique importante pour plusieurs espèces prédatrices qui fréquentent l'estuaire de la Gironde, que ce soit en permanence (anguille), ou de façon saisonnière (espèces marines telles que le maigre ou les bars...) (Pasquaud 2006 ; Pasquaud et al, 2007 et 2010). Or, le contexte hydrologique a probablement permis un relâchement de la pression de prédation par rapport aux années précédentes car les prédateurs classiques de la crevette (et particulièrement les espèces marines telles que le maigre ou les bars) ont été cette année bien moins abondants.

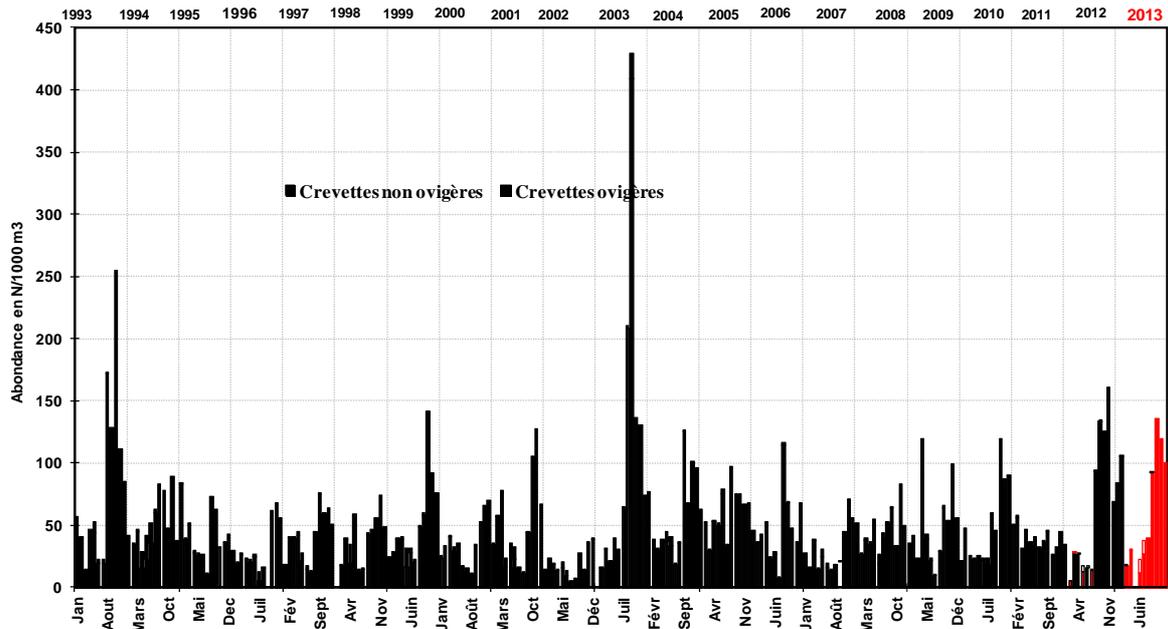


Figure 35. Evolution de la population de crevette blanche de 1993 à 2013.

La crevette blanche qui fait l'objet d'une pêche dirigée doit continuer à être suivie attentivement. Des variations cycliques d'abondances caractérisent son évolution depuis une vingtaine d'années. **Sa situation, après quelques années d'abondance moyenne (1997 à 2001), puis une très mauvaise année (2002), suivie d'une autre, exceptionnellement bonne (2003), est tombée en 2007 à un niveau extrêmement bas. Après un niveau médian depuis 2008, son abondance augmente brusquement en 2012.** L'arrivée d'une autre espèce de crevette blanche dans l'estuaire (d'origine asiatique et difficile à différencier de l'espèce autochtone) depuis une vingtaine d'années, s'avère aussi un événement important, susceptible de modifier l'équilibre des populations locales.

Il importe aussi de souligner l'existence de malformations prononcées de l'exosquelette de nombreux spécimens de crevettes blanches (espèces autochtone et invasive) et de crevette bouquet, apparues au moins dès 1992 et qui tendent à s'intensifier. Ce phénomène qui touche une forte proportion des populations girondines, concerne aussi d'autres estuaires français et étrangers, mais toujours dans de plus faibles proportions que dans la Gironde. Elles traduisent vraisemblablement de graves perturbations de l'environnement de ces espèces, d'origine encore indéterminée (mais probablement non virale et non métallique), dont l'étude est actuellement en cours. Ces malformations ont un fort effet négatif sur les taux de survie, se transmettent au cours des diverses mues dès les premiers stades larvaires. De plus, il a été montré que des femelles saines donnent naissances à un taux élevé (20 %) de larves déformées (Feuillassier *et al*, 2012). Aussi ce phénomène doit-il modifier l'équilibre de ces populations (Béguer *et al*, 2010) et leur chute d'abondance depuis quelques années en est vraisemblablement une de ses conséquences.

Des analyses complémentaires ont été menées depuis 2010 par EDF : - tests d'écotoxicité, - atteintes microbiologiques (vibrions), génétiques (ADN) et métaboliques (profil lipidique, C¹³ et C¹⁴). Pour l'instant seuls le métabolisme des phospholipides et les taux de C¹³ et C¹⁴ diffèrent significativement, ces derniers pouvant traduire une différence de source de nourriture ou un métabolisme accéléré, chez les spécimens déformés.

Une étude montre aussi un impact possible des zones viticoles au travers de leurs produits de traitement sur les crevettes blanches (Goubet, 2013).

Les taux de mortalités engendrés par le CNPE du Blayais ont été réévalués en 2006 - 2007 et demeurent proches de 20 % au niveau des opérations de décolmatage, comme constaté lors des premières études (Boigontier et Mounié, 1984 et 1986 ; Béguer *et al*, 2007). Cependant, comme il l'avait déjà été souligné à l'époque, des défaillances techniques (empêchant d'atteindre un taux de récupération de 90 % en basse pression) sur un seul tambour augmentent de 25% cette mortalité certaines années. Cela a par exemple été constaté durant 6 mois en 2006 (Béguer, 2007), mais ces problèmes techniques ont cependant été résolus.

4.3.4 L'alose vraie ou grande alose *Alosa alosa*

Cette espèce, *Alosa alosa* L. (1758), a fait l'objet en France et surtout dans le bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne, de nombreux travaux (Boisneau, 1990, Cassou Leins et Cassou Leins, 1981; Cassou Leins et al., 1988 ; Rochard, 1992 ; Taverny et Elie, 1990 ; Taverny, 1991 ; Martin et al., 1995 ; Martin, 1996 ; Lambert et al. (1997) ; Bellariva, 1998 ; Martin Vandembulcke, 2001 ; Baglinière et Elie, 2001 ; Jatteau et al, 2004 ; Chanseau et al, 2005 ; Tomas et al, 2005 ; Lochet 2006 ; Jatteau et Bardonnnet, 2008; Bardonnnet et Jatteau , 2008 ; Lochet et al, 2008 ; Lassalle, 2008; Lassalle et al, 2008, 2009 a et b ; Rougier, 2010 ; Jatteau & fraty, 2012 ; SMEAG, 2013).



Figure 36. Juvénile (15 cm) d'alose vraie *Alosa alosa*

Les aloses qui peuplent les hydrosystèmes d'Europe de l'ouest sont des poissons migrateurs amphihalins potamotoques (reproduction en eau douce, sur la partie moyenne des axes fluviaux et croissance en mer) appartenant à la famille des Clupéidés.

La grande alose se distingue de l'alose feinte par un plus grand nombre de branchiospines (90-160 pour *A. alosa* contre 30-60 pour *A. fallax*) ceci en relation avec des proies de plus petite taille.

4.3.4.1 Rappel sur l'écologie

L'aire de répartition de cette espèce englobe les côtes scandinaves, anglaises et irlandaises, atlantiques françaises, espagnoles, portugaises et marocaines et également les pourtours du bassin occidental de la Méditerranée (Baglinière *et al*, 2003).

Il s'agit d'une espèce présentant un phénomène de homing considéré comme très prononcé⁹, les alevins dévalant proviennent de géniteurs eux-mêmes issus du bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne (Tomas *et al*, 2005).

La durée du cycle est de 2 à 5 ans pour les mâles (le plus souvent 4) et de 3 à 6 ans pour les femelles (le plus souvent entre 4 et 5). La maturité sexuelle est donc assez tardive, soit entre 4,5 et 5,5 ans pour les mâles et entre 4,5 et 6 ans pour les femelles (Lassalle *et al*, 2008).

L'alose, en mer, est un prédateur sélectif d'espèces essentiellement pélagiques dont les euphausiacés constituent la plus grande part (Taverny et Elie, 2001 b).

Son cycle biologique comporte 4 écophases principales.

⁹ Ces aspects de son écologie font l'objet de programmes de recherches.

1) **La reproduction dans les eaux fluviales** a lieu de mai à juillet sur des frayères situées à l'amont de la zone de marée dynamique. Elle est suivie par une phase de croissance initiale en fleuve. Les larves acquièrent un comportement pélagique immédiatement après l'éclosion (Véron *et al*, 2003), favorisant leur dispersion vers l'aval. La durée du séjour des jeunes stades dans les eaux fluviales varie de 54 à 124 jours, la durée moyenne étant de 84 jours (Lochet, 2006).

L'âge et la taille de maturité des diverses populations, montrent un gradient négatif, par rapport à la latitude, au sein de l'aire de répartition globale de l'alose vraie (Lassalle *et al*, 2008).

2) **La migration d'avalaison des juvéniles et leur stabulation estuarienne.** C'est la phase que nous échantillons dans le cadre de ce suivi. Comme dans le cas de l'alose américaine *Alosa sapidissima*, (Leggett et Whitney, 1972), le déclenchement de cette migration catadrome est probablement thermodépendant. Néanmoins, d'autres facteurs doivent entrer en jeu puisqu'il a été montré que certains juvéniles d'alose américaine gagnent la mer dès le mois de juin (Limburg, 1995; Limburg, 1996). Des suivis récents en Garonne-Dordogne mettent en lumière la difficulté à suivre ces jeunes stades et les caractéristiques de leur dévalaison (SMEAG, 2013).

Dans l'estuaire de la Gironde on rencontre les premiers alosons d'*Alosa alosa* de l'année à partir de juillet ou août. Ils ont une taille d'environ 5 - 6 cm, sont âgés en moyenne de 88 jours (Lochet *et al*, 2009) et les abondances maximales surviennent généralement en automne (Boigontier et Mounié, 1984 ; Boigontier et Albiges, 1987 ; Taverny et Elie, 1988 ; Martin Vandembulcke, 2001).

Contrairement à la première hypothèse d'une stabulation estuarienne des juvéniles de plusieurs mois (Taverny, 1991), le séjour estuarien des jeunes aloses vraies s'avère très court, selon les dernières études (Lochet *et al*, 2009). Des suivis individuels basés sur l'analyse de la microchimie et de la microstructure des otolithes ont en effet démontré que la durée moyenne du séjour estuarien est de 11 jours (4 à 36 jours pour les extrêmes), pour les aloses revenant dans le bassin. Cette durée serait peu variable d'une année de dévalaison à l'autre. En outre, il semble exister une période de présence en estuaire plus favorable à la survie des individus (début juillet à fin décembre) (Lochet, 2006).

Durant leur séjour estuarien les alosons sont très majoritairement observés dans les stations de surface.

Au printemps la plupart des individus ont quitté l'estuaire pour gagner la mer ; leur migration est très brusque. D'après Taverny (1991), le déclenchement de cette migration serait lié à des modifications de variables environnementales (milieu à tendance dulçaquicole et dont la température est inférieure à 5°C).

3) **La croissance marine** qui a lieu sur le plateau continental et la zone littorale et qui dure de 2 à 6 ans (Taverny et Elie, 2001 a).

4) **La migration de reproduction**, qui se déroule de mars à juin. La structure en âge des géniteurs dans le bassin de la Gironde a été évaluée par Lambert et Martin-Vandembulcke (2001) et la vitesse de déplacement, dans la partie la plus haute de l'estuaire, serait de 17 à 23 km/jour selon Rochard (2001).

4.3.4.2 Analyse des fréquences, des abondances et répartition bathymétrique

En 2013, la fréquence globale des juvéniles de grande alose reste relativement faible dans l'estuaire (Tableau 10). Sa valeur (4%) est certes supérieure celle de 2012 mais reste loin de la valeur record de 2009 (10,8 %) et même sensiblement inférieure à celles de 2010 et 2011 (4,3 et 4,9 %). Elle demeure donc en baisse par rapport aux fréquences d'avant 2003 (11,1 en 2006 ; 5,2 en 2005; 7,6 en 2004 ; 9,1 en 2003 ; 19,8 % en 2002 et 14,9 % en 2001).

Tableau 10. Indice de fréquence d'occurrence dans les prélèvements de la grande alose dans les différents transects en 2013

	T2	T3	T4	T5	Global
Fréquence en %	10,3%	4,5%	1,5%	0,0%	4,0%

La répartition selon les transects de la fréquence des juvéniles de grande alose peut être assez variable. En 2013, le patron spatial est orienté de l'aval vers l'amont avec un maximum sur le transect le plus aval et une valeur nulle sur le T5. Cela confirmerait la tendance des alosons à séjourner préférentiellement dans la partie la plus aval de l'estuaire, bien qu'il soit délicat de se baser sur des chiffres aussi faibles.

Tableau 11. Abondance de la grande alose en 2013, par situation bathymétrique (en Nb ind/1000 m³).

	Tous Transects
Surface	0,015
Fond	0,009
Fond et surface	0,012

La grande alose est une espèce pélagique et sa capture dans les prélèvements de fond reste anecdotique comme en 2013 (Tableau 11).

L'abondance globale de cette espèce (Tableau 11) renoue avec les minima des années 2003 à 2008 (0,01 à 0,06 ind/1000m³). Elle est près de 2 fois inférieure à la médiane pluriannuelle (0,3 ind/1000m³). Malgré une année 2013 hydrologiquement plus favorable, les très faibles recrutements des années n-5 et n-6, ainsi que l'étiage encore extrêmement sévère et prolongé en 2012, y ont vraisemblablement contribué. Une première analyse des relations stock -recrutement (géniteurs - progéniture) a permis de mieux cerner les raisons de cette situation préoccupante et d'avancer quelques hypothèses (Rougier, 2010 ; Rougier et al, 2012) : des mortalités en hausse ainsi que des phénomènes dépensatoires (diminution de la fécondité) seraient en cause.

La reproduction des aloses à Agen et en moyenne Garonne demeure très faible depuis plusieurs années et bien en deçà de celle des années fastes 1994/1998, selon les observations menées sur tous les sites connus d' Agen à Golfech (Carette, 2003). Les estimations des effectifs de géniteurs sur l'ensemble des deux fleuves (Garonne et Dordogne) montrent la même évolution, avec une baisse de moitié durant les années 2002 à 2005, par rapport à 1994-1999. En 2006, ils auraient encore été divisés par deux, puis, presque par 10 jusqu'en 2008 (données L. Carry, Migado). Aussi en une dizaine d'années les effectifs de géniteurs ont été réduits à seulement 3-4 % de ceux observés dans la dernière moitié des années 90. Par contre en 2009 une certaine reprise est observée, avec un effectif 4 fois supérieur à celui de 2008 et qui se renforce en 2010 et 2011. Mais les chiffres pour 2012 retombent au niveau de 2007.

