

Mortalité de *Crassostrea gigas* dans le Bassin de Marennes Oléron. Etude physico chimique du sédiment

Patrick SOLETSCHNIK¹, Vincent BOUCHET^{2,3}, Pascale MALESTROIT¹, Jean-Luc SEUGNET¹, Frédéric BLOUIN¹, Joël RADFORD-KNOERY⁴, Thierry BURGEOT⁴, Pierre Guy SAURIAU.

¹ IFREMER - Laboratoire Environnement et Ressources des Pertuis Charentais- BP. 133 - 17390 LA TREMBLADE

² Centre de Recherche en Ecologie Marine et Aquaculture (UMR 10 CNRS-IFREMER) – place du Séminaire – 17137 L'HOUMEAU

³ Laboratoire d'étude des Bio-Indicateurs Actuels et Fossiles – 2, bd Lavoisier – 49045 ANGERS

⁴ IFREMER- département Biogéochimie et écotoxicologie –, BP 21105, 44311 Nantes



Etude du modèle de mortalité "plat-table" de
C. gigas dans le Bassin de Marennes Oléron.
Etude "Dynamo" du Projet MOREST



A notre collègue et ami Frédéric Blouin,
disparu "sur les routes Océanes",
mais dont le cœur reste à tout jamais
... "à taille d'Océan".

Les auteurs tiennent à remercier le GIRPA d'Angers pour les analyses d'herbicides



Sommaire

RESUME	4
1. INTRODUCTION	5
1-1. INTRODUCTION GENERALE	5
1-2. CONTEXTE DE L'ETUDE	5
2. MATERIEL ET METHODES	8
2-1. SITE D'ETUDE.....	8
2-2. ECHANTILLONNAGES	9
2-3. LES HUITRES. ANALYSES ET MESURES	9
2-4. ETUDE DU SEDIMENT.....	10
2-5. SUIVI DE LA REPARTITION VERTICALE DANS LE SEDIMENT DES FORAMINIFERES BENTHIQUES	14
3. RESULTATS	14
3.1 MORTALITE ET INDICE DE CONDITION DE <i>C. GIGAS</i>	14
3.2 PHYTOBENTHOS ET MATIERE ORGANIQUE DETRITIQUE DU SEDIMENT	15
3.3 ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE	17
3.4 REPARTITION VERTICALE DES FORAMINIFERES DANS LE SEDIMENT	21
4. DISCUSSION-CONCLUSION	23
REFERENCES	28



Résumé

Dans le cadre de l'étude du modèle de mortalité plat-table dans le sud du Bassin de Marennes Oléron, l'hypothèse d'un stress aigu, "ultime" déclencheur des épisodes de mortalité du mois de juin, apparaît comme un résultat de l'étude pluridisciplinaire menée en 2003 (Dynamor). L'objectif en 2004 est de chercher à préciser la nature de ce stress grâce à l'analyse physico-chimique du sédiment (Eh, pH, Sulfure et Azote ammoniacal), la charge en matière organique et chlorophylle *a* en surface du sédiment entre Avril et Juillet. Les herbicides sont par ailleurs mesurés au niveau de la colonne d'eau dans le sud est du bassin (Seudre) durant la même période.

Un pic de mortalité, "précoce" (autour de la 1^{ère} semaine de juin) et "faible" (plus faible mortalité sur ce site atelier depuis 1997) survient quand la température moyenne de l'eau de mer est encore inférieure à 18°C.

L'hypothèse formulée est la suivante : Le flux d'azote ammoniacal se développe à quelques cm dans le sédiment suite à la dégradation de la matière organique. Cette dégradation s'intensifie en mai-juin au cours des épisodes anticycloniques successifs qui réchauffent le sédiment. Aux alentours de 19°C, les processus de dégradation bactériennes de la matière organique piégée dans le sédiment s'accélère brutalement, libérant un flux important d'azote ammoniacal que le microphytobenthos ne parvient plus à consommer totalement. Sous l'action alors probable de l'ion NH₃, le phytoplancton meurt (chute de la chlorophylle *a* qui passe de 300 à 80 mg m⁻²) provoquant ainsi une mini crise dystrophique (ou mini "malalaïgue"!). Un pic de nitrite sera identifié un peu plus tard dans le mois de juin.

Ces processus de dégradation de la matière organique sous action bactérienne sont fortement liés aux conditions thermiques et pourrait expliquer la corrélation établie entre la température de 19°C et certains épisodes de mortalité. L'analogie des profils thermiques obtenus à 15cm de profondeur dans le sédiment et à l'étable de pleine mer explique (1) l'orientation de rechercher les causes de mortalité dans la colonne d'eau et (2) réoriente maintenant cette recherche vers le sédiment.

Le foraminifère *Ammonia tepida* semble par ailleurs constituer un excellent marqueur durant cette période sensible. Le relargage important de NH₃ pourrait constituer l'ultime stress provoquant l'épisode de mortalité affectant les cheptels en élevage à proximité du sédiment. Ce résultat demande à être confirmé.

Cette disparition brutale du phytobenthos (estimé par la chlorophylle *a*) sur la vasière de ce site atelier est également concomitante avec un pic de glyphosate identifié dans la colonne d'eau durant la deuxième semaine du mois de Juin; glyphosate dont les produits de dégradation se retrouvent également dans l'eau interstitielle des sédiments du sud du Bassin de Marennes Oléron. Si la relation de cause à effet entre disparition de la ressource trophique et présence d'herbicides dans la colonne d'eau et le sédiment du sud bassin doit être précisée (ces concentrations > 1 µg L⁻¹ ont-elles un effet dans l'environnement ?), la concordance des faits est également un résultat qui doit être discuté.



1. Introduction

1-1. Introduction générale

Le bassin de Marennes-Oléron est situé sur la côte atlantique française, entre la Rochelle et Marennes. Ses 150 km² de superficie sont limités au Nord par l'estuaire de la Charente, au Sud par celui de la Seudre, à l'Est par le continent, et à l'Ouest par l'île d'Oléron. C'est un site traditionnel de culture d'huîtres depuis des centaines d'années. Sa production annuelle, de près de 40 000 tonnes (25 % de la production nationale) la place au premier rang des bassins ostréicoles européens.

L'huître japonaise (*Crassostrea gigas*) a été introduite massivement en France afin de remplacer l'huître portugaise (*Crassostrea angulata*) décimée par la *bonamiose* en 1970 (Heral, 1989). De bonnes performances de croissance et le succès du captage sur la côte atlantique française traduisent la réussite de l'implantation de cette espèce dont la production atteint 80 000 tonnes en 1976 (Grizel, Heral, 1991). En France, des mortalités importantes (> 30 %) apparaissent depuis le début des années 1980 sur divers sites ostréicoles comme le Bassin d'Arcachon (Maurer et al., 1986) en 1982-1983, le Bassin de Marennes Oléron en 1988, juin 1993 et de nombreux sites bretons et normands en 1994-95. La mortalité affecte plus les élevages "à plat" (au sol) que les élevages sur table.

Devant la récurrence des épisodes de mortalité dans différentes régions ostréicoles (façades manche et atlantique), un programme national d'étude impliquant une 20^{aine} de partenaires (professionnels, Universités et laboratoires Ifremer) prend naissance en 2001. L'objectif du défi MOREST (MORTalités ESTivales) est d'étudier cette problématique en multi disciplinarité, en laboratoires et sur 3 sites ateliers en Manche, Bretagne sud et dans le Bassin de Marennes Oléron.

L'étude présentée dans ce rapport trouve sa place dans un contexte de recherche engagée depuis des années sur la problématique de la mortalité de *Crassostrea gigas* dans le Bassin de Marennes Oléron (Lodato, 1997; Gouletquer et al., 1998; Soletchnik et al., 1998). Cette recherche s'est intensifiée à partir de 2001 grâce au programme MOREST pour lequel le Bassin de Marennes Oléron est un site atelier. Des expérimentations conduites avec de nombreuses équipes thématiques (Dynamo, DynamoR) se sont développées en 2002 et 2003 sur l'étude spécifique de ce modèle mortalité "plat-table" à l'échelle régionale.

1-2. Contexte de l'étude

Depuis la création du site atelier en 1996, les résultats montrent, chaque année une mortalité supérieure de 15-20% pour les élevages à "plat"¹ (Figure 1).

En 2002, un plan d'expérience permet de comparer les performances biologiques et l'activité hémocytaire d'huîtres issues de captage naturel et de triploïdes en élevage à 15 et 70 cm sur le site de Perquis (Figure 2). Le niveau 15cm, à proximité du sédiment constitue l'environnement "à risque" (Soletchnik et al., - sous presse).

¹ Méthode traditionnelle de culture qui consiste à disperser à la fourche les huîtres dans des parcs à plat où elles restent en élevage.



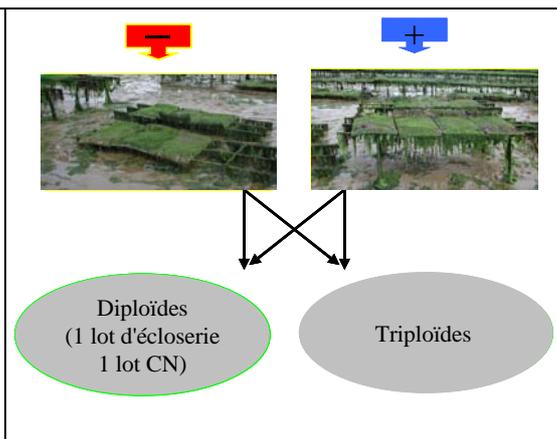
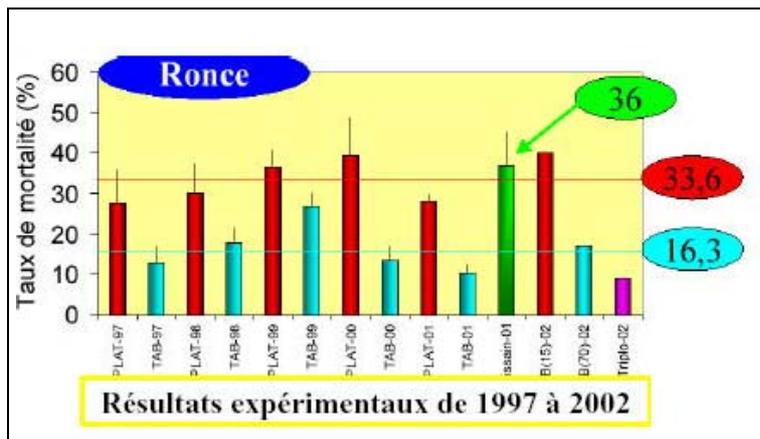


Figure 1. Mortalité comparée des huîtres de 2-3 ans en élevage à plat (histogrammes rouges) et sur table (histogrammes bleus) entre 1997 et 2002 sur le banc de Perquis dans le sud du Bassin de Marennes Oléron2.

