
Etude de la fécondité de l'huître creuse dans le bassin d'Arcachon en 2013 en lien avec la qualité de l'eau

Compte-rendu final du programme FeLiBA

Ismaël BERNARD – CRC-AA
Gwenaël ALLAIN – Armeria
Isabelle AUBY – Ifremer
Martin PLUS – Ifremer
Tugdual DREAN – SIBA
Sonia GASMI – Université Bordeaux I
Valérie DAVID – Université Bordeaux I
Stéphane POUVREAU – Ifremer
Danièle MAURER – Ifremer



Portage :



Coordination scientifique :



Partenaires :



Financement :



10 mars 2014

Table des matières

1. Introduction	6
1.1. Historique de la reproduction de l’huître à Arcachon	6
1.2. Hypothèses de travail	7
1.3. Panorama écologique du bassin d’Arcachon	8
1.3.1. Bilan sur les contaminants majeurs	8
1.3.2. Bilan sur les principales espèces étudiées	10
2. Méthode de l’étude	12
2.1. Comparaison des huîtres d’Arcachon et de Marennes-Oléron	12
2.2. Prélèvement et biométries de 2011	12
2.3. Prélèvements et biométries de 2013	13
2.4. Nettoyage des données de biométries	15
2.5. Observatoire participatif de la ponte	15
2.6. Utilisation du modèle MARS3D	16
2.7. Analyses statistiques et logiciels utilisés	19
3. Résultats	19
3.1. Comparaison temporelle de la maturation d’huîtres de différentes origines	19
3.2. La fécondité des géniteurs sauvages	23
3.2.1. En 2011 et 2013	23
3.2.2. Calcul d’un gradient résiduel pour l’indice de condition	26
3.2.3. Impact des parasites	29
3.3. La ponte	32
3.3.1. En 2012	32
3.3.2. En 2013	32
3.3.3. Comparaison des 2 années	34
3.4. La dispersion des larves dans le bassin d’Arcachon	34
4. Discussion	39
4.1. Etat des lieux et évolution de la reproduction	39
4.2. Contaminant ou climat ?	43
4.3. De l’importance des bancs d’huîtres sauvages	46
5. Conclusion	48
A. Carte des pourcentages de rétention par bancs et par années	50
B. Roses des vents utilisés pour les différentes simulations	51
C. Amélioration de l’échantillonnage de 2013 à partir des données de 2011	52
Références	54
Résumé	60

Remerciements

Cette étude a été mise en place à la suite de la saisine, du président du SIBA et du Président d'Ifremer, effectuée par mes soins, afin d'identifier les causes expliquant les mauvaises reproductions des huîtres ces dernières années sur le Bassin.

L'étude a été réalisée grâce à la volonté des élus du SIBA et notamment la détermination de son Président Michel Sammarcelli et l'implication de ses services.

Elle n'a été rendue possible que grâce au financement apporté par l'axe 4 du F.E.P (F.E.P, Etat, Region, SIBA et CRC).

Je tiens aussi à remercier les équipes d'Ifremer qui ont fortement assisté Ismaël Bernard dans son étude ainsi que le laboratoire EPOC de l'Université Bordeaux 1.

Enfin, je souhaite remercier les nombreux ostréiculteurs qui ont accepté de participer à l'observatoire participatif mis en place par Ismaël Bernard et qui a permis d'illustrer les anomalies des pontes dans certaines zones du Bassin.

A Gujan Mestras, le 10 mars 2014,

Le Président du CRC

Olivier LABAN

Préambule

L'ostréiculture, inventée en France grâce à la maîtrise du captage, reste, près de 160 ans plus tard, profondément dépendante de l'approvisionnement en juvéniles. La quantité de naissains, modulée par les mortalités et la croissance, détermine en effet le volume de production à la fin du cycle d'élevage. La nécessité d'un approvisionnement important en naissains s'est encore accrue dans l'ensemble des bassins conchylicoles depuis 2008, année d'apparition des fortes mortalités de juvéniles d'huîtres creuses (*Crassostrea gigas*). Pour cet approvisionnement, le captage naturel reste la source principale de naissains et, en tant que centre naisseur historique, le bassin d'Arcachon se doit de défendre cet atout majeur, élément essentiel du savoir-faire local.

En 2012, suite à 3 années de mauvais captage dans le bassin d'Arcachon, de 2009 à 2011, le **Comité Régional Conchylicole Arcachon Aquitaine (CRCAA)** a demandé à ce que les suivis en place soient renforcés pour mieux éclaircir l'origine de ces très faibles captages. C'est à ce moment qu'a été élaboré le programme de recherche FéLiBA (**F**écondité des huîtres en **L**ien avec la qualité de l'eau du **B**assin d'**A**rcachon), une collaboration entre le CRCAA, le SIBA¹, l'Ifremer, l'université de Bordeaux I, la DDTM Gironde² et l'Agence des Aires Marines Protégées.

Ce rapport présente les résultats de ce programme qui s'est déroulé en 2013 dans le bassin d'Arcachon. En premier lieu, ce rapport fait une synthèse des connaissances sur la reproduction de l'huître et la qualité des eaux dans le bassin d'Arcachon. Les résultats sont ensuite présentés, avec notamment :

- une comparaison de la croissance d'huîtres originaires d'Arcachon et de Marennes-Oléron, positionnées dans le bassin d'Arcachon et en rade de Brest,
- un bilan spatial des populations d'huîtres sauvages, en 2011 et 2013, avec notamment l'exploration des indices de condition,
- un suivi spatio-temporel des pontes dans le bassin d'Arcachon,
- une étude spatialisée de la dispersion larvaire de 2001 à 2011 au travers de la modélisation.

L'ensemble de ces éléments vise à dresser un panorama le plus complet possible de l'année 2013 pour la reproduction et complète en cela le rapport annuel de l'Ifremer (MAURER et al., 2013).

1. Syndicat Intercommunal du **B**assin d'**A**rcachon

2. Direction **D**épartementale des **T**erritoires et de la **M**er

1. Introduction

1.1. Historique de la reproduction de l’huître à Arcachon

L’approvisionnement en naissain pour les professionnels du bassin d’Arcachon est un problème récurrent et a fait l’objet de nombreuses études. Ainsi, de 1977 à 1981, se sont succédées des années sans captage sur le Bassin. Les recherches menées à l’époque (HIS et ROBERT, 1985 ; HIS et al., 1986) avaient montré :

- que les croissances larvaires étaient très faibles, voire nulles,
- que les larves présentaient des malformations,
- que les larves semblaient avoir l’intestin vide,
- que le TBT, employé de manière plus répandue à cette époque, avait la capacité d’inhiber la croissance de nombreuses espèces de phytoplancton.

L’ensemble de ces éléments a permis de conclure au rôle du TBT, présent dans les peintures antisalissure, comme perturbateur de la chaîne trophique. La démocratisation de cette substance comme antifouling pour la plaisance aurait ainsi conduit à fortement limiter la nourriture des larves et empêcher leur croissance, tout en ayant des effets délétères sur celles-ci. La réglementation de l’usage du TBT en 1982 suite à ces constats, et notamment l’interdiction de son emploi en zone conchylicole, avait mis fin à cette crise.

Plus récemment, à la suite du faible captage de 1998 (Fig. 1), le laboratoire Ifremer d’Arcachon a réalisé, de 1999 à 2003, une première étude des causes de la variabilité du captage dans le Bassin d’Arcachon (AUBY et MAURER, 2004). Cette étude de grande ampleur a permis d’identifier les éléments déterminants du succès du captage, à savoir en premier lieu la survie larvaire et en second lieu la quantité de larves au stade “petites”. La survie larvaire peut être mise en lien avec la température de l’eau lors du développement des larves tandis que la quantité de larves “petites” peut être reliée, dans une moindre mesure, à la biomasse phytoplanctonique printanière. Ces éléments expliquent ainsi une part importante de la variabilité de la série historique du captage à Arcachon avec des années fortement contrastées comme 2002 et 2003 (Fig. 1). Ces hypothèses sont également confortées par l’analyse nationale de la variabilité de la reproduction de l’huître creuse en France (POUVREAU et al., 2012).

Le captage a ensuite été suivi chaque année dans le bassin d’Arcachon depuis lors, et cette série historique peut être comparée avec celle acquise par le CREAA dans un parc de captage des Longées, au sud de la Charente (Fig. 1). Pour cette comparaison, les nombres de naissains par tuile et par tube ont été ramenés à des densités en se basant sur une surface de tuile de 1500 cm² (AUBY et MAURER, 2004, p. 27) et sur une surface de tube de 867 cm² (BERTHOMÉ et al., 1981). Il faut également souligner que les données du bassin d’Arcachon sont obtenues en échantillonnant un grand nombre de parcs alors que pour Marennes-Oléron, il ne s’agit que d’un seul parc. Malgré ces restrictions, ce graphique rend bien compte de la plus faible variation du captage à Marennes-Oléron comparé à Arcachon.

Le mauvais captage des années 2009 à 2011 se caractérise par de faibles quantités de larves “petites”, associées à un faible effort de reproduction (MAURER et al., 2011, fig. 25), faible effort de reproduction qui se poursuit en 2012 (AUBY et al., 2012, fig. 31). Dans le même temps, un recul de la date de ponte a été constaté depuis une dizaine d’années (AUBY et al., 2012 ; BERNARD, 2011). Ces deux évolutions d’indicateurs de la reproduction incitent à considérer l’hypothèse

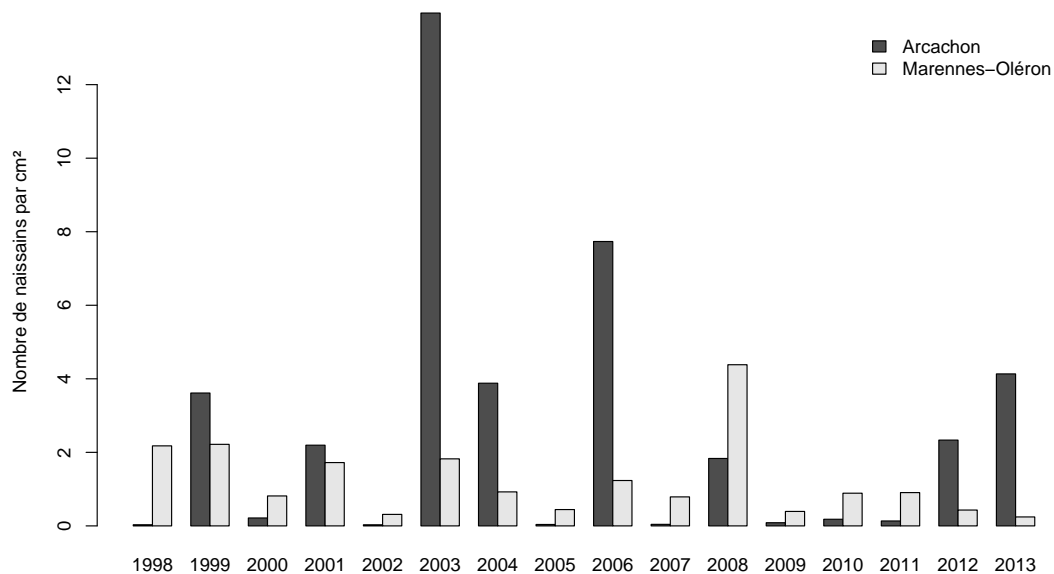


FIGURE 1: Evolution comparée du captage, ramené en nombre de naissains par cm^2 , pour le bassin de Marennes-Oléron (gris clair) et le bassin d’Arcachon (gris foncé). Pour Marennes-Oléron, les données sont celles du CREEA sur des tubes positionnés sur le site Les Longées, au sud de la Charente, tandis que les données présentées pour le bassin d’Arcachon sont une moyenne sur l’ensemble du bassin (voir AUBY et MAURER 2004).

d’un phénomène émergent pour expliquer les nouvelles tendances de la reproduction de l’huître creuse dans le bassin d’Arcachon, ainsi que le faible captage associé. Ceci a en outre conduit à focaliser les recherches menées dans le cadre de cette étude sur la phase de maturation des huîtres.

1.2. Hypothèses de travail

Plusieurs hypothèses peuvent être formulées pour expliquer la diminution du nombre de larves petites, plus marquée dans le secteur est du Bassin, et le recul de la date de ponte.

1. **L’hypothèse de l’origine du naissain** : le naissain capté dans le bassin d’Arcachon présenterait des performances amoindries.
2. **L’hypothèse de répartition des stocks** : le bassin d’Arcachon a subi ces dernières décennies un abandon progressif des zones intermédiaires d’élevage telles Jacquets, Lahillon ou Moussette. Cela fait suite à l’abandon plus ancien des zones internes du Bassin, ainsi qu’à la colonisation relativement récente du banc d’Arguin. Ce déplacement des stocks cultivés, supposés plus prolifiques en larves, vers l’embouchure du bassin d’Arcachon provoquerait une baisse du nombre de larves qui restent effectivement dans le bassin.
3. **L’hypothèse de compétition** : la trop forte quantité ou densité des huîtres sauvages du bassin d’Arcachon entraînerait, au travers de la compétition trophique, un déficit de maturation et de ponte dans les zones internes, peu renouvelées, du Bassin.

4. **L'hypothèse d'une contamination** : une perturbation de la gamétogénèse par la présence de contaminants pourrait conduire à un déficit de fécondité et un retard de la maturation. Dans ce cas, les huîtres les plus affectées se situeraient dans les zones internes du Bassin, plus confinées et chargées en contaminants, soumises à une forte influence anthropique *via* la côte ou les apports des fleuves côtiers.
5. **L'hypothèse trophique** : une diminution ou modification de la ressource trophique disponible pour les géniteurs au cours du printemps serait à l'origine d'une production moindre de gamètes et donc de larves. Ce facteur pourrait également expliquer les pontes tardives.

Ces hypothèses ne sont pas exclusives et plusieurs phénomènes peuvent se combiner. L'hypothèse trophique est particulièrement complexe à étudier car elle fait intervenir des processus sous influence climatique, processus mal connus pour l'huître creuse. Cette hypothèse sera plus particulièrement étudiée dans le cadre d'un programme de recherche de plus longue haleine, le programme CLEEO³. L'hypothèse d'un contaminant est également complexe à démontrer et d'autres travaux sur l'impact des contaminants ont lieu dans le cadre du programme OSQUAR⁴ 2.

1.3. Panorama écologique du bassin d'Arcachon

Dans tous les cas, il s'agirait d'un phénomène émergent qui doit affecter une partie importante des populations d'huîtres creuses du bassin d'Arcachon. Sous cette perspective, un panorama écologique du bassin d'Arcachon et des évolutions majeures en cours peut aider à identifier les sources potentielles de changement.

1.3.1. Bilan sur les contaminants majeurs

Pour les pesticides en général, depuis 2010 le REPAR⁵ suit un large panel de molécules de pesticides au sein du bassin d'Arcachon mais aussi dans les différents cours d'eau qui y aboutissent. Les résultats actualisés de ce suivi font état de nombreuses molécules retrouvées dans ces cours d'eau, avec une dominance des métabolites, c'est à dire des produits de la dégradation, du metolachlore et de l'alachlore (BUDZINSKI et al., 2011 ; FAUVELLE, 2012). Ces deux molécules sont des herbicides utilisés principalement dans la culture du maïs et étaient déjà retrouvées entre 1999 et 2003 dans le bassin d'Arcachon (AUBY et MAURER, 2004, p. 158). Dans les résultats du réseau REPAR, deux cours d'eau se distinguent : l'Eyre, pour sa contribution, avec son débit plus important, à plus de 90% des apports (BUDZINSKI et al., 2011) ; et le ruisseau du Pontails pour sa contamination atypique. Ce cours d'eau présente effectivement une contamination forte avec des molécules comme l'herbicide metocrop, qui ne sont pas retrouvées ailleurs. Cette contamination est attribuée au centre d'enfouissement technique d'Audenge (FAUVELLE, 2012, p. 116).

Une étude des pratiques phytosanitaires sur les bassins versants de l'Eyre, du Canal des étangs et du ruisseau du Pontails a mis en évidence que les molécules de pesticides les plus susceptibles d'être retrouvées dans le bassin d'Arcachon n'étaient

3. Le changement **C**limatique peut-il être un **E**lement **E**xplicatif de la crise **O**stréicole arcachonnaise ?

4. **O**stréiculture et **Q**ualité, approche dynamique du Bassin d'**A**Rcachon

5. **R**Eseau de surveillance des **P**esticides sur le bassin d'**A**Rcachon

pas forcément recherchées dans le cadre du réseau REPAR (DAGENS, 2012), par exemple les nématicides utilisés intensivement pour la culture des carottes. Pour tenir compte des évolutions des pratiques dans la liste des molécules recherchées, des enquêtes sur le bassin versant sont réalisées chaque année. Par ailleurs, le réseau REPAR étant relativement récent il n'est pas possible de savoir quel a été l'évolution des teneurs en pesticides dans le bassin d'Arcachon lors des 10 dernières années.

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs) constituent également une famille de molécules sous surveillance dans le bassin d'Arcachon. Ces molécules, très stables, sont issues de la combustion incomplète de matière organique et sont souvent liées aux particules car très peu solubles dans l'eau (voir CRESPO, 2009, p. 35 et suivantes). BAUMARD et al. (1999) ont montré qu'à Arcachon la contamination en HAPs des moules était d'origine particulaire. La remise en suspension et la contamination du phytoplancton est alors susceptible d'impacter la croissance larvaire de l'huître creuse (GEFFARD et al., 2002), même si aucun impact sur le développement embryonnaire ou la croissance larvaire des teneurs de l'eau en HAPs n'est noté au milieu des années 2000 (AUBY et MAURER, 2004, p. 151). Une étude des teneurs en HAPs des sédiments a ensuite montré que certaines zones du bassin étaient fortement contaminées, comme le ruisseau du Bourg et le port de La Teste (CRESPO, 2009, p. 235). La contamination peut cependant se révéler très hétérogène spatialement et est corrélée à la proportion de particules inférieures à 63 μm et à la teneur en matière organique du sédiment. Pour la contamination des huîtres, CRESPO (2009) confirme les valeurs importantes retrouvées, 250 à 400 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec dans les huîtres de l'intérieur du Bassin, avec une saisonnalité liée à la mobilisation des lipides pour la reproduction. Ces concentrations subissent une augmentation depuis une dizaine d'année, particulièrement dans les zones internes (Comprian, Les Jacquets) selon le suivi effectué par l'Ifremer (AUBY et al., 2013).

Les métaux lourds sont également suivis par l'Ifremer depuis 1981 dans les huîtres du bassin d'Arcachon dans le cadre du RN0⁶, devenu ROCCH⁷ par la suite. Pour les concentrations en cadmium, en plomb et en mercure des huîtres, voici les conclusions de KANTIN et al. (2013) :

“La contamination métallique des huîtres des stations suivies dans le Bassin d'Arcachon est proche de la médiane nationale pour les trois métaux, sauf à 'Comprian' où la teneur en cadmium est plus élevée. La tendance de la contamination est stable ou décroissante à l'entrée du Bassin ('Cap Ferret') mais croissante dans le fond de la Baie pour le plomb ('Jacquets' et 'Comprian') et pour le cadmium ('Comprian').”

Le cuivre est un contaminant métallique qui progresse fortement dans le bassin d'Arcachon (Fig. 2), progression probablement due à son utilisation comme composé de la plupart des peintures antifouling depuis l'interdiction du TBT (CLAISSE et ALZIEU, 1993). Cette progression des concentrations est particulièrement forte pour les points de suivi situés à l'intérieur du bassin d'Arcachon, comme Comprian. Au milieu des années 2000, AUBY et MAURER (2004, p. 148) avait conclu que les concentrations de cuivre atteintes restaient inférieures aux seuils de toxicité pour les diatomées et les larves. Ces conclusions sont peut-être à réactualiser avec l'augmen-

6. Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin.

7. Réseau d'Observation de la Contamination CHimique du littoral.

tation des concentrations de ces dernières années et avec les derniers résultats sur la toxicité du cuivre sur les spermatozoïdes de l'huître creuse (MAI et al., 2013a). Cette étude montre un effet du cuivre sur la fécondation à partir de concentration en cuivre de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$, concentrations plausibles dans le bassin d'Arcachon (AUBY et MAURER, 2004, p. 145).

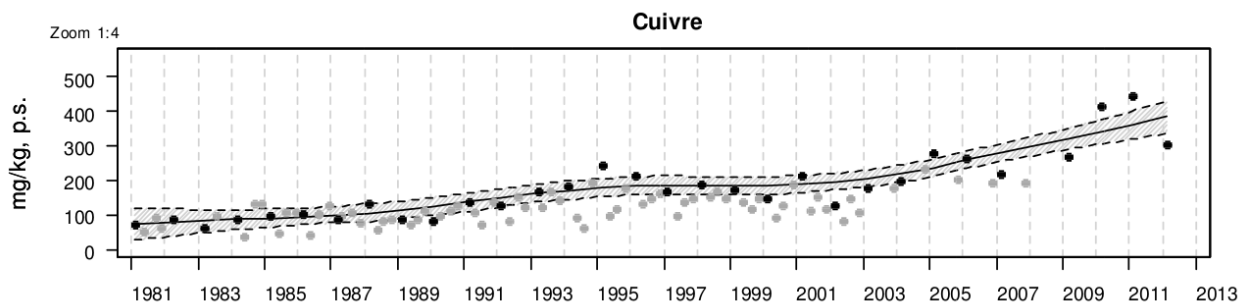


FIGURE 2: Evolution temporelle de la contamination des huîtres sauvages de Compiègne en Cuivre d'après le réseaux de suivi Ifremer ROCCH. Graphique issu de KANTIN et al. (2013).

Pour les polychlorobiphényles (PCBs), les derniers résultats du RNO⁸, en 2006, font état de niveaux de contamination particulièrement faibles pour ces types de polluants, ce qui concorde bien avec leur origine industrielle. C'est déjà ce qui est noté par MANAUD et al. (1997, ch. 2, p. 49) au milieu des années 90.

Pour le dichloro-diphényl-trichloroéthane (DDT), il apparaît que les concentrations de cet insecticide interdit depuis 1972, initialement très fortes dans le bassin d'Arcachon, ont été divisées par 50 en 15 ans (RNO, 2006).

1.3.2. Bilan sur les principales espèces étudiées

Le bassin d'Arcachon abrite deux espèces de zostères : la zostère marine, *Zostera marina* et la zostère naine, *Zostera noltei*. La zostère naine constitue dans le bassin d'Arcachon un des plus vaste herbier d'Europe et cette espèce est donc clef pour l'écosystème du Bassin. Il n'existe pas de données sur la surface de l'herbier d'Arcachon avant 1989, même si une quasi disparition est mentionnée dans les année 30 à cause d'une maladie (AUBY et al., 2011). Plus récemment, les premières alertes sur la régression des deux espèces de zostères dans le bassin d'Arcachon datent de l'hiver 2005-2006 (AUBY et al., 2011) et une première étude a permis de cartographier la régression de ces espèces entre 1989, 2005 et 2007 (DALLOYAU et al., 2009; PLUS et al., 2010). Cette étude établit une forte régression des herbiers, particulièrement dans la partie orientale du bassin. Ce constat a conduit à une étude plus poussée en 2011 qui a établi tout d'abord un maintien des surfaces d'herbier, avec une densification mais peu de surfaces recolonisées (AUBY et al., 2011). Ce même rapport passe en revue les différentes causes de la régression et conclue à un effet probable des fortes températures des étés 2003, 2005 et 2006, avec un effet possible des herbicides (AUBY et al., 2011).

8. Après 2007, les suivis ne sont plus assurés par l'Ifremer et les données ne sont pas disponibles à ce jour.

La palourde japonaise, *Ruditapes philippinarum*, est une autre espèce commune du bassin d’Arcachon, puisque 600 tonnes de palourdes y ont été pêchées en 2011 par les pêcheurs à pied professionnels (CAILL-MILLY, 2012). Suite aux constats de faibles tailles des palourdes et de mauvais recrutement (CAILL-MILLY et al., 2003, 2006), une étude spécifique a été entreprise dans le bassin d’Arcachon (DANG, 2009). Cette étude a montré qu’une maladie jusque là inconnue, la maladie du muscle marron, sévissait sur les palourdes du Bassin d’Arcachon (DANG et al., 2008). Cette maladie atteint des taux de prévalence importants, particulièrement dans le nord du bassin d’Arcachon (TU DO, 2012, p. 57). Cette étude a également montré des différences en termes de croissance entre différents sites du bassin d’Arcachon (Tab. 1), le sud-est du bassin présentant les croissances les plus faibles. Plus récemment, l’étude morphométrique des palourdes a permis de mettre en évidence que cette zone du bassin abrite des mollusques en plus mauvaise condition que les autres secteurs (CAILL-MILLY et al., 2012). Enfin, il faut noter que la campagne d’études des stocks de palourdes de 2012 (SANCHEZ et al., 2013) a montré que le recrutement, apprécié par le nombre de palourdes de taille inférieure à 17 mm, est le plus faible depuis que ces campagnes sont en place, soit l’année 2000. Le recrutement a donc également été mauvais pour la palourde en 2011, voire en 2010.