4.3.4.3 Conclusion

Les années 2009 à 2011 se caractérisent encore par une rareté des juvéniles (Figure 37), bien qu'une légère augmentation d'abondance ait eu lieu. Mais le recrutement de cette espèce en 2013 comme en 2012, s'avère extrêmement réduit et tardif (novembre- décembre !).

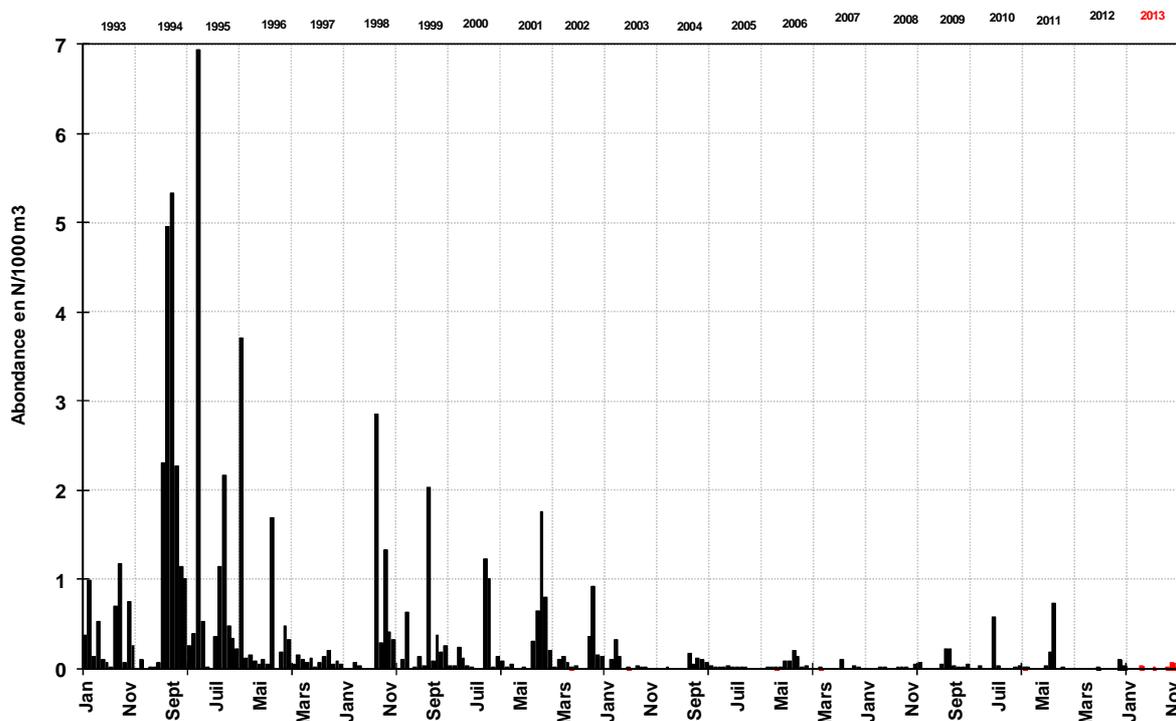


Figure 37. Evolution de l'abondance en juvéniles de grande alose de 1993 à 2013.

Malgré une situation hydrologique plus favorable en 2013, il est probable que le recrutement continue à pâtir des fortes contraintes sur la reproduction engendrées par des étiages longs et sévères depuis la canicule de 2003. La diminution drastique de ses reproducteurs depuis 2006, voire la qualité de la reproduction s'avèrent de forts handicaps pour cette espèce. Son recrutement demeure depuis neuf ans à un niveau extrêmement bas (Figure 37).

Le léger mieux observé depuis 2009 (quelques dizaines d'individus pêchés au total sur l'année) n'a donc pas fait long feu. Ceci alors que les surfaces de frayères accessibles dans le bassin versant sont importantes. La canicule de 2003, suivie d'une sécheresse prolongée en 2004, puis de 2005 à 2007, auraient encore aggravé la situation de cette espèce déjà délicate, en ayant compromis les reproductions (difficultés d'accès aux frayères et environnement défavorable, reproduction défailante, faible survie larvaire et post larvaire, température élevée et hypoxie de l'estuaire amont lors de la dévalaison). En 2012, si les débits fluviaux se sont renforcés au premier semestre, ils sont restés, comme en 2011, exceptionnellement bas au second avec une température moyenne haute (cf première partie). Mais il ne faut pas sous estimer non plus les effets de la dégradation continue de l'environnement, en particulier les pollutions organiques et chimiques importantes. Des études ont traité des problèmes de contamination métallique, en particulier du mercure, bien présent chez cette espèce (Lochet *et al*, 2008). Rougier *et al* (2012) ont également avancé des hypothèses de

phénomènes dépensatoires chez cette population, à savoir une diminution de la fécondité, comme cause de son déclin.

Une attention toute particulière doit continuer à être portée à cette espèce dans les années à venir, du fait des répercussions de cette extrême rareté au stade juvénile, qui perdure depuis 9 ans, sur la dynamique de la population, dont on perçoit les conséquences sur les stocks de géniteurs et donc sur leurs potentialités d'exploitation. La pêche a d'ailleurs été fermée pour cette espèce dès 2008, mais cette mesure, bien tardive, peut-elle s'avérer suffisante si la cause environnementale s'avère dominante, dans un milieu fort dégradé ?

Les autres pressions humaines, en particulier les tambours de filtration du CNPE du Blayais et la pêche aux civelles et aux crevettes blanches (pibalours), qui engendrent une mortalité totale des alosons filtrés ou capturés (Boigontier et Mounié, 1984 et 1986 ; Castelnaud et al, 1998) s'avèrent d'autant plus préjudiciables sur une espèce en situation d'extrême fragilité, vu la réduction drastique de son stock.

Depuis 2003, cet indice d'abondance est confiné dans des limites très proches de zéro, ce qui traduit bien une situation extrêmement critique (Figure 49), ceci d'autant plus qu'un événement hydroclimatique encore plus sévère que celui de 2003 s'est reproduit en 2011 et au second semestre 2012.

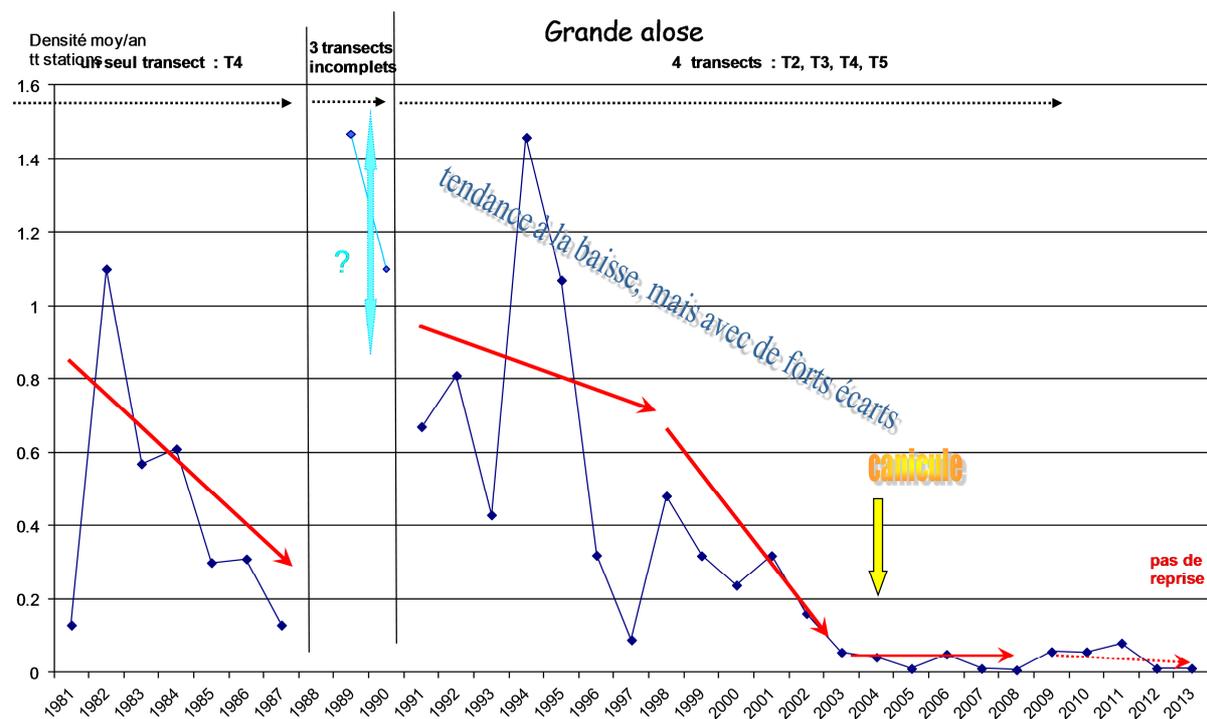


Figure 38. Évolution de l'abondance moyenne annuelle en juvéniles de grande alose de 1981 à 2013. L'année 1988 n'a été suivie que très partiellement (moyenne non significative, non représentée ici) et 1989 pendant seulement 9 mois.

Bien que 2013 ait été une année « humide », il faut aussi souligner que l'environnement évolue tendanciellement de façon défavorable pour l'alose et s'avère préoccupant pour le maintien de cette population dans la Gironde. Ainsi, malgré les crues de 2013, les débits fluviaux se sont fortement réduits depuis plus d'une décennie. Cette baisse associée à une élévation de la température moyenne et à une montée thermique plus rapide en période de reproduction, puis à une situation hypoxique et

très turbide de l'estuaire amont lors de la dévalaison estivale des juvéniles, constituent autant de facteurs défavorables pour cette espèce.

Un travail général sur la projection des distributions des espèces amphihalines, à la fin du XXI^{ème} siècle, dans le contexte du changement climatique, montre d'ailleurs **la forte sensibilité de ce groupe aux modifications du climat** (Lassalle, 2008).

4.3.5 L'alse feinte ou gatte *Alosa fallax*



Figure 39. Juvénile (10 cm) d'alse feinte, *Alosa fallax*

Elle se distingue de la grande alose par un nombre de branchiospines plus faible en raison d'un régime alimentaire caractérisé par des proies de plus grande taille.

4.3.5.1 Rappel sur l'écologie

Les populations de l'alse feinte *Alosa fallax* Lac. (1803) se répartissent des côtes du sud de la Scandinavie jusqu'au sud de l'Espagne ainsi que dans tout le bassin méditerranéen (Taverny, 1991 ; Baglinière et Elie, 2001 ; Taverny et Elie, 2001 a ; Aprahamian *et al* 2003, Lassalle, 2008).

Un régime alimentaire à tendance plus piscivore que celui de la grande alose, et centré sur l'anchois, caractérise cette espèce (Taverny et Elie, 2001 b ; Aprahamian, 1989; Maitland & Lyle, 2005; Oesmann & Thiel, 2001).

La durée du cycle biologique est de 2 à 3 ans pour les mâles et de 3 à 6 ans pour les femelles, il comporte 4 écophases principales.

1) **La reproduction** a lieu entre mai et juin, dans la partie basse des fleuves, à l'aval de la zone de marée dynamique. La durée du séjour des jeunes stades dans les eaux fluviales varie de 7 à 84 jours, la durée moyenne étant de 46 jours (Lochet, 2006).

2) **La migration d'avalaison des juvéniles et leur stabulation estuarienne.** Les premiers juvéniles de cette espèce arrivent en estuaire vers les mois de juin-juillet, la densité étant maximale en juillet-août dans l'estuaire de la Gironde, soit plus tôt que pour la grande alose. Il s'agit de l'écophase que nous échantillonons (Figure 39).

La durée du séjour estuarien est plus importante que pour la grande alose mais elle reste relativement brève : elle est d'en moyenne 25 jours (7 à 57 jours pour les extrêmes). Cette durée est plus variable d'une année de dévalaison à l'autre que pour la grande alose (Lochet, 2006).

Les va-et-vient entre la mer et l'estuaire identifiés par Taverny (1991) et Taverny et Elie (1988) restent à vérifier et à décrire de façon plus précise. Mais en fait divers patrons de migration peuvent parfois coexister, comme cela a été démontré dans l'Elbe où certains individus reviennent de la mer à l'estuaire avant d'entreprendre une seconde migration qui leur fait quitter définitivement ces eaux dessalées, jusqu'à l'âge adulte (Magath *et al*, 2013).

La densité des juvéniles de cette espèce est en général maximale en juillet - août dans l'estuaire de la Gironde, soit plus tôt que pour la grande alose.

3) **La croissance marine** a lieu sur le plateau continental et la zone littorale, elle dure de 2 à 5 ans.

4) **La migration de reproduction** se déroule de mars à juin.

4.3.5.2 Analyse des fréquences, des abondances et répartition bathymétrique

La fréquence globale des juvéniles d'alose feinte, après un rebond en 2009 (21,6 %), mais sans suite en 2010 et 2011 (13,1 % et 12,8 %), explose en 2012. L'explosion se poursuit en 2013 (Tableau 12).

Tableau 12. Indice de fréquence d'occurrence dans les prélèvements de l'alose feinte dans les différents transects en 2013

	T2	T3	T4	T5	Global
Fréquence en %	58,6%	65,2%	53,0%	63,3%	60,0%

On ne note pas de gradient longitudinal des fréquences de capture cette année (généralement croissant vers l'aval) pour l'alose feinte

Tableau 13. Abondance de l'alose feinte en 2013, par situation bathymétrique (en Nb ind/1000 m³).

	Tous Transects
Surface	2,57
Fond	1,36
Fond et surface	1,96

Contrairement à la grande alose, si l'alose feinte est une espèce plutôt pélagique, son comportement, notamment alimentaire, est légèrement différent et sa capture dans les prélèvements de fond n'est pas anecdotique (Tableau 11).

Après un pic d'abondance remarquable en 2012 (5,13 ind/1000m³), l'abondance de l'alose feinte en 2013 revient à un niveau plus modeste (1,96 ind/1000m³) mais reste largement supérieure à la médiane pluriannuelle établie sur la période 1981-2013 (1,17 ind/1000m³). Elle se situe à un niveau comparable à celui des années 1990 en moyenne (Figure 41).

4.3.5.3 Conclusion

Contrairement à 2012, le schéma saisonnier d'abondance des juvéniles d'alose feinte en 2013 montre deux périodes de présence au premier et au second semestre.

Globalement, on note un net reflux d'abondance après le pic soudain de 2012. Mais son niveau 2013 reste malgré tout sur un pallier nettement plus haut que celui des années 2000.