Figure 2. Plan d'expérience de mise en élevage (lot d'écloserie, de captage naturel - CN- et de triploïdes) dans le sud du Bassin de Marennes Oléron

Cette première étude met en évidence un dysfonctionnement du système immunitaire (mesuré ici via l'activité de phagocytose) durant la période de mortalité de l'huître, et précise ainsi une des grandes hypothèses du programme Morest (Le Moine et al., 2002).

Le plan d'expérience permet de dissocier la part de mortalité associée à différents "facteurs" : (1) 9% pour la maturation (diplo versus triplo), (2) 22% pour la "proximité" du fond (15cm versus 50cm) et (3) 9% en "bruit" de fond résiduel.

Les agents pathogènes, rejets anthropiques, et environnement dystrophique sont autant de pistes désignées pour l'investigation de 2003 (Figure 3).

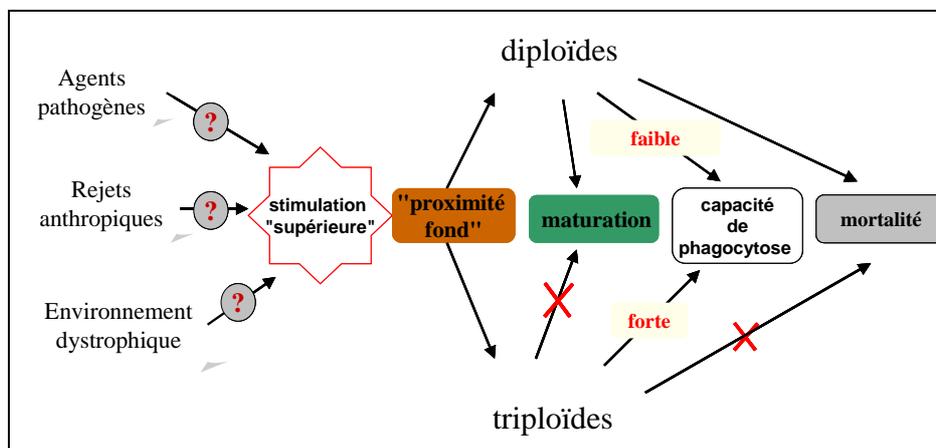


Figure 3 Schéma conceptuel au terme de l'étude 2002 du modèle de mortalité plat-table.

En 2003, l'étude DynamoR implique 14 laboratoires (extérieurs, universitaires et Ifremer) et plus de 20 actions de recherche (Soletchnik et al., 2003). Les causes de mortalité sont recherchées au niveau de l'environnement, et de nombreux bio-indicateurs sont mesurés sur l'huître. Le plan d'expérience développé ressemble à celui de 2002 avec prise en compte de

² La barre "histogramme vert" correspond à la mortalité d'un lot d'huîtres de 1 an



deux cheptels "sensibles" et "résistants" issus du travail de sélection génétique réalisé dans MOREST (Boudry et al., 2004; Degremont et al., 2003).

Une nouvelle fois, le plan d'expérience permet de dissocier les mêmes facteurs influant sur les mortalités.

En 2003, un ensemble d'indicateurs biologiques mesurés entre le mois de mars et le mois de juillet, mettent en évidence une période "sensible" entre le mi-mai et mi-juin (Burgeot et al., 2003 ; Haure et al., 2003) (Figure 4).

	mars		avril				mai				juin				juillet				août		sept				
	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	
mortalité	20				22			14	26	2	11	16	19	23	26										9
chute de W.M = perte de poids sec																									
profils lipidiques "accidentés"																									
ions de l'hémolymphe - bicarbonates (Ca)																									
ions de l'hémolymphe - potassium																									
protéines de stress - HSP	*							*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
adduits à l'ADN									*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
plage de sensibilité challenges bactériens								16						16		8		16	31						
analyse histologique														16											
activité hématocytaire > immuno -esterases																									
protéines de stress - metallothionéines	?							?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?

Figure 4. Indicateurs biologiques mettant en évidence un dysfonctionnement ou un trouble physiologique entre mi-mai et mi-juin sur les huîtres diploïdes en élevage à proximité du sédiment dans le sud du Bassin de Marennes Oléron (Burgeot et al., 2003; Haure et al., 2003).

L'intensité du pic de mortalité à mi-juin (

Figure 5) est bien proportionnelle au temps de "résidence" (1 mois, 15 jours, 3 jours) des huîtres à proximité du sédiment (Figure 6). Les cheptels n'ayant passé que trois jours au niveau 15 cm, ne présentent pas plus de mortalité que les cheptels en élevage à 70 cm. Ces résultats montrent bien l'importance de la "durée" dans la fragilisation de l'huître et sont bien en accord avec l'hypothèse d'un stress chronique de "proximité du sédiment" (Figure 4).

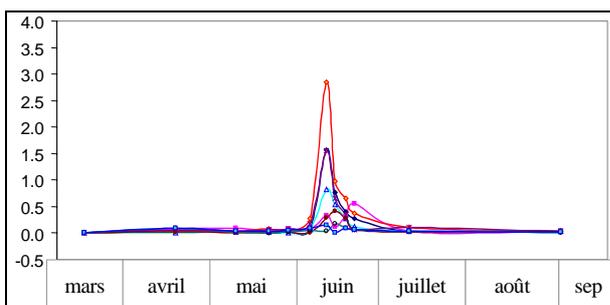


Figure 5. Mortalité des diploïdes de *C. gigas* au cours d'un élevage entre mars et septembre 2003.

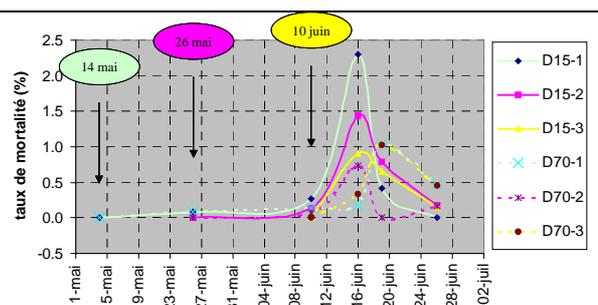
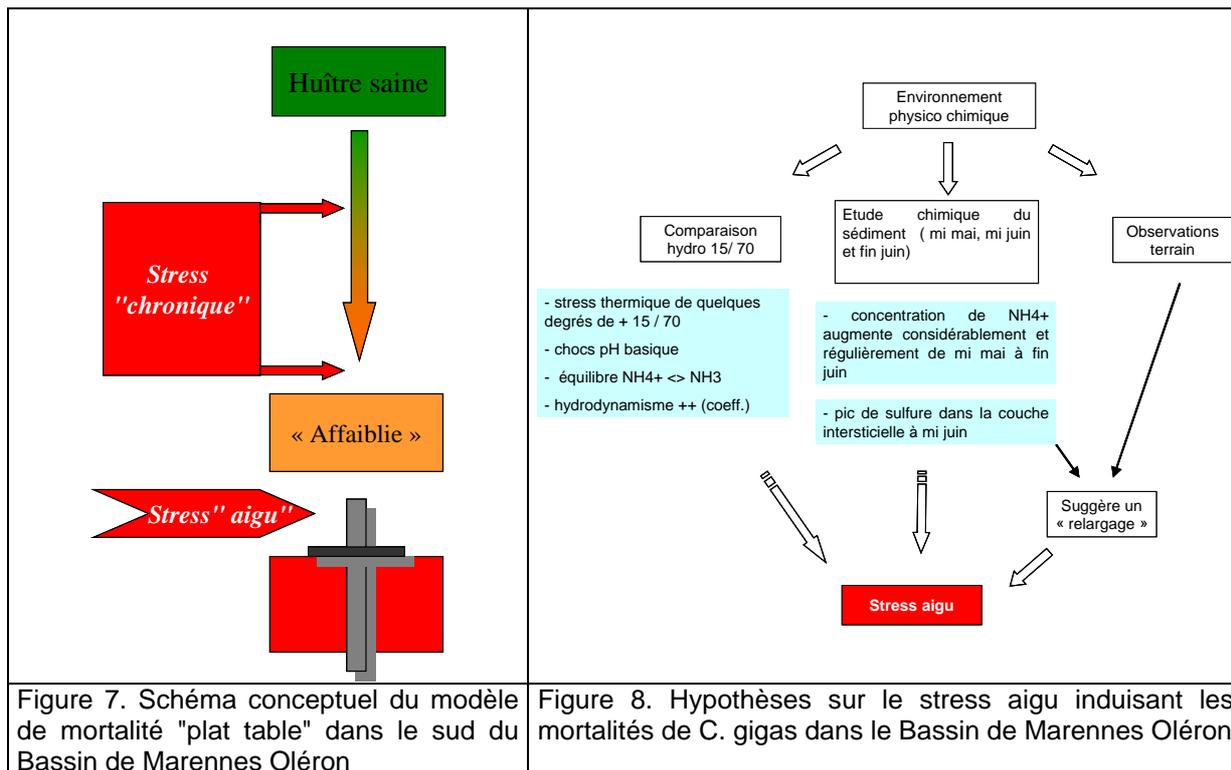


Figure 6. Mortalité comparée des huîtres ayant séjournées 1 mois (vert), 15 jours (rose) ou quelques jours seulement (jaune) à proximité du fond (condition 15 cm).

Faisant suite à cette période de stress chronique, l'épisode de mortalité survient sur une période de quelques jours. La "soudaineté" et la simultanéité de l'épisode mortalité pour l'ensemble des cheptels en élevage laisse à penser qu'un stress aigu doit intervenir pour provoquer cette crise (Figure 7).





L'objet de la présente étude est donc de tenter de comprendre quel(s) facteur(s) environnementaux peuvent contribuer à ce stress et provoquer finalement l'épisode "aigu" de mortalité rencontré dans l'étude du modèle de mortalité "plat table" de *C. gigas* dans le Bassin de Marennes Oléron (Figure 8).

2. Matériel et Méthodes

2-1. Site d'étude

Le banc de Perquis à Ronces les Bains (Figure 9) a été choisi pour réaliser cette étude. L'ostréiculture sur table y est pratiquée intensément. Le Laboratoire Environnement Ressource des Pertuis Charentais (LERPC) y dispose d'une concession dont l'accès est facile et rapide par bateau.





Figure 9. Carte et photo du site d'étude : le banc de Perquis à Ronce-les-Bains (Charente-Maritime, France)

2-2. Echantillonnages

L'étude 2004 est centrée sur la période critique qui affecte les élevages (fin mai et début juin). Deux points "début et fin" sont pris en compte en avril et août pour "encadrer" l'étude (Tableau 1).

Tableau 1: Calendrier des prélèvements sur le site d'étude (paramètres physico-chimiques sur la première ligne et foraminifères "F" sur la seconde ligne)

AVRIL			MAI			JUN			JUILLET			AOUT		
		22	6		25	9	14	22	1			4		
		F			F	F		F				F		

Pour les paramètres physico-chimiques du sédiment, le premier prélèvement a été réalisé en avril avant le début présumé de la mortalité, le pas de temps a ensuite été ramené à un prélèvement tous les quinze jours en mai puis 5 jours en juin afin de suivre au plus près le stress chez l'huître. Enfin, un dernier échantillonnage a été réalisé au mois d'août après la fin de la saison de mortalité.

