

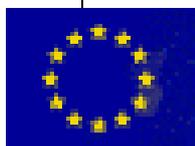
Direction Environnement Littoral
Laboratoire côtier d'Arcachon

Isabelle AUBY - Danièle MAURER

....
Octobre 2004 - R.INT.DEL/AR 04-05

Etude de la reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon

Rapport final



Etude de la reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon

Rapport final

Ce travail est dédié à ceux qui se sont intéressés
avant nous à la reproduction de l'huître dans le
Bassin d'Arcachon :

F. Borde
M. Boury
J. Le Dantec
E. His
J.P. Deltreil
C. Pellier

Fiche documentaire

<p>Numéro d'identification du rapport : RST.DEL/04.03/ARCACHON</p> <p>Diffusion : libre <input checked="" type="checkbox"/> restreinte: <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/></p> <p>Validé par : <i>M-J. CHRETIENNOT- DINET et C. COURTIES (Observatoire Océanologique de Banyuls)</i> <i>B. BELIAEFF – DRV-RH/MAERHA</i> <i>J. MAZURIE et E. BEDIER – RA/MPL</i> <i>S. ROBERT – RA/LT</i> <i>P. RIOU – DEL/PB</i> <i>A. LEFEBVRE – DEL/BL</i> <i>C. MUNSCHY et C. TISSIER – DEL/PC</i> <i>H. OGER JEANNERET - DEL/MPL</i> <i>J-P. DRENO – DEL/AR</i> <i>M. PLUS – DEL/AR</i> <i>G. TRUT – DEL/AR</i></p>	<p>Date de publication : octobre 2004</p> <p>Nombre de pages : 203 + annexes</p> <p>Bibliographie: oui</p> <p>Illustration(s): oui</p> <p>Langue du rapport : Français</p>
<p>Titre et sous-titre du rapport :</p> <p style="text-align: center;"><i>Etude de la reproduction des huîtres creuses dans le Bassin d’Arcachon</i> <i>Rapport final</i></p>	
<p>Contrat IFREMER n° 04/5210 305/F Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/></p>	
<p>Auteur(s) principal(aux) :</p> <p><i>AUBY Isabelle</i> <i>MAURER Danièle</i></p>	<p>Organisme / Direction / Service, laboratoire</p> <p>IFREMER – DEL/Arcachon</p>
<p>Collaborateur(s) : nom, prénom</p> <p><i>Ensemble du personnel</i> <i>Marie-Jo Dinet, Claude Courties</i> <i>Benoît Sautour</i> <i>Helène Budzinski</i> <i>Olivier Geffard</i></p>	<p>Organisme / Direction / Service, laboratoire</p> <p>Station Ifremer Arcachon Observatoire Océanologique de Banyuls Université Bordeaux I, LOB Université Bordeaux I, LPTC CEMAGREF Lyon</p>
<p>Cadre de la recherche :</p> <p>Programme : SURGIBA Convention :</p> <p>Projet : C21008 Autres (préciser) :</p>	

Résumé :

Le Bassin d'Arcachon est un milieu particulièrement propice à la reproduction de l'huître creuse japonaise *Crassostrea gigas*, introduite en France en 1970. On estime que 60 à 70 % des huîtres creuses commercialisées en France sont natives du Bassin d'Arcachon, la vente de naissain constituant 25 % du chiffre d'affaires annuel de l'ostréiculture arcachonnaise.

C'est la raison pour laquelle à la suite du très fort déficit de captage de l'année 1998, une étude a été entreprise afin de déterminer si cet événement s'inscrivait, ou non, dans les fluctuations "naturelles" du captage. Pour ce faire, il fallait recenser les facteurs responsables de la variabilité du recrutement larvaire et étudier leur impact sur les différentes étapes de la reproduction.

Les résultats de cette étude sont basés sur l'analyse de séries historiques de données (1985 à 2003) et sur l'acquisition de données nouvelles durant 5 saisons de reproduction qui se sont avérées très contrastées quant à l'intensité du recrutement (1999 à 2003).

Ce travail a permis d'aboutir aux conclusions suivantes.

- L'intensité du captage est fonction, tout d'abord, de la survie des larves au cours de leur développement et, en second lieu, de l'abondance des larves "petites" formées à l'issue des frais principaux. Les années de captage très abondant sont caractérisées par des valeurs élevées du nombre de larves "petites" et de leur survie, tandis que ces deux paramètres présentent des valeurs particulièrement faibles pour toutes les pontes principales des années de très mauvais captage (1998 et 2002).