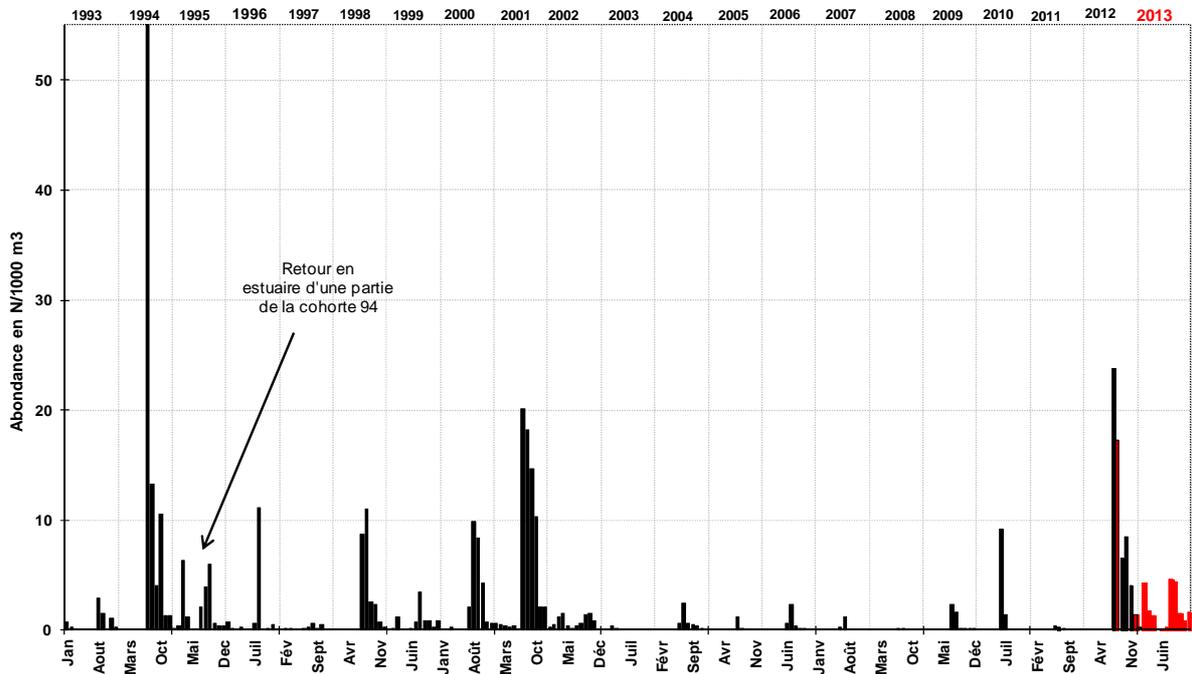


Figure 40. Evolution de l'abondance en juvéniles d'alse feinte de 1993 à 2013.

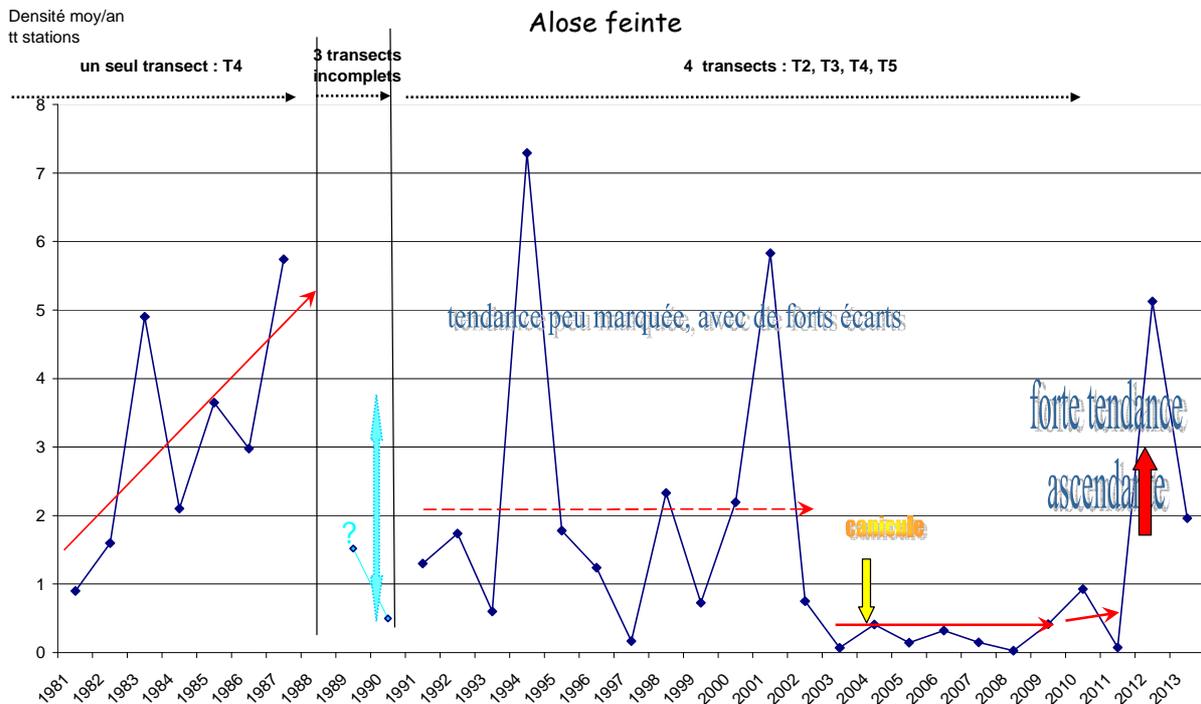


Figure 41. Évolution de l'abondance moyenne annuelle en juvéniles d'alse feinte de 1981 à 2013. L'année 1988 n'a été suivie que très partiellement (moyenne non significative, non représentée ici) et 1989 pendant seulement 9 mois.

La situation de cette espèce qui s'était bien améliorée en 2000 et surtout en 2001, s'est fortement dégradée en 2003, comme celle de la grande alose (abondances quasi nulles durant cette année de canicule exceptionnelle). Seul le léger sursaut en 2009 a quelque peu déparé de cette longue période, très mauvaise en terme d'abondance, jusqu'en 2011 (Figure 41). Aussi la reprise soudaine et très importante des abondances d'alose feinte en 2012 s'est atténuée mais reste significative en 2013. Ceci s'avère un signe encourageant pour cette espèce.

Il convient cependant de rester très attentif à l'évolution future de l'alose feinte et aux possibilités d'exploitation. Ceci d'autant plus que, malgré une année 2013 hydrologiquement favorable, la tendance lourde s'oriente vers des situations environnementales défavorables, à savoir des débits fluviaux réduits couplés à une élévation de la température moyenne. Associés à des pollutions croissantes, cette situation environnementale s'avère préoccupante pour le devenir de cette population.

Comme cela a déjà été souligné pour la grande alose, il ne faut pas sous estimer non plus les effets de la dégradation continue de l'environnement, en particulier au niveau des pollutions organiques, chimiques et métalliques. Des études récentes (Lochet *et al*, 2008) ont mis en évidence les problèmes de contamination métallique, en particulier du mercure chez cette espèce. Dans un contexte de réchauffement global, les contraintes hydrodynamiques supplémentaires, associées à la détérioration de plus en plus marquée de l'environnement, s'avèrent un handicap important pour la survie de ces populations.

Un travail général sur la projection des distributions des espèces amphihalines, à la fin du XXI^{ème} siècle, dans le contexte du changement climatique, montre d'ailleurs la forte sensibilité de ces espèces aux modifications du climat (Lassalle, 2008).

4.3.6 La civelle d'anguille *Anguilla anguilla*



Figure 42. Civelles d'anguille européenne *Anguilla anguilla*

Dans l'estuaire de la Gironde, les civelles d'anguilles ont fait et font encore l'objet de nombreux travaux de recherches et d'études (Cantrelle, 1981 ; Debenay & Elie, 1989 ; 1991 ; 1993 ; Rochard, 1992 ; Gramaglia, 1993 ; Lambert *et al.*, 1994 ; 1995 ; 1996 ; Debenay, 1995 ; Debenay *et al.*, 1995 ; Roqueplo *et al.*, 2001 ; Beaulaton, 2002 ; Beaulaton & Castelnaud, 2005 et 2009 ; Daverat & Tomas, 2006 ; Edeline *et al.*, 2006 ; Imbert, 2008 ; Bureau du Colombier, 2007 et 2008)

4.3.6.1 Rappel sur l'écologie

L'anguille, seul grand migrateur amphihalin thalassotoque d'Europe de l'ouest, se reproduit en profondeur dans la Mer des Sargasses. Les larves leptocéphales issues de la reproduction sont amenées sur nos côtes par le "Gulf stream" pendant une période de durée très variable, de 7 à 36 mois selon les auteurs (Lecomte et Yahyaoui, 1989; Dekker, 2004, Bonhommeau *et al.*, 2010). A la limite du talus continental au mois d'août - septembre (Schmidt, 1922), les larves leptocéphales se métamorphosent en civelles translucides (Figure 42) qui remontent les estuaires en profitant du flot, s'y accumulent et colonisent ensuite les eaux continentales (Elie, 1979). Dans l'estuaire de la Gironde, elles migrent de septembre à avril (Elie et Rochard, 1994). Les stratégies d'occupation de ces milieux estuariens semblent évoluer, comme l'attestent les proportions non négligeables d'individus qui y séjourneraient, durant des années, voire y reviendraient, depuis les fleuves (Daverat, 2005 ; Imbert, 2008).

4.3.6.2 Analyse des fréquences, des abondances et répartition bathymétrique

La fréquence globale de la civelle dans nos prélèvements atteint en 2013 près de 22 % (Tableau 14) ce qui la situe en deçà de la moyenne pluriannuelle établie sur la période 1981-2013 (31% au fond et 30% en surface.

Tableau 14. Indice de fréquence d'occurrence dans les prélèvements de la civelle dans les différents transects en 2013

	T2	T3	T4	T5	Global
Fréquence en %	12,1%	22,7%	30,3%	20,0%	21,6%

La répartition des civelles, entre les différents transects, tend généralement à s'accroître vers l'amont, mais ce n'est guère le cas en 2013, avec un maximum sur T3 et T4.

L'abondance de la civelle dans nos échantillons en 2013 (0,37 ind/1000m³ - Tableau 15) atteint un niveau que l'on n'avait plus vu depuis 2009 (0,41 ind/100m³). Et ce, même s'il reste à un niveau faible, proche du 1^{er} quartile de la distribution pluriannuelle établie sur 1981-2013 (0,3 ind/1000m³).

Tableau 15. Abondance de la civelle en 2013, par situation bathymétrique (en Nb ind/1000 m³).

	Tous Transects
Surface	0,10
Fond	0,64
Fond et surface	0,37

4.3.6.3 Conclusion

Quoiqu'encore très faible par rapport aux valeurs historiques, l'abondance de la civelle montre un léger sursaut en 2013 (Figure 43 et Figure 44) tant sur la cohorte issue de la migration 2011-2012 que sur celle issue de la migration 2012-2013. Et ce, malgré des abondances extrêmement faibles relevées fin 2012.

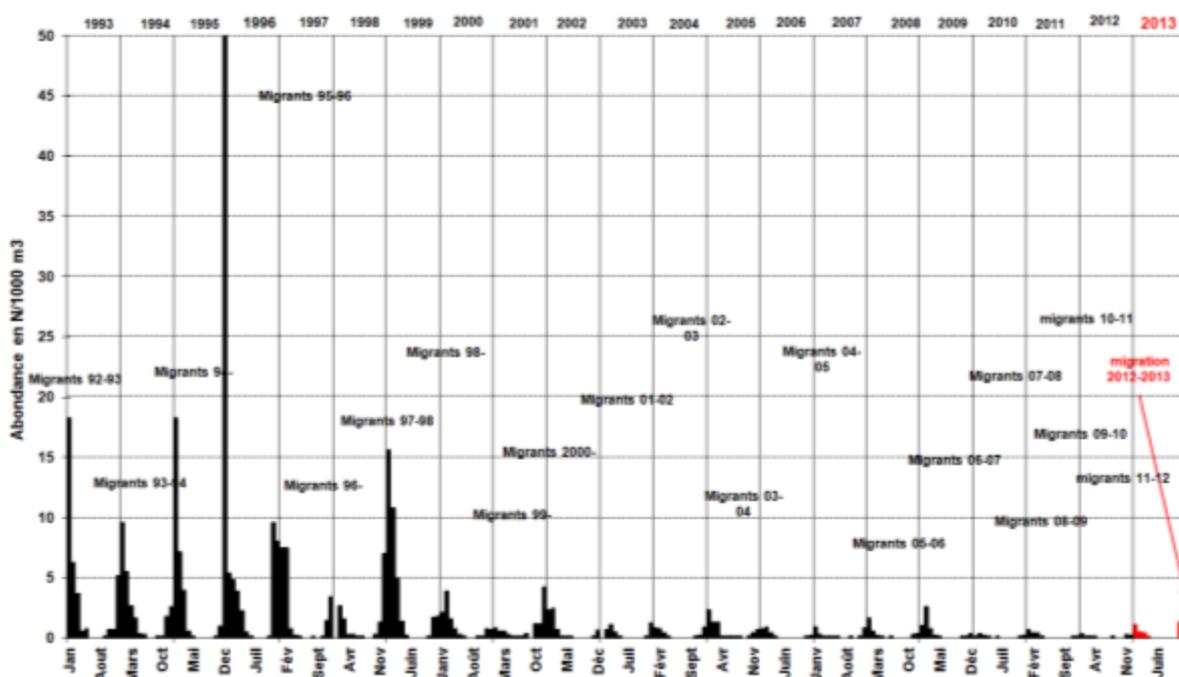


Figure 43. Évolution de l'abondance en civelles d'anguille de 1993 à 2012, toutes stations confondues.