Pour les foraminifères, il y a un prélèvement avant et après la période critique et un resserrement du pas de temps à 15 jours d'échantillonnage durant celle-ci.

2-3. Les huîtres. Analyses et mesures

Le lot d'huîtres utilisé dans cette expérimentation provient de captage naturel et pré grossissement dans le Bassin de Mareennes Oléron. Les huîtres ont donc un an et demi en début d'expérimentation en mars 2004. Les huîtres sont mises en poches ostréicoles selon des conditions standard de 200 huîtres par poche sur tables ostréicoles de 15 et 70 cm de hauteur (Soletchnik et al., 1999). Trois poches servent pour le contrôle de mortalité des huîtres sur le



terrain, et quelques autres sont utilisées pour les prélèvements de 30 huîtres par condition (15 et 70 cm), à chaque échantillonnage (Madec, 2002).

Au laboratoire, ces échantillons de 30 huîtres servent aux mesures de biométrie : (1) mesure des poids secs lyophilisés et (2) poids de coquilles sèches.

L'indice de condition (ou "remplissage") Walne et Mann est une variable secondaire obtenue par le calcul suivant :

$$\text{Indice de Walne et Mann} = [\text{Poids sec} / \text{poids de coquille}] \times 1000$$

2-4. Etude du sédiment

Les paramètres physico-chimiques importants pour la compréhension des processus géochimiques et biologiques susceptibles d'influer sur les mortalités, sont mesurés en bordure des tables ostréicoles (Figure 9).

➤ pH, Eh

Température, pH et potentiel d'oxydoréduction sont mesurés in situ à 1 cm et 4 cm de profondeur lors de chaque sortie, au moyen d'une sonde étanche cyberscan pH 300 de EUTECH instruments. Des sondes enregistrent la température tout au long de l'étude à trois niveaux : +15 cm, 0 cm et -15 cm (pas d'enregistrement de 15 min).

➤ température

La **température** est mesurée au moyen de sondes thermiques (marque Stowaway Tidbit) enfouies dans le sédiments et en surface. Deux sondes sont mises en place à chaque niveau par sécurité (Figure 10).



Figure 10. Sondes thermiques mises en place sur une perche, et positionnées en surface et à 15 cm dans le sédiment (2 sondes par niveau).



➤ Matière organique particulaire

• Prélèvement

Les prélèvements sont fait dans les 15 premiers cm par carottage. Les échantillons sont prélevés délicatement afin de ne pas provoquer de perturbation à l'interface eau/sédiment. A l'aide d'un poussoir, on récupère ensuite les différentes tranches 0-1 cm, 1-2 cm, 2-4 cm, 4-8 cm, 8-16 cm.

• Stockage

De retour au laboratoire, les échantillons sont stockés à température ambiante pour une analyse différée de quelques heures. Au delà, ils sont conservés jusqu'au lendemain au réfrigérateur.

• Dosage de la matière organique du sédiment par perte au feu

Les échantillons homogénéisés sont disposés dans des creusets et placés à l'étuve pendant quelques jours avant d'être calcinés dans un four à moufle. A chaque étape, des pesées sont effectuées afin de calculer la teneur en eau de l'échantillon et la matière organique.

• Le calcul est le suivant :

$$\text{teneur en eau (\%)} = ((p2-p3)/(p2-p1))*100$$

$$\text{MO} = ((p3-p4)/(p3-p1))*100$$

➤ Chlorophylle a

• Prélèvement

Le prélèvement du sédiment se fait dans les premiers cm par "microcarottage" à l'aide d'une seringue de ~50 ml coupée à son extrémité. Les échantillons sont prélevés délicatement afin de ne pas provoquer de perturbation à l'interface eau/sédiment. Les premiers centimètres de la carotte sont ensuite récupérés et placés dans des pots à sédiment, à l'abris de la lumière.

• Préparation et stockage

De retour au laboratoire, les échantillons sont congelés à -20°C en attendant leur analyse.

• Traitement des échantillons

La veille des analyses les échantillons sont décongelés puis pesés avant de prélever un sous échantillon pour lyophilisation. Les échantillons lyophilisés (à nouveau pesés) sont ensuite broyés dans un mortier pour homogénéisation avant de prélever les 50 à 100 mg de sédiment qui serviront au dosage de chlorophylle a, à l'acétone. Les mesures sont ensuite effectuées avec un fluorimètre.

• Le calcul est le suivant :

Concentration en chlorophylle en µg/g de sédiment sec =

$$1/K*(F/Fa \text{ max})/(F/Fa \text{ max} - 1)*(F-Fa)*v/m)* \text{dil.}$$

Concentration réelle in situ en mg/m² sur le 1er cm de sédiment =

$$(\text{chloroa}) * \text{pds séd. sec} * (10000 / \text{surf carotte}) * 1/1000$$



➤ Ammonium et sulfure

- Prélèvement

Le prélèvement se fait dans les premiers centimètres du sédiment. Le carottage est effectué délicatement en appuyant légèrement sur la carotte (Figure 11).



Figure 11 Carottier de prélèvement in situ contenant le sédiment extrait en vue du dosage

- Stockage

De retour au laboratoire, les carottes sont stockées verticalement, à température ambiante (20-25 °C) pendant maximum 24h.

Nb : l'eau interstitielle observée sur le terrain et de retour au labo semble disparaître après une nuit d'attente –passage à travers le sédiment. A l'avenir, le mieux sera si possible d'organiser des prélèvements le matin pour pouvoir traiter les échantillons dès le retour au laboratoire.

- Traitement des échantillons et résultats

Les dosages de l'ammonium et du sulfure sont réalisés sur l'eau interstitielle du sédiment. Un volume d'environ 2-3 mL est extrait à l'aide de rhizons à différents niveaux (dans le cas où le dosage de la teneur en eau et de la matière organique sont effectués en parallèle s'arranger pour que les tranches analysées soient les mêmes) (Figure 12).



Figure 12 Extraction des eaux interstitielles à l'aide de rhizons



Pendant l'extraction de l'eau interstitielle, des solutions étalon de sulfure et d'ammonium sont préparées (Figure 13). L'eau interstitielle de la carotte est ensuite analysée 1) le sulfure 2) l'ammonium, à l'aide des réactifs du kit d'analyses Merck. Après ajout des différents réactifs, les lectures sont effectuées à l'aide d'un Spectrophotomètre. En fonction des résultats des échantillons, une gamme étalon est préparée et les mesures sont réalisées à l'aide des réactifs Merck. On obtient ainsi une droite étalon qui permet de faire la correspondance entre les absorbances mesurées et les concentrations en sulfure ou en ammonium. Les échantillons analysés peuvent alors être situés sur cette droite et interprétés.



Figure 13. Réactifs et exemple de coloration sur les solutions étalons pour le dosage de l'ammonium

➤ Pesticides

La thématique "écotoxicologie" est impliquée depuis 2003 dans l'étude de la mortalité "plat table" dans le sud du Bassin de Marennes Oléron. En 2003, un pic d'Isoproturon ($0,39 \mu\text{g L}^{-1}$) est enregistré entre le 9 et le 13 juin sur le site de Perquis, laissant percevoir la présence de molécules actives appartenant à la famille des phénylurées dans la colonne d'eau au dessus des parcs d'élevage. Rappelons que la concentration létale (LC50) de l'isoproturon pour les larves d'huîtres *Crassostrea gigas* est 1000 fois supérieure à $0,37 \text{ mg.L}^{-1}$ (His et Seaman, 1993) . Un des objectifs de 2004 était de confirmer la présence de molécules actives de pesticides pendant la période de gamétogenèse dans la colonne d'eau, et d'étudier le compartiment sédimentaire ainsi que l'eau interstitielle.

La recherche des herbicides porte sur 3 compartiments de l'écosystème : (1), la colonne d'eau, (2) l'eau interstitielle contenue dans les 5 premiers cm de sédiment et (3) le sédiment (molécules adsorbées). La campagne d'échantillonnage de la colonne d'eau est effectuée entre Avril et Juillet. Les échantillons d'un litre sont prélevés chaque jour, du lundi au vendredi. Un échantillon hebdomadaire est constitué en mélangeant les 5 prélèvements de la semaine, de fin Avril à début Juillet. Le sédiment et l'eau interstitielle sont échantillonnés les 25 mai, 9 juin et 22 juin 2004 sur le site de Perquis et en sortie de Seudre (Mus de Loup).

Le GIRPA (Groupement interrégional de recherche sur les produits agropharmaceutiques) d'Angers est le laboratoire en charge de l'analyse chimique des herbicides en sous traitance.



2-5. Suivi de la répartition verticale dans le sédiment des foraminifères benthiques

Des profils verticaux ont été réalisés par carottage de sédiment durant la période d'étude (Figure 14). Le découpage s'effectue à 0-0,5 cm, 0,5-1 cm, 1-3 cm, 3-5 cm et 5-8 cm pour les cinq dates (Tableau 1).



Figure 14. Prélèvements de foraminifères

Les foraminifères sont conservés dans de l'alcool à 70% et colorés au rose bengale pour mettre les individus vivants en évidence. Ils sont ensuite tamisés sur une maille de 50 μm avant d'être extrait à l'aide de trichloréthylène et séchés.

Les comptages et déterminations sont ensuite réalisés sous une loupe binoculaire Leica MZ75. Les échantillons sont ensuite répartis de façon homogène et aléatoire sur une boîte de comptage. Dans une case sélectionnée au hasard, tous les individus vivants et morts ont été comptés et déterminés. Cela a été répété dans plusieurs cases jusqu'à obtenir 150 individus morts. Nous avons ainsi pu déterminer la proportion d'individus vivants dans la population. Les comptages se poursuivent dans d'autres cases en ne prenant en compte que les individus vivants, jusqu'à extraction de 300 individus au total (vivants et morts). Le peuplement vivant, le peuplement total, le peuplement mort et la diversité spécifique sont ainsi connus.

3. Résultats

3.1 Mortalité et indice de condition de *C. gigas*

Au terme de l'élevage entre avril et septembre (6 mois), la mortalité est de $5.66 \% \pm 0.86$ et $14.8 \% \pm 2.93$ respectivement pour les élevage à 70 cm et 15 cm du sédiment. Cette mortalité, bien que relativement faible par rapport aux années précédentes, présente une période de plus forte intensité centrée sur fin mai et début juin, de 0.35-0.45 % de mortalité journalière (Figure 15).

L'indice de qualité de Walne et Mann s'élève de 40 à 50 entre avril et mi juin, et atteint en quelques jours une valeur de près de 70 (le 23 juin), juste après la période de mortalité intense (Figure 15). Une nouvelle fois, la crise de mortalité marque bien la fin d'une période d'"inhibition" de "croissance" (poids sec). La période post mortalité correspond à une période



de reprise de croissance (gonade + soma ?) précédant les pontes. L'évolution de l'indice de Walne et Mann laisse à penser qu'une première ponte partielle se serait produite entre le 23 Juin et le premier Juillet, et une deuxième après le 16 Juillet (Figure 15).