TABLE 1: Nombre moyen d’années nécessaires pour atteindre la taille de 35 mm (4 réplicats), calculé avec les données de DANG 2009, p. 32.

Site	Nombre moyen d’années pour atteindre 35 mm	Coefficient de variation
Arguin	2,6	0,43
Ile aux oiseaux	2,85	0,2
Andernos (Cès)	2,47	0,36
Lanton (Pireou)	3,3	0,13
Gujan (Le Teychan)	3,42	0,27

Ce panorama des évolutions du bassin d’Arcachon met en exergue l’importance de la spatialisation des données dans l’étude des différents phénomènes. Les évolutions des populations sont en effet souvent plus marquées dans certaines zones, et les contaminations présentent généralement des concentrations extrêmement variables spatialement. Pour mieux caractériser le phénomène à l’œuvre sur la reproduction, l’accent a été mis dans FÉLiBA sur la spatialisation de l’effort de reproduction des huîtres sauvages, plus nombreuses (SCOURZIC et al., 2012) et moins étudiées que les huîtres cultivées. Quatre différentes tâches de recherche ont ainsi été mises en place en suivant ce fil rouge pour répondre aux différentes hypothèses :

- une comparaison de la croissance et de la maturation des huîtres de captage d’Arcachon et de Marennes-Oléron, positionnées dans le bassin d’Arcachon (au Tès) et en Rade de Brest (pointe du Château), (hypothèse 1)
- un bilan spatial des populations d’huîtres sauvages, en 2011 et 2013, en termes d’indices de condition, de parasites, de réserves et de maturation, (hypothèses 2, 3, 4 et 5)
- un suivi spatio-temporel des pontes dans le bassin d’Arcachon grâce à un observatoire participatif impliquant les professionnels (hypothèses 2, 4 et 5),
- une étude spatialisée de la dispersion larvaire de 2001 à 2011 en utilisant un modèle numérique de l’hydrodynamique du Bassin (hypothèse 2).

2. Méthode de l'étude

2.1. Comparaison des huîtres d'Arcachon et de Marennes-Oléron

Début mars 2013, deux lots de demi-élevage, un lot de captage d'Arcachon et un lot de captage de Marennes-Oléron, ont été positionnés dans deux sites différents : la pointe du Château dans la rade de Brest et Le Tès dans le bassin d'Arcachon. Pour chacun des lots et dans chacun des sites, 3 poches de 300 individus ont été placées initialement. Tous les 15 jours, les huîtres des 3 poches ont été dénombrées et 10 individus ont été prélevés par poche, soit 30 pour chaque lot et dans chaque site.

Ces 30 individus ont ensuite subi une biométrie complète. Les huîtres sont d'abord pesées et mesurées dans leur plus grande longueur. Ensuite, elles ont été ouvertes de manière à séparer la chair de la coquille. Une fois ouvertes, le stade de développement de la gonade est noté selon 3 catégories : 1, pas de gonade ; 2, gonade en construction, laissant encore apercevoir la masse viscérale et 3, gonade recouvrant totalement la masse viscérale. Le degré d'infestation par le ver *Polydora sp.* est également noté selon l'échelle suivante :

- Indice 0 : pas de traces de *Polydora*, ni galerie, ni chambre ;
- Indice 1 : présence de petites galeries, pas de chambre ;
- Indice 2 : pas plus de 2 chambres et surface infestée < 10 % ;
- Indice 3 : plus de 2 chambres ou surface infestée comprise entre 10 et 25 % ;
- Indice 4 : surface infestée > 25 % .

La coquille est essuyée et la chair égouttée puis ces deux parties sont pesées. Ensuite, la chair est congelée puis lyophilisée selon un cycle de 48 h. Pour finir, l'extrait sec est de nouveau pesé.

Pour ces huîtres, l'indice de condition de LAWRENCE et SCOTT (1982) est utilisé (voir la section 2.3 pour la formule). Cet indice de condition est un ratio entre la quantité de chair contenue dans l'huître et un estimateur du volume intervalvaire de l'huître. Il traduit ainsi le degré de remplissage des huîtres.

2.2. Prélèvement et biométries de 2011

Les prélèvements de 2011 ont été réalisés lors de l'estimation des stocks d'huîtres sauvages du bassin d'Arcachon⁹ (SCOURZIC et al., 2012). Les données de biométries acquises durant cette étude n'avaient pas été exploitées, elles sont présentées ici. Pour chaque point échantillonné, trois quadrats de taille adaptée à la densité ont été positionnés aléatoirement. L'ensemble des huîtres présentes dans ces quadrats étaient collectées. Les huîtres vivantes ont été séparées des mortes et les poids de chaque catégorie mesurés. Sur une partie des points échantillonnés, 30 huîtres ont été retenues comme représentatives du lot.

Les huîtres ont été ensuite brossées, rincées puis numérotées avant de faire l'objet d'une biométrie, comme décrit dans la section 2.1. En plus des paramètres évalués pour le suivi temporel de 2013, les huîtres, en 2011, ont été sexées par observation des gamètes au microscope et photographiées individuellement une fois ouvertes. L'évaluation de la fécondité était basée sur l'échelle de LE DANTEC (1968) et les

9. Estimation réalisée dans le cadre des études préalables à la mise en place d'un Parc Marin Naturel du bassin d'Arcachon, portée par la Mission des Aires Marines Protégées d'Arcachon.

pourcentages d'huîtres pas ou peu fécondes ont été calculés en regroupant les stades 0 et 1 de cette échelle (Tab. 2).

2.3. Prélèvements et biométries de 2013

Les prélèvements des huîtres sauvages ont été effectués du 23 au 27 juin 2013, avec deux embarcations en 68 points du bassin d'Arcachon. Pour cela, le bassin a été découpé en 21 zones différentes contenant des huîtres sauvages puis le nombre de points à échantillonner a été calculé en fonction de la surface des zones. Le choix de l'emplacement précis des points de prélèvement a été décidé sur le terrain, en fonction de la disposition des bancs d'huîtres sauvages. Pour chacun des points de prélèvement, au moins 30 huîtres de poids supérieur à 18 g étaient prélevées. Ce poids de 18 g a été déterminé grâce aux résultats de l'échantillonnage de 2011, comme expliqué dans l'annexe C. En complément, du 8 au 11 juillet, des huîtres cultivées, du même lot que celles suivies sur le site du Tès, ont été prélevées en 5 points du Bassin, avec des prélèvements de 30 huîtres également.

En plus du prélèvement, une photographie du site a été prise pour chaque point de prélèvement d'huîtres sauvages. Ces photographies ont permis de générer une base de données photographiques sur les bancs d'huîtres sauvages échantillonnés. Lorsque le matériel était disponible, un relevé de l'altitude du point de prélèvement a été effectué à l'aide de deux DGPS (Leica CS10 et Trimble 5700). Dans le cas contraire, les altitudes des points ont été interpolées à partir du point le plus proche (<1,5 m) relevé lors de la levée bathymétrique Lidar de l'estran effectuée en 2005 par le SIBA. Dans le cadre d'un partenariat avec l'université, des prélèvements de sédiment, ainsi que de zostères et de microphytobenthos ont également été effectués.

Une biométrie similaire à celle effectuée sur les suivis temporels a été réalisée pour chacun des lots prélevés. Trois indices complémentaires ont été utilisés pour caractériser la reproduction. Tout d'abord, le même indice de fécondité utilisé dans le suivi temporel a été évalué. Ensuite, un indice de degré de maturation des huîtres a été mesuré selon l'échelle de LE DANTEC (1968, voir p. 305–306). Cette échelle permet de décrire à une échelle macroscopique les différentes étapes de maturation et de ponte (Tab. 2). Pour les besoins de l'étude spatiale de 2013, seuls les stades 2, 3P et 3H ont été utilisés, recodés en 1, 2 et 3 respectivement. Enfin, un indice de réserves a permis, à partir d'un examen visuel du manteau et du capuchon céphalique, de classer les huîtres selon une échelle à 4 niveaux :

- Maigre (M) : les organes tels que le manteau ou les palpes labiaux sont transparents, la masse viscérale, plus foncée, est nettement visible ;
- Peu Grasse (PG) : le manteau et le capuchon céphalique sont translucides ;
- Grasse (G) : le manteau et le capuchon céphalique sont opaques ;
- Très Grasse (TG) : le manteau est opaque et très épais, l'huître remplit complètement sa coquille.

Les données primaires issues des biométries telles que le poids total (P_t), le poids de coquille (P_c), le poids de chair égouttée (P_e) ainsi que le poids de chair sèche (P_s), exprimées en g, ont été transformées en différents indices de condition. Tous ces indices ont un mode de calcul similaire, il s'agit de rapports entre deux masses, visant à obtenir un indice rendant compte de la condition des huîtres, c'est à dire du taux de remplissage en chair des coquilles. BODOY et al. (1986) ont réalisé une étude comparative de ces différents indices.

TABLE 2: Echelle de maturation de LE DANTEC (1968) utilisée dans les biométries de 2013.

Stade 0	Repos sexuel
Stade 1	Multiplication des gonies Apparition des follicules qui recouvrent au plus la moitié de la masse viscérale Il est difficile d'obtenir des gamètes même par forte pression sur la gonade
Stade 2 recodé 1	Follicules bien développés, recouvrant presque entièrement la glande digestive Gamètes non mûrs, obtenus par pression modérée Gamètes à dissociation difficile
Stade 3P recodé 2	Etat moyen de réplétion de la gonade Gamètes abondants et facilement dissociables
Stade 3H recodé 3	Etat maximum de réplétion de la gonade. Gonade hypertrophiée Une épaisse couche blanc crème enveloppe la masse viscérale Gamètes abondants, obtenus par pression très légère
Stade 4	Régression du volume de la gonade dont la couleur devient jaunâtre Glande digestive visible, dans la partie antérieure notamment Gamètes moins abondants Déplétion partielle ou stade de restauration entre deux émissions successives
Stade 5	Déplétion presque complète Animal d'apparence "maigre" On distingue cependant encore quelques follicules Ce stade est confondu avec le stade 0 du repos sexuel

L'indice de condition le plus couramment utilisé pour l'huître creuse est l'indice de LAWRENCE et SCOTT (1982) qui se calcule ainsi, exprimé en pourcentage :

$$IC_{PsPi} = \frac{P_s * 100}{P_t - P_c} \quad (1)$$

Cet indice correspond donc au rapport du poids sec et du volume intervalvaire, approché ici par l'approximation $1 \text{ g} = 1 \text{ cm}^3$. Afin de vérifier que cet indice n'était pas biaisé par la perte d'eau des huîtres avant leur biométrie, cet indice a été comparé à deux autres indices de condition, basés sur des rapports entre le poids de chair sèche et le poids de coquille (IC_{PsPc}) ou le poids de chair égouttée (IC_{PsPe}) :

$$IC_{PsPc} = \frac{P_s * 100}{P_c} \quad (2)$$

$$IC_{PsPe} = \frac{P_s * 100}{P_e} \quad (3)$$

Ces deux indices sont exprimés en pourcentage. Le premier mesure la déviation, par rapport à une allométrie, de la relation entre le poids sec et le poids de coquille, tandis que le second correspond à la teneur en eau de la chair.

Pour des analyses ultérieures d'isotopes par l'Université de Bordeaux 1, le muscle de 5 individus choisis aléatoirement a été prélevé. Cinq huîtres ont également été choisies aléatoirement pour des analyses des teneurs en HAPs. Ces analyses ne sont pas disponibles à l'heure où le rapport est rédigé et ne seront donc pas présentées ici.

2.4. Nettoyage des données de biométries

Pour se préserver des erreurs de mesure dans les biométries, les données collectées ont été nettoyées sur la base des relations allométriques entre les poids. Pour l'allométrie entre le poids total et le poids de coquille (Fig. 3), les données supprimées correspondent à des rapports allométriques situés à plus ou moins 3,5 écart-types de la moyenne. L'allométrie entre le poids sec et le poids humide indique la proportion d'eau contenu dans la chair des huîtres (Fig. 4). Les points écartés de l'analyse ont des teneurs en chair soit inférieures à 10 %, soit supérieures à 28 %. Les biais classiques observés sur ces mesures correspondent à des huîtres pas assez égouttées ou pas assez séchées. Ainsi sur cette figure, les huîtres pas assez égouttées se positionnent au dessus de l'allométrie moyenne tandis que celles pas assez séchées se situent au dessous.

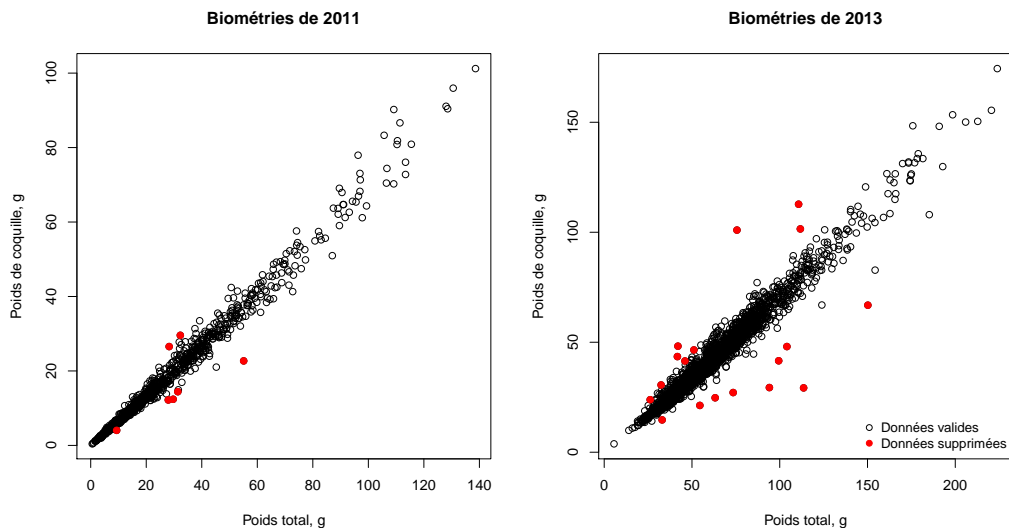


FIGURE 3: Allométrie entre le poids total et le poids de coquille des huîtres sauvages pour les données de 2011(a) et les données de 2013 (b). Les données en rouge correspondent aux points retirés des traitements ultérieurs.

2.5. Observatoire participatif de la ponte

L'observatoire participatif de la ponte a été mis en place en 2013 de manière à réunir les observations des ostréiculteurs et des scientifiques sur le frai des huîtres, cultivées comme sauvages, autour d'un protocole simple. A chaque période de vives-eaux, les participants étaient incités à ouvrir 10 huîtres et à noter quelle proportion de ces huîtres avaient frayé, par simple examen visuel de la gonade. L'ensemble des observations a été synthétisé en 3 catégories, les huîtres ayant frayé, les huîtres ayant frayé partiellement et celles n'ayant pas frayé du tout. Pour faciliter la lecture des résultats, les données sont ensuite agrégées spatialement en réunissant les observations distantes de moins de 300 m.

Ces observations de 2013 ont été présentées conjointement avec les observations de 2012 réalisées au début des mois de juillet, août et septembre par l'Ifremer. En

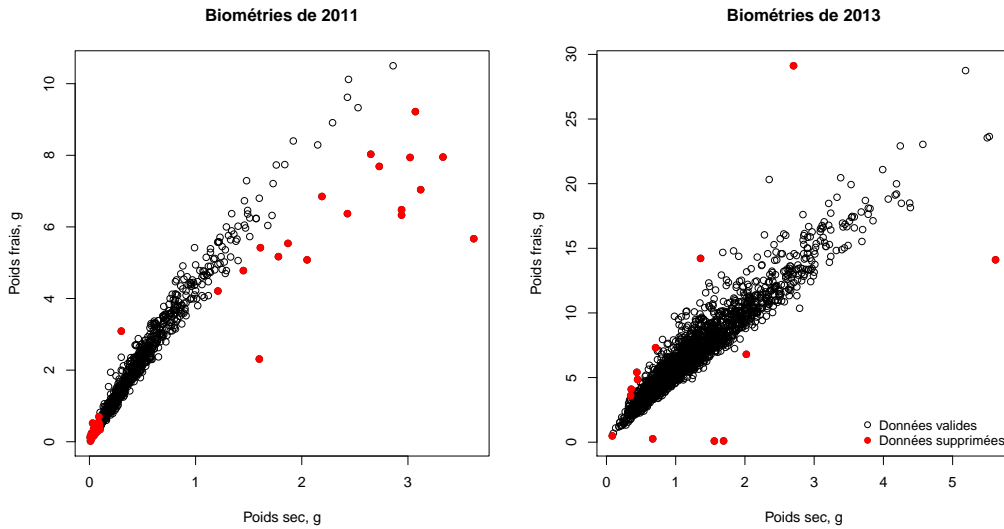


FIGURE 4: Allométrie entre le poids sec et le poids frais des huîtres sauvages pour les données de 2011(a) et les données de 2013 (b). Les données en rouge correspondent aux points retirés des traitements ultérieurs.

2012, de la même manière qu'en 2013, une dizaine d'huîtres ont été collectées sur les différents sites échantillonnés mais les huîtres ont été classées selon la classification de LE DANTEC (1968), reprise ici (Tab. 2). Les stades 3 de cette classification ont été interprétés comme des absences de pontes, les stades 4 comme des pontes partielles et les stades 5 en tant que pontes totales.

2.6. Utilisation du modèle MARS3D

Le modèle MARS3D, basé sur une bathymétrie réaliste du bassin d'Arcachon (Fig. 5), a été utilisé dans cette étude pour deux tâches différentes. Tout d'abord, il a permis de calculer un certain nombre de variables physiques comme la température, la salinité, le courant ou l'influence des différents fleuves en chacun des points du bassin où les huîtres ont été prélevées. Ces simulations ont été réalisées avec un modèle de 235 m de résolution. Les temps de résidence locaux¹⁰ n'ont quant-à eux pas été recalculés, il s'agit des temps de résidence présentés par PLUS et al. (2009).

Le modèle a également été utilisé pour calculer les proportions de larves exportées du bassin par les courants dans des conditions de météorologie et de pontes réalistes. Ces simulations reposent sur le modèle MARS3D avec une résolution de 65 m, paramétré d'après PLUS et al. (2009), c'est à dire avec un coefficient de diffusion horizontale de $25 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. Les larves sont représentées dans le modèle par des traceurs passifs introduits aux marées hautes 3 jours avant les pics de larves au stade "petite" observés dans les données Ifremer (Tab. 3). C'est donc la dispersion de 19 cohortes, de 2001 à 2011 qui a été simulée avec les conditions observées de vent, de débit des fleuves et de durée de vie larvaire. Les quantités initiales de larves sont proportionnelles aux surfaces d'huîtres présentes dans la maille (Fig. 6)

10. Ces temps de résidence correspondent au temps qu'il faut pour renouveler 63% de la masse d'eau d'une maille du modèle.

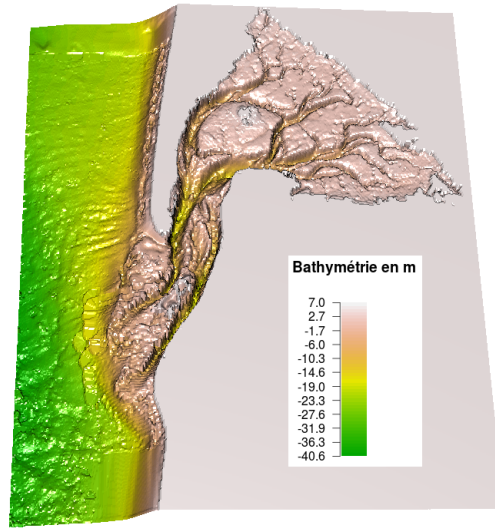


FIGURE 5: Bathymétrie du bassin d’Arcachon utilisée dans le modèle, basée sur le zéro hydrographique.

TABLE 3: Dates de ponte et durées de vie larvaire utilisées dans les simulations de 2001 à 2011. Ces informations ont été calculées d’après les données de pêches de larves d’Ifremer.

N°	Année	Cohortes	Date de ponte retenue	Durée de vie larvaire
1	2001	1	18 juillet 2001	10,6
2	2001	2	11 août 2001	11,5
3	2002	1	13 juillet 2002	12,5
4	2002	2	6 août 2002	12,2
5	2003	1	9 juillet 2003	13,9
6	2003	2	3 août 2003	9,3
7	2004	1	31 juillet 2004	12,3
8	2004	2	15 août 2004	12
9	2005	1	22 juillet 2005	11,3
10	2006	1	14 juillet 2006	9,9
11	2007	1	24 juillet 2007	11,9
12	2007	2	4 août 2007	11,4
13	2008	1	24 juillet 2008	11,6
14	2008	2	4 août 2008	15,6
15	2009	1	19 juillet 2009	14,7
16	2009	2	10 août 2009	11,4
17	2010	1	10 juillet 2010	10,8
18	2010	2	12 août 2010	11,8
19	2011	1	31 juillet 2011	17,6

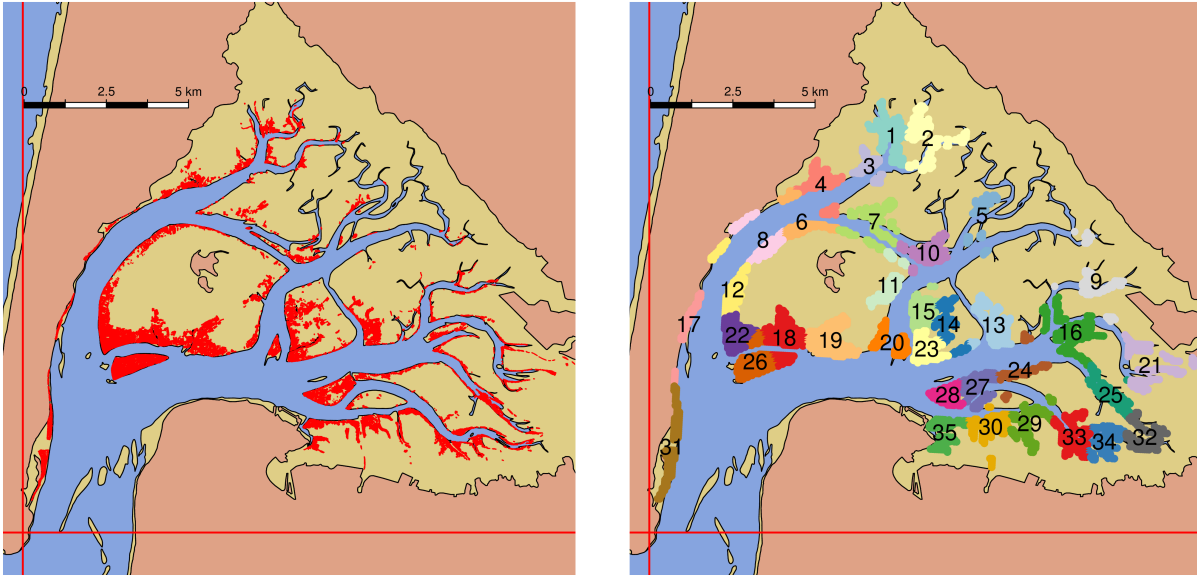


FIGURE 6: Carte des bancs d’huîtres, sauvages et cultivées, à gauche, d’après LAFON (2012) et découpage en 35 bancs réalisé en fonction des mailles du modèles MARS 3D, à droite. Les différentes couleurs servent uniquement à différencier les bancs adjacents. Les lignes rouges marquent les limites est et sud du bassin d’Arcachon dans les simulations de dispersion larvaire.

d’après LAFON (2012). Le découpage en 35 bancs différents a été effectué par l’algorithme k-means (HARTIGAN et WONG, 1979) à partir des mailles présentant des surfaces d’huîtres identifiées par LAFON (2012). Les mailles isolées ont ensuite été supprimées en enlevant toutes les mailles qui avaient moins de 4 mailles voisines dans un rayon de 200 m (Fig. 6).

Au total, 19 simulations différentes ont été réalisées avec, pour chacune, le calcul des connectivités pour l’ensemble des 35 traceurs introduits. Les quantités restantes au terme de la vie larvaire sont d’abord calculées en effectuant la moyenne des sommes des quantités présentes dans les mailles des différents bancs toutes les heures pendant 24 heures à partir d’un jour après la date d’observation du pic de larves au stade "grosses". Le calcul des connectivités est ensuite le rapport entre la quantité de traceurs émis par le banc i qui arrive dans les mailles du banc j . Pour pouvoir comparer les connectivités entre bancs de différentes tailles, elles ont été standardisées par le nombre de mailles de chaque banc, puis ramenées au nombre moyen de mailles des 35 bancs.