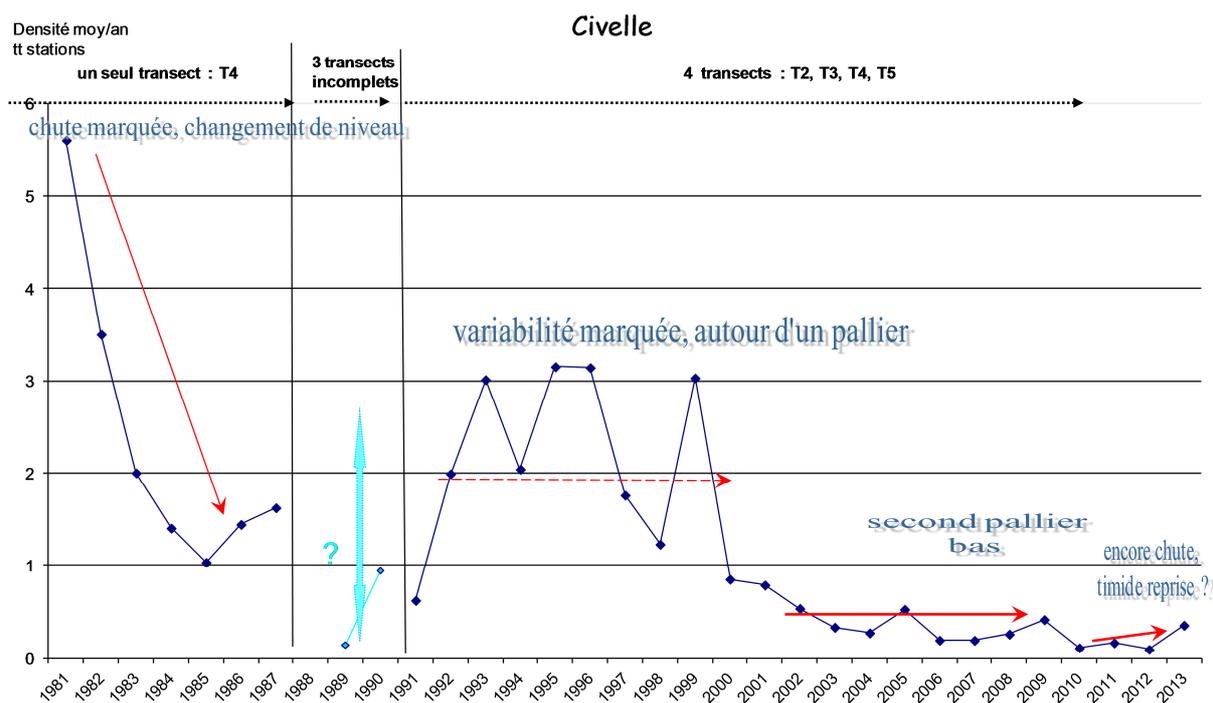


Figure 44. Évolution de l'abondance moyenne annuelle en civelles de 1981 à 2013. L'année 1988 n'a été suivie que très partiellement (moyenne non significative, non représentée ici) et 1989 pendant seulement 9 mois.

Cette espèce, comme les autres anguilles américaine et asiatiques, décline fortement depuis le début des années 1980 (Dekker et al, 2003). Les nombreuses causes de cette chute d'abondance ont été listées, mais une hiérarchisation de celles-ci demeure encore impossible (ICES, 2002).

La pêche et la perte d'habitats (en raison des barrages) ont souvent été évoquées comme les facteurs responsables de cette situation, et touchent la majeure partie des stades de l'anguille, de la civelle aux subadultes.

Mais d'autres raisons, liées à l'environnement physico-chimique et biologique, contribuent aussi à la diminution d'abondance de cette espèce. Les modifications de l'hydrologie océanique, liées au réchauffement global, qui affectent particulièrement les migrateurs amphihalins (Lassale et al, 2008, 2009a et b) tendent aussi à allonger la durée de migration des larves, vu les évolutions de la dynamique du Gulf Stream. Le parasitisme des anguilles par des vers nématodes (*Anguillicola crassus*) qui perforent leur vessie natatoire et la fragilisent, réduit ses capacités de déplacement vers les milieux abyssaux. S'ajoutent aussi à ces nouvelles contraintes les effets néfastes de la pollution (Bureau du Colombier et al, 2007 ; Geeraerts & Belpaire, 2010 ; Tapie et al, 2011), en particulier ceux dus aux PolyChlorobiphényles (PCB) qui limitent la mobilisation des graisses stockées en réserve et donc la production d'énergie nécessaire à la migration transocéanique vers les lieux de reproduction. Tapie et al. (2006 et 2011) et les services vétérinaires (cf chapitre 8.5.3 p.202) relèvent d'ailleurs des concentrations élevées de PCB chez les anguilles et anguillettes de la Gironde. Les problèmes de pollution chronique par le cadmium dans la Gironde, affectent aussi le métabolisme de cette espèce (Pierron et al, 2007).

Le constat concernant la situation de l'anguille en Gironde, qui continue à se détériorer après sa forte chute d'abondance depuis 2 à 3 décennies (Beaulaton & Castelnaud, 2009), concorde donc avec le contexte général de réduction d'abondance de l'anguille sur toute son aire de répartition, en induisant une réduction de ses possibilités d'exploitation.

Au niveau européen un plan de gestion de l'anguille a été exigé de chacun des Etats concernés et conduit à des efforts de réduction des prélèvements à tous ses stades d'exploitation ainsi que des autres causes de mortalité et de dégradation de ses habitats: <http://www.onema.fr/Sauvegarde-de-l-anguille>

Malgré le sursaut de 2013, le constat actuel sur la situation de cette espèce reste donc fort précaire et peu encourageant pour l'avenir.

4.3.7 L'éperlan *Osmerus eperlanus*



Figure 45. Eperlan *Osmerus eperlanus*

4.3.7.1 Rappel sur l'écologie

L'éperlan *Osmerus eperlanus* L., 1758 est un petit poisson migrateur amphihalín potamotoque qui passe l'essentiel de sa vie en zone côtière marine. Les éperlans adultes se regroupent en zone estuarienne en octobre-novembre ; la reproduction à lieu de février à mai, selon la température de l'eau, dans la partie basse des fleuves. Les œufs benthiques incubent une vingtaine de jours, puis les larves dévalent avec le courant et se retrouvent en zone estuarienne (Borchardt, 1988). Un comportement de nage un peu particulier (Lardeux, 1986) leur permet de demeurer dans la zone mésohaline de l'estuaire alors que les adultes fréquentent la zone polyhaline.

La croissance des individus est très rapide : 10-11 cm au premier hiver en Loire (Robin, 1992) ; la longévité est faible : 3-4 ans pour une taille maximum des individus de 15-20 cm. Dès leur première année, une partie des animaux participe à la reproduction.

Il s'agit d'une espèce dont la distribution géographique couvre les eaux côtières de l'Europe du Nord. On la rencontre du sud de la Norvège au sud du golfe de Gascogne. L'estuaire de la Gironde constituait jusqu'ici sa limite méridionale extrême. Depuis quelques années, elle progresse vers le nord, avec le réchauffement global et se situerait actuellement plutôt au niveau de la Loire. L'éperlan a fait l'objet de plusieurs travaux sur l'estuaire de la Loire (Lardeux, 1986 ; Robin, 1992) et de l'Elbe (Borchardt, 1988). Un travail particulier a été mené sur cette espèce dans l'estuaire de la Gironde (Pronier, 1996 ; Pronier et Rochard 1998) et aussi sur la Tamise, en ce qui concerne sa croissance et sa stratégie d'optimisation d'énergie, entre croissance et reproduction, en fonction de la température (Power & Attrill, 2007).

4.3.7.2 Analyse des fréquences

Aucun individu n'a été capturé après 2005. La reconstitution de la population girondine d'éperlan, évoquée depuis 1994, doit être considérée actuellement comme une hypothèse quasi utopique. La période d'années très sèches depuis 2003, constitue un facteur fort défavorable pour celle-ci et avec le réchauffement climatique général, les chances de retour de l'éperlan en Gironde s'avèrent quasi nulles, vu l'augmentation importante de la température.

4.3.7.3 Conclusion

On peut noter que le maximum d'abondance pour cette espèce se rencontre habituellement en juin - juillet (Figure 46), moment où les jeunes de l'année arrivent dans l'estuaire et sont recrutés par nos engins de pêche et où les géniteurs traversent l'estuaire et retournent en mer. La durée du séjour des géniteurs dans l'estuaire, tout comme celle des juvéniles, restait relativement brève depuis 1998. Par contre, en 2002, leur passage en estuaire dans la zone d'étude, s'est étendu sur presque toute l'année, comme en 1995, 1996 et 2001, mais avec de très faibles abondances. En 2003, leur passage en estuaire fut à nouveau très court et avec des abondances très réduites. En 2004 et 2005 seuls deux individus furent pêchés, respectivement en septembre et mars -mai. Aucune capture n'a été effectuée après l'année 2005.

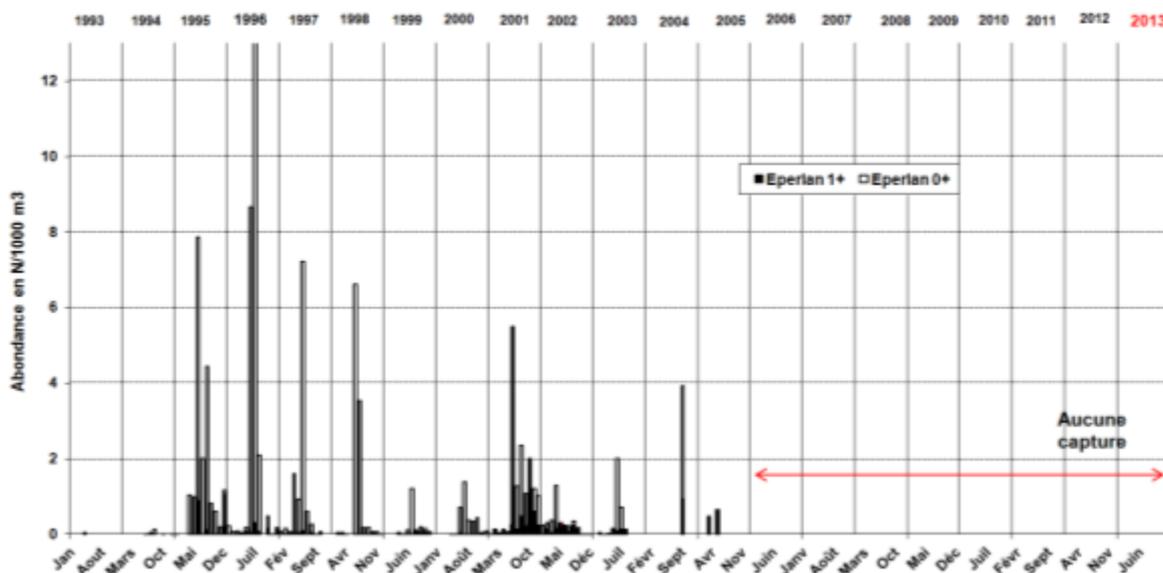


Figure 46. Evolution de l'abondance en éperlan de 1993 à 2013, toutes stations confondues.

Après un minimum atteint en 1992 et 1993, suivi à partir de 1995, d'une phase de quatre ans de plus grande abondance, on constate ensuite un nouveau creux de l'abondance de l'éperlan dans l'estuaire de la Gironde (1999 et 2000). La tendance s'inverse en 2001, avec l'amorce d'un regain d'abondance, mais de très courte durée, car il retombe déjà en 2002. En 2005, comme en 2004, seuls deux exemplaires ont été pêchés et plus aucun depuis lors, confirmant **la disparition de l'éperlan dans la Gironde** (Figure 46). La limite sud de son aire d'extension correspond maintenant à l'estuaire de la Loire.

Le travail de Pronier (1996) a permis de conclure à un synchronisme entre augmentation de la température de l'eau de l'estuaire et diminution des abondances de l'éperlan. Le bassin de la Gironde constituant à cette époque encore la limite méridionale de l'espèce, il n'est pas étonnant que l'auteur soit arrivé à cette conclusion. Par contre la façon dont la température de l'eau intervient est beaucoup moins nette, il s'agirait probablement d'une action indirecte sur la croissance. Avec l'augmentation de la température à la fin des années 80, un ralentissement de la croissance de l'éperlan se serait produit et, par conséquent, les individus auraient atteint leur taille de maturité sexuelle non pas à un an mais plutôt à deux ans. Ainsi, cette espèce serait donc vraisemblablement passée, dans la Gironde, d'un cycle écologique d'un an à un cycle écologique de deux ans. C'est sans doute ce bouleversement qui

s'est traduit par la diminution drastique des abondances. Depuis les années 90 cette population a dû osciller entre un cycle sur 1 an et un cycle sur 2 ans.

A partir de 2003, les conditions de l'environnement, caractérisées par des températures élevées et de faibles débits fluviaux, ont accentué la dérive par rapport à l'optimum recherché par cette population. Elles favorisent et accélèrent donc le glissement septentrional de la répartition spatiale de l'éperlan, dû au réchauffement global. Cette espèce s'avère d'ailleurs de plus en plus abondante dans les estuaires situés au nord de la Gironde, en particulier dans celui de la Seine.

Mais pour l'estuaire de la Gironde, avec l'évolution de l'environnement allant dans le sens d'un réchauffement très net (Figure 2), on peut considérer les chances de retour de cette espèce, autrefois l'une des plus abondantes numériquement dans l'estuaire avant la mise en service du CNPE du Blayais, comme pratiquement nulles.

Un récent travail (Lassalle, 2008) sur la projection des distributions des espèces amphihalines, à la fin du XXIème siècle, dans le contexte du changement climatique, a d'ailleurs bien montré la forte sensibilité de ce groupe aux modifications du climat, ainsi que l'évolution très marquée de leur répartition spatiale.

4.3.8 Le syngnathe *Syngnathus rostellatus*



Figure 47. Syngnathes adultes, *Syngnathus rostellatus*

Cette espèce a fait l'objet d'un travail important dans l'estuaire de la Gironde (Boigontier et Mounié, 1984) mais elle mériterait que l'on clarifie sa position dans les chaînes alimentaires et le déterminisme de sa pénétration saisonnière dans l'estuaire, vu les très fortes variations annuelles observées.

4.3.8.1 Rappel sur l'écologie

Le syngnathe, *Syngnathus rostellatus* Nilsson, 1855, est une petite espèce euryhaline d'origine marine de la famille des Syngnathidés (Figure 47). On la rencontre près du littoral, du golfe de Gascogne aux côtes norvégiennes.

Sa taille ne dépasse pas 15 cm dans l'estuaire de la Gironde, les mâles sont mûres à 12 cm (Wheeler, 1978). La reproduction a lieu au printemps ; pendant l'accouplement la femelle transmet les ovules au mâle qui les féconde. Elle introduit ainsi jusqu'à 400 œufs d'un diamètre d'environ 1 mm dans la poche incubatrice du mâle. Celui-ci possède deux replis cutanés disposés ventralement, qui après réception des œufs, se rejoignent pour former la poche incubatrice. A l'issue d'une période d'incubation d'environ 5 semaines les jeunes entièrement formés et mesurant de 13 à 15 mm quittent la poche.

Cette espèce se nourrit essentiellement de petits crustacés planctoniques (copépodes) et de larves de poissons et de crustacés. Elle a, *a priori*, peu de prédateurs. En effet, Pasquaud (2006) dans son travail sur les contenus stomacaux des poissons de la Gironde n'a jamais trouvé trace de syngnathe dans ceux-ci.

Dans l'estuaire de la Gironde, les périodes d'abondance maximales pour le syngnathe 0+ se situent de juin à octobre, alors que pour les 1+ il s'agit plutôt des mois d'avril-mai puis de juillet à octobre. Mais leur fréquentation de l'estuaire s'étale parfois considérablement, comme par exemple en 2002 et couvre pratiquement l'année entière.