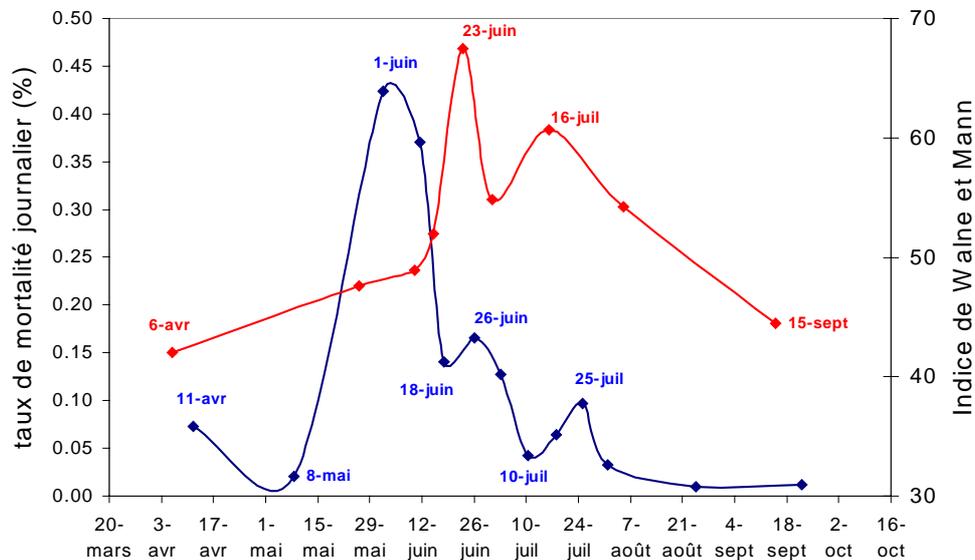


Figure 15. Mortalité journalière (courbe bleue) et indice de Walne et Mann (Poids sec / poids de coquille x1000) (courbe rouge) pour les huîtres élevées à 15cm du sédiment.

3.2 Phytobenthos et matière organique détritique du sédiment

L'espace poral diminue avec la profondeur dans le sédiment. - est d'autant moins riche en eau que la profondeur augmente (Figure 16 a,b). Sur le plan de la saisonnalité, mi juin correspond à la période au cours de laquelle le sédiment est le plus "fluide" (45-50% d'eau) en surface.

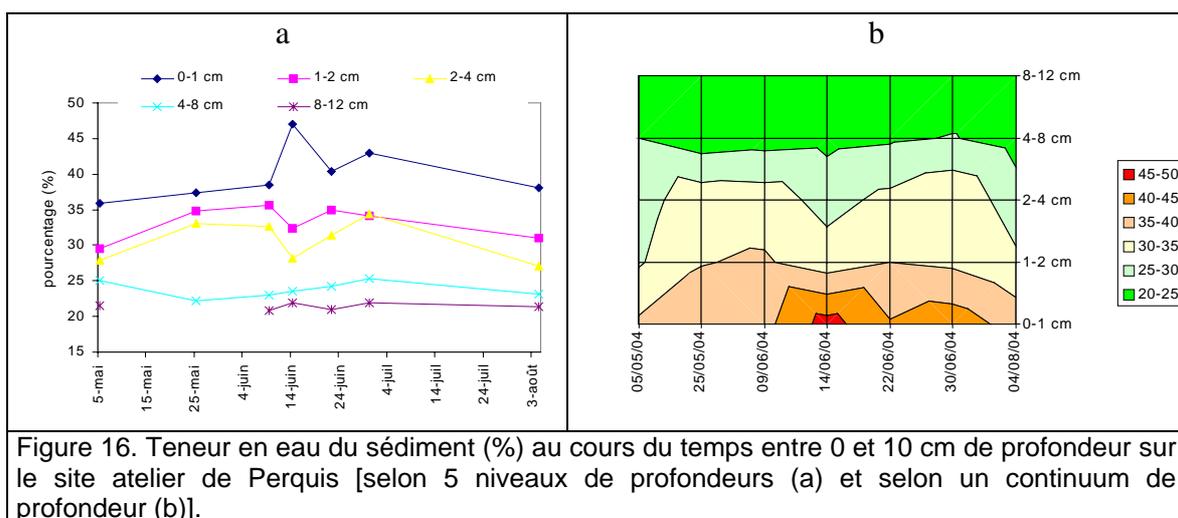
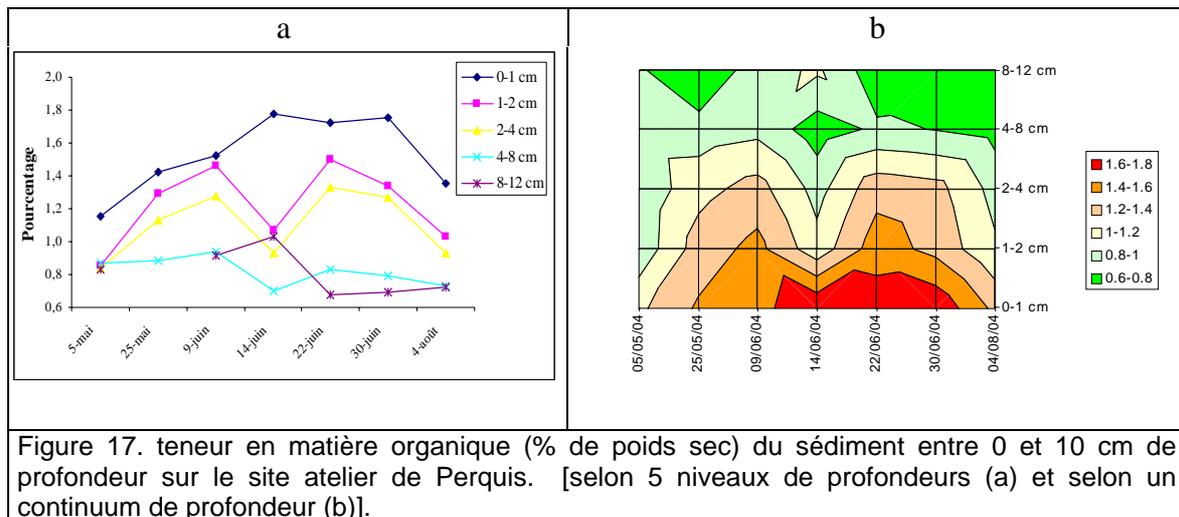


Figure 16. Teneur en eau du sédiment (%) au cours du temps entre 0 et 10 cm de profondeur sur le site atelier de Perquis [selon 5 niveaux de profondeurs (a) et selon un continuum de profondeur (b)].

La teneur en matière organique est également d'autant plus forte que l'on se rapproche de la surface du sédiment (Figure 17a,b). Globalement, après l'observation du pic, on observe une



nette augmentation (jusqu'à un niveau équivalent « avant pic ») de la teneur en matière organique puis elle diminue durant la deuxième quinzaine de juin.



La teneur en **chlorophylle a** en surface du sédiment est de 100-150 mg m⁻² jusqu'à fin mai (2 premiers cm) (Figure 18). Puis cette valeur atteints 300 mg m⁻² le 9 juin, retombe à des valeurs inférieures à 100 à mi juin, pour atteindre ensuite une valeur proche de 400 mg m⁻² en fin juin.

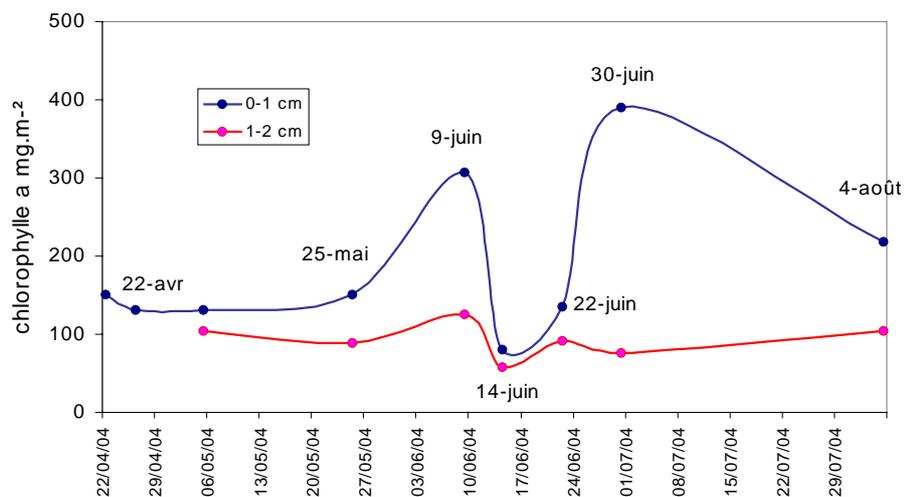


Figure 18. Dosage de la chlorophylle a dans les 2 premiers centimètres du sédiment sur au niveau du site atelier de Perquis.

Ainsi cette période de Juin est elle très nettement marquée par des variations très fortes de la teneur en phytobenthos dans le sédiment superficiel du banc de Perquis, dans le sud du Bassin de Marennes Oléron.



3.3 Etude physico-chimique

➤ température

Contrairement à l'hypothèse testée qui consistait à imaginer le sédiment comme un "accumulateur thermique", les enregistrements le montre en fait comme un milieu "tampon" des variations thermiques ayant lieu à la surface du sédiment ou à 15 cm dans la colonne d'eau, au niveau des cultures d'huîtres (Figure 19). Cette température à 15 cm dans sédiment est en fait très voisine de la température de pleine mer. A l'émersion, les chocs thermiques sont de plus grande amplitude au niveau des poches à 15 cm qu'au niveau de la surface, à la fois en échauffement diurne sous l'action du soleil, qu'en refroidissement nocturne (Figure 20). Ainsi, les températures au niveau des poches à 15cm peuvent atteindre 30-32 °C durant la deuxième 15aine de mai, et ne dépassent pas les 28°C à la surface du sédiment. Au cours de cette 3^{ème} période du moi de mai, la température de la mer est en moyenne de 18-18,5°C (référence la courbe rouge). C'est bien quelques jours après le franchissement de cette température que la mortalité se déclare. Un brutal refroidissement fait ensuite chuter la température à 16-17°C en fin mai - début juin.