Pour synthétiser les résultats à l’échelle du bassin (Fig. 6), la quantité de larves restant dans le bassin a été comptabilisée en sommant la quantité de larves au nord et à l’est de la pointe du Cap Ferret ($44,62453^\circ$ N ; $-1,246325^\circ$ E). Ceci étant effectué pour chaque banc d’émission, les quantités restantes ont ensuite été traduites en pourcentage des larves émises par chacun des bancs. Pour calculer un pourcentage de rétention moyen par cohorte, ces pourcentages de rétentions ont été pondérés

par les surfaces de chaque banc. C'est principalement ce pourcentage de rétention, en tant que potentielle variable explicative du captage, qui a été étudié.

2.7. Analyses statistiques et logiciels utilisés

La significativité des gradients spatiaux a été testée à l'aide d'un test de Fisher, réalisé sur le résultat de la régression linéaire entre la variable étudiée et la longitude et la latitude en Lambert 93. Les flèches représentées correspondent à la projection du vecteur normal du plan de la régression dans l'espace de la latitude et longitude. Leurs longueurs ont été standardisées pour ne pas influencer l'interprétation. Elles sont tracées en traits continus si la régression est significative au seuil de 5 % et en traits discontinus si la régression est significative au seuil de 10 %. Les projections pour les relations non significatives n'ont pas été tracées.

Pour les sex-ratios, les différences entre les résultats de chaque point et le sex-ratio global ont été testées en comparant la probabilité d'être mâle avec un test de χ^2 . Ce test a été réalisé pour l'ensemble des points ayant moins de 30 % de sexes indéterminés, soit 20 points au total. Les probabilités obtenues à l'issue de ces tests ont été corrigées avec la méthode de Holm pour prendre en compte l'effet de tests répétés. Pour les différences entre les indices de condition et les poids secs des huîtres cultivées en différents sites, un test t a été réalisé pour comparer les moyennes deux à deux, en ajustant la probabilité avec la méthode de Holm.

La grande majorité des traitements de données effectués dans ce rapport ont été réalisés avec le logiciel R (TEAM, 2013) et les packages ggplot2, sp, maptools, rgdal, geosphere, SDMTools, Hmisc et RColorBrewer. Certaines analyses ont été faites avec la suite LibreOffice tandis que certaines cartes et traitements spatiaux proviennent de QGIS.

3. Résultats

3.1. Comparaison temporelle de la maturation d'huîtres de différentes origines

Les mesures de poids total moyen montrent le fort contraste qui existe en termes de croissance entre le site de la pointe du Château, en rade de Brest, et le site du Tès dans le bassin d'Arcachon (Fig. 7). Le poids des huîtres de captage originaires d'Arcachon atteint ainsi plus de 50 g en rade de Brest alors qu'il ne dépasse pas 35 g à Arcachon. Il s'agit véritablement ici d'un effet du site seul puisque les deux lots d'origine différente, Marennes-Oléron et Arcachon, réagissent de la même manière, avec des courbes de croissance parallèles.

De la même manière, l'indice de condition (Fig. 8) évolue très différemment dans les deux sites, avec de fortes valeurs atteintes en rade de Brest, de près de 15 % et des valeurs bien plus faibles à Arcachon, autour de 8 %. Pour l'indice de condition, les évolutions des lots ne sont pas similaires, avec une augmentation de cet indice plus marquée pour le lot d'huîtres de captage de Marennes-Oléron. Cela traduit le fait que cet indicateur est une caractéristique du site et qu'au fil des mois, les différences initiales entre les lots se sont effacées.

Concernant l'infestation des huîtres par le vers *Polydora sp.*, les deux lots présentent de faibles niveaux au début du suivi (Fig. 9). Si cette infestation varie peu pour le site du Tès, elle connaît une brusque augmentation à partir de début août

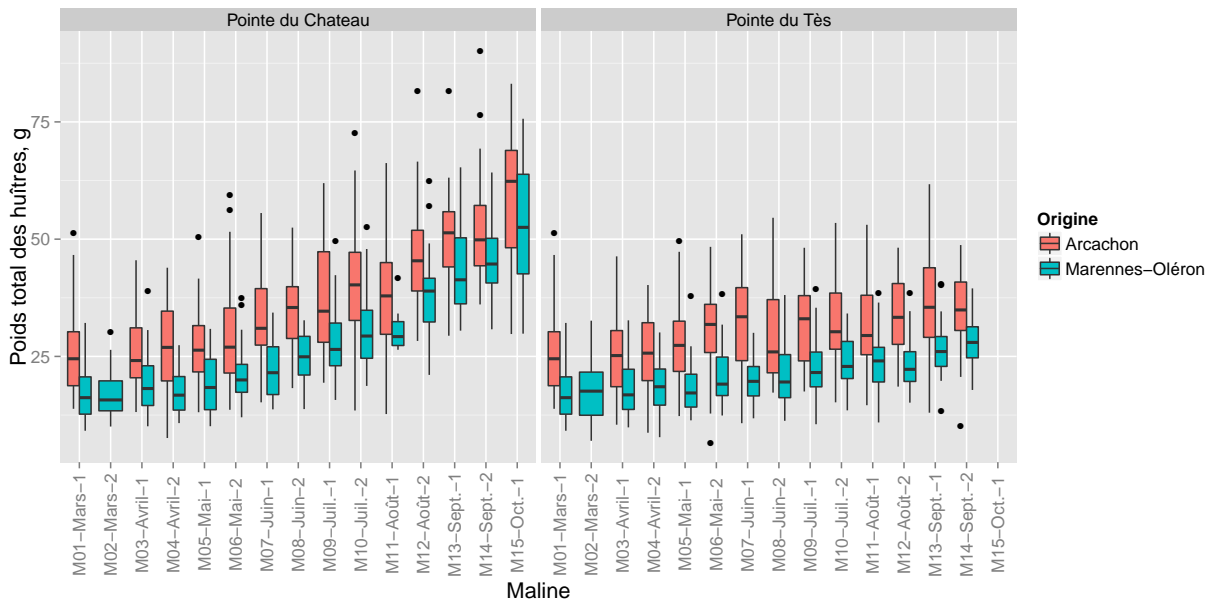


FIGURE 7: Evolution temporelle du poids total des huîtres de mars à septembre 2013 pour deux lots de captage, un originaire d'Arcachon et un de Marennes-Oléron, dans deux environnements contrastés, la rade de Brest, site de la pointe du château, et le bassin d'Arcachon, site du Tès.

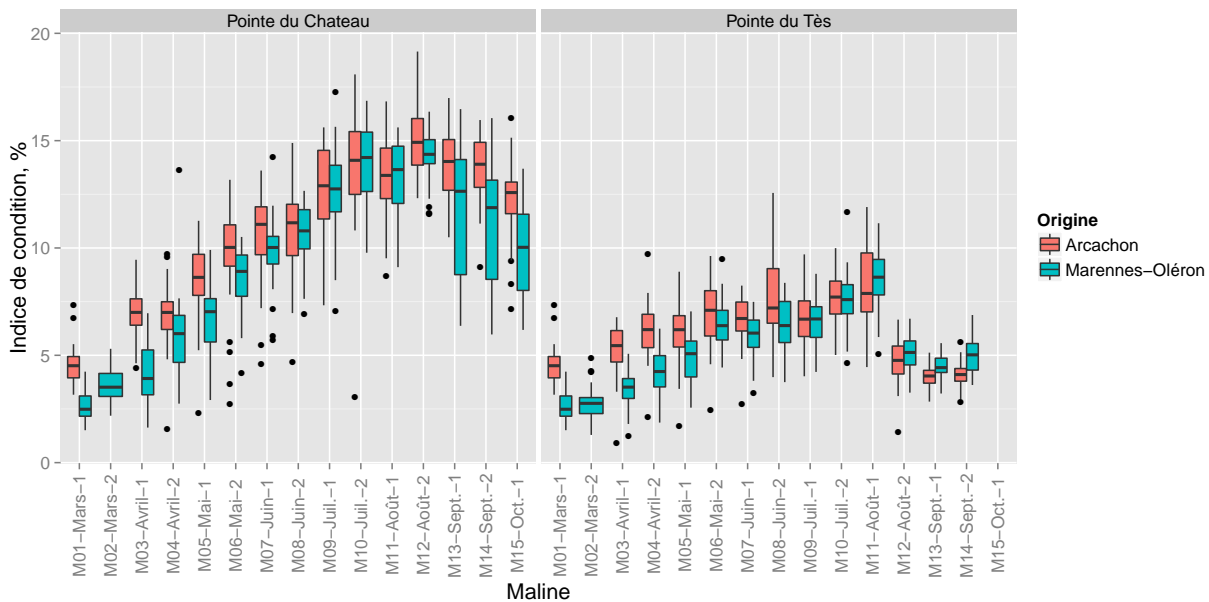


FIGURE 8: Evolution temporelle de l'indice de condition de Lawrence et Scott des huîtres de mars à septembre 2013 pour deux lots de captage, un originaire d'Arcachon et un de Marennes-Oléron, dans deux environnements contrastés, la rade de Brest et le bassin d'Arcachon.

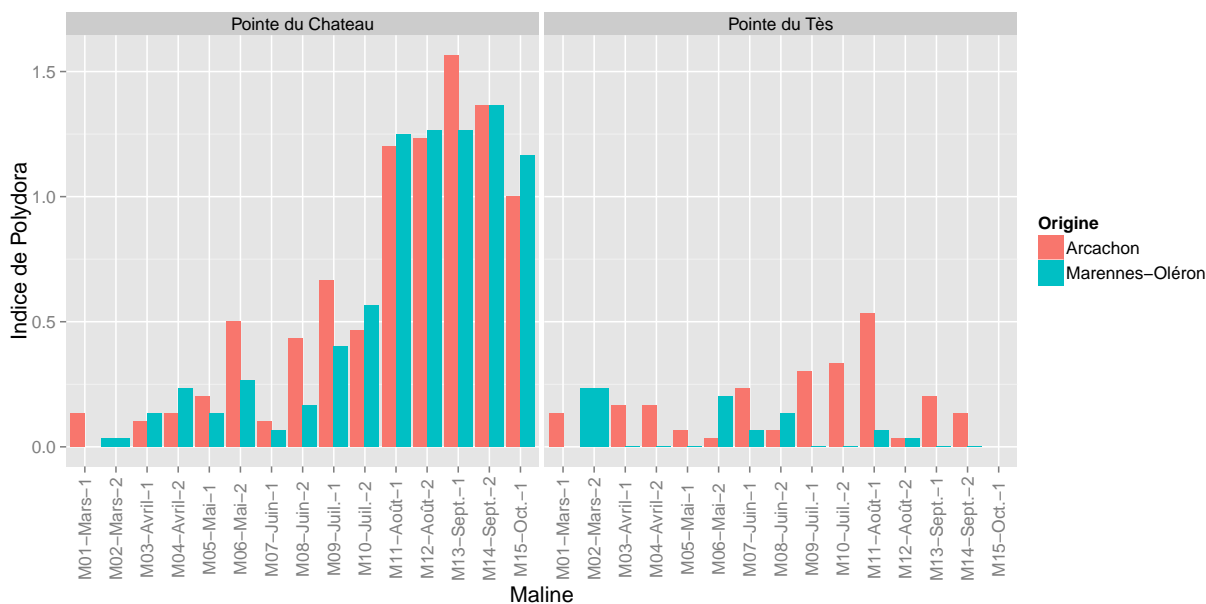


FIGURE 9: Evolution temporelle de l'indice moyen d'infestation par le vers *Polydora* de mars à septembre 2013 pour deux lots de captage, un originaire d'Arcachon et un de Marennes-Oléron, dans deux environnements contrastés, la rade de Brest et le bassin d'Arcachon.

pour le site de la pointe du Château, et ceci pour les deux lots. Avec ce niveau d'infestation, les huîtres ont pour la plupart une galerie ou une chambre apparente.

De manière à avoir un recul historique sur les indices de condition observés, les observations de 2013 ont été comparées avec les données antérieures disponibles (Fig. 10). En observant l'indice de condition maximum des huîtres du Tès, il apparaît que cet indice pour les années 2008 à 2013 est similaire à celui de la période de référence, de 1986 à 1996. De ce point de vue, l'indice de condition des huîtres en élevage au site du Tès se révèle, en 2013, dans la continuité des observations plus anciennes.

Cependant, un constat différent peut être effectué si la croissance en poids sec est considérée (Fig. 11). Le lot originaire d'Arcachon de 2013 présente une croissance bien inférieure à celles observées lors des années de référence. Ce déficit de croissance est plus facile à observer pour le lot d'huîtres originaires d'Arcachon grâce à une taille similaire des huîtres au départ. Il est plus difficile de se prononcer pour le lot de Marennes-Oléron du fait de la différence initiale de poids sec.

Pour analyser les variations spatiales de croissance des huîtres cultivées, en 2013, le lot d'Arcachon a été positionné dans quatre sites supplémentaires qui ont été échantillonnés au début du mois de juillet (Fig. 12). L'indice de condition de LAWRENCE et SCOTT (1982) au Tès est ainsi similaire à Hautebelle, un site d'élevage très interne du bassin d'Arcachon, mais significativement plus faible que pour les trois autres sites ($p < 0.001$ pour chaque site). Pour ce qui est du poids sec, les performances du site du Tès sont également similaires à Hautebelle mais bien inférieures aux poids secs observés dans les autres sites ($p = 0.04$ pour Grand Banc

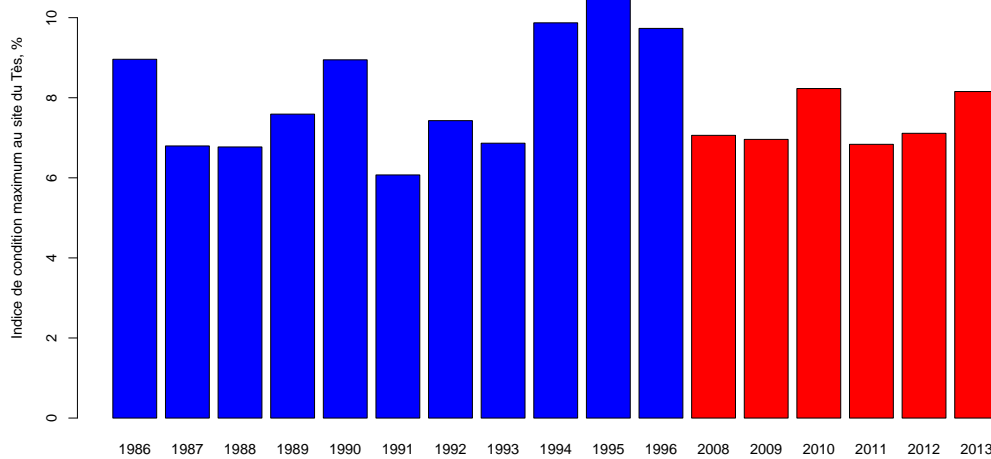


FIGURE 10: Comparaison de l'indice de condition maximum des huîtres en condition d'élevage au site du Tès entre la période de référence, de 1986 à 1996, en bleu et la période actuelle, de 2008 à 2013, en rouge.

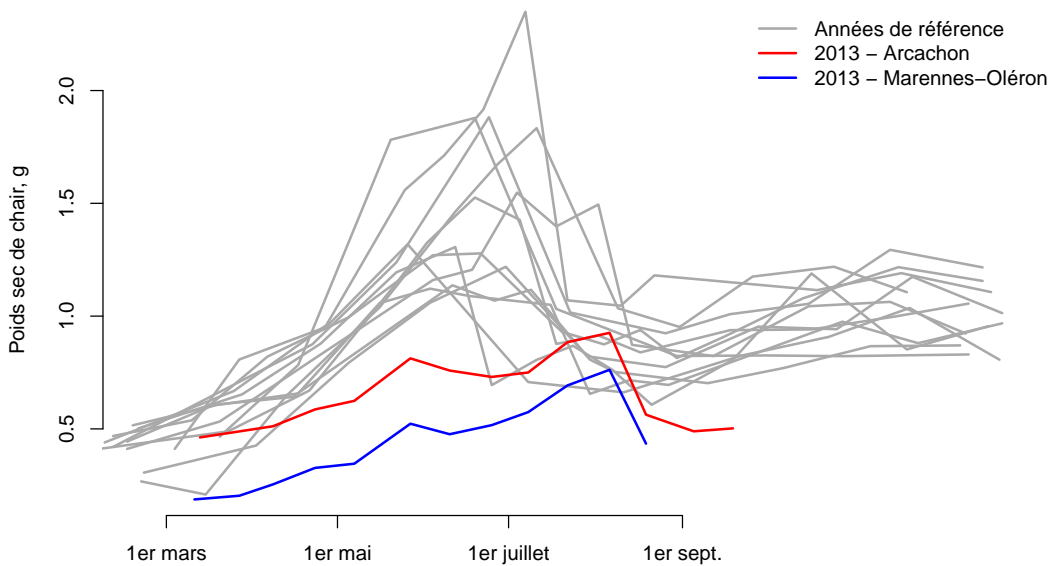


FIGURE 11: Comparaison des courbes de croissance en poids sec des huîtres en condition d'élevage au site du Tès entre la période de référence, de 1986 à 1996, en gris, et les deux lots suivis en 2013, de Marennes-Oléron, en bleu, et d'Arcachon, en rouge.

sud et $p < 0.001$ pour les deux autres sites), ce qui témoigne d'une croissance plus faible au Tès.

Au final, il ressort **un net déficit de croissance pour le lot d'Arcachon sur le site du Tès comparé aux années 1986-1996 et aux autres sites. Ce déficit de croissance ne s'accompagne pas d'une baisse de l'indice de condition**, indépendant pour sa part de la taille des huîtres.

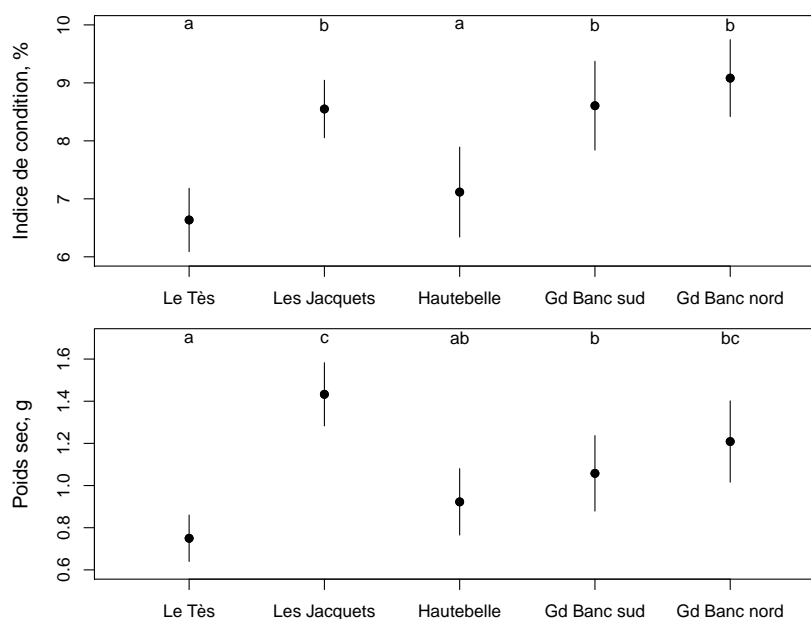


FIGURE 12: Comparaison des indices de condition et des poids secs, avec intervalle de confiance à 95 %, au mois de juillet, pour lot suivi au Tès et placé dans quatre autres sites d'élevage du bassin d'Arcachon. Les lettres indiquent les différences significatives au seuil de 5 %.

3.2. La fécondité des géniteurs sauvages

3.2.1. En 2011 et 2013

La fécondité est généralement définie en démographie comme le nombre de descendants par femelle en âge de procréer. Pour les huîtres, il serait préférable d'utiliser le nombre de larves au stade "petite" produites par individu comme indicateur de la fécondité. Toutefois, même cette définition n'est pas opérationnelle, c'est à dire observable sur le terrain, à cause de la phase de fécondation externe, sur laquelle aucune donnée n'est disponible en milieu naturel. Nous approcherons donc la fécondité de l'huître à travers les poids maximums des huîtres, l'indice de condition et, en 2011, les sexe-ratio. Les indices de condition permettent en effet de s'affranchir de la taille des huîtres. Cette indépendance permet de comparer facilement le potentiel de fécondité d'une zone à l'autre, tant c'est bien l'environnement, au travers de la nourriture disponible, qui influence la fécondité et l'indice de condition.

Les campagnes d'échantillonnage de 2011 et 2013 permettent de dresser une cartographie de la variabilité du poids maximum des huîtres au travers du troisième quartile des données de poids, c'est à dire du poids qui délimite les 25 % d'huîtres

les plus grosses. Les valeurs calculées pour les deux campagnes ne peuvent cependant pas être comparées puisqu'en 2011, l'échantillonnage était représentatif de la population totale d'huîtres sauvages tandis qu'en 2013, seules les huîtres de poids supérieur à 18 g étaient prélevées. Mais il apparaît qu'en 2011 les stations qui présentent les huîtres les plus petites sont situées dans la partie orientale du bassin, avec un gradient ouest-sud-ouest et qu'en 2013, c'est également dans la partie orientale du bassin que se trouvent les bancs d'huîtres sauvages les plus petites, avec des huîtres qui dépassent difficilement 50 g. Le gradient est cette fois orienté nord-ouest. Une forte hétérogénéité spatiale est à noter : les résultats peuvent varier de manière importante pour des stations proches.

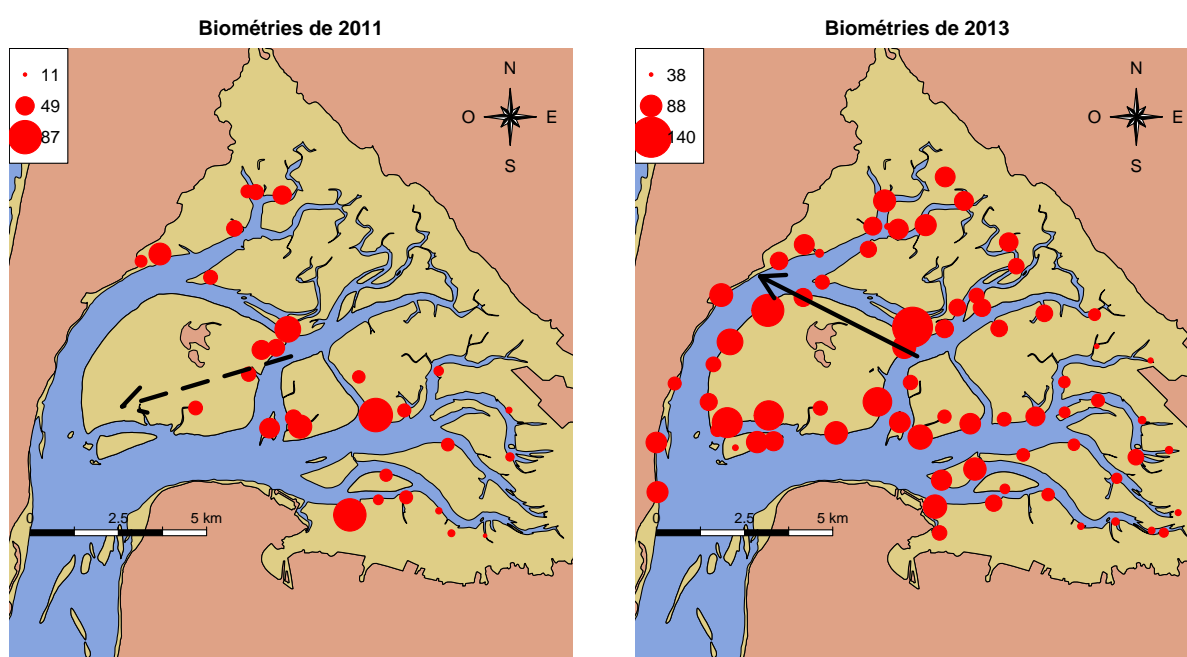


FIGURE 13: Cartographie du troisième quartile du poids total des huîtres sauvages échantillonnées dans le bassin d'Arcachon, en 2011 et 2013. La flèche continue noire indique un gradient significatif au seuil de 5 % et la flèche discontinue noire au seuil de 10 %.