Dans d'autres estuaires européens, comme l'Ems (Pays Bas et Allemagne), la présence de deux cohortes, l'une printanière, l'autre estivale descendant de la première, est aussi observée à des périodes similaires (Hiddink et Jager, 2002).

Dans l'estuaire de la Tamise, la température serait un facteur clé de la régulation saisonnière des abondances du syngnathe, avec un préférendum bien défini, indiquant une exploitation facultative des eaux estuariennes réchauffées (Power et Attrill, 2003). Des fluctuations annuelles importantes

caractérisent également les populations de syngnathe de la Tamise dont les minima, d'après ces auteurs, coïncideraient avec les périodes de sécheresse.

4.3.8.2 Analyse des fréquences, des abondances et répartition bathymétrique

La fréquence globale de syngnathe observée dans nos prélèvements en 2013 (22,4% - Tableau 16) est en deçà des observations des années précédentes (31% en 2012 et 34% en 2011) et légèrement supérieure aux bas niveaux de bas niveaux de 2006 à 2008 (19,8 %, 11,8 % et 19,4%). Elle est, quoi qu'il en soit bien loin des niveaux des trois années fastes de 2003 à 2005 (68%, 78% et 80 %). Elle se situe cette année encore au-dessous de la médiane pluriannuelle des fréquences de l'espèce (51 % et 59 %, respectivement pour le fond et la surface).

Tableau 16. Indice de fréquence d'occurrence dans les prélèvements du syngnathe dans les différents transects en 2013

Stade	T2	T3	T4	T5	Global
0+	19,0%	22,7%	21,2%	23,3%	21,6%
1+	6,9%	3,0%	7,6%	6,7%	6,0%
0+ et 1+	22,4%	22,7%	21,2%	23,3%	22,4%

La répartition des fréquences de cette espèce euryhaline d'origine marine montre, le plus souvent, une décroissance de l'aval vers l'amont. Mais ce n'est guère le cas en 2013, les fréquences étant globalement homogènes sur les 4 transects avec même un maxima au T5 pour les juvéniles.

Tableau 17. Abondance du syngnathe en 2013, par stade et situation bathymétrique (en Nb ind./1000 m³).

	0+	1+	0+ et 1+
Surface	0,32	0,04	0,36
Fond	0,55	0,04	0,59
Fond et surface	0,44	0,04	0,48

Le syngnathe est une espèce globalement benthique dans la plupart des milieux où elle vit mais, compte tenu de l'hydrodynamisme de l'estuaire, on retrouve les individus en proportion significative dans les prélèvements de surface.

Après un minimum en 1992, l'abondance globale de l'espèce atteint, en 2000 et 2001, un niveau très élevé, proche de 60 ind./1000 m³, surtout pour les 0+. Puis un creux en 2002, précède une explosion de l'abondance du syngnathe en 2003 (98 ind./1000 m³), soit le niveau record observé depuis 1981. Mais il retombe, dès 2004, un peu au-dessus de 60 ind./1000 m³, chute ensuite encore de moitié en 2005 (32,3 ind./1000 m³), puis s'avère quasi nul de 2006 à 2008 (0,18 ; 0,07 et 0,19 ind./1000 m³). En 2009, une légère augmentation de l'abondance est relevée, avec 0,45 ind./1000 m³, qui se stabilise depuis 2010 à ce niveau (Tableau 17).

Le syngnathe reviendrait ainsi depuis cinq ans à sa situation des années antérieures à 2003, où il n'entrait dans l'estuaire de la Gironde que de façon épisodique hormis en période estivale de juin à octobre. La forte pénétration des eaux marines dans l'estuaire, favorisée par des apports fluviaux très réduits entre 2003 et 2006 (Figure 4), a vraisemblablement contribué, durant plusieurs années, à une

incursion profonde et massive du syngnathe dans la zone inventoriée de l'estuaire. Mais d'autres facteurs jouent aussi vraisemblablement un rôle pour moduler son abondance. En effet, sa forte réduction d'abondance a démarré en année sèche, donc avec des conditions favorable aux espèces d'origine marine et 2007, puis 2009 à 2012 s'avèrent également des années sèches, voire exceptionnellement sèche pour les deux dernières.

4.3.8.3 Conclusion

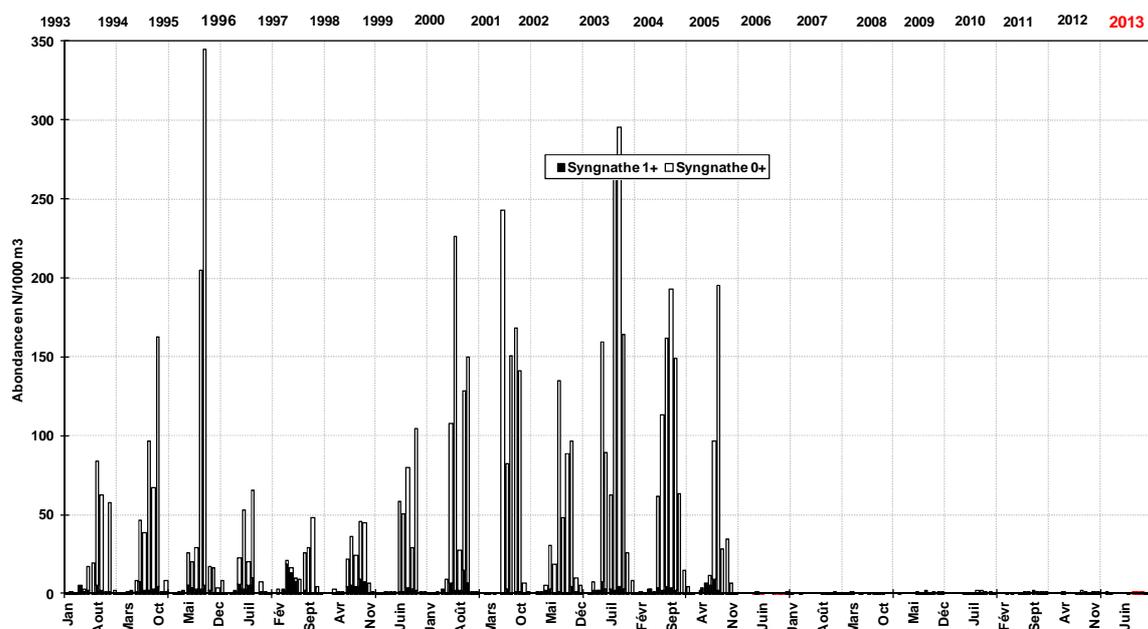


Figure 48. Évolution respective de l'abondance des stades 0+ et 1+ du syngnathe de 1993 à 2012 sur l'ensemble des stations.

Les individus au stade 1+ ne sont présents dans l'estuaire de la Gironde que dès le mois d'avril 2012 et plus assidument à partir du mois d'août, et ceci jusqu'en décembre. On rencontre très épisodiquement les 0+ au premier semestre (avril en 2012), puis plus longtemps durant le second semestre, mais malgré tout sans trop de constance ni sur toutes les stations. Depuis 2002, ce schéma général d'occupation de l'estuaire a évolué jusqu'en 2005, avec la présence quasi ininterrompue de la cohorte des 1+, de janvier à novembre, donc bien au-delà de la période de reproduction (mars – mai). Par contre, le syngnathe s'est brusquement raréfié en 2006, même si sa présence s'est encore étalée d'avril à décembre. Dès 2007, la situation s'est dégradée davantage avec, en début d'année, une présence très ponctuelle (souvent durant un seul mois), puis au second semestre, une occupation de l'estuaire à peine plus régulière (septembre à décembre). Mais en 2009 sa présence au second semestre s'est un peu renforcée selon nos pêches quasi constantes de juin à décembre, mais encore fort hétérogènes dans la zone étudiée. Il en va de même pour 2010 (hormis une disparition plus précoce en novembre), 2011 année très sèche, d'où sa présence précoce dès mars et enfin 2012 et 2013, avec une entrée plus tardive, probablement en raison de forts débits fluviaux en fin de printemps (Figure 5)

La pénétration très profonde du syngnathe dans l'estuaire durant plusieurs années à partir de 2003, a vraisemblablement été aussi favorisée par des débits fluviaux réduits (Figure 4), mais d'autres facteurs doivent aussi intervenir dans la dynamique de cette espèce. En effet ces incursions massives vers l'amont de l'estuaire ont baissé de façon drastique depuis 2006 et ceci même durant des années sèches !

Finalement, des abondances en forte progression depuis 1998 on été observées (Figure 48), avec un pic exceptionnel en 2003, dépassant de loin les maxima antérieurs de 2001, 1990 et 1985. Mais depuis 2003, cette tendance s'est inversée et se traduit par une forte raréfaction du syngnathe, conduisant à sa quasi absence depuis 2006, malgré une très légère reprise en 2008 et 2009, qui se stabilise depuis 2010 (Figure 48 et Figure 49).

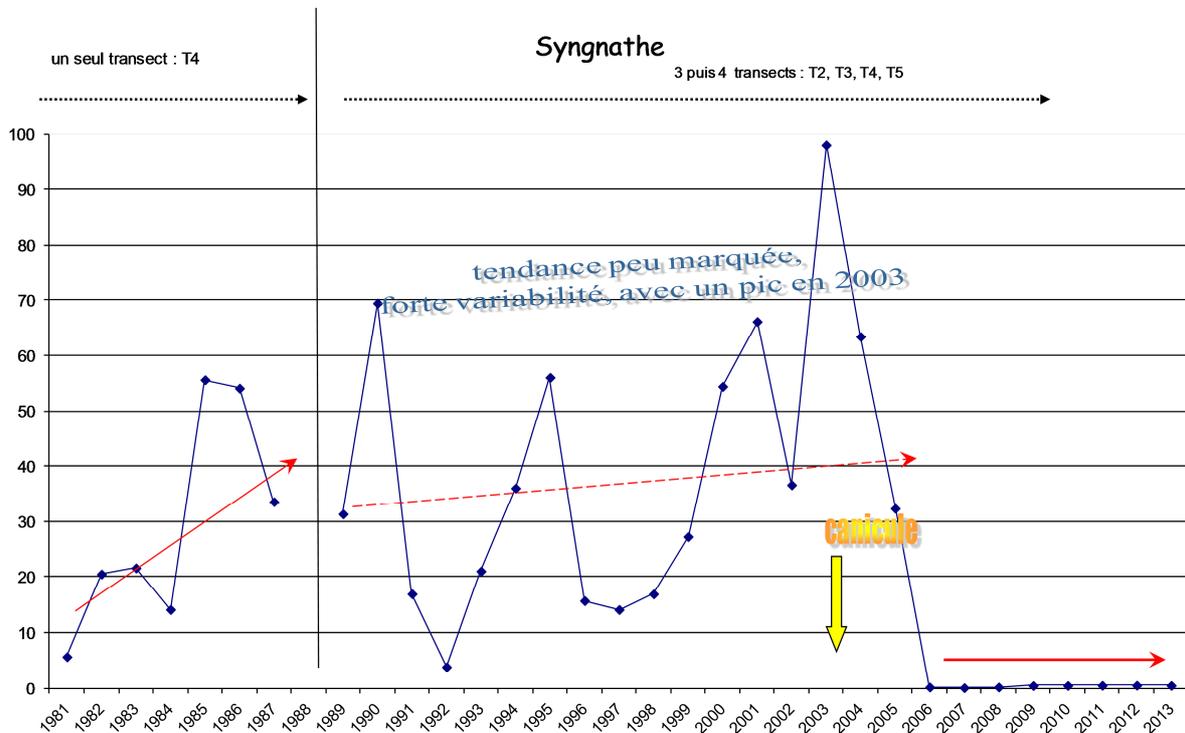


Figure 49. Évolution de l'abondance moyenne annuelle en syngnathes de 1981 à 2013. L'année 1988 n'a été suivie que très partiellement (moyenne non significative, non représentée ici) et 1989 pendant seulement 9 mois.

Les variations d'abondance de cette espèce sont peut-être à mettre en relation, au moins partiellement, avec les variations des conditions environnementales à l'intérieur de l'estuaire. Il s'agit typiquement d'une incursion saisonnière du début du printemps à la fin de l'été, mais qui certaines années, en l'occurrence depuis 2002, peut s'étendre sur presque 12 mois, lors de conditions hydrologiques particulières, caractérisées par des étiages estivaux très longs et marqués (sans que ce paramètre s'avère suffisant !). Les animaux les plus jeunes (cohorte 0+) pénètrent généralement plus en amont que les adultes. Cependant en 2006 et 2007, malgré des conditions hydroclimatiques similaires, au niveau des débits fluviaux et de la température, cette population s'est écroulée. Aussi **la dynamique de la population de syngnathes en estuaire et particulièrement dans la Gironde, pourrait s'avérer plus complexe qu'une simple dépendance à l'environnement.** En effet, durant plus de 20 ans (jusqu'en 2003), un constat de variations cycliques d'abondance assez nettes, selon une période de 5-6 ans, comparable à celles de la crevette blanche, et presque en opposition avec le cycle de cette dernière espèce, a été relevé (Figure 45). Mais ce dernier semble avoir cessé depuis 2003.

Les corrélations entre sécheresse et faible abondance, observées dans l'estuaire de la Tamise (Power et Attrill, 2003), s'avèrent inexistantes en Gironde (ou sont masquées par d'autres paramètres !), comme l'illustre bien la situation des années 2003 à 2005 très chaudes et sèches, comme d'ailleurs 2011 et 2012, mais seraient plutôt inversées, les faibles débits fluviaux favorisant la pénétration vers l'amont des espèces d'origine marine. Une relation proie-prédateur pourrait aussi contribuer à ces fluctuations d'abondance de forte amplitude. Quant au lien avec la crevette blanche, la prédation

directe de celle-ci sur les jeunes stades de syngnathe, voire aussi une compétition trophique, permettraient de l'expliquer. Comme cela a déjà été évoqué pour les espèces résidentes de l'estuaire, les prédateurs, ainsi que la chaîne trophique liant les espèces principales, demanderaient à être étudiés plus en détail. **Cette anomalie constatée dans l'évolution des abondances du syngnathe est à relever et son origine possible à rechercher par des études complémentaires, selon la logique de cette surveillance biologique et halieutique de la Gironde.**

4.3.9 L'épinoche *Gasterosteus aculeatus*



Figure 50. Epinoches adultes, *Gasterosteus aculeatus* (sur des petites méduses cténaïres).

L'épinoche *Gasterosteus aculeatus* L., est une espèce de petite taille faisant partie de la famille des Gastérostéidés (Figure 50).

Elle possède une forme fréquentant les eaux saumâtres et les zones de marais bordant l'estuaire de la Gironde. En dehors de la période de reproduction les animaux vivent en bancs et se nourrissent de petits organismes. Les individus de la forme marine dépassent rarement 7 cm de longueur et ont une durée de vie de 3 ans au maximum. La maturité sexuelle est atteinte au bout d'un an ; la reproduction a lieu au printemps.