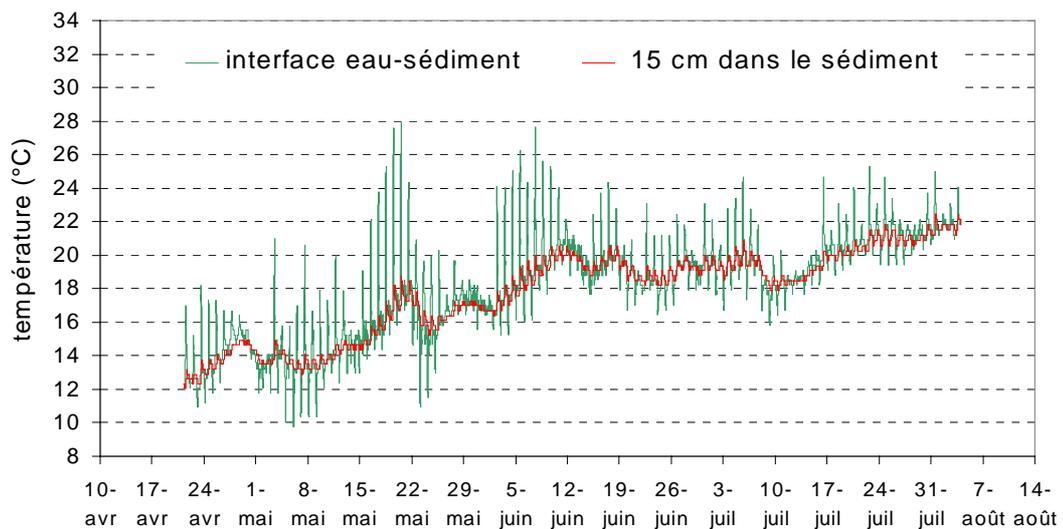


Figure 19. Evolution comparée de la température entre 15 cm de profondeur et la surface du sédiment



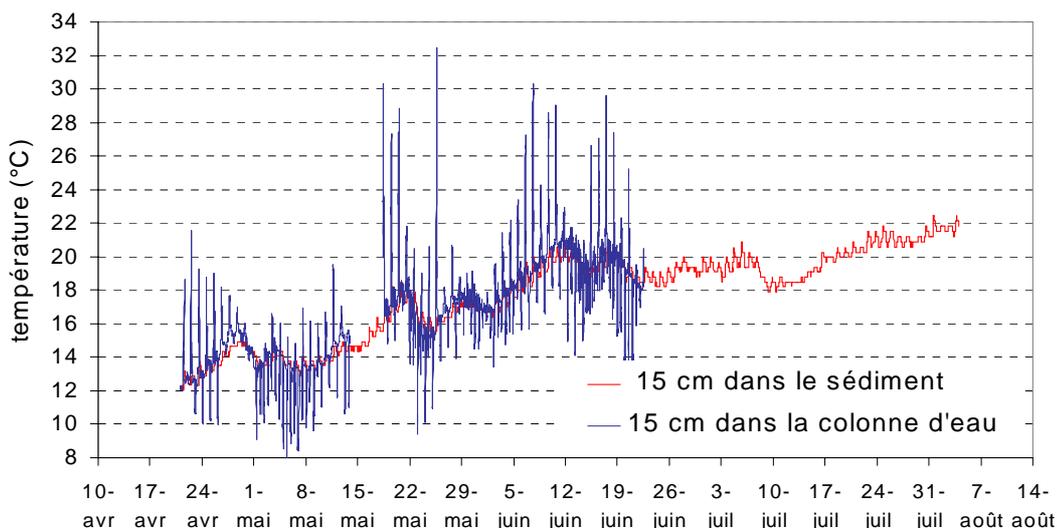


Figure 20. Evolution comparée de la température entre 15 cm dans le sédiment et 15 cm dans la colonne d'eau.

➤ pH, Eh

Le **pH** du sédiment augmente aux deux profondeurs (1 et 4 cm) de fin mai jusqu'au 22 juin, passant de valeurs neutres (environ 7,2) pour les deux profondeurs, à des valeurs plus basiques allant jusqu'à 8 à 4 cm de profondeur (Figure 21a). Les valeurs sont également plus basiques à 4 cm de profondeur par rapport à 1 cm. Le pH est un bon indicateur de l'activité phytobenthique du fait de la modification de l'équilibre acido basique résultant de la production d'oxygène par photosynthèse. En effet, la production de matière organique (production primaire) élève le pH, alors que la dégradation de la MO le diminue. Ainsi, le pH augmente de mai à juin. La chute brutale du phytobenthos en surface du sédiment est même perceptible sur la à mi juin (Figure 21a). Ensuite le pH diminue pour retrouver des valeurs de 7-7,5 en août.

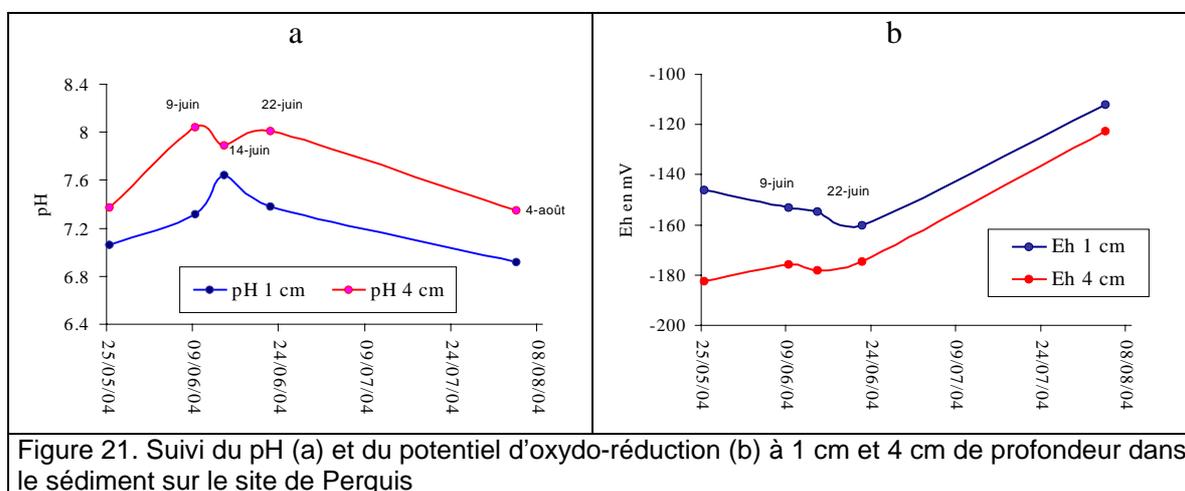


Figure 21. Suivi du pH (a) et du potentiel d'oxydo-réduction (b) à 1 cm et 4 cm de profondeur dans le sédiment sur le site de Perquis



Le **potentiel d'oxydo-réduction** mesuré à 1 cm de profondeur diminue de -146 mV à -182 mV du mois de mai jusqu'au 22 juin. Il reste stable à 4 cm de profondeur (Figure 21b). Cette diminution sensible du potentiel d'oxydo réduction entre mai et juin tend à montrer que la surface du sédiment subit une réduction sensible. Le potentiel d'oxydo réduction remonte ensuite à des valeurs de -120 en août, montrant ainsi une amélioration de la qualité du sédiment superficielle en été, malgré les fortes températures saisonnières.

➤ Azote ammoniacal et sulfures dans le sédiment

Les concentrations en **sulfures** sont assez stables suivant la profondeur tout au long de la période d'étude et restent inférieures à $0,62 \text{ mg L}^{-1}$ dans l'eau interstitielle de la surface du sédiment (Figure 22a). La période de plus forte concentration observée est centrée sur le 1 juillet.

La période critique d'augmentation des concentrations en **azote ammoniacal** est centrée sur la période allant de mi juin à mi juillet. Le pic le plus fort ($1100 \mu\text{M L}^{-1}$ d'eau interstitielle) apparaît le 14 juin entre 8 et 10 cm de profondeur (Figure 22b). Contrairement aux ions sulfures, la couche impactée est plus épaisse (entre 4 et 10 cm de profondeur).

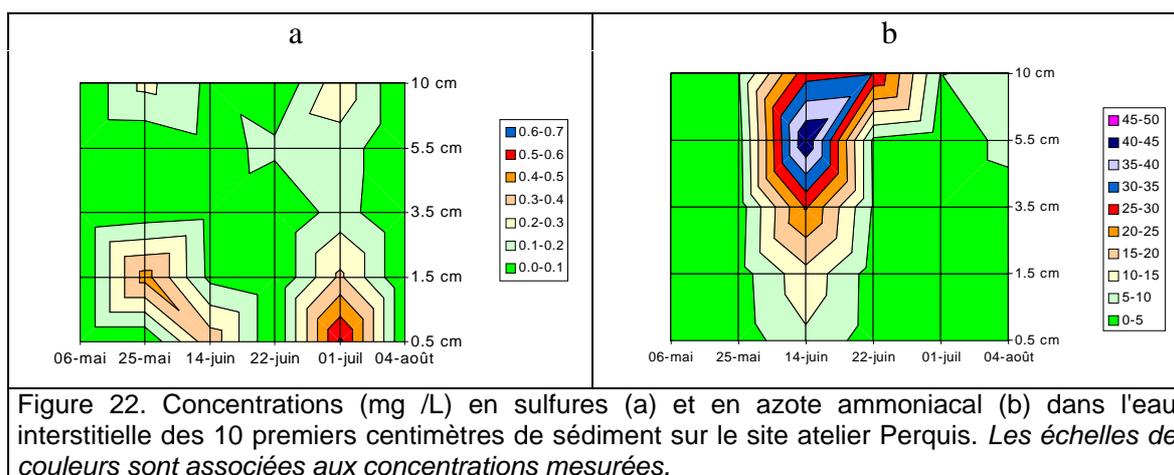


Figure 22. Concentrations (mg /L) en sulfures (a) et en azote ammoniacal (b) dans l'eau interstitielle des 10 premiers centimètres de sédiment sur le site atelier Perquis. Les échelles de couleurs sont associées aux concentrations mesurées.

➤ Sels nutritifs de l'eau interstitielle

Des analyses de sels nutritifs sont effectués à partir de prélèvements d'eau effectués dans des flaques à la surface de la vasière. Cette eau résulte essentiellement du compactage sédimentaire et représente pour l'essentiel de l'eau interstitielle au sédiment.

La forte concentration de nitrates, forme oxydée de l'ammonium, mesurée le 22 juin ($185 \mu\text{moles L}^{-1}$), reflète bien le processus de reminéralisation en cours, consécutive à la chute du bloom de phyto-benthos durant la deuxième semaine du mois de Juin (**Figure 23**).

L'évolution comparée de l'azote ammoniacal et nitré montre que les processus responsables de cette nitrification sont très rapides par rapport à la fréquence d'échantillonnage adoptée, et témoignent ainsi du dynamisme chimique du système. L'absence de variation significative du phosphate est cohérente, avec l'absence de dissolution des oxyhydroxydes de



fer en surface du sédiment, et avec la préservation d'une zone oxygène à l'interface eau-sédiment.