L'indice de fécondité a été utilisé en considérant le pourcentage d'huîtres avec peu ou pas de gonade (Fig. 14). Là encore, ce pourcentage ne peut pas être comparé directement entre 2011 et 2013, car la campagne a été effectuée la deuxième quinzaine de mai en 2011 et fin juin en 2013. En 2011, de fortes proportions d'huîtres sans gonade développée sont observées, jusqu'à 73 % des huîtres échantillonnées, avec un gradient orienté nord-est, vers les zones les plus internes. Ces pourcentages importants peuvent traduire, même à cette période, un retard de maturation ou un déficit de fécondité de zones internes en 2011. En 2013, les pourcentages d'huîtres sans gonade développée sont globalement faibles dans l'ensemble du bassin et nuls pour la plupart des stations situées au sud-ouest du Bassin. Quelques stations au sud-est et au nord présentent des pourcentages non nuls, qui peuvent atteindre

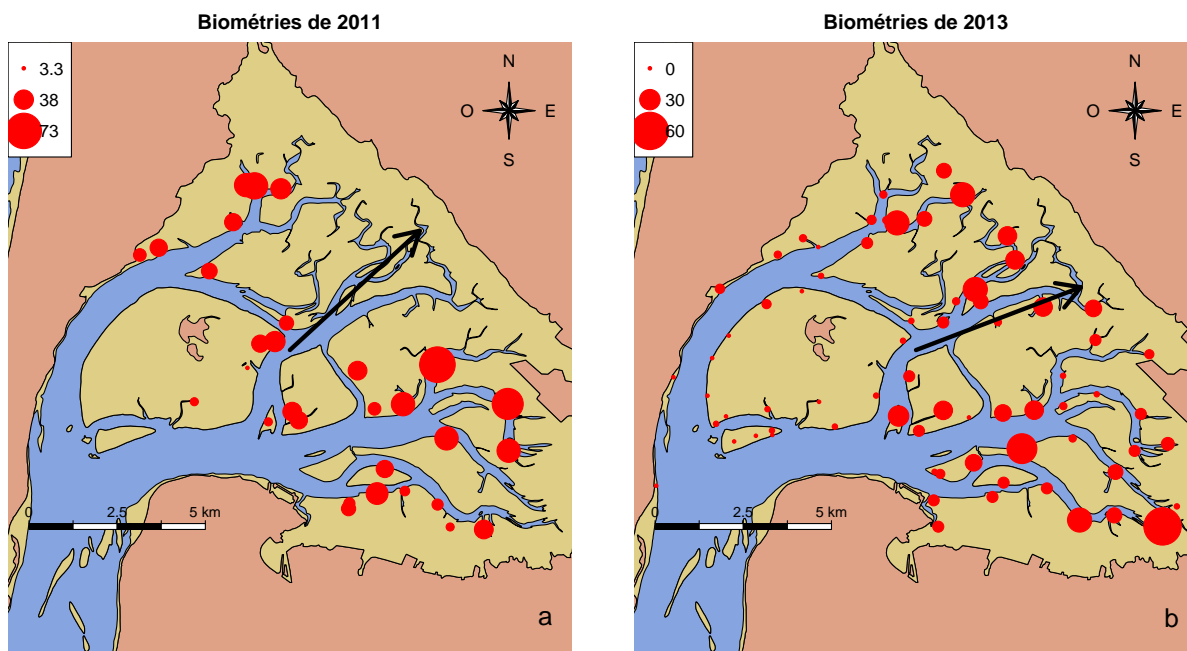


FIGURE 14: Cartographie du pourcentage d’huîtres sans gonade développée au moment de l’échantillonnage. Les flèches noires indiquent les gradients significatifs au seuil de 5 %.

60 %. Le gradient de 2013 est, comme pour 2011, orienté vers les zones les plus internes.

Trois indices de condition ont été analysés pour s’assurer de l’absence de biais dans les résultats (Fig. 15) : l’indice de Lawrence et Scott qui correspond au rapport entre le poids sec et le poids intervalvaire (noté LS), le rapport entre le poids sec et le poids de coquille (noté PSPC) et le rapport entre le poids sec et le poids humide (noté PSPH). Ces trois indices donnent des résultats concordants, en 2011 comme en 2013.

En 2011, l’ensemble de ces indices de condition montre que le remplissage des huîtres diminue à mesure que l’on s’éloigne de l’embouchure du Bassin, avec un gradient, significatif pour tous les indices, qui pointe vers le sud-ouest. Les bancs de Mapouchet, Pelourdey et du petit Piquey ont les indices les plus élevés tandis que les zones du chenal de Branne, du chenal de Lanton, de Barrouteyres et de la Matte d’Arès présentent les indices les plus faibles.

En 2013, on retrouve ce même gradient, cette fois orienté ouest-sud-ouest. Là encore, l’orientation du gradient ne varie que très peu en fonction de l’indice considéré. La différence d’orientation du gradient entre 2011 et 2013 provient probablement de la différence d’amplitude géographique des deux échantillonnages. Les bancs avec les indices de condition les plus forts s’étalent du Ferret au chenal du Piquey, en passant par Grand Banc. A l’opposé, les bancs autour de la fin du chenal du Teychan et plus généralement ceux situés dans l’est du bassin présente des indices de condition particulièrement faibles. Il faut remarquer que pour le dernier indice (PSPH), les valeurs observées sont plus élevées en 2011 qu’en 2013. Comme

l'échantillonnage est plus précoce en 2011, c'est l'inverse qui devrait être observé, comme pour les deux autres indices. Ceci est probablement dû à une différence de mesure du poids frais des huîtres, qui ne seront donc pas utilisés dans les analyses suivantes.

Le sexe-ratio, rapport entre le nombre de mâles et le nombre de femelles, est un autre élément de la fécondité. En effet, ce ratio peut affecter le succès reproductif puisqu'il peut traduire une limitation du nombre d'individus d'un des deux sexes. Dans les données de 2011 (Fig. 16), aucun gradient significatif n'apparaît pour le sexe-ratio mais le nombre de points est faible à cause du retrait des points comprenant plus de 30 % de sexes indéterminés. On peut toutefois remarquer que le sexe-ratio est particulièrement faible, autour de 0,25, pour les bancs les plus au sud-est du Bassin. Ceci traduit une population avec quatre fois plus de femelles que de mâles, ce qui est curieux car les huîtres de cette zone sont de petite taille et que les jeunes huîtres ont une probabilité plus forte d'être mâle (GUO et al., 1998). Cependant, la proportion de mâles sur ces points n'est pas significativement différente de celle obtenue sur l'ensemble de l'échantillonnage (test de χ^2 , avec correction de la probabilité par la méthode de Holm pour prendre en compte l'effet de la répétition du test). En 2011, de telles proportions de femelles sont également retrouvées dans les huîtres du sud est du bassin échantillonnées par l'Ifremer, avec 70% de femelles sur les 110 huîtres prélevées.

En 2013, deux indices qualitatifs supplémentaires ont été évalués, l'indice de réserves et l'indice de maturation (Fig. 17). Le premier fait état d'un gradient spatial significatif ($p = 0,012$) orienté vers l'extérieur. Globalement, aucune huître très grasse n'a été trouvée ce qui est normal à cette période de la reproduction. Il n'y a pas également de points qui présentent uniquement des huîtres maigres et le niveau de réserve apparaît satisfaisant dans l'ensemble. Cet indice présente toutefois une forte hétérogénéité spatiale à petite échelle, qui peut être mis en rapport avec l'imprécision générale des échelles qualitatives. L'indice de maturation ne présente pas, quant-à lui, de gradient significatif, ce qui est également à rapprocher de la forte variabilité de cet indice à petite échelle spatiale.

3.2.2. Calcul d'un gradient résiduel pour l'indice de condition

Les indices de condition des huîtres sauvages présentés ci-dessus traduisent la qualité nutritive du milieu environnant pour les bancs d'huîtres sauvages étudiés mais aussi les conditions physiques d'accès à la nourriture, à savoir le temps d'immersion et le temps de renouvellement local. Le temps d'immersion indique la durée maximale disponible pour la filtration tandis que le temps de renouvellement local traduit la probabilité de filtrer une eau renouvelée. Pour obtenir une comparaison uniquement de l'environnement nutritif, il convient de corriger les indices précédents par des données d'accès à la nourriture, ici le temps de renouvellement estival (PLUS et al., 2009) et l'altitude. Seul l'indice de condition de Lawrence et Scott est considéré car il n'a pas montré de biais particulier sur cette étude et est jugé comme un des indices les plus fiables parmi les différents indices de condition (BODOY et al., 1986).

Une corrélation linéaire significative apparaît en 2013 entre l'indice de condition de Lawrence et Scott et l'altitude des bancs d'huîtres ($p < 10^{-5}$) mais n'est pas mise en évidence avec les données de 2011 (Fig. 18). Cette relation explique 38 % de la variabilité de l'indice de condition en 2013. L'absence de corrélation pour

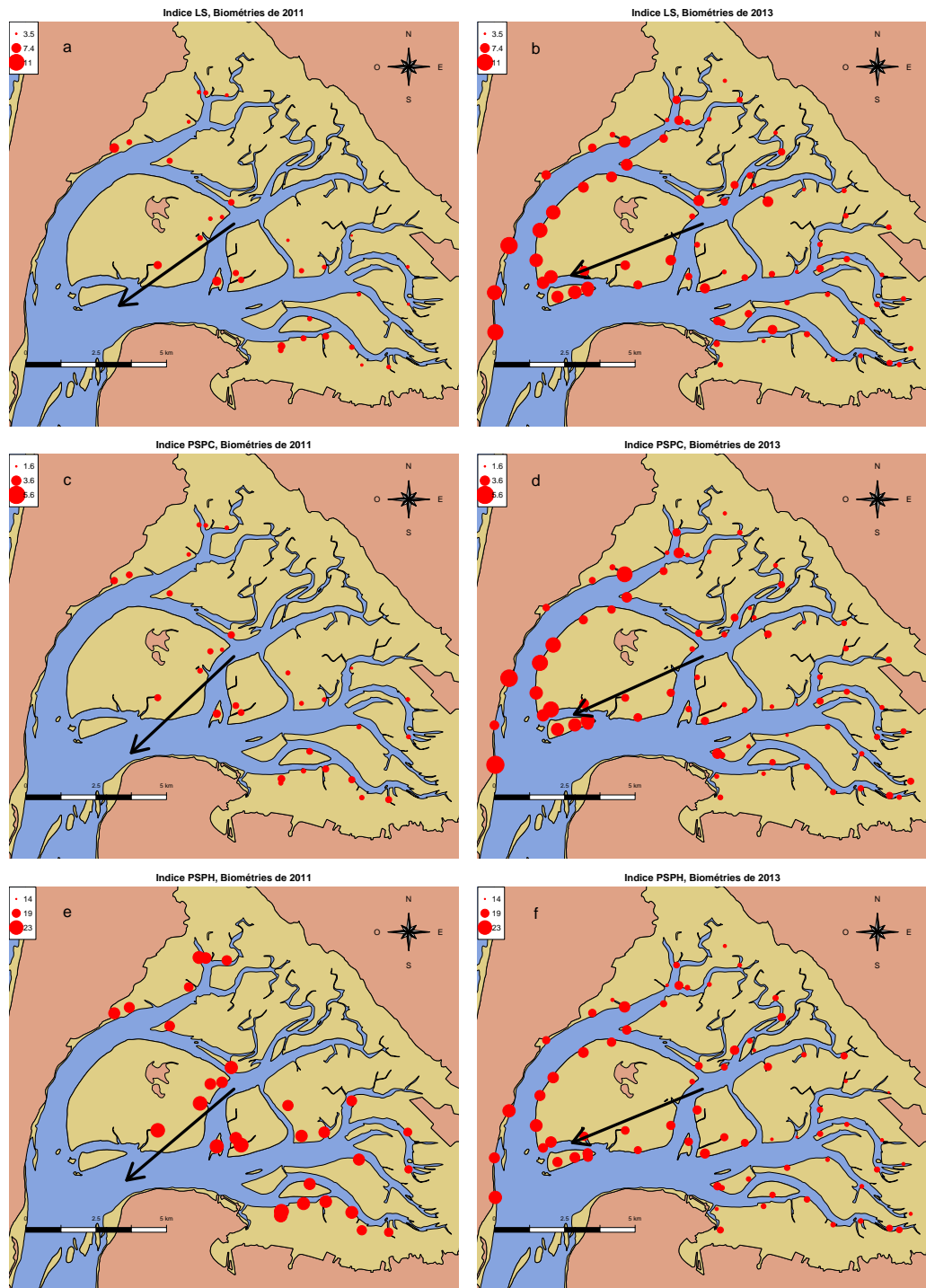


FIGURE 15: Cartographie des trois indices de conditions des huîtres sauvages du bassin d’Arcachon en 2011 (colonne gauche) et 2013 (colonne droite) : indice de condition de Lawrence et Scott en % (LS : a et b), l’indice de condition poids sec / poids de coquille (PSPC : c et d) et l’indice de condition poids sec / poids frais (PSPH : e et f) Les flèches noires indiquent les gradients significatif au seuil de 5 %.

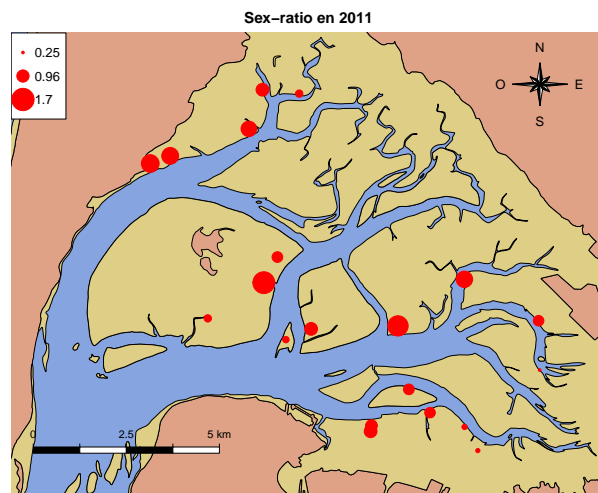


FIGURE 16: Sexe-ratio des huîtres sauvages en 2011 pour les points échantillonnés présentant moins de 30% d'individus de sexe indéterminé.

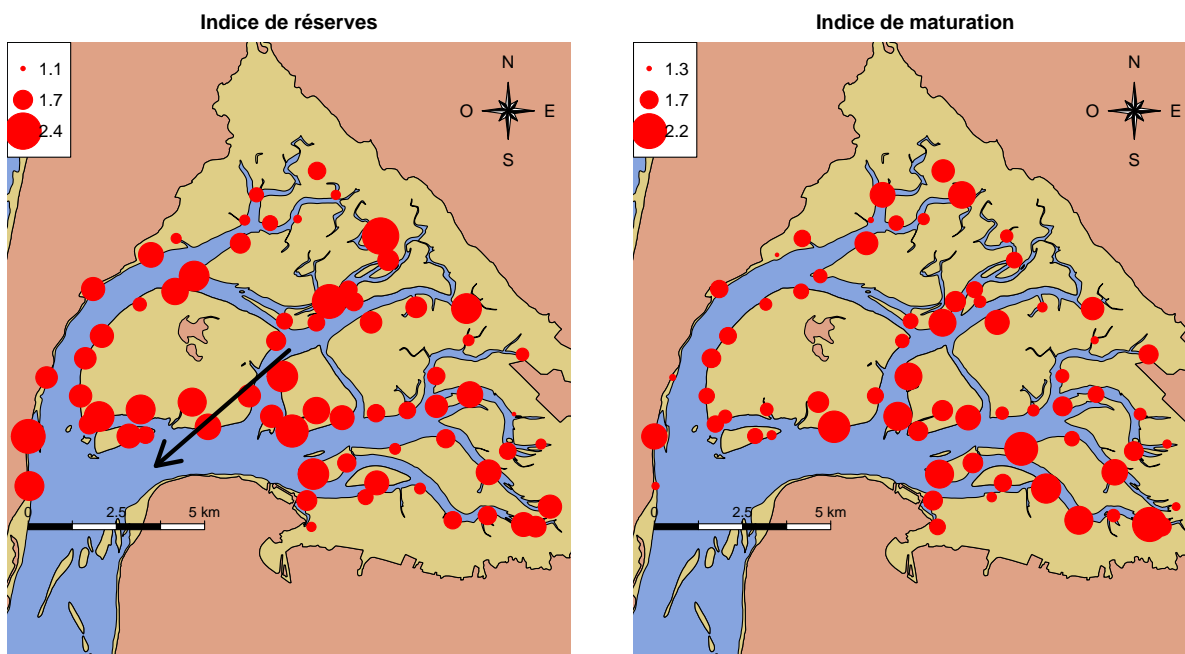


FIGURE 17: Cartes des indices de réserve et de maturation des huîtres échantillonnées en 2013. La flèche noire indique un gradient significatif au seuil de 5 %.

2011 est peut-être à rapprocher de la méthode d'acquisition de ces altitudes qui sont interpolées à partir des relevés LIDAR de 2005 du SIBA et non directement mesurées sur le terrain comme pour la plupart des points de 2013. Le temps de renouvellement estival explique bien les variations de l'indice de condition, avec des pourcentages d'explication de la variance de 50 et 60 % pour respectivement 2011 et 2013. Il est également remarquable que les pentes des relations entre le temps de renouvellement estival et l'indice de condition en 2011 et 2013 soient similaires, même s'il existe un décalage de l'ordonnée à l'origine, probablement dû aux différences de mois d'échantillonnage.

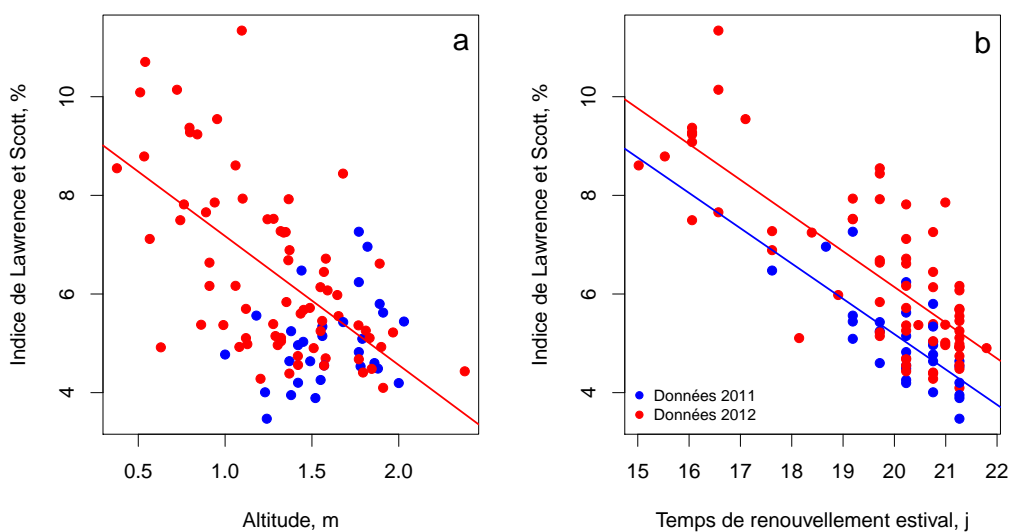


FIGURE 18: Corrélation linéaire entre l'indice de condition de Lawrence et Scott et l'altitude (a) et le temps de renouvellement (b) pour les années 2011, en bleu, et 2013, en rouge.

Les relations décrites précédemment peuvent être soustraites aux données d'indice de condition, de manière à obtenir un indice de condition corrigé de l'effet de l'altitude et du temps de renouvellement (Fig. 19). Pour les données de l'année 2011, seul l'effet du temps de renouvellement est corrigé et le nouveau gradient spatial qui se dégage n'est pas significatif au seuil de 5 % ($p = 0,078$). Ce gradient reste toutefois similaire au gradient calculé à partir des données non corrigées. Pour les données de 2013, la situation est différente puisque la correction provoque un changement complet de la direction du gradient spatial qui pointe maintenant vers le nord-ouest. Ce nouveau gradient est significatif au seuil de 5 % ($p = 0,024$). Une fois corrigés, **les indices de condition les plus forts se trouvent aux alentours des chenaux du Piquey et de Girouasse, tandis que les faibles indices de condition se concentrent dans le sud-est du Bassin.**

3.2.3. Impact des parasites

En parallèle des biométries, l'indice d'infestation des huîtres par le ver *Polydora sp.* a été évalué de manière à vérifier si ce parasite ne pouvait pas poser un problème pour la reproduction (Fig. 20). Globalement cet indice reste faible, inférieur à 1,5

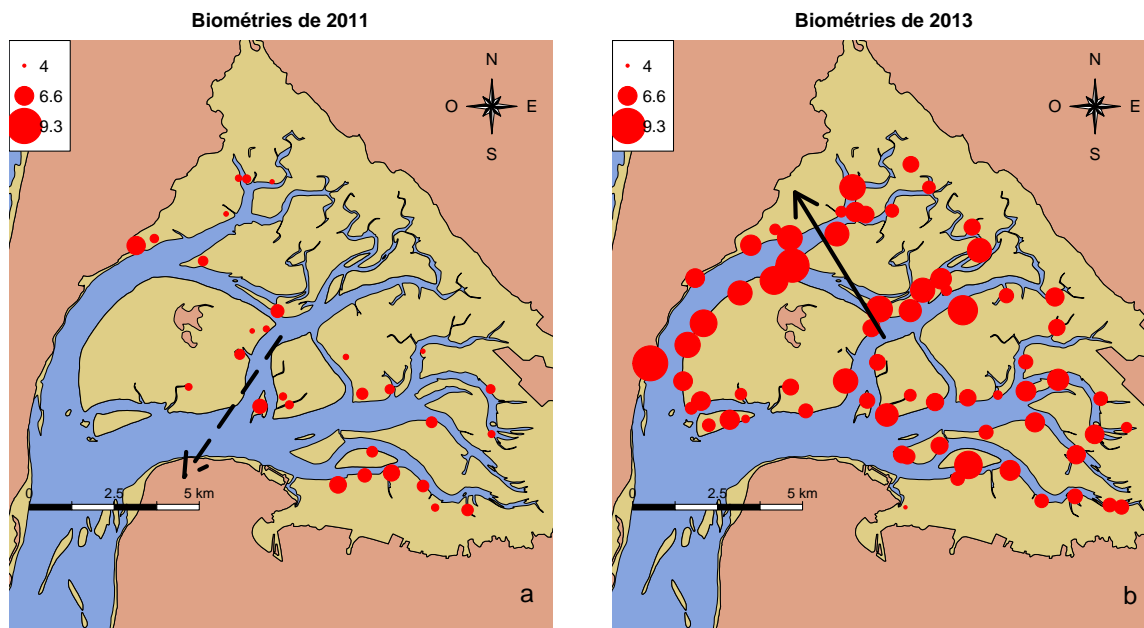


FIGURE 19: Cartes de l'indice de condition résiduel des huîtres du bassin d'Arcachon, une fois enlevé l'effet du temps de renouvellement en 2011 (a) et les effets du temps de renouvellement et de l'altitude en 2013 (b). La flèche noire continue indique un gradient significatif au seuil de 5 % et la flèche discontinue un gradient significatif au seuil de 10 %.

en moyenne, valeur qui traduit des huîtres touchées par une chambre ou une galerie. Aucun gradient n'apparaît en 2011 alors que les stations échantillonnées en 2013 montrent une progression de l'indice vers les zones internes du Bassin. En 2013, les zones les plus touchées par le ver *Polydora* sont situées dans le nord-est et le sud du Bassin. Initialement, une cartographie de l'infestation des huîtres sauvages en *Mytilicola sp.*, un parasite du tube digestif de l'huître, était prévue mais ce parasite n'a été trouvé que sur une seule huître en 2013. **Ce parasite n'a donc pas eu d'impact sur la reproduction en 2013.**

Un autre parasite dont la présence n'était pas prévue a cependant été trouvé fréquemment dans les huîtres du bassin : il s'agit du champignon *Ostracoblable implexa* qui, en certains points, peut toucher de manière importante plus de 10 % des huîtres (Fig. 21). Dans les cas d'infestation les plus aigus observés, ce parasite provoque une coloration verte de la coquille au niveau du muscle avec un léger épaissement de la nacre autour. D'après MARTEIL (1976, p. 269–270), ce parasite peut tuer l'huître en affaiblissant le muscle et se transmet ensuite au travers des coquilles des huîtres mortes préalablement infectées. Cependant, **aucune différence de développement de la gonade n'a été remarquée entre les huîtres touchées et les huîtres saines.**

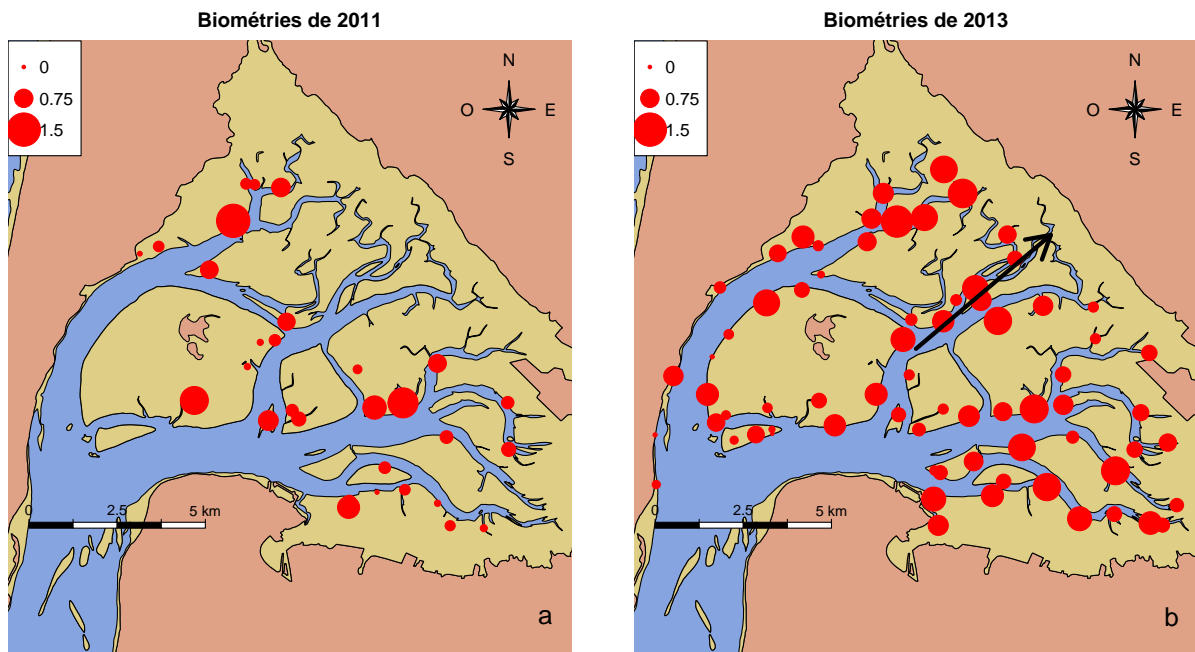


FIGURE 20: Cartes de l'indice Polydora en 2011 (a) et 2013 (b). La flèche noire continue indique un gradient significatif au seuil de 5 %.