4.3.9.1 Analyse des fréquences, des abondances et répartition bathymétrique

L'indice de fréquence global, légèrement supérieur à celui des années précédentes, se monte à 22,8 % en 2013. Il reste donc, après deux années plus riches (2008 - 2009), sous sa médiane pluriannuelle pour les stations de fond et proche de la médiane pour les stations de surface (Figure 16).

Les valeurs obtenues par transect mettent en évidence un gradient fort irrégulier croissant de l'aval vers l'amont, avec deux maxima sur les transects T3 et T5 (Tableau 18).

Tableau 18. Indice de fréquence d'occurrence dans les prélèvements d'épinoche dans les différents transects en 2013

	T2	T3	T4	T5	Global
Fréquence en %	13,8%	25,8%	19,7%	31,7%	22,8%

Les abondances estimées pour 2013 se situent légèrement en deçà de la médiane pluriannuelle établie sur la période 1981-2013.

Tableau 19. Abondance de l'épinoche en 2013, par situation bathymétrique (en Nb ind/1000 m³).

	Tous Transects
Surface	0,31
Fond	0,31
Fond et surface	0,31

Ce niveau d'abondance est modéré, comparé à celui de la fin des années 1990 (1 à 2 ind/1000 m³). Le retour à une situation plus normale, entre 2008 et 2010, après plusieurs années de faibles abondances, par rapport à la gamme des valeurs observées depuis 1981 (Figure 17), est peut-être aussi lié à des conditions hydroclimatiques moins extrêmes que celles observées entre 2003 et 2006. Mais par contre, l'étiage extrêmement sévère qui caractérise 2011 et 2012 a vraisemblablement aussi contribué à une faible abondance annuelle.

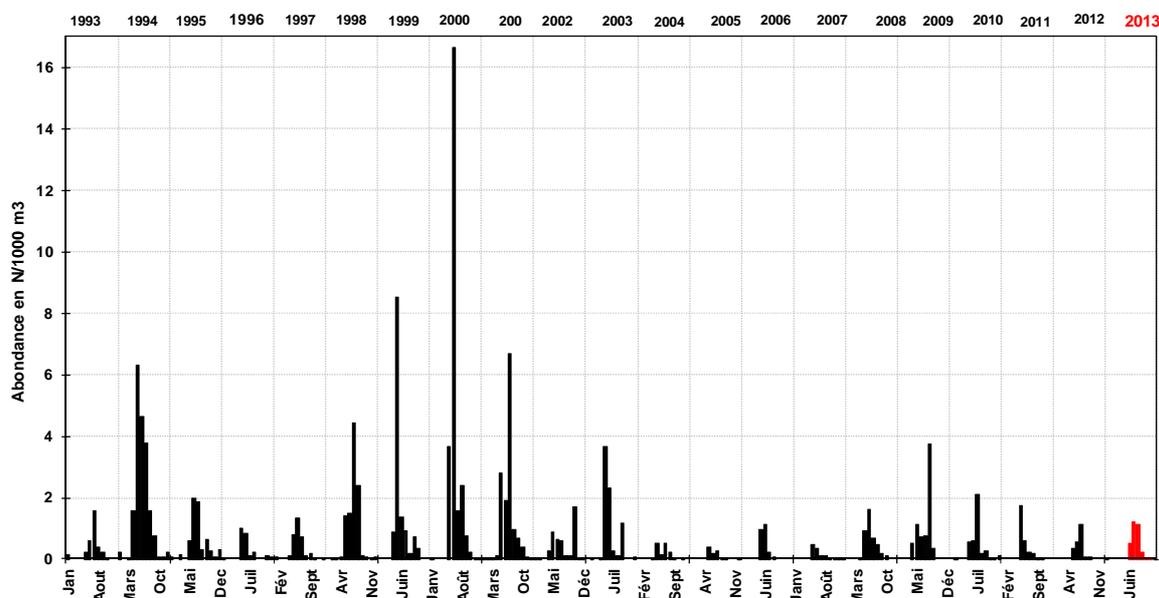


Figure 51. Évolution de l'abondance de l'épinoche de 1993 à 2012 sur l'ensemble des stations.

4.3.9.2 Conclusion

L'épinoche, fortement inféodée aux marais connexes de l'estuaire, le fréquente principalement durant la période estivale, voir la fin du printemps. Les abondances n'y sont jamais très élevées mais atteignent leurs plus hautes valeurs entre mai et août, probablement suite à la diminution estivale de surface de ses habitats principaux (réseau de canaux des marais). En 2013, comme en 2012 les maxima d'abondance sont relevés en juillet, soit plus tard qu'en 2011. Pour cette espèce, le niveau d'abondance 2005 a touché son minimum depuis le début des suivis en 1981. Il a ensuite quelque peu progressé en 2006, pour rechuter en 2007, avant de retrouver une certaine force en 2008, confirmée en 2009. Mais l'année 2012 voit son abondance fléchir à nouveau. Fléchissement qui se poursuit en 2013.

Ainsi, malgré de fortes crues en 2013, on n'observe guère de changement par rapport à l'abondance observée en 2012, année pourtant très sèche.

Depuis l'année 2000, une nette décroissance de la présence de l'épinoche a été constatée dans l'estuaire avec cependant une certaine reprise en 2008 - 2009, mais qui retombe dès 2010. Comme pour le syngnathe, même si l'évolution de ses abondances s'avère moins brutale, cette anomalie de fonctionnement mise en évidence par ce dispositif de surveillance mériterait d'être étudiée pour en rechercher les origines.

Les abondances les plus élevées correspondent habituellement aux mois d'été, en général liées à des épisodes de sécheresse. Ce pic estival était marqué en 2009 et 2010, mais bien moins en 2011 et 2012 (malgré un étiage extrême) comme ce qui avait été observé entre 2004 et 2007, années de faible abondance. Des phénomènes de crues peuvent aussi jouer sur la répartition de cette espèce, en entraînant des individus du marais vers l'estuaire. Ainsi, par exemple en 2008, le pic des mois de mai et juin correspond bien à un épisode de crue à cette période. Mais ce n'est pas toujours le cas car celles de 2012, soutenues, n'ont guère favorisé le passage d'épinoches en estuaire. Pas plus d'ailleurs que celles réduites des printemps 2010 et 2011.

4.3.10 Le maigre *Argyrosomus regius*



Figure 52. Maigre juvénile *Argyrosomus regius*

Cette espèce marine qui fréquente aussi les estuaires, lagunes et baies, a été déjà étudiée dans le golfe de Gascogne (Quéro, 1989, 2005 et 2009 ; Quéro & Vaynes, 1985, 1989 et 1993) et plus récemment par Quéméder (2001), Pasquaud (2006) et Sourget & Biais (2009), y compris dans l'estuaire de la Gironde. Des travaux de génétique (Haffray et al, 2012), ou des analyses plurispécifiques (Delpech 2007, Pasquaud et al, 2012), traitent aussi de cette espèce.

Le maigre, espèce à croissance rapide présente beaucoup d'intérêt pour l'aquaculture. Son élevage a été initié en France au milieu des années 1990, mais développé ensuite surtout en Italie, puis dans la partie orientale de la Méditerranée (FAO, 2008-2012).

4.3.10.1 Rappel sur l'écologie

Il s'agit d'une espèce euryhaline, démerso – pélagique, essentiellement littorale pour les plus jeunes, atteignant presque 2 mètres pour les plus grands individus. A partir de sa seconde année, le maigre se disperse sur le plateau jusque vers 200 m de profondeur. Néanmoins, à la belle saison, des concentrations importantes de maigres peuvent aussi séjourner dans les estuaires et les zones littorales peu profondes (< 20 m).

Cette espèce se rencontre dans l'Atlantique est, du Golfe de Gascogne à la Sénégambie, en Méditerranée, dans la Mer noire et dans le golfe de Suez. Depuis une quinzaine d'année, sa distribution septentrionale s'étend, pour atteindre la Bretagne et même le sud de l'Angleterre, probablement en raison du réchauffement climatique (Nicolas et al, 2011 ; Pasquaud et al, 2012). Le maigre est une espèce qui effectue des migrations, y compris dans le Golfe de Gascogne où les adultes au printemps convergent depuis les Landes et la Vendée vers l'estuaire de la Gironde pour s'y reproduire en été (Quéro, 1989 et 1993). Ils se dispersent ensuite dans le Golfe de Gascogne. Les adultes ont un comportement partiellement grégaire alors que les jeunes restent en bancs (Quéro, 2005).

Cinq aires de pontes sont actuellement répertoriées : Baie du Lévrier et Banc d'Arguin (Mauritanie), estuaires de la Gironde (France), du Guadalquivir (Espagne), du Tage (Portugal) et du Nil (Egypte) (Quéro, 1987 et 1989 ; González-Quirós et al, 2011). Si les adultes ne fréquentent guère que la zone polyhaline de l'estuaire de la Gironde de mai à juillet pour frayer (Castelnaud, 1978 et 1994, Quéro & Vaynes, 1985), les juvéniles poussent jusqu'à la zone oligohaline et ceci durant une plus grande partie de l'année (Pasquaud, 2006 ; Vyns, 2006 ; Lepage et al, 2007).

Des sons particuliers, assez forts et bien audibles (sorte de grognements, ou raclements), sont émis par le maigre au moment de la reproduction (Lagardère & Mariani, 2006 ; Quéro, 2009). Le terme de scillement est utilisé depuis le 18^{ème} siècle pour dénommer l'émission sonore de ces poissons. Les

pêcheurs en tirent d'ailleurs parti pour les localiser, en particulier sur la frayère de la Gironde située entre Meschers et Mortagne en eaux profondes pour cet estuaire (30 à 35 m).

Si Quero (2005 et 2009) avait avancé l'existence d'une certaine **relation entre la température et le recrutement du maigre dans l'estuaire de la Gironde**¹⁰, Sourget & Biais (2009), à partir des données de débarquement entre 1997 et 2008 et des relevés SOMLIT au pk 86, n'ont pu la démontrer et ils concluent : "au-dessus de ces seuils, la température de l'eau de l'estuaire en période de reproduction paraît avoir un effet limité sur l'abondance des juvéniles, deux ans plus tard. En effet celle-ci est variable et les années chaudes ne sont pas obligatoirement associées à de fortes cohortes de juvéniles. Pour la salinité aussi il est difficile de remarquer un lien avec les années d'importants recrutements".

Une **croissance très rapide** de cette espèce a été mise en évidence (otolithométrie et scalimétrie) par Sourget & Biais (2009) dans le Golfe de Gascogne, les juvéniles atteignant, d'après eux, "20 cm en une année, puis s'accroissent de 10 à 15 cm les deux suivantes et ensuite de 10 cm/an jusqu'à six ans". Dans l'estuaire de la Gironde, les individus de 30-35 cm pêchés durant le second semestre appartenaient bien au groupe d'âge I (Pasquaud, 2006 ; Lepage et al, 2007), ce qui concorde aussi assez bien avec les résultats de Quéro & Vayne (1985). Une taille moyenne de 29,3 cm à 13 mois a été observée en élevage (El-Shelby, 2007). Donc en milieu privilégié, en particulier au niveau de l'alimentation et de la température (comme en estuaire, ou en élevage), le maigre atteindrait environ 30 cm en un an.

Cette espèce à croissance rapide n'atteint **sa première maturité sexuelle que tardivement** : soit vers 82 cm pour les femelles et 53 cm pour les mâles dans le Tage (Prista in Sourget & Biais, 2009). Dans le Golfe de Gascogne ces derniers auteurs n'ont trouvé aucune femelle mûre de moins de 80 cm et les plus petits mâles avaient 60 cm. Ces tailles correspondent à des poissons âgés au minimum de 5 ou 6 ans, respectivement pour les mâles et les femelles (Sourget & Biais, 2009). Ces observations européennes concordent avec celles de Tixerand (1974) en Mauritanie, soit : 74 cm pour les mâles et très rares femelles matures de moins d'un mètre.

Dans l'estuaire de la Gironde, des études assez complètes par analyses isotopiques (Pasquaud et al, 2008) et des contenus stomacaux du maigre ont permis de cerner **le régime alimentaire** des juvéniles et ses variantes selon leur taille et leur répartition (Pasquaud, 2006). L'alimentation des juvéniles est préférentiellement centrée sur les mysidacés et les crevettes, avec des amphipodes et des poissons en proies secondaire. Ce régime s'avère similaire à celui relevé dans le panache estuarien de la Gironde (Quéro & Vayne, 1985) et dans l'estuaire du Tage (Cabral & Ohmert, 2001). Un faible taux de vacuité stomacale a été observé en Gironde (Pasquaud, 2006), ce qui démontre une activité alimentaire soutenue, en particulier dans la partie amont de l'estuaire.

Effet taille : d'après Pasquaud (2006) « quelle que soit la taille du maigre (entre 3 et 26 cm), les mysidacés sont les proies préférentielles et les poissons des prises secondaires. Les plus petites proies (copépodes et zooplancton) sont surtout consommées par des maigres de taille inférieure à 10 cm. Ces catégories représentent alors des proies secondaires. Les crevettes apparaissent dans le bol alimentaire chez des individus d'au moins 5 cm et peuvent alors être considérées comme proies préférentielles ».

Effet saison : les mysidacés dominent dans le bol alimentaire printanier et estival (diverses espèces selon la zone haline de l'estuaire) et les crevettes dans celui d'automne (avec aussi des changements d'espèces selon la zone considérée). Au printemps les gammares deviennent aussi des items dominants (Pasquaud, 2006)

Le maigre serait beaucoup moins **contaminé** par les métaux lourds (cadmium, zinc, cuivre et mercure) que les espèces amphihalines résidant plus longtemps en estuaire (en particulier : mullet, anguille et flet), selon les analyses réalisées en Gironde (Durrieu et al, 2005). Mais sa contamination en cadmium reste haute par rapport à celle observée dans d'autres estuaires (ibid).

¹⁰ 17°C minimum pour la reproduction et 20°C au moins pour l'éclosion

Dans nos pêches expérimentales mensuelles, seuls des petits juvéniles de deux à vingt centimètres de longueur, au maximum, sont capturés. Il faut donc garder à l'esprit que les informations suivantes concernent uniquement une fraction très jeune de cette population de maigre.

4.3.10.2 Analyse des fréquences, des abondances et répartition bathymétrique

L'indice de fréquence global (3,6% en 2013 - Tableau 20) est très en deçà des valeurs observées depuis 2009 (respectivement 8,3, 9,2, 12,2 % entre 2009 et 2011 et 10,4 % en 2012).

Les valeurs obtenues par transect mettent en évidence une répartition longitudinale irrégulière, avec un maximum sur le transect T4 et une absence à l'amont (Tableau 20).