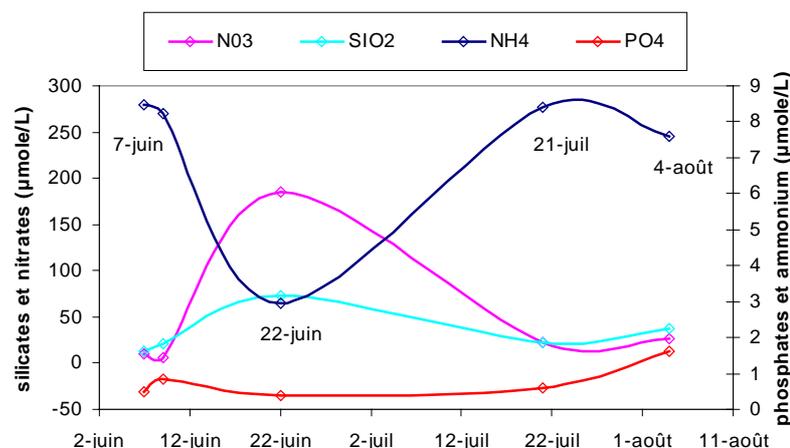


Figure 23. Sels nutritifs dans l'eau de surface du sédiment lors de l'immersion de la vasière.

➤ Pesticides

Le suivi des herbicides en 2004 dans l'estuaire de la Seudre met en évidence la présence de deux matières actives le glyphosate dans l'eau et la trifluraline dans le sédiment. Le glyphosate et son métabolite l'AMPA sont identifiés dans l'eau interstitielle et l'eau superficielle. Le glyphosate (dont le dosage est effectué spécifiquement avec un seuil de détection limite de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$), est faiblement ou pas décelé dans la colonne d'eau entre fin avril et début juillet, sauf entre le 7 et le 18 juin où les concentrations atteignent $1,2 - 1,3 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figure 24). Le glyphosate est décelé à des concentrations de $0,43$ à $0,46 \mu\text{g L}^{-1}$ dans l'eau interstitielle du sédiment les 25 mai, 9 juin et 22 juin. Un de ses métabolites, l'AMPA est également mesuré dans l'eau interstitielle à une concentration de $0,122 \mu\text{g L}^{-1}$ en Juin. Une concentration élevée de glyphosate ($1,2 \mu\text{g.L}^{-1}$) dans l'eau superficielle est donc détectée pendant la période sensible de mortalité du 7 au 18 juin 2004. Sur le plan de la toxicité, un impact sur le développement embryonnaire et l'organogenèse larvaire de coquille Saint-Jacques a été démontré à partir d'une concentration de $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ de glyphosate. Une exposition à $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ de glyphosate favorise une augmentation de la quantité d'œufs non développés et de larves anormales. En milieu contrôlé, une exposition à $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ conduit à un abaissement moyen du taux d'éclosion de 10% et une concentration de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ peut entraîner un abaissement moyen de 47% (Larvor-Cario et al., 2000). Une telle concentration de glyphosate peut donc avoir des effets néfastes sur le recrutement larvaire. L'élévation du glyphosate semble liée à des pratiques agricoles et non agricoles dans les communes bordant le bassin Sud. La combinaison d'épandages agricoles massifs en mai et la préparation de la saison touristique dans les jardins privés et sur le domaine communal pourraient constituer une source d'apports importante et concomitante avec la période active de gamétogenèse de l'Huître. Les flux pourraient provenir des multiples rejets domestiques et des canaux bordants le sud du Bassin de Marennes Oléron.

La trifluraline détectée dans le sédiment (2 à $6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ de poids sec), fait apparaître une contamination chronique du sédiment d'avril à juin. Cette substance active est inscrite dans



les substances prioritaires de la DCE avec une NQE provisoire de $0,03\mu\text{g.l}^{-1}$ (Rapport Framhofer Institute non publié 2005).

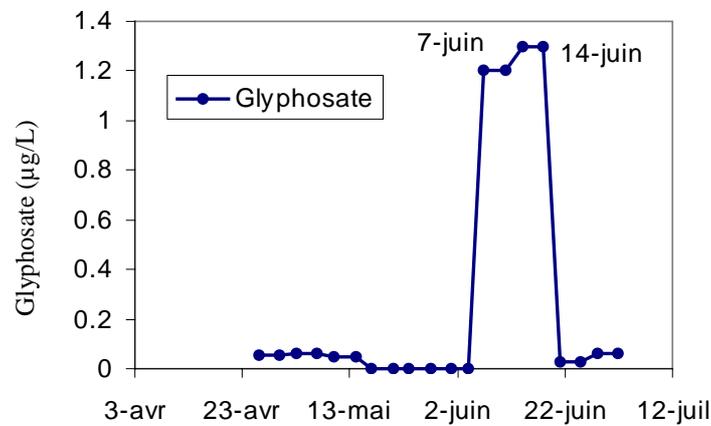


Figure 24. Concentration en Glyphosate ($\mu\text{g L}^{-1}$) dans la colonne d'eau à proximité du site atelier de Perquis

Les pesticides mesurés à Marennes Oléron et appliqués en mélange à une concentration environnementale élevée (concentration cumulées de huit pesticides : $24,5\mu\text{g.l}^{-1}$), entraînent un déséquilibre de la composition floristique du phytoplancton avec principalement l'élimination du groupe des dinoflagellés (Arzul, 2004 com. pers).

3.4 répartition verticale des foraminifères dans le sédiment

Partant du constat que les processus de dégradation de la matière organique dans les sédiments du site de Perquis à Ronce-les-Bains sont particulièrement aigus en juin, il a été fait l'hypothèse que ces changements de propriétés physico-chimiques des sédiments devaient s'accompagner de changements concomitants dans les faunes qu'ils abritent. Le choix s'est porté sur la microfaune des foraminifères, connue pour avoir des temps de renouvellement de générations très courts - mensuels à inframensuels. L'objectif est alors de déterminer quelles espèces de foraminifères peuvent servir de bioindicateurs des conditions physico-chimiques observées.

Les changements physico-chimiques d'avril à juin s'accompagnent d'une diminution de 50% de la proportion d'individus vivants (Figure 25a) et d'une diminution par un facteur 2 en surface du nombre d'espèces vivantes (Figure 25b). Nous observons aussi un décalage temporelle entre le minimum d'individus vivants (9 juin, Figure 25a) et le minimum d'espèces présentes (22 juin, Figure 25b). Il y a naturellement un gradient de ces deux paramètres avec la profondeur, le maximum d'individus et d'espèces vivantes étant récoltées en surface. La présence de foraminifères vivants en profondeur peut être liée soit à des processus physiques de mélange de la colonne sédimentaire, soit à des processus biologiques actifs, comme la bioturbation, et/ou passifs comme la présence de galeries oxygénées créées par la macro faune.



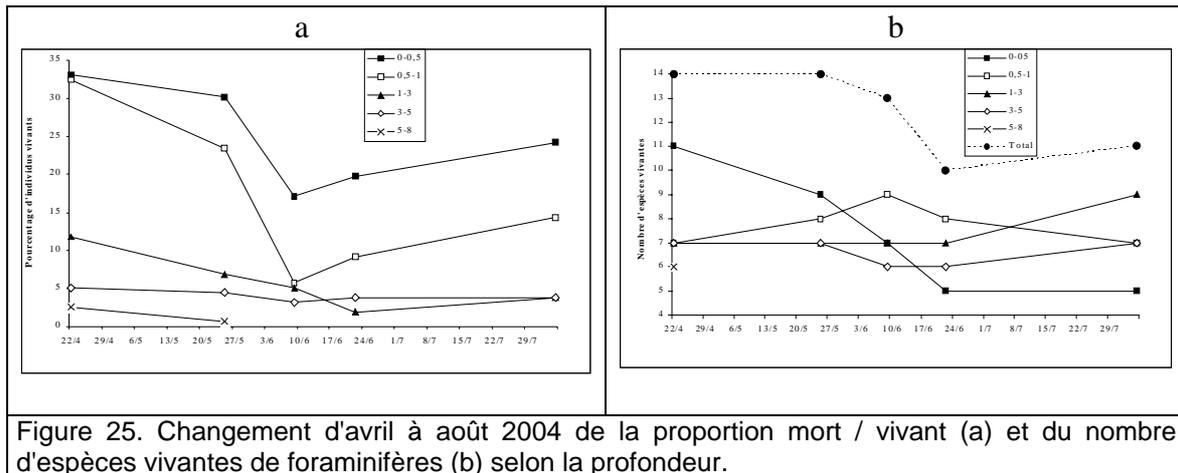


Figure 25. Changement d'avril à août 2004 de la proportion mort / vivant (a) et du nombre d'espèces vivantes de foraminifères (b) selon la profondeur.

Aucune espèce de foraminifères parmi les 11 récoltées le 22 avril (Figure 25b) 1 mois avant le pic de sulfure et d'azote ammoniacale, ne domine réellement le peuplement de foraminifères de surface mais il faut noter que 4 espèces sont mieux représentées : *Haynesina germanica*, *Criboelphidium excavatum*, *Ammonia tepida* et *Brizalina sp.* En profondeur, vers 1-3 cm l'espèce *Criboelphidium guntheri* domine.

En revanche, le peuplement de foraminifères est largement dominé par l'espèce *Ammonia tepida* qui représente, le 22 juin à la date des pics de sulfure et d'azote ammoniacale, près de 80% d'abondances des 3 espèces présentes (Figure 26).



Figure 26. Ammonia tepida

Les paramètres physico-chimiques du sédiment évoluent vers un état réducteur durant la période d'étude, avec comme point culminant la période critique du 9 juin au 30 juin. Simultanément, nous observons une réponse du peuplement vivant de foraminifères à ces conditions. La part d'individus vivants est en baisse sensible et une seule espèce, *Ammonia tepida*, s'avère être une "espèce très tolérante" vis-à-vis d'un environnement défavorable. Ces résultats restent à confirmer par le dépouillement des autres prélèvements et par une analyse plus fine des observations.

Ces premiers résultats indiqueraient la validité de l'hypothèse posée, à savoir que les foraminifères peuvent être utilisés comme bio-indicateurs des changements physico-chimiques des sédiments ostréicoles. Reste à déterminer la typologie des espèces de foraminifères selon un critère de sensibilité et/ou tolérance. En effet, une espèce comme *Ammonia tepida* s'avère a priori être une espèce très "tolérante" vis-à-vis de telles conditions physico-chimiques.



4. Discussion-conclusion

➤ Intensité de la mortalité

La mortalité rencontrée en 2004 à proximité du sédiment est nettement la plus faible rencontrée depuis 1997. L'implication des facteurs reste la même, avec l'essentiel de la mortalité associée à l'interaction "maturation-proximité de fond" (Figure 27).

La mortalité survient toujours en pic aigu (Figure 5) suggérant encore en 2005 l'implication d'un effet stress aigu faisant suite à une période de fragilisation des cheptels. Centrée sur la 3^{ème} semaine de juin en 2001 et 2002, le pic de mortalité s'est progressivement "déporté" vers la 2^{ème} semaine de juin en 2003 et 2004, tout en faiblissant d'intensité.