FIGURE 21: Différents exemple d'infestation de la coquille par le champignon *Ostreocobla implexa* sur les huîtres sauvages du bassin d'Arcachon en 2013.

3.3. La ponte

3.3.1. En 2012

En 2012, en marge des tournées d'échantillonnage REMI et REPHY, l'Ifremer a effectué des prélèvements d'huîtres sauvages, 10 par station, pour suivre la maturation et le frai de ces huîtres. Les échantillonnages ont été réalisés au début des mois de juillet, août et septembre (Fig. 22). Début juillet 2012, aucune ponte n'avait eu lieu mais début août les stations échantillonnées témoignent d'une ponte partielle, qui touche quasiment tous les sites. Il y a donc eu une ponte partielle au cours du mois de juillet. Début septembre, les huîtres ayant pondu deviennent majoritaires dans la plupart des stations, à l'exception des sites au sud du bassin et dans les zones les plus internes. Ainsi dans le chenal d'Audenge, aucune des huîtres échantillonnées n'a pondu et dans le chenal de Comprian ou le chenal du Teich, plus de la moitié des huîtres sont toujours laiteuses, dans des proportions fortement variables d'un site à l'autre. Ces deux phases de pontes peuvent être rapprochées des observations issues des pêches de larves pour lesquelles AUBY et al. (2012) observent une première ponte notable autour de fin juillet ainsi qu'un frai principal les 18-19 août.

3.3.2. En 2013

En 2013, en plus d'échantillonnages supplémentaires réalisés par l'Ifremer, les ostréiculteurs ont transmis leurs observations chaque maline dans le cadre de l'observatoire participatif de la ponte. Lors de la première maline d'observation à la mi-juillet, il apparaît qu'aucune huître n'a frayé à cette période (Fig. 23), ce qui est conforme aux observations de pêches de larves de cette période.

Une première ponte partielle a lieu lors de la maline de fin juillet (Fig. 24). En effet, les observations du 21 au 23 juillet font état d'huîtres le plus souvent en lait, tandis que les premiers signalement d'un frai, partiel le plus souvent, interviennent à partir du 24 juillet. Ces pontes restent cependant rares dans les zones les plus océaniques comme Grand Banc ou Ferret. Le peu de données disponibles pour les zones intermédiaires du bassin rend la délimitation de l'étendue de la ponte partielle difficile.

Lors de la maline de mi-août, les premières observations, du 1er au 11, font état d'une grande proportion d'huîtres ayant conservé leurs gamètes à cette période (Fig. 24). Les observations de fin de maline, du 12 au 13 août montrent que la quasi totalité des huîtres du Bassin ont pondu à ce moment là. Ceci permet donc de situer la ponte principale de 2013 autour du 12 août. Il faut cependant remarquer que plusieurs observations rendent compte d'huîtres n'ayant pas pondu au 13 août comme des huîtres sauvages du Ferret ou celles des balises K11 et K13, à la sortie des ports du Canal et de la Barbotière. Si le retard de ponte des huîtres du Ferret peut s'expliquer par une température plus faible, le retard de ponte des secondes est plus étonnant.

Le retard de ponte des bancs du sud-est du bassin se confirme lors des malines suivantes, fin août et début septembre (Fig. 25), avec localement plus de la moitié des huîtres n'ayant pas frayé fin août. A noter que lors des échantillonnages supplémentaires dans cette zone, plus d'huîtres étaient prélevées, autour d'une vingtaine de manière à estimer plus finement les différents stades. Au cours de ces échantillon-

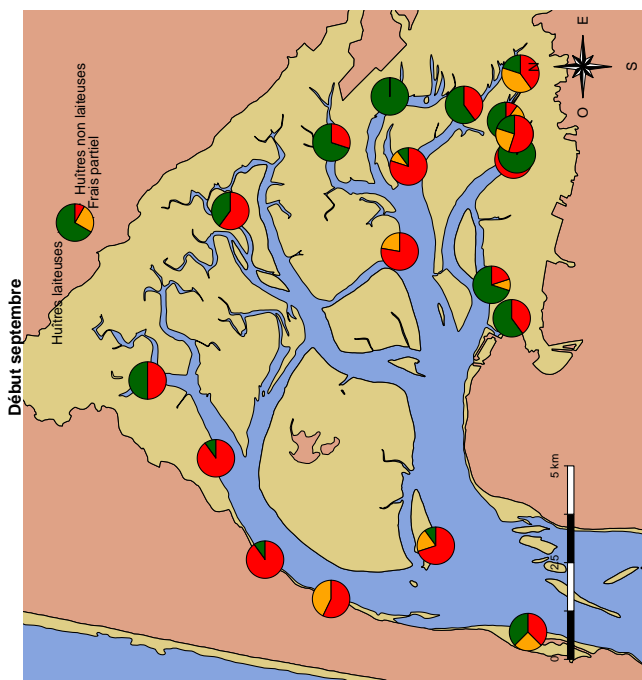
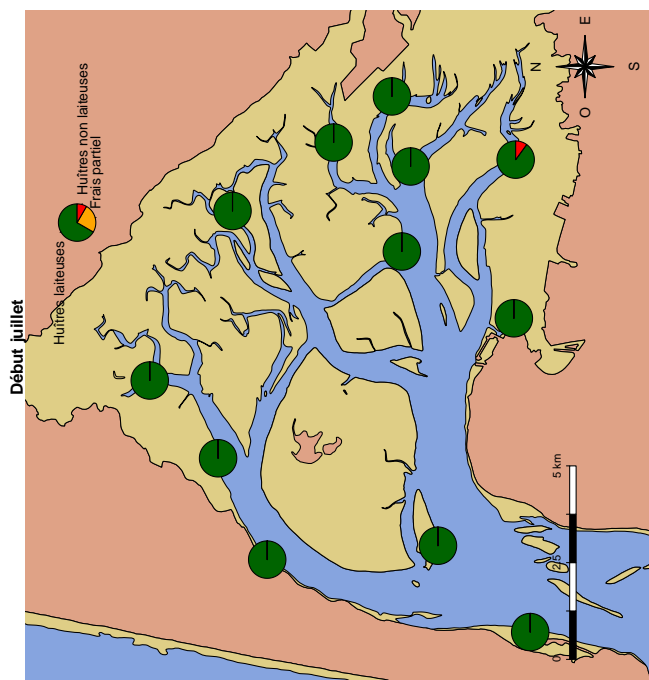
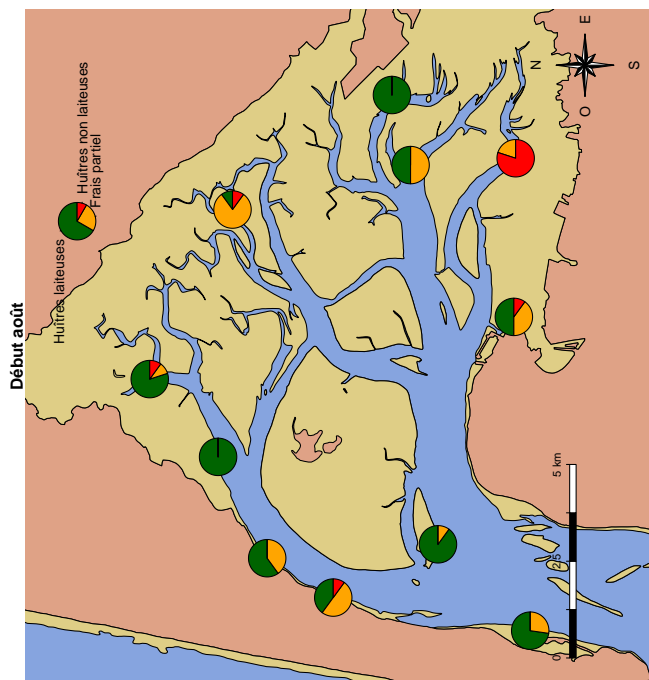


FIGURE 22: Proportion d'huîtres ayant frayé (en rouge), partiellement frayé (en orange) ou pas frayé (en vert) en différents sites du bassin d'Arcachon au cours de l'année 2012. Données Ifremer.

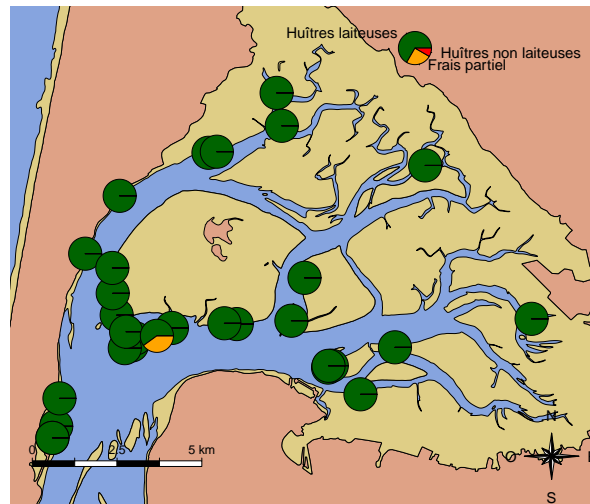


FIGURE 23: Proportion d’huîtres ayant frayé (en rouge), partiellement frayé (en orange) ou pas frayé (en vert) en différents sites du bassin d’Arcachon à la mi-juillet 2013.

nages, une grande variabilité spatiale est apparue, avec des résultats très différents pour des zones situées à quelques centaines de mètres.

Des observations spécifiques ont été menées le 20 septembre pour vérifier si les huîtres avaient frayé dans le sud-est du Bassin (Fig. 26). Les observations recueillies ce jour-là montrent que l’absence de frai persiste pour au maximum 25 % des huîtres sauvages. Il est à noter que pour apprécier au mieux ces variations spatiales, des échantillons plus importants (entre 13 et 24 huîtres) ont été prélevés. Le maximum d’huîtres n’ayant pas frayé est atteint dans les zones les plus proches de l’embouchure de l’Eyre mais décroît rapidement lorsqu’on s’en éloigne. Aucune huître en lait n’est ainsi retrouvée plus à l’ouest dans le chenal de Comprian.

3.3.3. Comparaison des 2 années

Le retard de ponte pour 2012 et 2013 peut être synthétisé en calculant la proportion de gamètes non-émis au mois de septembre (Fig. 27). Un schéma similaire se dégage pour les deux années, avec une localisation des huîtres qui n’ont pas émis leurs gamètes à cette période principalement dans la partie sud-est du bassin. Certains points proches de l’embouchure du bassin ressortent également mais correspondent probablement à des maturations tardives. Ainsi, **en 2012 et dans une moindre mesure en 2013, les huîtres qui n’ont pas émis leur gamètes se situent principalement dans la partie sud-est du bassin d’Arcachon.**

3.4. La dispersion des larves dans le bassin d’Arcachon

Sur la base de l’ensemble des 19 simulations de dispersion larvaire effectuées, le taux de rétention a été calculé. Il s’agit du pourcentage de larves qui demeurent dans le bassin jusqu’au captage et ne sont pas expulsées vers l’océan. D’après les simulations réalisées, ce taux de rétention dépend à 85 % du banc d’origine

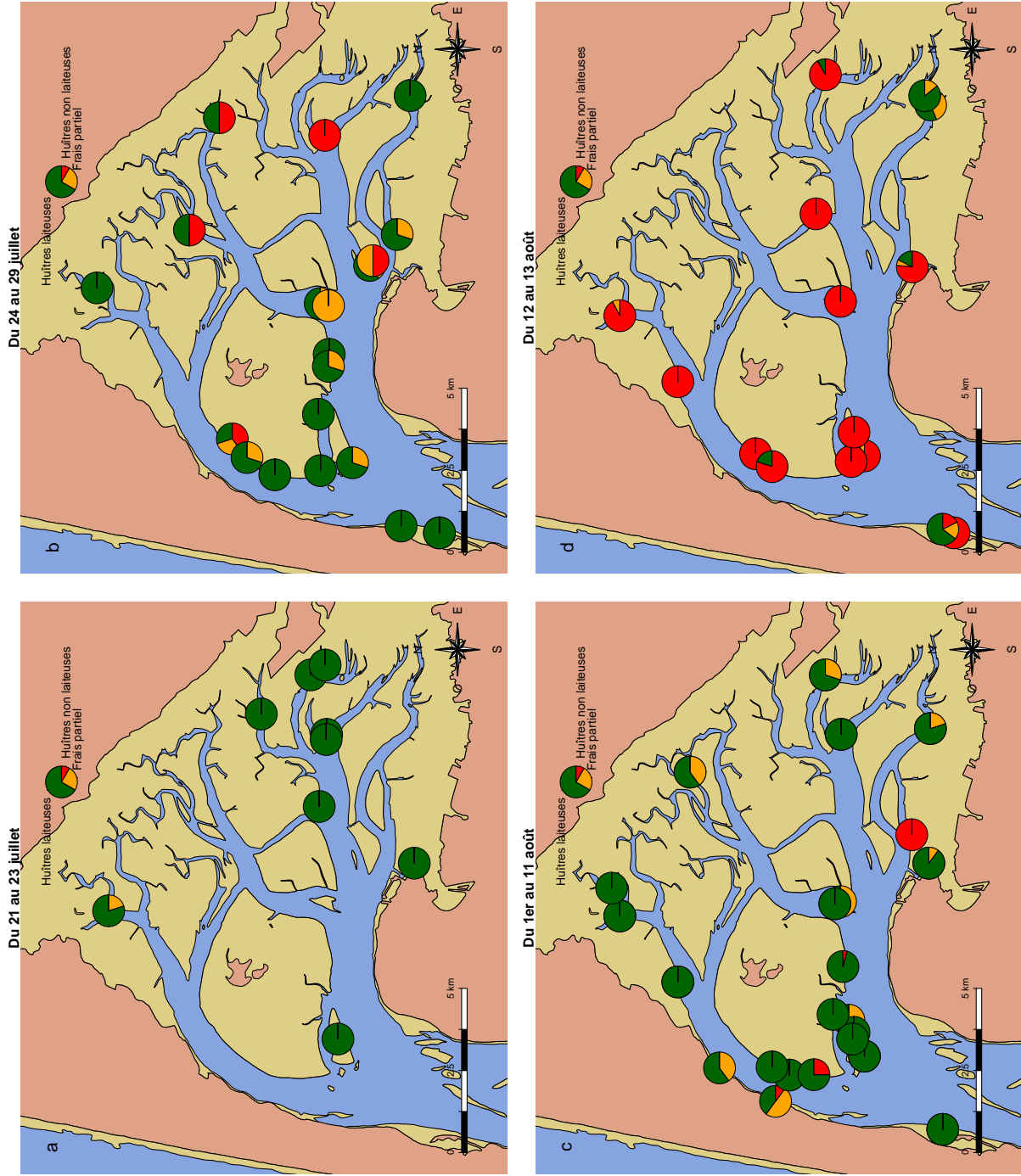


FIGURE 24: Proportion d'huîtres ayant frayé (en rouge), partiellement frayé (en orange) ou pas frayé (en vert) en différents sites du bassin d'Arcachon pour les malines de fin juillet à mi-août 2013.

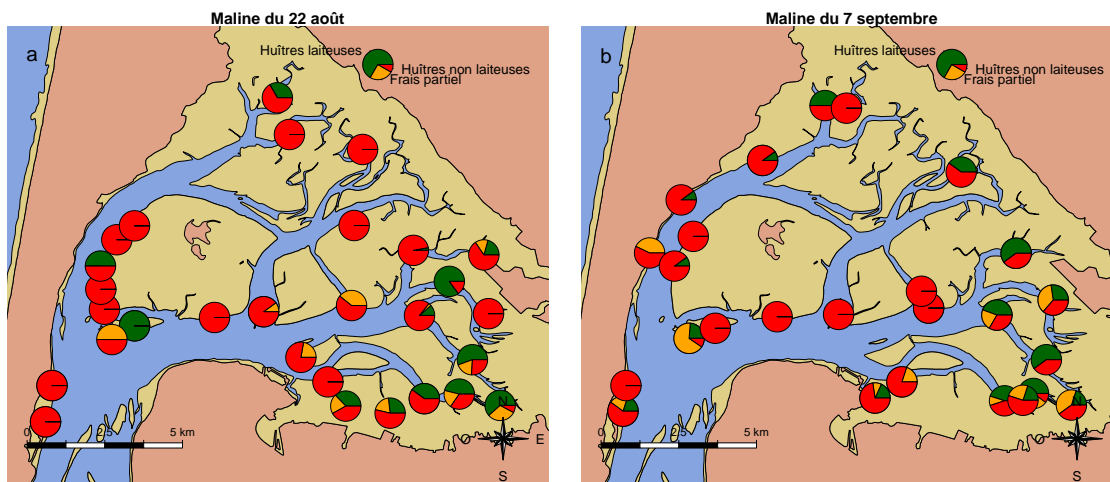


FIGURE 25: Proportion d’huîtres ayant frayé (en rouge), partiellement frayé (en orange) ou pas frayé (en vert) en différents sites du bassin d’Arcachon pour les malines de fin août et début septembre 2013.

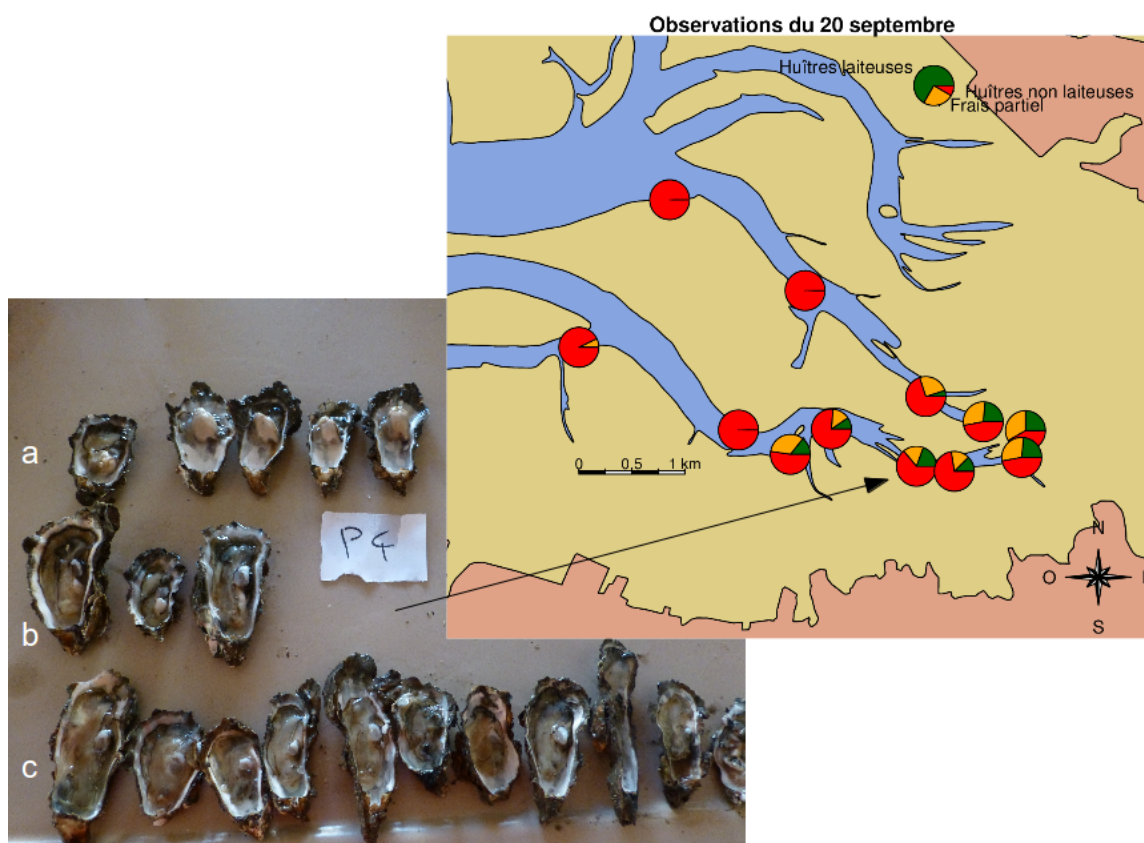


FIGURE 26: Observations spécifiques du 20 septembre 2013 autour de l’embouchure de l’Eyre. La photographie correspond au prélèvement repéré par la flèche avec sur la ligne a, les huîtres n’ayant pas pondue, sur la b les pontes partielles et en c les huîtres ayant totalement frayé.

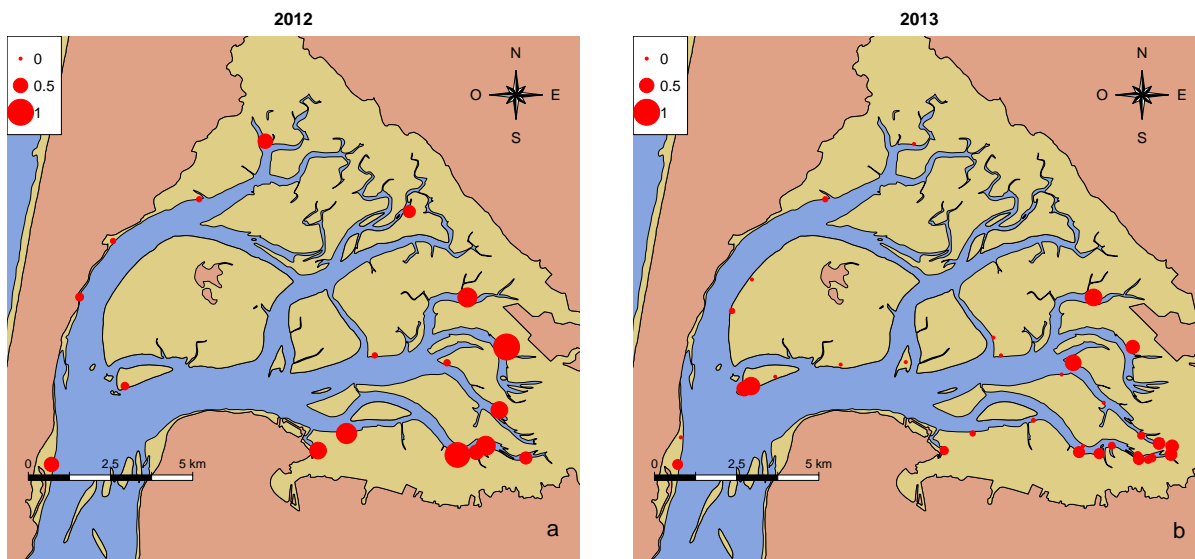


FIGURE 27: Carte de la proportion moyenne de gamètes non-émis en septembre 2012 (a) et 2013 (b).

TABLE 4: Décomposition de la variance de la proportion de larves restantes dans le bassin d’Arcachon à la fin de la vie larvaire, avec SCE : Somme des Carrés des Ecart, DDL : Degrés De Liberté et Pourcentage : pourcentage de la variance attribué à chaque facteur.

	SCE	DDL	Pourcentage
Banc	8,2	34	85,6
Cohorte	1,12	18	11,7
Interaction	0,26	612	2,7

d’où ont été émises les larves et à 12 % de la date de leur émission (Tab. 4). La variabilité spatiale du taux de rétention des larves est donc bien plus forte que la variabilité inter-cohortes, c’est à dire temporelle. Cette dominance de l’effet spatial apparaît également dans les cartes annuelles des pourcentage de rétention, qui sont globalement très semblables les unes aux autres (Annexe A).

Du point de vue de la variabilité spatiale, il apparaît de fortes disparités entre les bancs pour ce qui est du pourcentage de rétention des larves dans le bassin d’Arcachon (Fig. 28). Ainsi, **alors que le taux de rétention est de 6 % pour Grand Banc, il est de près de 42 % pour les bancs proches de l’embouchure de l’Eyre, soit un facteur 7 de différence.** Il est à noter que les bancs près d’Arès, les plus internes pour la partie nord du bassin d’Arcachon ont des pourcentages de rétention, de l’ordre de 35 %, moindres par rapport à ceux proches de l’Eyre. Les bancs situées au nord de l’île aux oiseaux, Petit Cès, Grand Cès, Crastorbe ou le Nord, ont pour leur part des taux de rétention importants pour leur emplacement, autour de 32 %.