Tableau 20. Indice de fréquence d'occurrence du maigre dans les prélèvements dans les différents transects en 2013

	T2	T3	T4	T5	Global
Fréquence en %	8,6%	3,0%	3,0%	0,0%	3,6%

Dans les campagnes de chalutage "esturgeon", menées par Irstea dans les zones méso- et polyhalines de l'estuaire de la Gironde entre 1986 et 1994, le maigre s'avère être la seconde espèce la plus fréquente, avec une fréquence d'occurrence de 60,6 % (derrière le mulot : 62,9%, le flet venant en 3ème position : 42,1 %) (Vyns, 2006). Il s'agit aussi, pour l'essentiel, de juvéniles et de subadultes. Dans la campagne réalisée au chalut à perche en 2005 dans la Gironde, le maigre s'avère également très fréquent, voire le plus fréquent en automne (comparé au printemps) et fourni la CPUE la plus élevée durant cette dernière saison (Lepage et al, 2007).

L'espèce est absente des stations de surface en 2013 (Tableau 21). Il s'agit d'une espèce qui marque une préférence pour la tranche d'eau la plus proche du fond (Quéro, 1997), avec des préférences édaphiques qui varient en fonction de son âge, selon les dires des pêcheurs, les petits individus étant plus fréquents sur les fonds vaseux contrairement aux gros spécimens fréquentant les substrats plus durs (Sourget & Biais (2009).

Son abondance globale est très faible par rapport aux années précédentes. La valeur observée en 2013 (0,046 ind/1000m³) est la deuxième plus faible après 2007 (0,071 ind/1000m³) ce qui traduit bien le contexte hydrologique assez peu favorable à cette espèce en 2013.

Tableau 21. Abondance du maigre en 2013, par situation bathymétrique (en Nb ind/1000 m³).

	Tous Transects
Surface	0
Fond	0,09
Fond et surface	0,046

4.3.10.3 Conclusion

Cette espèce a fréquenté la zone d'étude d'avril à novembre, avec une abondance maximale en été, comme ces dernières années, et avec une dominance à l'aval. On relève tout de même des répartitions saisonnières assez différentes d'une année à l'autre avec parfois des maxima très marqués sur un ou 2 mois comme en 2005 et 2006 (en général août - septembre et plus rarement juillet)

(Figure 53). En 2013, le maigre a fréquenté la zone d'étude assez tardivement et son pic d'abondance, faible, apparaît décalé vers l'automne par rapport aux années précédentes. Notons que l'apparition tardive du maigre dans nos prélèvements est biaisée par l'absence de campagne en mai.

De façon générale, l'abondance du maigre dans l'estuaire de la Gironde, s'avère irrégulière (pour ces petits juvéniles en tout cas) avec les premières observations en 1996 et une réapparition, de façon plus soutenue, dès 2003 et jusqu'en 2006 (Figure 54). Les années suivantes, 2007 - 2008 ont vu un certain tassement puis une reprise timide à partir de 2010 qui s'est confirmée en 2012 mais pas en 2013 (Figure 54).

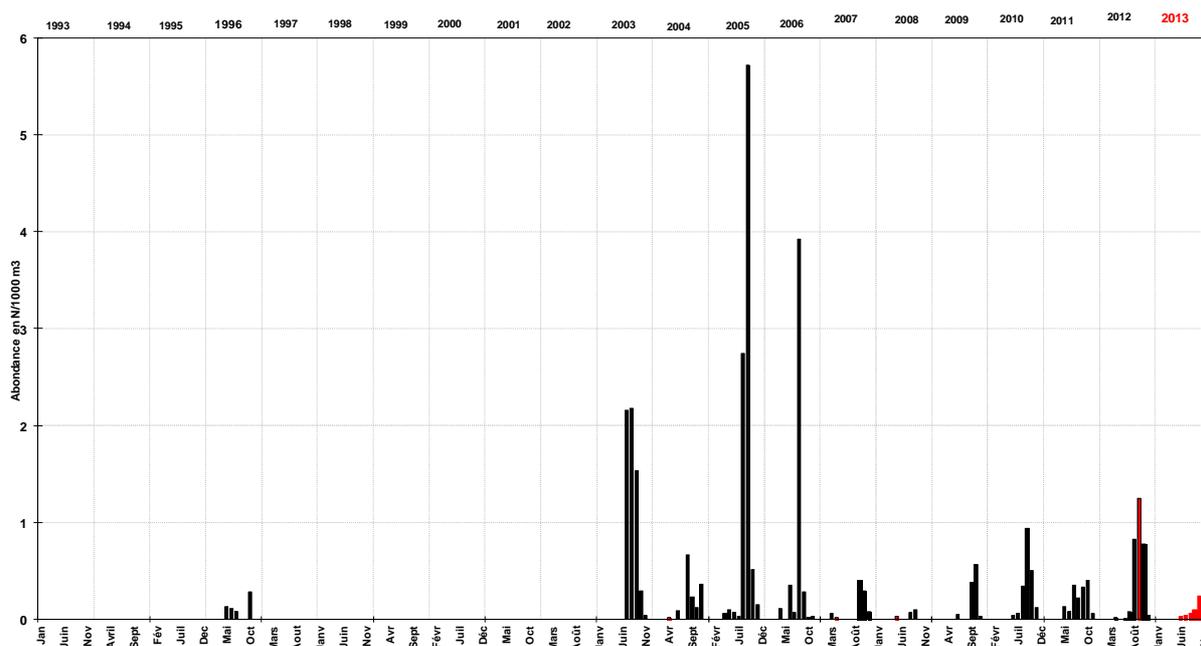


Figure 53. Évolution de l'abondance du maigre juvénile de 1993 à 2012 sur l'ensemble des stations échantillonnées dans le suivi de la faune circulante.

Globalement, le contexte hydrologique de 2013, humide, est peu favorable aux espèces euryhalines d'origine marine. Notamment, celles, comme le maigre ou l'anchois qui ont fortement structuré le peuplement pendant les années sèches.

Le maigre, espèce d'origine tropicale, a une distribution atlanto-méditerranéenne assez large et qui s'étend jusqu'aux îles britanniques. Ce poisson est caractérisé par une croissance très rapide ainsi qu'une durée de vie longue. Vu la haute qualité de sa chair et ses dimensions adultes respectables, cela en fait un bon candidat pour l'aquaculture.

Cette espèce est pêchée depuis des siècles, y compris en Gironde, mais avec des périodes plus ou moins favorables et il avait ainsi disparu durant les 17^{ème} et 18^{ème} siècles de cet estuaire, en raison du refroidissement (Quero, 2009). **La présence et l'abondance du maigre dans la Gironde varient donc de façon importante, y compris depuis le début de la surveillance halieutique en 1981. Ainsi le maigre n'a fait qu'une brève apparition dans nos pêches mensuelles en 1986, puis a été observé de façon plus durable dès 2003 (Figure 54).** Même durant cette dernière décennie les fluctuations inter annuelles demeurent fortes, avec un pic majeur entre 2003 et 2006 (Figure 53).

Cette fréquentation épisodique de l'estuaire par le maigre durant ces vingt dernières années n'est pas nouvelle, selon les témoignages recueillis par Sourget & Biais (2009) : ainsi selon le témoignage de pêcheurs : "il y avait du maigre avant, au début du siècle (20^{ème}). Après la guerre il n'y en avait plus beaucoup et c'est revenu en 1955. Dans les années 1980, ça a coupé, on a changé de pêche. Le maigre

est revenu vers 1995". Les captures sont signalées et répertoriées comme assez importantes dans l'estuaire entre 1963 et 1972 (Castelnaud, 1978).

L'évolution quantitative de l'ensemble des débarquements français de maigre en criée s'avère assez similaire à nos observations en Gironde, avec également deux pics depuis 1983. Soit une première poussée autour des années 1997 - 1998, puis la seconde à partir de 2005 (Sourget & Biais, 2009).

Une relation stock - recrutement pourrait expliquer ces "trous" entre les deux périodes d'abondance qui correspondraient bien à la durée nécessaire aux femelles pour atteindre leur première maturité sexuelle (environ 7 ans).

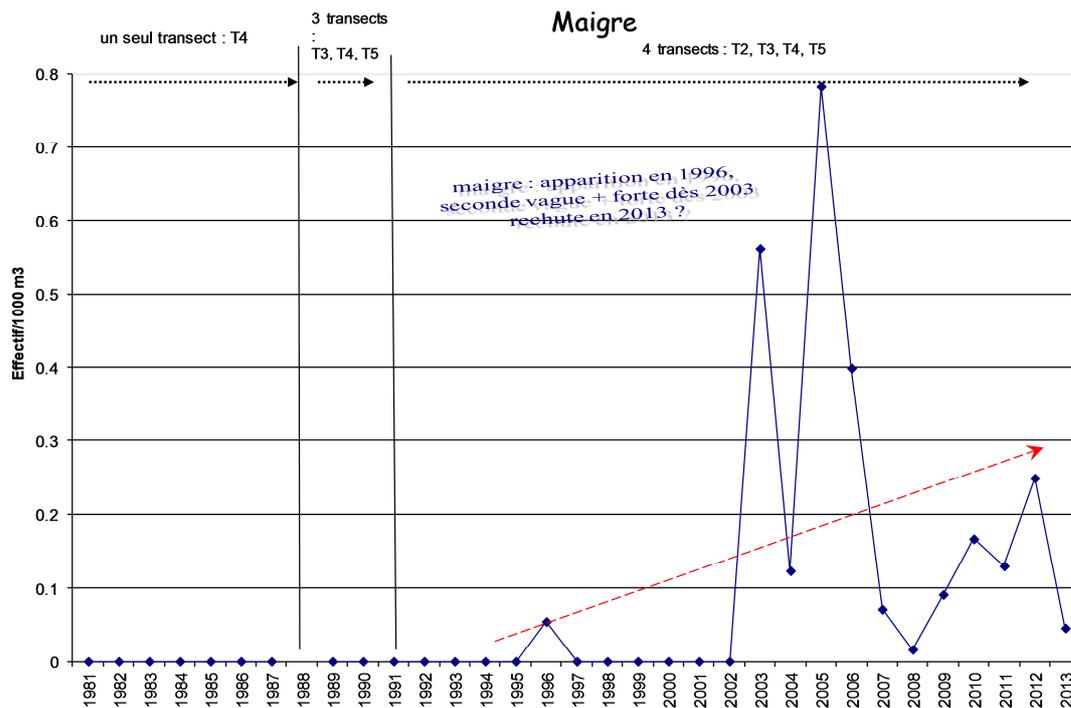


Figure 54. Évolution de l'abondance moyenne annuelle du maigre de 1981 à 2013. L'année 1988 n'a été suivie que très partiellement (moyenne non significative, non représentée ici) et 1989 pendant seulement 9 mois.

Les données des campagnes de chalutage Irstea dans l'estuaire de la Gironde attestent la présence irrégulière du maigre entre 1986 et 1994 (Vyns, 2006). Comme ces dernières étaient essentiellement localisées plus à l'aval, en zones méso- et polyhaline, la pénétration de petits juvéniles vers l'amont, dans la zone de surveillance halieutique, restait probablement limitée, d'autant plus que les débits fluviaux s'avéraient bien plus soutenus que dans les années 2000 (Figure 4). Ce qui expliquerait leur absence dans nos pêches expérimentales de surveillance halieutique.

Le maigre au stade juvénile fréquente l'estuaire de la Gironde durant la grande majorité de l'année, ne le quittant qu'en hiver pour rejoindre le plateau continental (il s'agit d'une espèce tropicale). Ce sont les petits juvéniles qui demeurent le plus longtemps dans ce milieu estuarien, soit d'avril à novembre et en plus grande abondance vers l'aval. D'après Quéro (2009), les jeunes pénétreraient dans l'estuaire de la Gironde dès que ses eaux atteignent 14°C, pour profiter de ses ressources trophiques abondantes et le quitteraient lorsqu'elles se refroidissent. Les subadultes y font un séjour plus court, d'avril à septembre, et les adultes n'y viennent guère que pour s'y reproduire, à partir du mois de juin, arrivant des côtes landaises (Quero, 2009).

Le régime alimentaire du maigre juvénile, étudié en détail dans l'estuaire de la Gironde (Pasquaud, 2006 : Pasquaud *et al*, 2008), s'avère très diversifié et variable selon les saisons, la taille des individus et leur localisation. Il **est centré sur les mysidacés et les crevettes, avec des amphipodes et des poissons en proies secondaire**. Il ne diffère guère de celui relevé dans le panache estuarien de la Gironde et dans le Tage. La très faible vacuité stomacale du maigre observée en Gironde (Pasquaud, 2006) démontre bien l'activité alimentaire soutenue de cette espèce dans l'estuaire.

Pour cette espèce d'origine tropicale, le réchauffement des eaux lui serait favorable dans l'estuaire de la Gironde, que ce soit pour sa durée de séjour et donc sa croissance, que pour le succès de sa reproduction, si effectivement des températures inférieures à 20°C perturbent son développement larvaire (Quéro, 2009).

Les rares études toxicologiques sur cette espèce en particulier dans l'estuaire de la Gironde ont bien montré sa contamination en métaux lourds et surtout en cadmium (Durrieu *et al*, 2005).

5 SYNTHÈSE ET CONCLUSION DE LA PARTIE CHAMP LARGE

5.1 L'environnement hydrologique et thermique et ses répercussions sur la petite faune estuarienne

Les conditions environnementales affectent de façon importante la structure et les abondances de la petite faune estuarienne. Les débits fluviaux, en particulier lorsqu'ils se réduisent fortement, comme depuis 2002 et jusqu'en 2012 (Figure 4) avec une période d'étiage anormalement prolongée, favorisent la pénétration des eaux marines dans l'estuaire et donc celle des espèces d'origine marine. Elle peut aussi induire des déplacements plus marqués d'autres groupes d'espèces (résidents et espèces dulçaquicoles) en dehors de la zone d'étude. Le réchauffement exceptionnel de l'été 2003 a peut-être modifié les équilibres trophiques en accélérant la production de plancton, favorisant donc les espèces planctonophages, telles que l'anchois, la crevette blanche, le syngnathe, etc. Après cinq années très sèches, un bref retour à la normale des débits fluviaux en 2008 n'a pourtant guère modifié le peuplement de cette année là, encore fort similaire à celui des années sèches (pauvreté en espèces d'origine oligohaline, espèces marines encore très présentes, bien qu'un peu moins abondantes). On peut penser à une certaine rémanence des effets prolongés de la sécheresse, mais aussi à l'influence d'autres paramètres (pressions anthropiques, température, modifications du bassin versant, modifications touchant d'autres compartiments biologiques), susceptibles de contribuer à l'évolution générale de cette petite faune, vu par exemple la poussée d'abondance en 2009, lors d'une année sèche atypique !

La raréfaction spectaculaire de l'éperlan dans l'estuaire est aussi à mettre en relation avec l'élévation de la température (Pronier *et al*, 1998), son dernier sursaut d'abondance en 2001 fut très éphémère. Cette espèce a finalement disparu de nos pêches depuis 2006 et vraisemblablement aussi de l'estuaire. L'hypothèse émise par ces auteurs se voit donc confirmée et ne laisse guère envisager un retour de cette espèce, surtout dans un contexte de réchauffement global. La disparition de l'éperlan dans la Gironde semble maintenant définitive, vu le glissement septentrional de son aire de répartition (Lassalle, 2008).