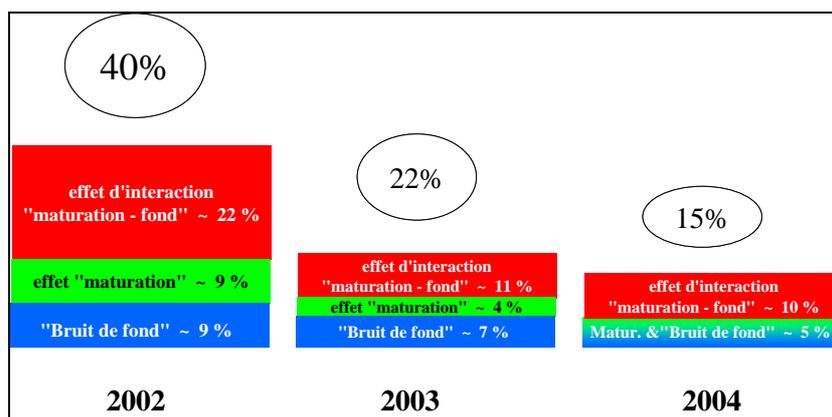


Figure 27. Implication des "facteurs" (1) proximité du fond (rouge), (2) maturation(vert) et (3) bruit de fond (bleu) du modèle de mortalité plat table de C. gigas dans le Bassin de Marennes Oléron entre 2002 et 2004

➤ Saisonnalité de la mortalité et relation avec la température

Les crises de mortalité aiguë ont lieu les 24-28 juin, les 14-18 juin et autour durant la 1^{ère} quinzaine de juin pour les années respectives : 2002, 2003 et 2004. En 2002 et 2003, la mortalité survient bien quelques jours après que la température soit passée au dessus de 19°C. En 2004, le profil thermique mesuré à 15cm dans le sédiment est très proche du profil thermique de l'eau de mer (Figure 28). La température de 19°C est franchie vers le 7-8 Juin. La mortalité survient bien autour de cette période (Figure 29).



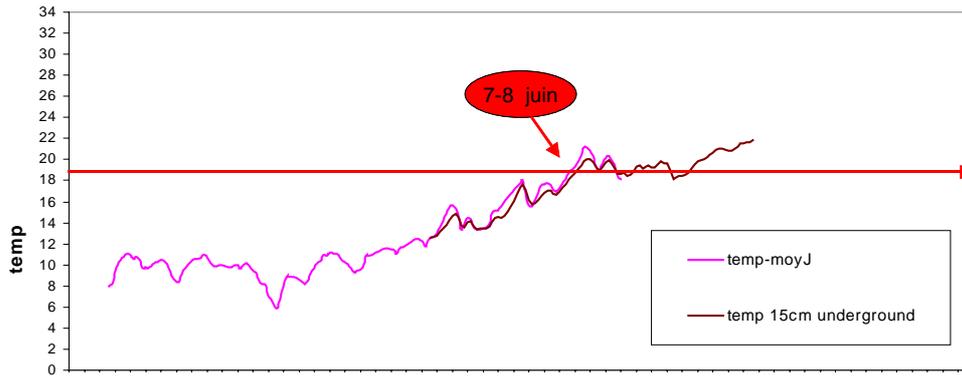


Figure 28. Profils thermiques comparés de la température de l'eau de mer à l'étal de pleine mer (temp-moyJ) et celle mesurée à 15cm dans le sédiment ("underground").

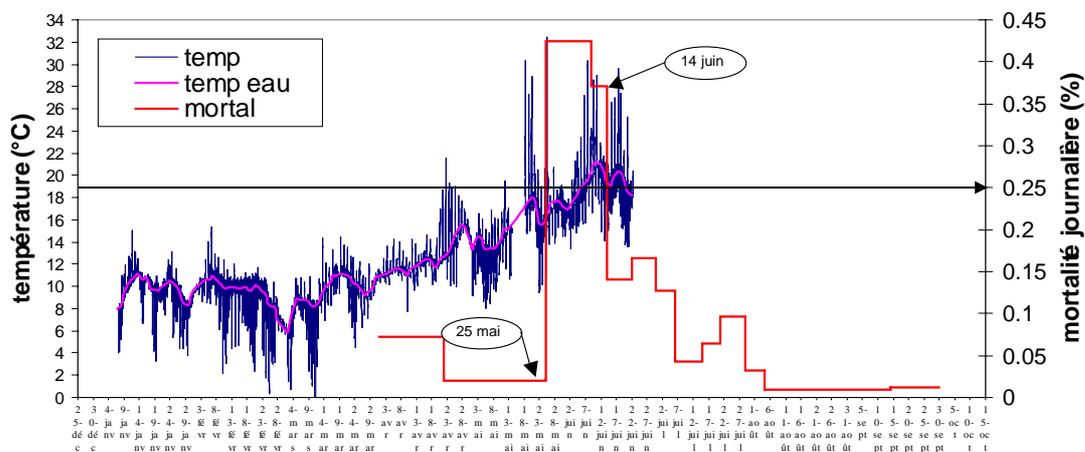


Figure 29. Profil thermique de l'eau de mer et mortalité journalière (%)

➤ Relation avec la ressource trophique

La température et la ressource trophique sont les deux variables "forçantes" qui permettent le mieux d'appréhender les risques "écophysiologiques" que peut rencontrer l'huître en culture. La **chlorophylle a** reste encore le meilleur indicateur pour estimer la ressource trophique des huîtres. Cette chlorophylle a est mesurée plusieurs fois par mois en 2 stations du Bassin de Marennes Oléron (réseau REPHY- Figure 30). De fortes valeurs sur les deux stations attestent bien de la présence de blooms de mars à mai en 2003 dans le Bassin de Marennes Oléron (Figure 30).

Les valeurs moyennes de janvier à juin (hiver et printemps) sont de $4,88 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2003 pour $3,05 \mu\text{g L}^{-1}$ seulement en 2004 sur la station du sud bassin, et $3,46 \mu\text{g L}^{-1}$ contre $2,35 \mu\text{g L}^{-1}$ pour la station Nord, montrant ainsi une diminution de la ressource trophique "apparente" (estimée ici par des mesures de concentrations), de l'ordre de 40% entre 2003 et 2004. L'année 2004 se caractérise également par l'absence de blooms printaniers. Ces résultats conduisent à penser que l'année 2004 a été "pauvre" en ressources phytopélagique en début de printemps. Qu'en est il de la ressource phytobenthique ? ...



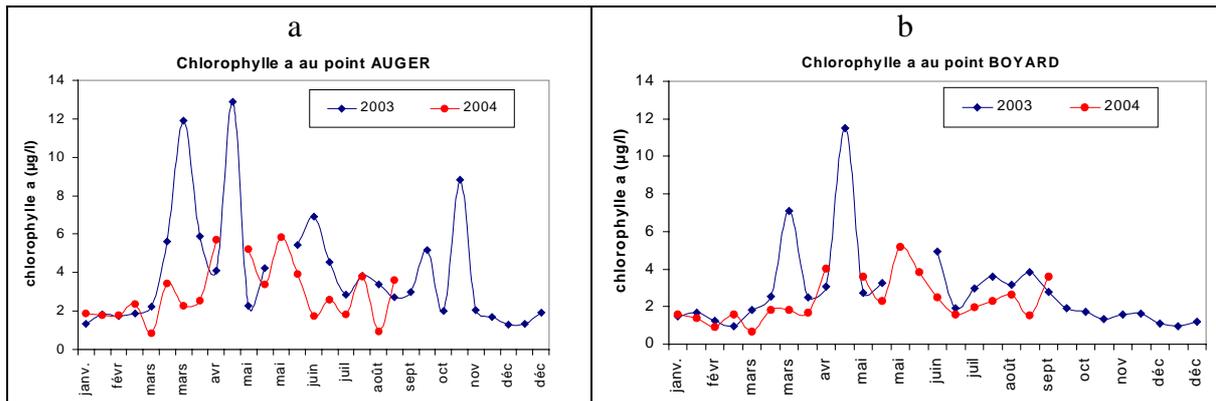


Figure 30. Concentration en chlorophylle a au Nord (a) et au Sud (b) du Bassin de Marennes Oléron en 2004 (comparée à 2003) (données du réseau "Rephy").

➤ Stress aigu ?

La chute brutale des concentrations phytobenthiques dans le sédiment, est concomitante d'une production d'azote ammoniacale violente (processus de dégradation) durant la deuxième semaine du mois de juin (Figure 31).

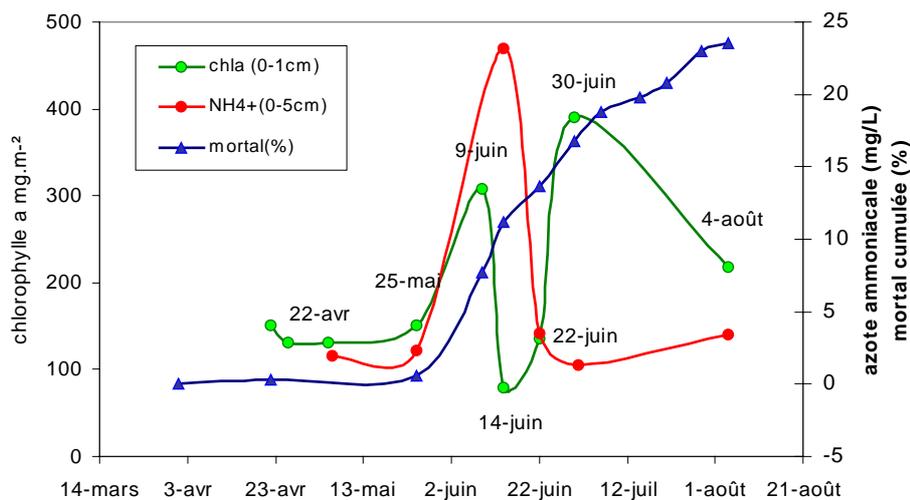


Figure 31. Analyse descriptive de l'évolution de la Chlorophylle a, azote ammoniacale et mortalité .

L'hypothèse actuellement formulée est la suivante : Le flux d'azote ammoniacal se développe à quelques cm dans le sédiment suite à la dégradation de la matière organique. Cette dégradation va en s'intensifiant avec l'élévation progressive de la température du mois de mars jusqu'au mois de juin. Au cours du mois de juin, sous l'action des épisodes successifs anticycloniques qui réchauffent ce sédiment (vague de réchauffement et onde de transmission de la surface vers la profondeur), la matière organique piégée en automne, arrive au stade ultime de dégradation, et un flux important d'azote ammoniacal est alors libéré; flux que ne parvient plus à consommer en surface le microphytobenthos. Sous l'action alors probable de l'ion NH₃, le phytoplancton meurt (chute de la chlorophylle a qui passe de 300 à 80 mg m⁻²) provoquant ainsi une mini crise dystrophique (ou mini "malaïgue"!). Un pic de nitrite sera identifié un peu plus tard dans le mois de juin.