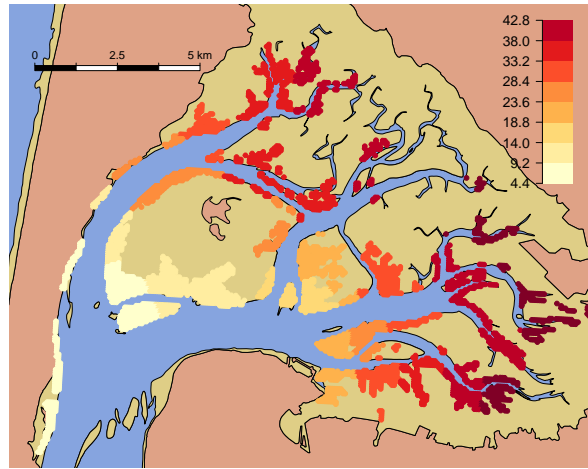


FIGURE 28: Pourcentages de rétention moyens des larves dans le bassin d’Arcachon d’après le modèle hydrodynamique pour les 35 bancs dont les émissions ont été simulées. La moyenne est effectuée sur les 19 pontes simulées.

Il est également possible de calculer un pourcentage moyen de rétention pour chaque cohorte sur l’ensemble du Bassin, en faisant la moyenne des pourcentages de rétention de chaque banc, pondérée par leur surface (Fig. 29). Du point de vue de la variabilité temporelle, on peut remarquer l’année 2007 qui s’illustre par des pourcentages de rétention particulièrement élevés, de l’ordre de 31 % pour la première cohorte, et à l’inverse l’année 2011 où le pourcentage de rétention est autour de 13 %. Globalement, le pourcentage moyen de rétention est de 21 % avec un facteur de variation de 2,4 entre les extrêmes.

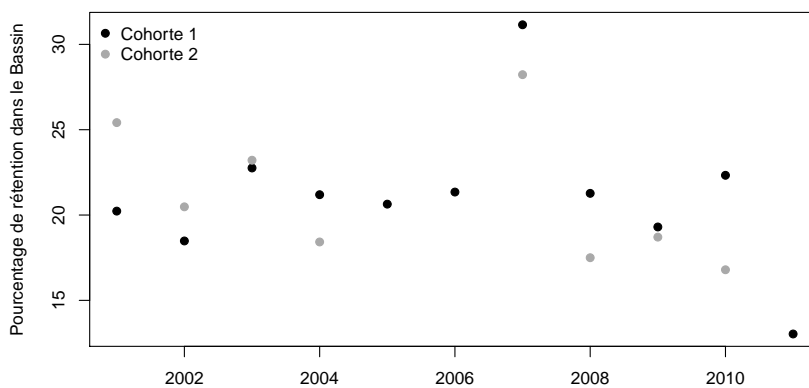


FIGURE 29: Pourcentage moyen de larves restant dans le bassin par année et par cohortes, avec en noir les premières cohortes et en gris les secondes.

Ces simulations apportent également une information plus fine sur les connexions privilégiées qui peuvent exister entre les différents bancs du bassin d’Arcachon (Fig. 30). Sur cette figure seules les 5 % des connectivités les plus fortes ont été

tracées ; elles représentent 11 % de l'ensemble des échanges. Il apparaît ainsi que les connectivités les plus fortes se situent entre les bancs du sud-est et de l'est du Bassin, avec une tendance à l'alimentation vers l'ouest et également des bancs du nord vers les bancs de l'est. Sur cette carte, la couleur des bancs renseigne sur le degré d'autoconnectivité des bancs, c'est dire la proportion des larves émises par ce banc qui y reviennent. L'autoconnectivité est la plus forte pour les bancs de part et d'autre du chenal de Comprian, et globalement importante pour les bancs les plus à l'est. La zone de Lahillon, au nord de l'île aux oiseaux présente également des autoconnectivités importantes.

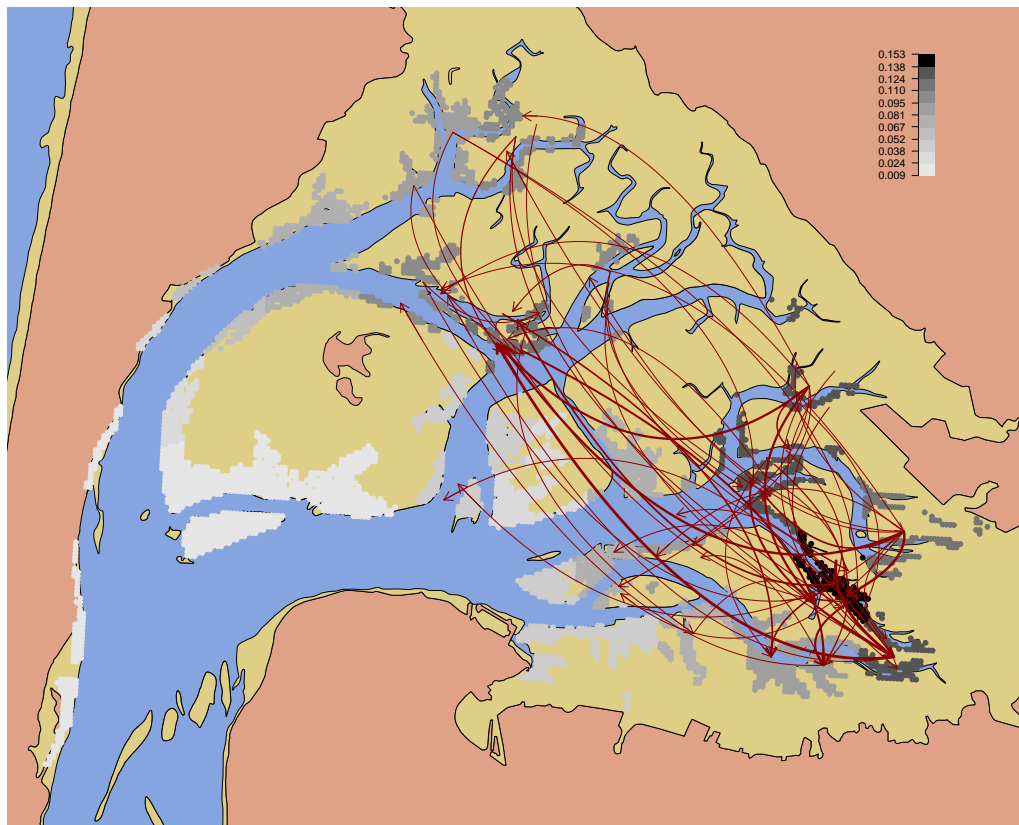


FIGURE 30: Carte des 5 % des connectivités moyennes les plus fortes entre bancs. L'épaisseur des flèches est proportionnelle aux valeurs de connectivité tandis que la couleur des bancs représente l'autoconnectivité en %, sur une taille de banc standardisée.

4. Discussion

4.1. Etat des lieux et évolution de la reproduction

Les résultats de cette étude permettent de mieux préciser la dynamique spatiale de la reproduction en 2011 et en 2013, particulièrement pour les bancs d'huîtres sauvages. Ainsi il apparaît un net gradient interne / externe de la fécondité, approchée par l'indice de condition de LAWRENCE et SCOTT (1982) : les huîtres les

plus fécondes se situent dans les zones les plus océaniques. En 2013, les réserves des huîtres ainsi que l'indice *Polydora* suivent des gradients similaires, avec les huîtres les plus infestées par *Polydora* et avec le moins de réserves dans les zones internes. Si on corrige l'effet de l'accessibilité à la nourriture pour l'indice de condition, alors c'est un gradient sud-est nord-ouest qui apparaît : pour des taux de renouvellement et des altitudes similaires, les huîtres du sud-est du Bassin présentent les indices de condition les plus faibles. Un gradient similaire s'observe sur la taille des huîtres en 2013, avec très peu d'huîtres supérieures à 50 g dans le sud-est du bassin.

D'un point de vue temporel, les huîtres suivies au site du Tès présentent une croissance en poids total et en poids sec très faible comparée aux croissances de la période 1986-1996 sur des huîtres de tailles similaires. Ceci est d'autant plus surprenant que cette faible croissance ne s'accompagne pas d'une baisse visible, comparée à la même période, de l'indice de condition. Les performances des deux lots en rade de Brest permettent de disculper les lots en eux même et pointe donc le site du Tès, ce que permet également de vérifier la comparaison du même lot dans les différents sites du bassin d'Arcachon. DANG (2009) pointe également des croissances plus faibles des palourdes dans le sud-est du Bassin par rapport au centre du bassin. Ces faibles croissances sont aussi à rapprocher des caractéristiques des palourdes du sud et du sud-est du bassin dont la forme témoigne de conditions de croissance défavorables (CAILL-MILLY et al., 2012).

Par ailleurs, SANCHEZ et al. (2013) pointent la très faible proportion de palourdes de taille inférieure à 17 mm en 2012. Ceci permet de supposer que les recrutements 2011, voire 2010, ont également été mauvais pour la palourde japonaise dans le bassin d'Arcachon. Le parallèle ne peut pas être étendu à la date de ponte et à la vie larvaire de la palourde qui ne font pas l'objet d'un suivi dans le bassin d'Arcachon.

Les résultats de la campagne 2013 montrent également que le pourcentage d'huîtres avec une gonade bien développée dans le bassin d'Arcachon est, fin juin, d'au moins 40 % pour l'ensemble des zones échantillonnées. Ce résultat atteste de la relative bonne condition des bancs d'huîtres sauvages cette année, avec quasiment pas de parasites de genre *Mytilicola* présents, ce qui écarte une situation similaire à celle de 1977 (HIS et al., 1978), qui avait vu des taux d'infestation record qui diminuaient l'indice de condition des huîtres.

Du côté de la ponte, les années 2012 et 2013 se caractérisent par deux pontes principales au cours de l'été, une fin juillet et l'autre vers la mi-août. Il est remarquable que, pour les deux années, la ponte de fin juillet soit une ponte partielle, qui concerne peu d'individus ou des individus qui n'émettent qu'une partie de leurs gamètes alors que la ponte de mi-août est une ponte totale avec une proportion importante d'individus concernés et des gonades complètement vidées. La ponte de fin juillet semble plutôt concerner les individus de la zone intermédiaire du bassin, même si l'ampleur spatiale est difficile à déterminer pour un phénomène si fugace. La ponte de mi-août concerne à chaque fois toutes les zones du bassin. Cependant, pour ces deux années, des huîtres sauvages en lait sont toujours présentes au sud-est du bassin au mois de septembre, sans qu'une ponte totale n'ait pu être détectée auparavant.

Une étude de la ponte des bancs d'huîtres sauvages d'une telle ampleur est une première pour le bassin d'Arcachon et il est donc difficile de trouver des références de comparaison avec une situation antérieure. Voici cependant ce que dit HIS (1976, p. 56) à propos des pontes du bassin d'Arcachon au début des années 70 :

“Les pontes les plus importantes chez les *C. gigas* du bassin d’Arcachon se manifestent généralement pendant les premiers jours de juillet, et en tous cas avant la fin de ce mois ; les frais des mois d’août et septembre sont moins abondants et moins généralisés pour l’ensemble des individus.”

Il apparaît ainsi que les observations de 2012 et 2013 sont à la fois plus tardives (AUBY et al., 2012 ; MAURER et al., 2013), avec des pontes majeures en août, et inversées, puisqu’une ponte partielle précède la ponte totale de la mi-août. Ainsi, plus les zones sont internes plus le retard de la ponte totale par rapport au schéma traditionnel décrit ici est important : il atteint un mois et demi pour les zones les plus internes.

D’autre part, d’un point de vue spatial, MAURER (1989, p. 10), dans un suivi bi-mensuel de croissance en trois points du Bassin de 1985 à 1988, établit les variations spatiales suivantes :

“La première ponte se situe à la même période au Tès et aux Jacquets en 1986 (juillet) et en 1987 (juin), la reproduction se poursuivant tout l’été [...]. En 1988, la ponte aux Jacquets, observée en juin, est très précoce comme en 1987 alors qu’au Tès elle survient un mois plus tard. Au Ferret, la ponte est toujours postérieure d’un mois par rapport au Tès, 1987 y apparaissant aussi comme une année précoce.”

On voit donc qu’au début des années 80, un grand décalage existe entre les sites internes (Le Tès et Les Jacquets) et les sites plus océaniques comme Le Ferret. Il est notable que ce décalage de ponte ne se retrouve pas pour les années 2012 et 2013, si on considère les pontes totales. Si Le Ferret conserve actuellement une partie de ce décalage, la ponte semble plus synchronisée à l’échelle du Bassin. L’absence de ponte jusqu’en septembre pour des zones très internes apparaît alors encore plus surprenante.

L’étude de la dispersion larvaire par le modèle hydrodynamique pointe quant-à elle l’importance des bancs les plus internes en termes d’alimentation en larves. Ainsi, une larve formée dans le sud-est du bassin a 7 fois plus de chance de rester dans la Baie qu’une larve formée à Grand Banc. Cette étude ne montre pas de tendance historique sur le taux moyen de rétention des larves du bassin d’Arcachon entre 2001 et 2011, même si certaines années peuvent s’avérer défavorables d’un point de vue hydrodynamique, comme 2011 ou favorable, comme 2007. Le vent (Annexe B) ne permet pas d’expliquer à lui seul ces variations et pour les faibles rétention de l’année 2011, c’est plus sûrement la longueur de la vie larvaire qui est en cause. A priori, la dispersion des larves n’explique donc pas les variations de captage qui restent soumises principalement à la quantité de larves petites et à la survie larvaire, survie elle-même reliée à la température (AUBY et MAURER, 2004).

En ce qui concerne les différences spatiales de dispersion, il convient de remarquer que les taux de rétention calculés ici sont inférieurs à ceux rapportés par AUBY et MAURER (2004). Ces auteurs donnent en effet, pour des situations similaires des taux de rétention de 65 % pour Grand Banc et de 97 % pour Compran, bien loin donc des 6 et 42 % calculés dans la présente étude. Deux raisons expliquent ces différences. La première est le meilleur ajustement du coefficient de diffusion du modèle réalisé ultérieurement et la seconde est la prise en compte du vent dans l’étude, ce qui a en général pour effet d’augmenter la dispersion. Ces résultats concordent avec les temps de renouvellement locaux calculés par PLUS et al. (2006)

qui sont de l'ordre de 20 jours en été pour les zones internes et de 16 jours pour l'ensemble du bassin, soit approximativement la durée de vie larvaire, pour un abattement de 63 % des concentrations. Il faut également préciser que dans les études précédentes, la limite du bassin d'Arcachon est définie par une ligne verticale depuis le Cap Ferret alors qu'elle est ici définie par une ligne horizontale depuis le Cap Ferret. Ceci peut également expliquer les résultats plus faibles de rétention obtenus dans la présente étude.

Ces résultats sur la dispersion des larves sont tout de même à relativiser en comparaison avec les diminutions des concentrations larvaires observées dans le milieu au cours du développement des larves (Fig. 31). Si dans le milieu, en général moins de 3% de larves survivent, le modèle calcule qu'il reste, en moyenne, 35% des larves de départ. La différence entre ces chiffres s'explique par l'absence de mortalité dans le modèle qui ne reproduit ainsi que l'effet de l'hydrodynamique. Cela permet de montrer que l'effet de l'expulsion des larves hors du bassin est bien moins important que l'impact de la mortalité des cohortes larvaires, mortalité pouvant être indirectement reliée à la température de l'eau lors du développement des cohortes larvaires (AUBY et MAURER, 2004). Le taux de mortalité d'une cohorte est en effet augmenté par un développement lent des larves et une longue durée de vie larvaire. Ces résultats de simulations souffrent par ailleurs des limites inhérentes à l'approche de modélisation et au problème de l'adéquation entre simulations et observations (voir BERNARD et al., 2012, pour une discussion détaillée de ces limites).

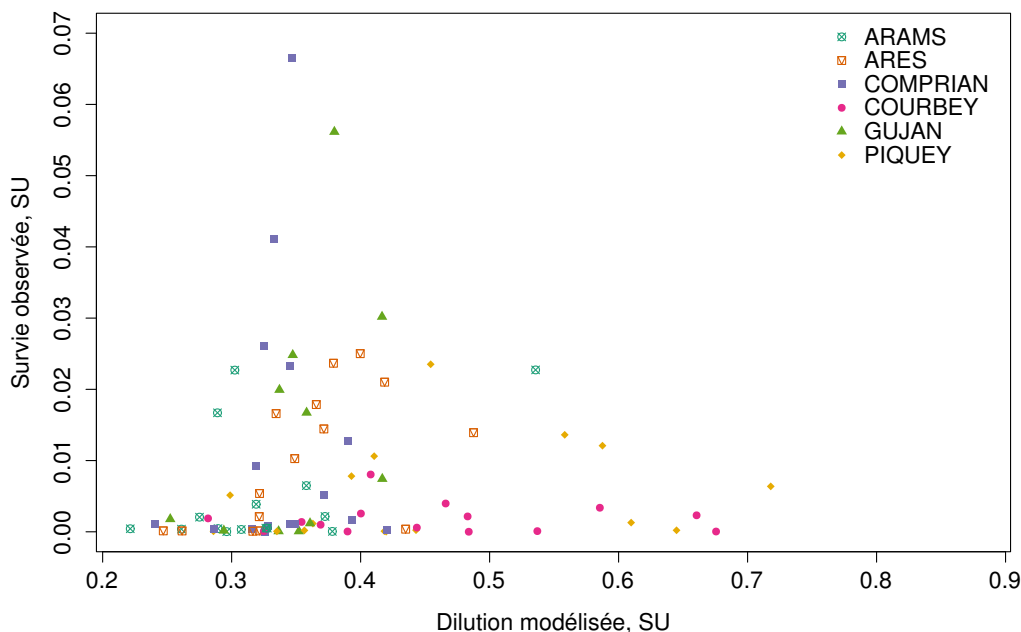


FIGURE 31: Comparaison des rapports entre les concentrations de larves “grosses” et de larves “petites” simulées par le modèle et observées dans les pêches de larves correspondantes.

En résumé, la reproduction des huîtres sauvages en 2013 ne présente pas d'anomalies du point de vue de la fécondité. Cette constatation est confortée par le nombre de larves "petites" (Fig. 32) qui retrouve en 2013 les niveaux des bonnes années de captage comme 2003 ou 2006. Ceci est également en accord avec les bons chiffres du captage observés sur le bassin d'Arcachon en 2013 tandis que pour la première fois depuis 2008, le captage est plus important à l'est qu'à l'ouest (MAURER et al., 2013). Le phénomène à l'origine des mauvaises années de captage de 2009 à 2011, en concordance avec des quantités de larves "petites" faibles, semble donc marquer le pas depuis 2012. Malgré ce constat encourageant, il convient d'être vigilant aux vues du maintien du retard de ponte et des pontes erratiques des huîtres du sud-est du Bassin.

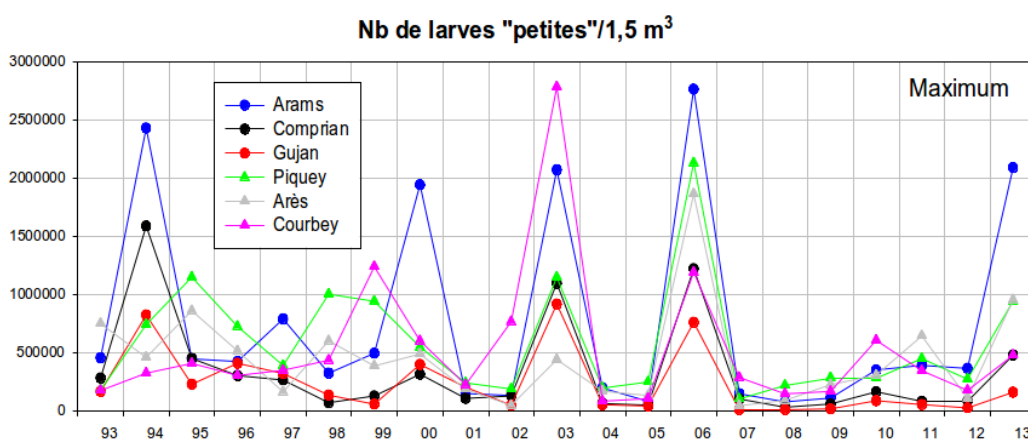


FIGURE 32: Évolution du maximum de larves au stade "petite" pour les différents lieux de pêche de larve.

4.2. Contaminant ou climat ?

Dans ce contexte très évolutif, la détermination des causes des faibles captages des années 2009 à 2011 se révèle difficile. En effet, les données de biométrie de 2011 ont été effectuées à une saison trop précoce pour pouvoir affirmer de manière certaine que la maturation de cette année était particulièrement faible. Cependant, les pourcentages élevés d'huîtres sans gonade développée en mai 2011, jusqu'à 73 %, semblent rendre compte, en plus d'un retard de maturation, d'une faible fécondité des géniteurs. Ces difficultés d'interprétation proviennent en grande partie de l'absence de recul historique sur la maturation des bancs d'huîtres sauvages du bassin d'Arcachon, les seules données disponibles concernant des huîtres cultivées. En cela, les prélèvements de l'année 2013, même s'ils n'ont pas permis de mettre en évidence un défaut de maturation, fournissent une référence historique de la maturation des bancs d'huîtres sauvages qui pourra être utilisée pour d'éventuels futures études ou suivis de ces stocks.

Ces remarques de précaution établies, il est tout de même possible de discuter de l'apport des résultats pour valider ou infirmer les hypothèses proposées au début de ce travail comme potentiellement explicatives du faible captage des années 2009 à 2011. Tout d'abord, le suivi de lots d'huîtres originaires d'arcachon

et de Marennes-Oléron invalide l'hypothèse de moindres performances des huîtres d'Arcachon. D'autre part, l'importance des stocks d'huîtres sauvages décrit par SCOURZIC et al. (2012) est confirmée par les observations terrain qui concordent généralement avec la cartographie établie par LAFON (2012). Ceci permet d'écarter l'hypothèse du faible nombre de larves petites causé par la diminution des stocks d'huîtres en élevage dans les zones intermédiaires de la Baie. En effet, les vastes surfaces d'huîtres sauvages qui y sont installées semblent pouvoir compenser largement leur moindre fécondité par rapport à celle des huîtres cultivées.

Le bon captage 2013 et le niveau correct de maturation des huîtres dans toutes les zones échantillonnées en 2013 permet également d'écarter en partie l'hypothèse d'une trop forte compétition. En effet, il est peu probable que les stocks de filtreurs aient été modifiés considérablement en trois ans. Cette hypothèse d'une limitation de la maturation par la compétition pour la nourriture n'est donc plausible qu'en faisant intervenir des variations interannuelles fortes de nourriture, ce qui la rapproche alors de l'hypothèse climatique.

Il est remarquable que l'ensemble des observations de cette étude soit cohérent avec l'hypothèse de l'effet d'un contaminant. En premier lieu le retard de ponte, plus important pour les zones internes, a une empreinte spatiale en accord avec le confinement des bancs, qui augmente l'effet d'éventuels contaminants. La description en 2012 et en 2013 d'une ponte tardive et non synchronisée pour ces zones internes est également en accord avec l'effet d'un perturbateur potentiel de la reproduction (GAUTHIER-CLERC et al., 2002), qui retarderait, voire dans les cas les plus aigus, empêcherait la ponte des huîtres. Outre l'absence de ponte, il est également possible que ce perturbateur agissent lors de la fertilisation (LEWIS et FORD, 2012), ce qui est une autre manière d'expliquer la baisse de la quantité de larves petites.

Il existe cependant une grande variété de molécules pouvant avoir des effets de ce type (DEPLEDGE et BILLINGHURST, 1999). Un perturbateur de la reproduction bien connu dans le bassin d'Arcachon est le TBT (ALZIEU, 1991). Ses effets de perturbateur endocrinien sont notamment mis en évidence par l'étude de l'imposex chez les gastropodes *Nucella lapillus* ou *Ocenebra erinaceus*, c'est à dire de la masculinisation des femelles. Une étude de l'imposex réalisée en 2012 montre que le bassin d'Arcachon reste touché par cet effet, avec un VDSI¹¹ de 1,46 à Arams (ANONYME, 2012). Il faut cependant remarquer qu'en 1995, période de référence pour la maturation, le VDSI observé pour la station de Lahillon était de 3,5 (CASTRO et al., 1996), et qu'il n'est plus que de 0,23 en 2012. A priori, les données disponibles montrent donc une diminution de cette pollution depuis les années 90. A cela s'ajoute le fait qu'aucune malformation de coquille imputable au TBT (ALZIEU et al., 1986), n'a été repérée en 2013.