Dans ce contexte, l'année 2013 apparaît particulièrement atypique. En effet, **l'année 2013 est une année moins chaude et très humide notamment marquée par de fortes crues au premier semestre mais aussi une crue de fin d'année significative. Elle marque un retour à une situation non revue depuis 18 ans avec un excédant d'eau douce (moyenne annuelle supérieure au module pluriannuel).**

5.2 Le nombre d'espèces pêchées en 2013

Le nombre d'espèces observées en 2013, soit 27, dépasse les effectifs de 2010 et de 2011 et atteint un niveau comparable à celui de 2012 (Figure 12). La diversité annuelle de 2012 et 2013 s'avère élevée par rapport à nos relevés historiques dans l'estuaire de la Gironde (moyenne de 22,7 entre 1981 et 2012). Ce niveau n'a été égalé qu'en 2004, et dépassé en 2003 avec 30 espèces (Figure 12).

Cependant, contrairement à 2012, **2013 est marquée par une présence importante d'espèces d'origine dulçaquicole (9 dont épinoche, brème, pseudorasbora,) au détriment des espèces marines.** Et ce, en contradiction avec le schéma général (Lobry *et al*, 2003). Cette présence accrue des espèces d'eau

douce par rapport aux années précédentes est liée aux débits fluviaux élevés en 2013 (Figure 4 et Figure 5).

Globalement, les fréquences d'occurrence observées en 2013 sont toutes plus faibles que celles observées en 2012 et, pour la plupart d'entre elles inférieure à la médiane pluriannuelle. Seule l'occurrence du mulot a une fréquence en 2013 supérieure au 3^e quartile de la distribution pluriannuelle.

5.3 Une abondance globale en hausse...

En 2013, l'**abondance globale annuelle** (toutes stations confondues) des organismes capturés sur l'ensemble des transects est de **182 ind/1000 m³ d'eau filtrée** ce qui correspond la médiane des évaluations menées de 1981 à 2012 (182 ind/1000 m³). Cette abondance s'est donc bien renforcée après le minima historique de 2011 (101 ind/1000 m³). Si le niveau de 2013 ne rejoint pas pour autant celui de 2009 (245), il se rapproche de celui de 2010 (187 ind/1000 m³). Dans un contexte hydrologique différent, la reprise de 2012 semble se confirmer (Figure 17).

5.4 ... tirée par les espèces benthiques...

Si la répartition des abondances en 2013, entre le fond et la surface, s'avère conforme au schéma classique de l'ensemble de la période, malgré quelques années d'exception (2000-2002 et 2005), c'est à dire avec une dominance très marquée de la composante benthique, elle est extrêmement décalée vers le fond. En effet, l'abondance moyenne globale **en 2013** dans les **stations de fond (325 ind/1000 m³)** est plus de 8 fois supérieure à celle des **stations de surface (39 ind/1000 m³)**.

En 2013, ce rapport d'abondance entre les stations de fond et celles de surface (8,4) est le plus important de la série devant celui de 2009 (7) (Figure 19).

Cette observation est à mettre en relation avec les espèces qui dominent le peuplement en 2013 (encore plus que les années précédentes) : le gobie et surtout la crevette blanche qui sont toutes deux des espèces à forte affinité pour le compartiment benthique de l'estuaire.

5.5 ... et dominée par un groupe de 3 espèces.

La structure du peuplement est habituellement fortement dépendante de deux espèces très abondantes, le gobie buhotte et la crevette blanche, suivies de la crevette grise et du syngnathe, moins communs.

L'année 2013 correspond peu ou prou à ce schéma-type hormis l'absence notable du syngnathe (Figure 22). Les abondances du sprat et surtout de l'anchois qui structuraient fortement le peuplement ces dernières années sont revenues à des valeurs plus proches de leurs médianes historiques.

L'abondance 2013 se caractérise, après une période de marinisation significative du peuplement, par une baisse relative des poissons marins au profit notamment des espèces résidentes.

Depuis quelques années, les abondances de quelques espèces marines, anchois, sprat, bars, restaient soutenues alors que ce n'était, par contre, pas toujours le cas des espèces résidentes (crevettes en 2007, gobie en 2011).

Ce « retour » à une situation médiane est à mettre en relation avec l'hydrologie propre de cette année, marquée par de fortes crues au premier semestre et globalement une situation « humides » qui n'avait pas été relevée depuis 1996.

La marinisation du système reste cependant probablement une tendance de fond liée, au moins en partie, aux changements de l'environnement sur le long terme (25 ans) induisant une nette progression globale des abondances relatives des espèces marines, au détriment de celles des migrateurs amphihalins, qui caractérise l'ensemble de ces suivis de la petite faune sur cette période (Delpech, 2007).

5.6 Une situation contrastée selon les types d'espèces

Le peuplement échantillonné dans l'estuaire de la Gironde est en général fortement dominé par les espèces résidentes et dans une moindre mesure par des espèces euryhalines¹¹. Encore plus qu'en 2012 c'est très nettement le cas en 2013 puisqu'elles représentent respectivement 79 % et 19 % des individus, le restant (2 %) appartenant à des espèces amphihalines. Comme cela est observé généralement, l'essentiel des individus d'espèces euryhalines sont d'origine marine (Lobry *et al.*, 2003).

Plus globalement, l'abondance des espèces historiquement caractéristiques de l'estuaire –gobie, crevettes grise et blanche, civelle, flet et sole– a augmenté par rapport à 2012 tandis que l'abondance du sprat, de l'anchois, des bars et du maigre, espèces emblématique de la marinisation du système, a baissé en 2013.

Malgré ce rééquilibrage, la situation des espèces de migrateurs amphihalins reste préoccupante, notamment pour la Grande alose. Pour la civelle, les abondances restent faibles depuis 2000, probablement liées au déclin général de cette espèce dans toute l'Europe (Dekker et Casselman, 2003) dont les causes s'avèrent multiples et délicates à quantifier (surpêche, pollution, parasitisme, réchauffement climatique, etc.). Les jeunes stades d'aloses, en baisse depuis les années 1995, dont les reproducteurs diminuent depuis la fin des années 1990 (annexe), se sont considérablement raréfiés depuis 2003. L'éperlan, dont la Gironde ne correspond plus à la limite sud de son aire de distribution actuelle (remontée au niveau de la Loire), a disparu de cet estuaire. Toutes ces espèces figurent, depuis maintenant une dizaine d'années, dans la partie inférieure de leur gamme d'abondance (sauf rares exceptions). L'abondance de l'alose feinte est revenue à son niveau de 2011. La forte reprise constatée depuis quelques années semble marquer une pause.

5.7 L'évolution saisonnière de l'abondance en 2013

Le patron saisonnier observé en 2013 (Figure 23) ne correspond pas du tout au schéma général. S'il est effectivement marqué par un pic estival, celui-ci est très étalé. Il se prolonge jusqu'en fin d'année. Les deux espèces résidentes, gobie et crevettes blanches, et dans une moindre proportion la crevette grise, constituent ce pic saisonnier d'abondance qui s'étale jusqu'en décembre. Les « autres espèces »

¹¹ Lorsqu'on raisonne en termes de nombre d'individus par unité de volume et non pas en biomasse par unité de volume et en gardant à l'esprit qu'on ne capture parfois que certaines écophases.

représentent une part très faible de l'abondance. Mais ce patron saisonnier est surtout atypique du fait d'un pic d'abondance, assez bref mais très marqué et tout à fait exceptionnel, en février. Les deux composantes majeures de ce pic, la crevette blanche et le gobie, présentent des abondances similaires à celles relevées en période estivale.

Les débits très élevés du premier semestre 2013, en repoussant vers l'aval les populations de résidents habituellement plus hautes dans l'estuaire, pourraient être à l'origine de cette dynamique saisonnière.

5.8 Des pressions extérieures non directement traitées dans cette étude affectent de façon significative la petite faune estuarienne.

On relève : - les déformations squelettiques importantes des crevettes blanches accroissant leur mortalité naturelle ; - des défaillances du système de décolmatage du CNPE du Blayais durant les années passées, entraînant certaines années des mortalités excessivement fortes

Les malformations remarquables de l'exosquelette, s'avèrent un phénomène persistant qui touche les crevettes blanches (*P. longirostris* et *P. macrodactylus*), mais non la crevette grise (Béguer et al, 2008), ceci pour une très forte proportion des spécimens. Toutes les classes de taille des deux sexes, ainsi que les larves (Feuillassier et al, 2012), sont affectées par ces déformations très prononcées. De telles anomalies morphologiques, jamais observées dans l'estuaire de la Gironde avant le début des années 1980, touchent aussi des populations d'autres estuaires français et européens (Béguer et al, 2008). Ces malformations entraînent une mortalité deux fois plus forte pour les individus concernés et perdurent mue après mue (Feuillassier, 2008 ; Béguer et al, 2009), perturbant certainement la dynamique de ces populations. Ce phénomène peut avoir des origines multiples, tant biologiques (virus parasitisme, bactéries, etc) qu'anthropiques (pollutions diverses par métaux lourds, pesticides, PCB, nitrates, etc), mais encore quasi inconnues. Les analyses se poursuivent (R & D EDF et thèse HYNES Irstea-EDF en cours) : -tests d'écotoxicité, -atteintes microbiologiques (vibrions), génétiques (ADN) et métaboliques (profil lipidique, C13 et C14). Seuls le métabolisme des phospholipides et les taux de C13 et C14 diffèrent chez les spécimens déformés, pouvant traduire une source de nourriture autre, ou un métabolisme accéléré, (Siclet, com. pers.).

Ces crevettes, proies de choix pour bon nombre d'espèces commerciales, constituent un maillon majeur du réseau trophique de l'estuaire. Elles devraient faire l'objet d'une attention toute particulière, d'autant plus que leur abondance suit une tendance long terme baissière (Béguer, 2009).

L'étude sur les taux de mortalité des crevettes blanches, menée au CNPE du Blayais en 2006 et 2007, a mis en évidence une nette augmentation de ces derniers en 2006, en raison de défaillance prolongée du décolmatage basse pression sur un des tambours (Béguer et al, 2007). Cette accentuation d'une pression significative (au moins 2 fois plus forte, sans la basse pression) durant certaines années sur ce stock, en raison de défaillances techniques, s'avère fort dommageable. Tout comme pour d'autres espèces qui transitent aussi par ces systèmes de refroidissement. Heureusement des solutions techniques ont été apportées pour remédier à ces défaillances.

5.9 La raréfaction d'espèces patrimoniales

La raréfaction d'espèces patrimoniales, comme les aloses et l'anguille, en partie remplacées par des espèces d'origine marine, caractérise la décennie 2000 et le début de la suivante. Elle traduit un

changement des peuplements estuariens, lié notamment à l'évolution des conditions hydroclimatiques, voire aussi un changement de la qualité de l'environnement tant biotique qu'abiotique

Les fluctuations interannuelles d'abondance en zone estuarienne résultent de l'action d'un très grand nombre de facteurs biotiques ou abiotiques, et de la dynamique propre à ces populations. Il convient de prêter une attention particulière aux espèces se situant dans la partie inférieure de leur gamme d'abondance, particulièrement si elles y restent plusieurs années, comme la civelle et les aloses (bien que l'alose feinte ait montré un redressement spectaculaire en 2012 qui se poursuit, dans une moindre mesure, en 2013), ou si le nombre des espèces dans cette catégorie tend à augmenter, comme cela a été le cas pour les espèces marines au cours des années 2000. Cette catégorie des faibles abondances s'avérait même majoritaire en 2007, comptant plus d'espèces que celles des deux groupes réunis d'abondances médianes et fortes, ce qui n'avait jamais été constaté auparavant. Cette proportion des effectifs respectifs par groupe s'est rééquilibrée ensuite pour revenir en 2010 à une situation plus normale, où le groupe médian domine, comptant davantage d'espèces que les deux autres réunis. Mais depuis 2011 cette amélioration s'efface totalement.

L'évolution de l'environnement estuarien, déjà sous fortes contraintes anthropiques et qui n'échappe pas au phénomène général de réchauffement climatique, tend aussi à modifier les caractéristiques des peuplements observés. Ainsi, le travail de Delpech (2007) a mis en évidence au cours des 25 dernières années, un affaiblissement de la composante migrateurs amphihalins, principalement au niveau de son abondance, au profit de celle d'espèces d'origine marines (anchois, sprat, maigre), dans la composition de la petite faune suivie mensuellement.

De plus, le phénomène général des espèces invasives n'épargne pas l'estuaire de la Gironde. Ainsi une crevette blanche d'origine asiatique, *Palaemon macrodactylus*, a quelque peu bousculé l'équilibre des espèces résidentes estuariennes. Cette crevette invasive arrivée en Europe depuis une vingtaine d'années, n'a guère été remarquée, vu sa très grande ressemblance avec la crevette blanche indigène. Dans l'estuaire de la Gironde, elle se serait installée depuis les années 1990 et affecte vraisemblablement la dynamique de la crevette indigène (Béguer, 2009 ; Béguer et al, 2012).

Il faut aussi relever les fortes invasions de méduses qui, certaines années, colonisent une grande part de l'estuaire. Des fluctuations d'abondance marquées caractérisent ce zooplancton gélatineux, en particulier durant ces 12 dernières années, avec des poussées estivales spectaculaires en août et septembre. De petites méduses des espèces *Blackfordia virginica* et *Nemopsis bachei* (espèce invasive d'origine nord américaine) appartenant au groupe des hydroméduses, colonisent alors toute la zone suivie de Maubert à Pauillac. En plus de celles-ci, des espèces de plus grande taille, comme *Aurelia aurita* et *Rhizostoma pulmo*, sont également présentes en grandes quantités dans une large partie de l'estuaire. Toutes ces espèces de cnidaires sont connues comme des consommateurs de zooplancton et de larves de poisson qui, lors d'invasions massives, doivent perturber de façon non négligeable les équilibres trophiques des peuplements estuariens habituels.

Par rapport à l'année 2012, 2013 a été caractérisée par des abondances relativement plus faibles de méduses et hydroméduses.

Une telle évolution de fond, qui semble aller en s'accéléralant durant ces dernières années, pourrait peut-être mener à une modification plus marquée de la faune ichtyologique de l'estuaire.

5.10 Finalement

Finalement, on retiendra qu'après une série d'années marquées par une « marinisation » de l'estuaire tant sur le plan hydrologique que sur le plan écologique, 2013 semble marquer une certaine rupture. Toutefois, il est peu probable que le processus de fond soit remis en cause. Sans doute faut-il considérer que la dynamique est moins linéaire et progressive que ne le laissent penser nos observations ces dernières années. Si la tendance lourde doit rester la même, elle sera marquée par des paliers et des successions plus ou moins rapides d'années sèches et d'années humides.