Ces processus de dégradation de la matière organique sous action bactérienne sont fortement liés aux conditions thermiques et pourrait expliquer la corrélation établie entre la température de 19°C et certains épisodes de mortalité. L'analogie des profils thermiques obtenus à 15cm dans le sédiment et à l'étal de pleine mer, (1) explique l'orientation de rechercher les causes de mortalité dans la colonne d'eau , et (2) réoriente maintenant cette recherche vers le sédiment.

Le foraminifère *Ammonia tepida* semble par ailleurs constituer un excellent marqueur durant cette période sensible. Le relargage important de NH₃ pourrait constituer l'ultime stress provoquant l'épisode de mortalité affectant les cheptels en élevage à proximité du sédiment. Ce résultat demande à être confirmé.

➤ Le risque "écotoxicologique"

Deux molécules : la Trifluraline et le Glyphosate (+ un produit dérivé) sont identifiés dans les sédiments de Mus de Loup et de Perquis ; La trifluraline est un composé caractérisé par des propriétés chimiques d'adsorption sur le sédiment (Log de Kow= 4.83). Il n'est pas surprenant de retrouver cette molécule peu dégradable dans le sédiment. Il existe donc des herbicides susceptibles d'être piégés par le sédiment dans le sud du Bassin de Marennes Oléron .

Qu'en est il pour le Glyphosate ? En 2004 en particulier, leur présence n'est pas lié au précipitations puisqu'il faut attendre la deuxième quinzaine de juillet pour avoir quelques épisodes pluvieux "significatifs" sur la région. Dans l'eau, un pic de Glyphosate est identifié précisément entre le 7 et le 18 juin, confirmant bien l'apport "conséquent" de pesticides de façon très "saisonnière", voir "ponctuelle".

Des flux "ponctuels" ont déjà été observés en 2003 ; L'Isoproturon est décelé dans la colonne d'eau à une concentration de 0,388 µg L⁻¹ entre le 9 et le 13 juin. Le pic de mortalité des huîtres se situe alors entre le 14 et le 18 Juin. En 2004, le glyphosate met en évidence la présence de pic de concentration de matières actives d'origine agricole et non agricole pendant la gamétogenèse dans les eaux superficielle et interstitielle du sédiment. Le pic de glyphosate (1,2 µg L⁻¹) apparaît entre le 7 et le 18 juin, synchrone avec la chute brutale de la population phytobenthique (estimée par le dosage de chlorophylle a) à la surface du sédiment, et synchrone également avec le signal de mortalité identifié sur les huîtres en élevage à proximité du sédiment.

La relation de "cause à effet" (?) entre le flux de glyphosate dans la colonne d'eau (et ses traces dans le sédiment et l'eau interstitielle) et la "dégénérescence" du phytobenthos doit être documentée (référence aux concentrations des rejets anthropiques et à l'écophysiologie du phytobenthos). L'hypothèse est à vérifier et à préciser. Ces concentrations peuvent-elles être directement toxiques pour les huîtres fragilisées sur le plan physiologique en période de maturation des huîtres? Peu d'informations existent actuellement sur le sujet. Les concentrations observées dans les eaux superficielles de Mus de Loup ont des effets démontrés sur le développement embryonnaire de bivalves de coquilles Saint Jacques (Larvor-Ccario, 2000).

La trifluraline met en évidence la présence chronique de matière active de pesticides dans le sédiment pendant la gamétogenèse à Perquis. Cette substance active est un herbicide sélectif et elle appartient à la famille des toluidines. Très légèrement soluble, faiblement mobile et peu dégradable, cette molécule présente une toxicité dans l'eau douce évaluée avec une CL50 chez le poisson (dose létale pour 50% de la population) à 8 µg L⁻¹. Dans le SEQ eau douce elle est considéré comme toxique à 10 µg L⁻¹. Cette molécule inscrite dans les



substances prioritaires de la DCE illustre un risque chronique associé au sédiment pendant la gamétogenèse.

La disparition brutale du phytobenthos (estimée par la chlorophylle a) sur la vasière de Perquis, est concomitante également avec le pic de glyphosate identifié dans la colonne d'eau durant la deuxième semaine du mois de Juin; glyphosate dont les produits de dégradation se retrouvent également dans l'eau interstitielle des sédiments du sud du Bassin de Marennes Oléron. Si la relation de cause à effet entre disparition de la ressource trophique et présence d'herbicides dans la colonne d'eau et le sédiment du sud bassin doit être précisée (ces concentrations $> 1 \mu\text{gL}^{-1}$ ont-elles un effet dans l'environnement ?), la concordance des faits est également un résultat qui doit être discuté.

Deux molécules : la Trifluraline et le Glyphosate (+ un produit dérivé) sont identifiés dans les sédiments de Mus de Loup et de Perquis. Y en a-t'il d'autres? Même si la série temporelle des concentrations montre un pic, celui ci est une condition nécessaire, mais non suffisante pour impliquer directement ce pesticide dans la mortalité de *C. gigas*. A ce stade des connaissances, ce pesticide n'est qu'un facteur de plus.

L'hypothèse du stress chimique aigu, par effet direct de NH_3 (?) demande à être documenté. Des estimations de concentrations de cette molécules pourront être faites "in situ" afin d'apprécier le risque.

La mortalité du phytobenthos survenant en fin de "mortes eaux" avec les symptômes tels que le changement de consistance du sédiment, et consécutivement à des bloom importants, est maintenant un scénario classique accompagnant les épisodes de mortalité estivales dans le sud du bassin de Marennes Oléron. L'hypothèse de la "mini malaigue" est à considérer avec beaucoup d'attention, même si elle demande à être confirmée.



Références

- Boudry P., Degremont L., Bedier E., Samain J.F., 2004. Selective breeding to improve resistance against summer mortality in the Pacific oyster *Crassostrea gigas*: Results after 3 generations. *Journal of Shellfish Research*. 23, 281-282.
- Burgeot T., Geret F., Menard D., Haure J., Papin., Penisson M., Palvadeau H., Noury M., Dupuy B., Renault T., Gagnaire B., Le Roux A., Huvet A., Moal J., Samain J.F., Moraga D., Boutet I., Violeau D., Royer A., Communal P.Y., Pfol Leskowicz A., Quiniou F., Klein B., Caisey X., Masson D., Faury N., Soletchnik P., 2003. Étude de la Dynamique des mortalités estivales de *Crassostrea gigas*. Étude du modèle "plat-table" du Bassin de Marennes Oléron, Part III, Ecotoxicologie et biomarqueurs de stress. Séminaire Morest 26-28 Novembre 2003, La Rochelle
- Degremont L., Boudry P., Soletchnik P., Bedier E., Ropert M., Huvet A., Moal J., Samain J.F., 2003. Genetic basis of summer mortality in juvenile cupped oysters. *Journal of Shellfish Research*. 22.
- Gouletquer P., Soletchnik P., Le Moine O., Razet D., Geairon P., Faury N., Taillade S., 1998. Summer mortality of the Pacific cupped oyster *Crassostrea gigas* in the Bay of Marennes-Oleron (France). ICES, Copenhagen (Denmark).
- Grizel H., Heral M., 1991. Introduction into France of the Japanese oyster (*Crassostrea gigas*). *J. Cons. CIEM*. 47, 399-403.
- Haure J., Soletchnik P., Renault T., Gagnaire B., Faury N., Kerdudou N., Burgeot T., Blouin F., Geairon P., Razet D., Couty A., David D., Le Moine O., Papin M., Palvadeau H., Dupuy B., Penisson P., Noury M., Martin J.L.Y., André C., Gagné F., 2003. Étude de la Dynamique des mortalités estivales de *Crassostrea gigas*. Étude du modèle "plat-table" du Bassin de Marennes Oléron, Part IV, Reproduction et fonctions physiologiques en relation avec l'environnement et les populations d'huîtres. Séminaire Morest 26-28 Novembre 2003, La Rochelle.
- Heral M., 1989. The traditional French oyster culture. *TECHNIQUE ET DOCUMENTATION-LAVOISIER, PARIS (FRANCE)*, 347-397 pp.
- His H., Seaman M.N.L., 1993. Effects of twelve pesticides on larvae of oysters (*Crassostrea gigas*) and two species of unicellular marine algae (*Isochrysis galbana* and *Chaetoceros calcitrans*) ICES C.M./E :22. International Council for the Exploration of the Sea. Marine Environmental Quality Committe. 8pp.
- Larvor-Cario H., Laborie L.P., Hureau D., Muzellec M.L., Dorange G., Durand G., Devauchelle N., 2000. Etude expérimentale de l'effet des pesticides utilisés sur le bassin versant de la rade de Brest : Diuron, MCPA, glyphosate sur le développement embryonnaire et larvaire de la coquille St Jacques : *Pecten maximus*. Rapport final janvier 2000. 59p.
- Le Moine O., Renault T., Faury N., Geairon P., Razet D., Guilpain P., Seugnet J L., Gagnaire B., Kerdudou N., Soletchnik P., 2002. Synergie écologie côtière et activité hémocytaire. Analyse de la phagocytose en relation avec la dynamique de mortalité et la maturation de *Crassostrea gigas* dans différents environnements. Brest, Colloque Morest. 13-15 Novembre 2002.
- Lodato M.I., 1997. Spring mortality of *Crassostrea gigas* in the oyster reefs at Perquis and Ronce (France, Bay of de Marennes-Oleron): Study of oyster rearing methodologies and



- biological and spatial characteristics. Ecole Nat. Veterinaire, Nantes (France), pp. Nantes (France). 127.
- Madec P., 2002. Mortalité estivale de l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Performances d'élevage comparées dans deux écosystèmes du bassin de Marennes-Oléron. Mémoire de fin d'études pour l'obtention du titre d'Ingénieur-Maître, EGID-BORDEAUX III, 58 p. + annexes.
- Maurer D., Comps M., His E., 1986. Caractéristiques des mortalités printanières de l'huître *Crassostrea gigas* dans le Bassin d'Arcachon. *Haliotis* 15, 309-317.
- Soletchnik P., Le Moine O., Faury N., Razet D., Geairon P., Gouletquer P., Forest, G., 1998. Spring and summer mortalities of the Pacific cupped oyster *Crassostrea gigas* in the Marennes Oleron Bay: Pilot study from Ronce and Perquis leasing grounds. Rapport RI-DRV, 55pp.
- Soletchnik P., Le Moine O., Faury N., Razet D., Geairon P., Gouletquer P., 1999. Summer mortality of the oyster in the Bay Marennes-Oleron: Spatial variability of environment and biology using a geographical information system (GIS). *Aquat. Living Res* 12, 131-143.
- Soletchnik P., Burgeot T., Haure J., Le Roux F., Malet N., Renault T et al, 2003. Étude de la Dynamique des mortalités estivales de *Crassostrea gigas*. Étude du modèle "plat-table" du Bassin de Marennes Oléron, Part VI, Conclusion - Etude intégrée. Séminaire Morest 26-28 Novembre 2003, La Rochelle.
- Soletchnik P., Lambert C., Costil K., 2005. Summer mortality of *Crassostrea gigas* (Thunberg) in relation to rearing environment conditions. *J Shellfish Res* 24 (sous presse).