Les métaux lourds sont également des perturbateurs de la reproduction, en particulier le cuivre qui présente une tendance à la hausse dans les huîtres du bassin d'Arcachon (KANTIN et al., 2013). Des études en milieu contrôlé ont ainsi montré que la présence de cuivre entraîne une augmentation des taux de malformation larvaires, jusqu'à 37,2 % pour des concentrations de $10 \mu\text{g Cu}^{2+} \cdot \text{L}^{-1}$ (MAI et al., 2012) et des croissances larvaires ralenties (GEFFARD et al., 2002). Le cuivre a également des effets embryotoxiques sur l'huître creuse, particulièrement sur les spermatozoïdes, qui se traduirait par une diminution du taux de fertilisation dans

11. Indice visuel du développement des organes reproducteurs mâles chez la femelle.

le milieu (MAI et al., 2013a). Cependant, aucun effet sur la ponte des bivalves ne semble être documenté dans la littérature scientifique.

L’empreinte spatiale des indices de condition corrigés correspond également au gradient de concentration en pesticides observés comme simulés (FAUVELLE, 2012, p. 140). Certains pesticides peuvent entraîner des phénomènes de pontes partielles chez l’huître (BUISSON et al., 2008) et des résultats récents indiquent que des concentrations environnementales de pesticides peuvent conduire à une augmentation des malformations larvaires (MAI et al., 2013b,c). Cependant, en juin 2013 les concentrations observées en pesticides ont été plus fortes que les années précédentes à cause du printemps pluvieux (com. pers. A. Thevand), ce qui s’accorde mal avec la bonne reproduction observée ensuite. Il faut également noter que pour les métabolites du métolachlore et de l’alachlore, prépondérant dans les apports au bassin d’Arcachon, ROUBEIX et al. (2012) ont montré que ces métabolites n’inhibent pas la croissance des communautés phytoplanctoniques locales, contrairement aux molécules mères. Ces résultats ambivalents montrent bien que les effets des molécules peuvent être très différents en fonction des espèces et même des stades étudiés. En plus des concentrations en pesticides, des études spécifiques sur la nocivité des molécules pour les espèces clefs locales sont nécessaires pour comprendre leur impact sur l’écosystème. Et ces effets peuvent également être modulés par certaines caractéristiques du milieu, comme la température, la salinité ou la turbidité. C’est donc une quadruple diversité, diversité des molécules, diversité des espèces présentes, diversité des effets et diversité des milieux, qui rend la démonstration des mécanismes de causes à effets des pesticides au sein des écosystèmes particulièrement difficile.

Les HAP sont également des perturbateurs de la reproduction qui présentent une tendance à l’augmentation dans le bassin d’Arcachon (AUBY et al., 2013). Il a ainsi été montré qu’ils pouvaient retarder la ponte chez un mollusque, la mye, en touchant plus particulièrement les mâles, ce qui pourrait compromettre le succès de la reproduction dans les zones touchées (FROUIN et al., 2007). D’autres études ont mis en évidence que la fertilisation et le développement larvaire pouvaient être affectés chez l’huître creuse lors d’une exposition des géniteurs aux HAP (JEONG et CHO, 2005). Les HAP présentent également une phototoxicité, c’est-à-dire que leur toxicité augmente en présence d’UV (PEACHEY, 2005). Cette phototoxicité peut aboutir, pour l’huître creuse, au non développement des embryons vers le stade larves D, qui correspond au tout début de la phase “larve petite” (LYONS et al., 2002). La phase larvaire n’est pas épargnée, étant donné que les HAP peuvent également affecter la croissance larvaire de l’huître creuse (GEFFARD et al., 2002). Aucun effet sur la croissance des huîtres adultes ne semble avoir été documenté, même si la contamination en polluant est suspectée agir sur les performances de croissance (GILLIERS et al., 2006). L’hypothèse HAP pourraient ainsi potentiellement expliquer l’ensemble des observations, et concorde également avec le renouveau du captage en 2012, une baisse importante des teneurs en HAP ayant été observée cette année là (AUBY et al., 2013). Au vu de ces concordances, une analyse supplémentaire des teneurs en HAP de l’ensemble des points échantillonnés a été programmée pour mieux statuer sur cette hypothèse. Ces résultats seront disponibles début 2014.

L’interprétation des résultats de 2013 est rendue également difficile par les caractéristiques hydroclimatiques très particulières de l’année 2013. Le mois de juin, juste avant les prélèvements, se caractérise par un débit record de l’Eyre (Fig. 33). Il est donc possible que les indices de condition plus faibles dans le sud-est du bassin

proviennent d'un effet de la baisse de salinité sur les huîtres (BUTLER, 1949). En effet, en cas de dessalure importante, les huîtres restent fermées, et ne se nourrissent donc pas. Le même argument ne peut toutefois pas être invoqué pour expliquer les retards de ponte qui sont encore plus marqués en 2012, année avec une pluviométrie dans les normes, à l'exception du mois d'avril (POUVREAU et al., 2013).

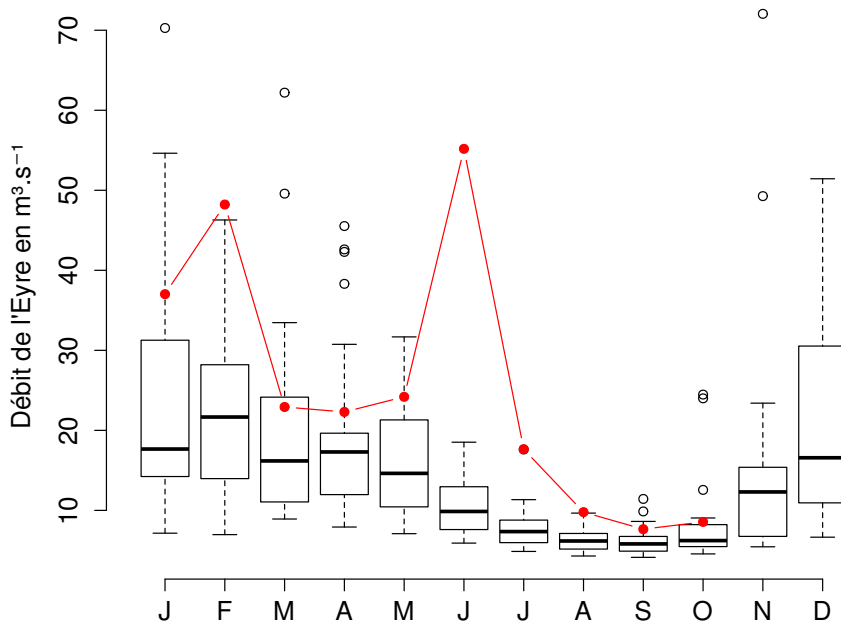


FIGURE 33: Boxplot des débits mensuels de l'Eyre à Salles de 1989 à 2012 comparés au débits mensuels de 2013 en rouge.

Par ailleurs, sur le plan national, l'année 2013 se caractérise par une ponte tardive dans tous les bassins de production voire une absence de ponte, comme pour les lots témoins de la rade de Brest. Ainsi en rade de Brest, c'est la première fois, depuis 2008, que les huîtres ne pondent pas au cours de l'été tandis qu'en Charente, des pontes ont pu avoir lieu jusqu'au mois d'octobre selon certains professionnels. Des retards de ponte à de telles échelles géographiques ont probablement une cause climatique, avec un printemps particulièrement frais (POUVREAU et al., 2014, sous presse). Si ce phénomène peut expliquer le retard général de la ponte pour 2013, il n'explique pas en revanche l'inversion du gradient de dates de ponte entre zones internes et zones océaniques, ni les observations de 2012.

4.3. De l'importance des bancs d'huîtres sauvages

Si le diagnostic des années de mauvais captage est difficile à établir après coup, cette étude permet tout de même de replacer les huîtres sauvages au premier plan pour l'alimentation en larves du bassin d'Arcachon. Cette importance provient à la fois du fait qu'elles représentent 79 % des huîtres présentes dans le bassin d'Arcachon (SCOURZIC et al., 2012) mais aussi de leur présence dans des zones abandonnées par l'élevage, zones propices à une forte rétention des larves produites (Fig. 34). Ainsi,

en synthétisant les résultats des simulations de dispersion, il apparaît qu'un peu plus d'un quart des surfaces en huîtres les plus internes, quasiment uniquement occupées par des huîtres sauvages, pourraient contribuer à 46 % des larves qui restent dans le Bassin. Ainsi, en considérant qu'elles occupent les zones les plus internes et qu'elles sont majoritaires en tonnage, les huîtres sauvages pourraient avoir une influence prépondérante sur le captage.

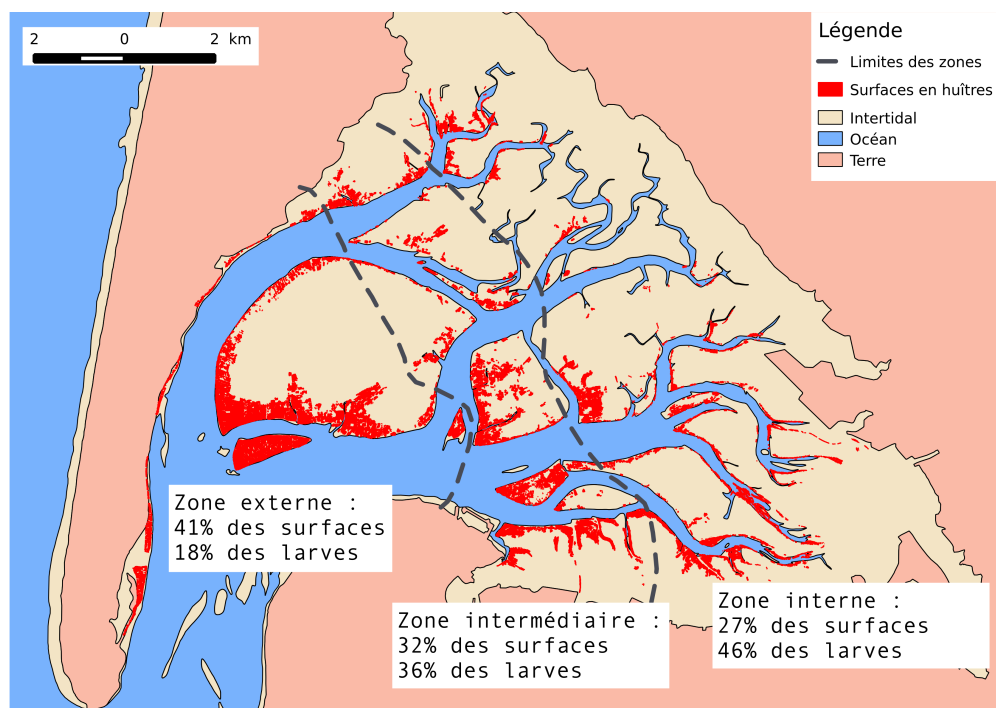


FIGURE 34: Surfaces en huîtres et contributions au captage des différentes zones du bassin d’Arcachon selon l’hydrodynamique. Les contributions sont calculées sur la seule base des données de dispersion modélisée, en faisant l’hypothèse que des surfaces en huîtres égales produisent des quantités égales de larves.

Avec cet angle de vue, l’observation d’un captage plus important à l’est du bassin d’Arcachon par rapport à l’ouest (MAURER et al., 2013) pourrait signifier le retour d’une contribution de ces bancs d’huîtres sauvages du sud-est du Bassin qui présentent à la fois des indices de condition plus faibles, des pontes tardives, des huîtres de petites tailles mais les meilleurs taux de rétention larvaires. Il semble donc important d’avoir un suivi de ces bancs d’huîtres sauvages pour pouvoir compléter l’éclairage sur l’effort de reproduction des huîtres cultivées.

Outre l’aspect quantitatif de l’effort de reproduction, l’aspect qualitatif de la reproduction chez les huîtres sauvages et ses variations spatiales pourraient être une autre source de variabilité du succès reproducteur dans le milieu naturel. Ainsi, les variations des taux de lipides des ovocytes sont corrélées positivement au taux d’éclosion des embryons (MASSAPINA et al., 1999). Dans cette optique, peut-être que certains indicateurs de la qualité des gamètes pourraient donner un autre éclairage.

rage sur la variabilité de la reproduction au sein des stocks d'huîtres sauvages. Des travaux en ce sens sont en cours à l'UMR EPOC¹² d'Arcachon.

Les prévalences en parasites constituent un autre élément permettant de juger de la qualité des bancs d'huîtres sauvages. Par le passé, l'effet des parasites tels que *Mytilicola sp.* a pu être suspecté de jouer un rôle dans des phénomènes de mortalités et d'abaisser la fécondité des individus dans le bassin d'Arcachon (HIS, 1977). Ces parasites n'ont été retrouvés que de manière anecdotique en 2013 dans les huîtres sauvages et ne peuvent donc pas expliquer le gradient d'indice de condition observé. Un parasite de la coquille, le champignon *Ostracoblable implexa*, a cependant été identifié chez un nombre non négligeable d'huîtres sauvages. Etant donné l'importance que peuvent avoir ces bancs sauvages dans l'approvisionnement en captage, il semble important à l'avenir de pouvoir suivre les prévalences des différents parasites de ces huîtres.

D'une manière plus globale, l'évaluation de la qualité écologique de l'écosystème est une perspective attirante en termes de gestion. Ce but passe aujourd'hui par l'établissement d'échelles de qualité multivariées à partir de l'étude des populations benthiques mais ces échelles supposent un écosystème sans perturbations chroniques et sont donc difficilement applicables aux eaux côtières et aux estrans pour lesquels la perturbation est la règle (BLANCHET et al., 2012). Ainsi pour l'huître creuse, une espèce à stratégie r¹³, adaptée aux environnements variables, il est particulièrement difficile de distinguer l'effet des perturbations anthropiques des perturbations naturelles (BLANCHET et al., 2012). D'autre part, dans le cas des espèces ingénieurs¹⁴, la reconquête du terrain par une espèce peut s'avérer délétère pour une autre comme dans le cas de la zostère et de la coque (TU DO et al., 2011). Il apparaît donc que la qualité écologique des écosystèmes est extrêmement difficile à évaluer et qu'elle n'a de sens qu'à la lumière des fonctions qu'on attend de ces écosystèmes, fonctions qui changent selon les acteurs.

5. Conclusion

En résumé, cette étude met en évidence les éléments suivants :

- une croissance en poids sec et en poids total faible des huîtres du Tès comparée à la série historique et à quatre autres sites d'élevage ;
- des huîtres sauvages plus petites dans le sud-est du Bassin ;
- une maturation correcte en 2013 pour l'ensemble des huîtres, cultivées comme sauvages, du bassin d'Arcachon ;
- une interrogation, malgré un échantillonnage précoce, pour la maturation de l'année 2011 ;
- un indice de condition plus faible dans les zones internes par rapport aux zones externes mais qui, si on le corrige de l'altitude et du temps de renouvellement local, différencie les bancs sauvages du sud-est du Bassin de ceux du nord-ouest ;
- une très faible présence de parasites du genre *Mytilicola* fin juin 2013, sans effet pour la reproduction ;

12. Unité Mixte de Recherche Environnements et Paléoenvironnements Océaniques et Continentaux

13. Une espèce à stratégie r est une espèce qui mise sur sa capacité à se reproduire en grand nombre pour se maintenir dans l'écosystème.

14. une espèce ingénieur est une espèce capable de modifier l'habitat pour d'autres espèces.

- une ponte tardive en 2012 et 2013 comparée aux années 80 et particulièrement pour les zones internes, si l’on compare au schéma traditionnel de ponte du bassin d’Arcachon ;
- un gradient de dates de ponte inversé en 2012 et 2013 par rapport à la fin des années 80, avec des zones internes qui fraient en même temps, voire après les zones océaniques ;
- une importance de la zone du sud-est en termes d’hydrodynamique pour l’approvisionnement en larves du bassin d’Arcachon.

Du fait du bon déroulement du captage en 2013, il n’est pas possible de conclure avec certitude sur l’origine des années de mauvais captage, de 2009 à 2011. Cependant, les gradients observés ainsi que les anomalies de pontes pointent la zone du sud-est du Bassin pour de nouvelles études. A ce titre, un parallèle semble pouvoir être dressé avec les problèmes rencontrés sur les palourdes. A ce stade des résultats scientifiques, l’hypothèse d’une perturbation de la reproduction par un contaminant reste l’hypothèse principale, combinée, ou non, à l’hypothèse d’une perturbation trophique de la fécondité des huîtres, sous contrôle climatique. Quel qu’il soit, le phénomène est atténué en 2013 comme en attestent l’augmentation du nombre de larves “petites” et le bon captage, particulièrement dans le sud-est du Bassin.

Malgré ces éléments encourageants, une vigilance reste de mise sur les bancs d’huîtres sauvages car on ne peut affirmer que le bon captage se poursuivra au cours des années à venir. Une surveillance *a minima* de la maturation et de la ponte des bancs d’huîtres sauvages pourrait ainsi permettre de disposer d’éléments d’information supplémentaires en cas de mauvais captage. La zone du sud-est du bassin semble la plus indiquée pour cela, notamment à cause de sa forte contribution au captage d’un point de vue hydrodynamique.

Annexes

A. Carte des pourcentages de rétention par bancs et par années

Cette figure présente la variation des taux de rétention des larves dans le bassin d’Arcachon par année et par banc (Fig. 35). Il s’agit d’une autre manière de montrer que la variabilité du taux de rétention des larves est surtout spatiale puisque le même schéma se retrouve d’année en année, avec uniquement de légères différences entre les années. L’année 2011 se démarque des autres par un taux de rétention plus faible globalement.

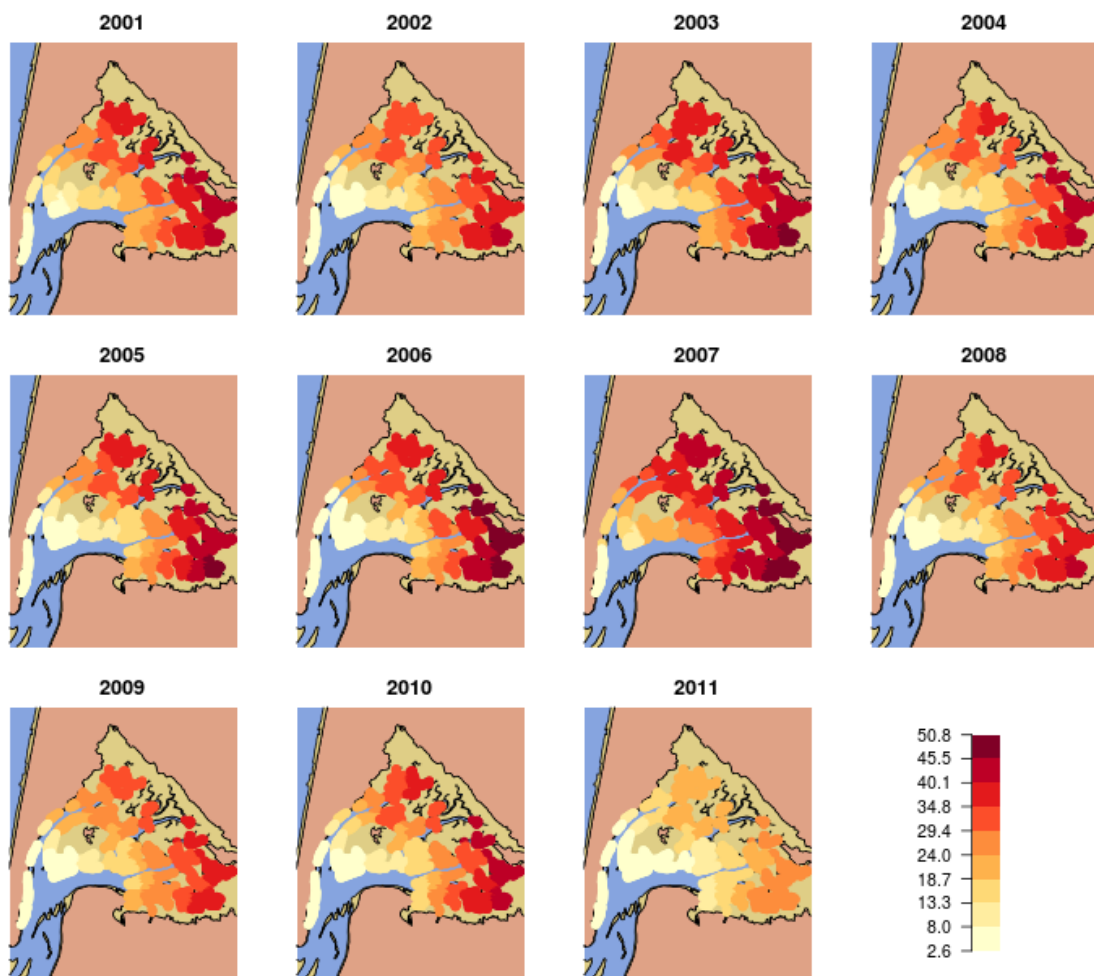


FIGURE 35: Pourcentages de larves restantes dans le bassin d’Arcachon calculés par le modèle hydrodynamique en fonction des bancs de départ des larves. Certaines années sont des moyennes de plusieurs cohortes.

B. Roses des vents utilisés pour les différentes simulations

Cette figure montre que les faibles taux de rétention de l'année 2011 ne s'expliquent pas par des vents particuliers, mais plutôt par la durée de vie larvaire particulièrement longue cette année là.

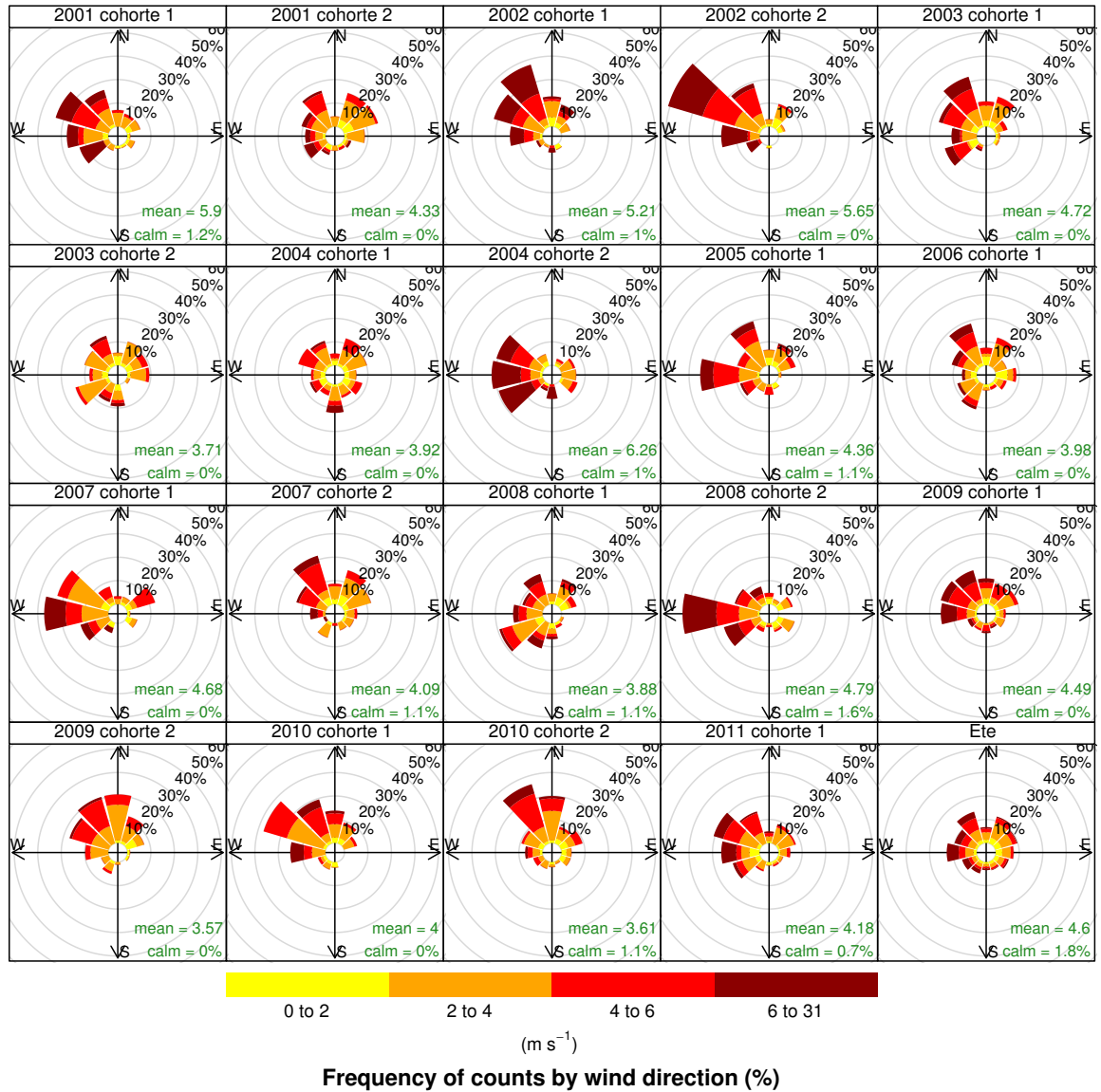


FIGURE 36: Roses des vents en pourcentage pour chaque simulation. La rose des vents en bas à droite correspond aux vents estivaux (de juin à septembre) pour les années 1985-2012.

C. Amélioration de l'échantillonnage de 2013 à partir des données de 2011

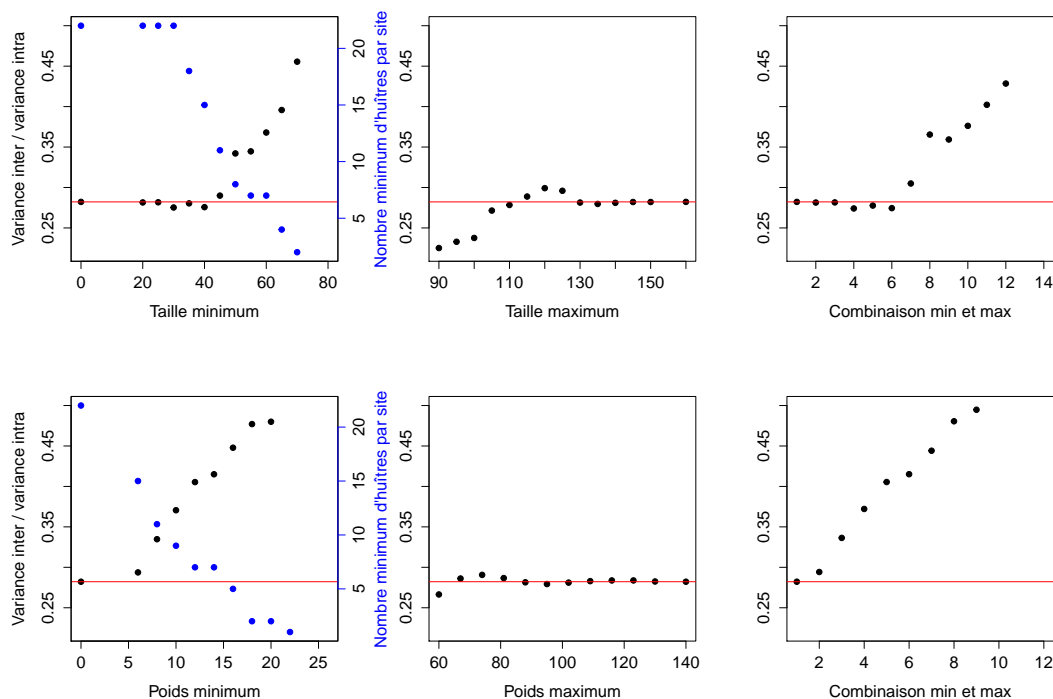


FIGURE 37: Evolution du rapport entre la variance inter-site et la variance intra-site en fonction d'un ré-échantillonnage avec une taille minimum (a), une taille maximum (b), les deux (c), un poids minimum (d), un poids maximum (e) ou les deux (f). Les points bleus indiquent la diminution du nombre d'huîtres de l'échantillonnage, et donc la difficulté à trouver ces huîtres dans la station la plus défavorable pour les ré-échantillonnages les plus avantageux.

Au début de l'étude, avant l'échantillonnage terrain de 2013, il existait déjà des données de biométries réalisées en 2011 à l'initiative de l'Agence des Aires Marines Protégées. Ces données ont été utilisées pour optimiser l'échantillonnage de manière à favoriser la mise en évidence des différences entre sites. La quantité à optimiser est alors le rapport entre la variance inter-site de l'indice de condition, que l'on veut maximiser, et la variance intra-site de cet indice, que l'on veut minimiser. Six possibilités d'optimisation ont été testées, en fonction de ce qu'il est possible de faire sur le terrain, soit en optimisant le poids ou la taille des huîtres prélevées et en fixant un minimum, un maximum ou les deux.

Les résultats de cette optimisation sont très nets : le rapport des variances augmente si une taille ou un poids minimum des huîtres prélevées est fixé tandis qu'une taille maximum n'améliore pas le rapport (Fig. 37). Par ailleurs, le gain sur le rapport de variance est plus rapide s'il s'agit d'un poids minimum qui est fixé plutôt qu'une taille minimum. Enfin, sur certains points, le nombre d'huîtres disponibles pour l'échantillonnage diminue rapidement lorsqu'une taille ou un poids minimum est fixé, ce qui indique qu'une limite trop élevée empêchera l'échantillonnage dans

certaines zones. Ceci est encore plus vrai pour la taille minimum, puisque le nombre minimum d'huîtres dans les échantillons diminue avant que l'effet de cette sélection ne se fasse sentir sur le rapport des variances. C'est donc pour ces différentes raisons qu'un poids minimum de 18 g a été choisi pour l'échantillonnage de 2013. Ce poids minimum permet en effet de faire augmenter le rapport de 0,28 à 0,48, soit une hausse de 71 %, mais il n'y aura plus que 7% des huîtres qui seront conformes dans les sites où les huîtres sont les plus petites.

Références

- ALZIEU, C., J. SANJUAN, J. DELTREIL et M. BOREL (nov. 1986). « Tin contamination in Arcachon Bay : Effects on oyster shell anomalies ». Dans : *Marine Pollution Bulletin* 17 (11), p. 494–498.
- ALZIEU, C. (1991). « Environmental problems caused by TBT in France : assessment, regulations, prospects ». Dans : *Marine Environmental Research* 32 (1), p. 7–17.
- ANONYME (2012). *Suivi de l'imposex sur le littoral français de la manche et de l'atlantique en 2012 avec integration des donnees 2010 et 2011*. Rapport. 117 p. TOXEM.
- AUBY, I. et D. MAURER (2004). *Etude de la reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon*. 203 p.
- AUBY, I. et al. (2011). *Régression des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon : état des lieux et recherche des causes*. Rapport. 195 p. Ifremer.
- AUBY, I. et al. (2012). *Reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon - Année 2012*. Rapport. 63 p. Ifremer.
- AUBY, I., G. TRUT, L. GOURIOU et H. OGER-JEANNERET (2013). *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) dans les huîtres du Bassin d'Arcachon. Comparaison avec les teneurs mesurées dans les autres masses d'eau du bassin Adour Garonne. Réflexions établies sur la base de l'exploitation des données RNO, ROCCH, DCE*. Rapport. 22 p. Ifremer.
- BAUMARD, P., H. BUDZINSKI, P. GARRIGUES, J. NARBONNE, T. BURGEOT, X. MICHEL et J. BELLOCQ (1999). « Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) burden of mussels (*Mytilus sp.*) in different marine environments in relation with sediment PAH contamination, and bioavailability ». Dans : *Marine Environmental Research* 47 (5), p. 415–439.
- BERNARD, I. et al. (2012). *Etude de faisabilité d'opérations de "repeuplement orienté" dans deux sites français de captage de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*)*. Rapport. 51 p. Ifremer.
- BERNARD, I. (2011). « Écologie de la reproduction de l'huître creuse, *Crassostrea gigas*, sur les côtes atlantiques françaises. Vers une explication de la variabilité du captage ». Thèse de doct. Université de La Rochelle.
- BERTHOMÉ, J.-P., D. RAZET et J. GARNIER (1981). *Description, évolution et importance des différentes techniques de captage en rivièrre Seudre (bassin de Marennes-Oléron) : incidence sur la production d'huîtres creuses *C. gigas**. Rap. tech. ISTPM.
- BLANCHET, H., G. BACHELET, X. de MONTAUDOUIN, N. LAVESQUE et A. GRÉMARE (2012). « Biodiversity and bio-evaluation methods in transitional waters : a theoretical challenge ». Dans : *Transitional Waters Bulletin* 6 (2), p. 13–19.
- BODOY, A., J. PROU et J.-P. BERTHOMÉ (1986). « Etude comparative de différents indices de condition chez l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) ». Dans : *Haliotis* 15, p. 173–182.
- BUDZINSKI, H., N. TAPIE, A. MAGNAN et M. BENYAHIA (2011). *REPAR : REseau Pesticides Bassin d'Arcachon Action 2 : Quantification de la présence. Résultats des analyses chimiques sur prélèvements ponctuels 2011*. Rap. tech. Université de Bordeaux.
- BUISSON, S., V. BOUCHART, E. GUERLET, J. P. MALAS et K. COSTIL (oct. 2008). « Level of contamination and impact of pesticides in cupped oyster, *Crassostrea*

- gigas*, reared in a shellfish production area in Normandy (France) ». Dans : *Journal of Environmental Science and Health, Part B* 43 (8), p. 655–664.
- BUTLER, P. A. (1949). « Gametogenesis in the oyster under conditions of depressed salinity ». Dans : *Biological Bulletin* 96 (3), p. 263–269.
- CAILL-MILLY, N. (2012). « Relations entre l'état d'une ressource et son exploitation via la compréhension et la formalisation des interactions de socio-écosystèmes. Application à la palourde japonaise (*Venerupis philippinarum*) du bassin d'Arcachon. » Thèse de doct. Université de Pau et des Pays de l'Adour.
- CAILL-MILLY, N., M.-N. de CASAMAJOR, M. LISSARDY, F. SANCHEZ et G. MORANDEAU (2003). *Évaluation du stock de palourdes du bassin d'Arcachon – Campagne 2003*. Rapport. 64 p. Ifremer.
- CAILL-MILLY, N., B. DUCLERCQ et G. MORANDEAU (2006). *Campagne d'évaluation du stock de palourdes du bassin d'Arcachon - Année 2006*. Rapport. 52 p. Ifremer.
- CAILL-MILLY, N., N. BRU, K. MAHÉ, C. BORIE et F. D'AMICO (2012). « Shell Shape Analysis and Spatial Allometry Patterns of Manila Clam (*Ruditapes philippinarum*) in a Mesotidal Coastal Lagoon ». Dans : *Journal of Marine Biology* 2012, p. ID 281206.
- CASTRO, N. . F., E. HIS et C. CANTIN (1996). *Contamination par le tributylétain (TBT) du Bassin d'Arcachon évaluée à l'aide d'un indicateur biologique : l'imposex chez *Ocenebra erinacea*. Résultats préliminaires*. Note. CIEM.
- CLAISSE, D et C. ALZIEU (juil. 1993). « Copper contamination as a result of antifouling paint regulations? » Dans : *Marine Pollution Bulletin* 26 (7), p. 395–397.
- CRESPO, A. (2009). « Présence et sources des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le bassin d'Arcachon ». Thèse de doct. Université de Bordeaux 1.
- DAGENS, N. (2012). *Réseau Pesticides Bassin d'Arcachon (REPAR) Les pratiques phytosanitaires agricoles et non agricoles sur le Bassin d'Arcachon*. Rapport. 73 p. SIBA.
- DALLOYAU, S., G. TRUT, M. PLUS, I. AUBY et E. EMERY (2009). *Caractérisation de la qualité biologique des Masses d'Eau Côtières : Cartographie des herbiers de *Zostera noltii* et *Zostera marina* du Bassin d'Arcachon*. Rapport. 53 p. Ifremer.
- DANG, C, X. de MONTAUDOUIN, G. P, M.-D. N et C.-M. N (2008). « Brown muscle disease (BMD), an emergent pathology affecting Manila clam *Ruditapes philippinarum* in Arcachon Bay (SW France) ». Dans : *Diseases of aquatic organisms* 80 (3), p. 219–228.
- DANG, C. (2009). « Dynamique des populations de palourdes japonaises (*Ruditapes philippinarum*) dans le bassin d'Arcachon – conséquences sur la gestion des populations exploitées ». Thèse de doct. Université de Bordeaux 1.
- DEPLEDGE, M. et Z BILLINGHURST (jan. 1999). « Ecological Significance of Endocrine Disruption in Marine Invertebrates ». Dans : *Marine Pollution Bulletin* 39 (1–12), p. 32–38.
- FAUVELLE, V. (2012). « Evaluation de la contamination en pesticides des tributaires du bassin d'arcachon et développement d'un échantillonneur passif spécifique des herbicides anioniques ». Thèse de doct. Université de Bordeaux 1.
- FROUIN, H. et al. (mai 2007). « Physiological effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on soft-shell clam *Mya arenaria* ». Dans : *Aquatic Toxicology* 82 (2), p. 120–134.

- GAUTHIER-CLERC, S., J. PELLERIN, C. BLAISE et F. GAGNÉ (avr. 2002). « Delayed gametogenesis of *Mya arenaria* in the Saguenay fjord (Canada) : a consequence of endocrine disruptors ? » Dans : *Comparative Biochemistry and Physiology Part C : Toxicology & Pharmacology* 131 (4), p. 457–467.
- GEFFARD, O., H. BUDZINSKI et E. HIS (2002). « The Effects of Elutriates from PAH and Heavy Metal Polluted Sediments on *Crassostrea gigas* (Thunberg) Embryogenesis, Larval Growth and Bio-accumulation by the Larvae of Pollutants from Sedimentary Origin ». Dans : *Ecotoxicology* 11 (6), p. 403–416.
- GILLIERS, C., O. LE PAPE, Y. DÉSAUNAY, J. MORIN, D. GUÉRAULT et R. AMARA (août 2006). « Are growth and density quantitative indicators of essential fish habitat quality ? An application to the common sole *Solea solea* nursery grounds ». Dans : *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69 (1–2), p. 96–106.
- GUO, X., D. HEDGECOCK, W. K. HERSHBERGER, K. COOPER et J. STANDISH K. ALLEN (1998). « Genetic Determinants of Protandric Sex in the Pacific Oyster, *Crassostrea gigas* Thunberg ». Dans : *Evolution* 52 (2), p. 394–402.
- HARTIGAN, J. A. et M. A. WONG (1979). « Algorithm AS 136 : A K-Means Clustering Algorithm ». Dans : *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)* 28 (1), p. 100–108.
- HIS, E., G. TIGE et K. A. RABOUIN (1978). *Mytilicola orientalis* Mori : son action sur les huîtres du bassin d'Arcachon au cours de l'été et de l'automne 1977. Note. CIEM.
- HIS, E. (1976). « Contribution à l'étude biologique de l'Huître dans le Bassin d'Arcachon, activité valvaire de *Crassostrea angulata* et de *Crassostrea gigas*; application à l'étude de la reproduction de l'Huître Japonaise ». Thèse de doct. Université de Bordeaux 1.
- HIS, E. (1977). *Observations relatives à l'infestation de Crassostrea gigas Thunberg par le copépode parasite Mytilicola orientalis Mori dans le Bassin d'Arcachon*. Note. CIEM.
- HIS, E. et R. ROBERT (1985). « Développement des véligères de *Crassostrea gigas* dans le bassin d'arcachon - Etudes sur les mortalités larvaires ». Dans : *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* 47 (1–2), p. 63–88.
- HIS, E., D. MAURER et R. ROBERT (1986). « Observations complémentaires sur les causes possibles des anomalies de la reproduction de *Crassostrea gigas* (Thunberg) dans le bassin d'arcachon ». Dans : *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* 48 (1 & 2), p. 45–54.
- JEONG, W.-g. et S.-m. CHO (jan. 2005). « The effects of polycyclic aromatic hydrocarbon exposure on the fertilization and larval development of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* ». Dans : *Journal of Shellfish Research* 24 (1), p. 209–213.
- KANTIN, R. et al. (2013). *Qualité du Milieu Marin Littoral Bulletin de la surveillance 2012. Départements : Gironde, Landes, Pyrénées Atlantiques*. Rapport. 127 p. Ifremer.
- LAFON, V. (2012). *Cartographie de la limite inférieure du schorre, des champs d'huîtres et des lacs de tonne par télédétection*. Rapport. 52 p. Agence des Aires Marines protégées CREOCEAN.
- LAWRENCE, D. et G. SCOTT (1982). « The determination and use of condition index of oysters ». Dans : *Estuaries and Coasts* 5 (1), p. 23–27.
- LE DANTEC, J. (1968). « Ecologie et reproduction de l'huître portugaise (*Crassostrea angulata* Lamarck) dans le bassin d'Arcachon et sur la rive gauche de la

- Gironde ». Dans : *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* 32 (3), p. 237–362.
- LEWIS, C. et A. T. FORD (sept. 2012). « Infertility in male aquatic invertebrates : A review ». Dans : *Aquatic Toxicology* 120-121 (0), p. 79–89.
- LYONS, B., C. PASCOE et I. MCFADZEN (sept. 2002). « Phototoxicity of pyrene and benzo[a]pyrene to embryo-larval stages of the pacific oyster *Crassostrea gigas* ». Dans : *Marine Environmental Research* 54 (3–5), p. 627–631.
- MAI, H., B. MORIN et J. CACHOT (2013a). « Toxic effects of copper and cadmium on fertilization potency of gametes of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) ». Dans : *Journal of Xenobiotics* 3 (1S), e9.
- MAI, H., J. CACHOT, J. BRUNE, O. GEFFARD, A. BELLES, H. BUDZINSKI et B. MORIN (déc. 2012). « Embryotoxic and genotoxic effects of heavy metals and pesticides on early life stages of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) ». Dans : *Marine Pollution Bulletin* 64 (12), p. 2663–2670.
- MAI, H., P. GONZALEZ, P. PARDON, N. TAPIE, H. BUDZINSKI, J. CACHOT et B. MORIN (2013b). « Comparative responses of sperm cells and embryos of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) to exposure to metolachlor and its degradation products ». Dans : *Aquatic Toxicology* article accepté.
- MAI, H., B. MORIN, H. BUDZINSKI et J. CACHOT (2013c). « Environmental concentrations of irgarol, diuron and S-metolachlor induce deleterious effects on gametes and embryos of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* ». Dans : *Marine Environmental Research* sous presse.
- MANAUD, F. et al. (1997). *Etude intégrée du bassin d'Arcachon - tome 2*. Rapport. 301 p. Ifremer.
- MARTEIL, L. (1976). « La conchyliculture française - Biologie de l'huître et de la moule ». Dans : *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* 40 (2), p. 149–346.
- MASSAPINA, C., S. JOAQUIM, D. MATIAS et N. DEVAUCHELLE (1999). « Oocyte and embryo quality in *Crassostrea gigas* (Portuguese strain) during a spawning period in Algarve, South Portugal ». Dans : *Aquatic Living Resources* 12 (5), p. 327–333.
- MAURER, D. (1989). *Approche des relations entre la croissance de l'huître *Crassostrea gigas* et le milieu dans le bassin d'Arcachon*. Rapport. 51 p. Ifremer.
- MAURER, D. et al. (2011). *Reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon - Année 2011*. Rapport. 61 p. Ifremer.
- MAURER, D. et al. (2013). *Reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon - Année 2013*. Rapport. 60 p. Ifremer.
- PEACHEY, R. B. (fév. 2005). « The synergism between hydrocarbon pollutants and UV radiation : a potential link between coastal pollution and larval mortality ». Dans : *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 315 (1), p. 103–114.
- PLUS, M., F. DUMAS, J.-Y. STANISIÈRE et D. MAURER (2009). « Hydrodynamic characterization of the Arcachon Bay, using model-derived descriptors ». Dans : *Continental Shelf Research* 29, p. 1008–1013.
- PLUS, M., D. MAURER, J.-Y. STANISIÈRE et F. DUMAS (2006). *Caractérisation des composantes hydrodynamiques d'une lagune mésotidale, le Bassin d'Arcachon*. Rapport. 54 p. Ifremer.
- PLUS, M. et al. (avr. 2010). « Long-term evolution (1988-2008) of *Zostera* spp. meadows in Arcachon Bay (Bay of Biscay) ». Dans : *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87 (2), p. 357–366.

- POUVREAU, S. et al. (2012). *Observer, Analyser et Gérer la variabilité de la reproduction et du recrutement de l'huître creuse en France : Le Réseau Velyger. Rapport annuel 2011*. Rapport. 60 p. Ifremer.
- POUVREAU, S. et al. (mar. 2013). *Observer, Analyser et Gérer la variabilité de la reproduction et du recrutement 2011 huître creuse en France : Le Réseau Velyger. Rapport annuel 2012*. Rapport. 55 p. Ifremer.
- POUVREAU, S. et al. (2014). *Observer, Analyser et Gérer la variabilité de la reproduction et du recrutement de l'huître creuse en France : Le Réseau Velyger. Rapport annuel 2013*. Rapport sous presse. Ifremer.
- RNO (2006). *Surveillance du Milieu Marin. Travaux du RNO. Edition 2006*. Rapport. 56 p. Ifremer et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.
- ROUBEIX, V., V. FAUVELLE, J. TISON-ROSEBERY, N. MAZZELLA, M. COSTE et F. DELMAS (2012). « Assessing the impact of chloroacetanilide herbicides and their metabolites on periphyton in the Leyre River (SW France) via short term growth inhibition tests on autochthonous diatoms ». Dans : *Journal of Environmental Monitoring* 14 (6), p. 1655–1663.
- SANCHEZ, F., N. CAILL-MILLY, M.-N. DE CASAMAJOR, M. LISSARDY, C. BINIAS et N. BRU (2013). *Campagne d'évaluation du stock de palourdes du bassin d'Arcachon. Année 2012*. Rapport. Ifremer.
- SCOURZIC, T. et al. (2012). *Estimation du stock d'huîtres sauvages et en élevage dans le Bassin d'Arcachon*. Rapport. AAMP & Oceanide.
- TEAM, R. C. (2013). *R : A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- TU DO, V., X. de MONTAUDOUIN, N. LAVESQUE, H. BLANCHET et H. GUYARD (déc. 2011). « Seagrass colonization : Knock-on effects on zoobenthic community, populations and individual health ». Dans : *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95 (4), p. 458–469.
- TU DO, V. (2012). « Evolution et santé des herbiers à *Zostera noltii* dans le bassin d'Arcachon à travers la dynamique de la macrofaune benthique associée ». Thèse de doct. Université de Bordeaux 1.

Résumé

De 2009 à 2011, le captage à Arcachon fut particulièrement mauvais. Des pontes tardives associées à de faibles quantités de larves “petites” indiquaient un problème probablement au niveau de la maturation ou de la ponte. Le programme FéLiBA consiste en un zoom, pour l’année 2013, sur la **F**écondité des huîtres creuses en **L**ien avec la qualité de l’eau du **B**assin d’Arcachon. Ce programme s’est traduit par différentes actions de terrain. Tout d’abord, la maturation des huîtres issues du captage d’Arcachon ou de Marennes-Oléron a été suivie à Arcachon (site du Tès) et comparée avec celle de la Rade de Brest (pointe du Château) au cours de l’année 2013. Puis, un bilan de la maturation des huîtres sauvages d’Arcachon a été établi fin juin 2013. La ponte a également été surveillée dans le bassin d’Arcachon à l’aide d’un observatoire participatif impliquant les professionnels. Enfin, des simulations de dispersion larvaire ont été réalisées de manière à évaluer les contributions potentielles des différents bancs au captage, en fonction de leur localisation géographique.

Les comparaisons de différents lots de captage montrent que le captage du bassin d’Arcachon réagit de la même manière que celui de Marennes-Oléron, c’est à dire qu’il présente une croissance et une maturation faible à Arcachon mais forte en Rade de Brest. Ce contraste important met en avant les différences de disponibilité, voire de qualité, de la nourriture entre les deux sites mais réfute l’hypothèse d’une incapacité des huîtres originaires d’Arcachon à présenter de bonnes performances de croissance. L’étude spatiale de la maturation des huîtres sauvages en 2013 permet d’établir que les huîtres sauvages ont mûri normalement et ne présentent pas d’infections visibles par des parasites. Les données de 2011, obtenues plus précocement dans l’année, présentent des taux élevés d’huîtres non fécondes mais ne permettent pas de conclure sur la maturation au terme de l’été. Un gradient zones internes - zones océaniques apparaît également sur les réserves, l’infestation par le *Polydora* et l’indice de condition. Ce gradient suit une ligne sud-est nord-ouest lorsque l’indice de condition est corrigé de l’altitude et du temps de renouvellement local. Un gradient similaire est retrouvé dans la taille maximale des huîtres. La ponte 2013 reste tardive, avec, comme en 2012, une première ponte partielle fin juillet et une ponte totale à la mi-août. Certaines huîtres n’avaient toutefois pas pondu début septembre dans le sud-est du bassin d’Arcachon lors de ces deux années. Les résultats des simulations de la dispersion larvaire pointent l’importance des zones internes du Bassin et particulièrement de la zone du sud-est pour leur contribution au captage.

L’année 2013 s’est révélée une bonne année pour le captage à Arcachon. Les expérimentations entreprises cette année permettent donc difficilement de statuer sur l’origine des années de mauvais captage. Il apparaît cependant que les observations de retard de ponte, de mauvaise croissance et de faibles indices de condition convergent vers la zone du sud-est du Bassin. Ces éléments pourraient être expliqués facilement par un contaminant ou, plus difficilement, par une modification de la ressource trophique. Le phénomène semble cependant marquer le pas pour l’année 2013, qui retrouve de fortes concentrations de larves petites et un captage plus important à l’est. Une surveillance minimale de la zone du sud-est du bassin d’Arcachon est suggérée pour avoir des informations au cas où le phénomène de mauvais captage se renouvellerait en 2014.