- Le nombre de larves "petites" d'un été dépend de l'effort de reproduction des géniteurs, qui est lui-même conditionné par la richesse phytoplanctonique du milieu entre la fin de l'hiver et le printemps précédant les pontes.

- La survie des cohortes dépend de la température de l'eau dans laquelle elles se développent à la fois directement (en accélérant leur croissance) et indirectement (en influant sur la quantité de nourriture disponible pour ces larves) : l'abondance des cellules phytoplanctoniques de 4 à 20 μm (nanoplancton), qui semblent constituer la source majeure de nourriture des larves, est en effet liée positivement à la température.

Il n'a pas été possible de mettre en évidence une influence des autres facteurs étudiés (conditions de dispersion des larves, salinité, zooplancton prédateur ou compétiteur des larves d'huîtres et maladie) sur la survie des cohortes.

- Les niveaux de concentration des principales molécules organiques et inorganiques susceptibles d'avoir un effet sur le captage (provenant du Bassin versant et des peintures antisalissure) a été établi, les teneurs estivales étant assez variables selon les années étudiées. Dans les conditions observées entre 1999 et 2003 (1982-2003 pour le cuivre), cette contamination n'est pas apparue suffisante pour agir directement sur la survie des larves d'huîtres. Par contre au cours de l'été 2000, les teneurs en herbicides, un peu plus élevées que les autres années, ont pu influencer négativement sur l'abondance de la nourriture disponible (nanoplancton).

Les résultats du captage des mauvaises saisons 1998 et 2002, aussi bien que ceux de la très bonne saison 2003, sont bien expliqués par les valeurs des paramètres explicatifs "chlorophylle printanière" et surtout "température pendant le développement des cohortes" au cours de ces années. En revanche, la relativement faible survie de l'unique cohorte de l'été 2000 (captage moyen), qui s'explique mal par la température estivale, semble due à un déficit de nourriture pour les larves peut-être lié à des concentrations en herbicides dans les eaux du Bassin un peu plus élevées que les autres étés.

Mots-clés :

Crassostrea gigas, reproduction, captage, Bassin d'Arcachon.

sommaire

AVANT - PROPOS	13
INTRODUCTION	15
CHAPITRE 1 : LA REPRODUCTION DE L'HUITRE CREUSE <i>CRASSOSTREA GIGAS</i> GENERALITES ET CAS DU BASSIN D'ARCACHON	17
1. INTRODUCTION	17
2. RAPPEL SUR LA REPRODUCTION DE L'HUITRE CREUSE <i>CRASSOSTREA GIGAS</i>	18
2.1. Différenciation sexuelle	18
2.2. Gamétogénèse	18
2.3. Ponte	19
2.4. Fécondation et vie larvaire (Figure 1)	19
3. LA REPRODUCTION DES HUITRES DANS LE BASSIN D'ARCACHON	21
3.1. Larves	23
3.2. Naissains	27
4. PARAMETRES DESCRIPTIFS DES COHORTES LARVAIRES EXPLIQUANT LA VARIABILITE DU CAPTAGE	28
4.1. Quel paramètre retenir pour caractériser la survie larvaire ?	28
4.2. Quel paramètre larvaire décrit la variabilité du captage?	30
4.3. Quels paramètres larvaires expliquent la variabilité du nombre moyen de larves "en fixation"?	30
5. CONCLUSION	36
CHAPITRE 2 : PRESENTATION DU PLAN	37
CHAPITRE 3 : LE STOCK D'HUITRES ET L'EFFORT DE REPRODUCTION DES GENITEURS INFLUENT-ILS SUR L'INTENSITE DU CAPTAGE?	39
1. INTRODUCTION	39
2. DEMARCHE ENTREPRISE	39
3. RESULTATS	40
3.1. La variation du stock d'huîtres	40
FIGURE 11 : EVOLUTION MENSUELLE DES PARAMETRES CARACTERISTIQUES DE LA CROISSANCE ET DE LA MATURATION DE L'HUITRE <i>CRASSOSTREA GIGAS</i> PENDANT LES ANNEES 1985 A 1996 DANS LE BASSIN D'ARCACHON.	42
3.2. Les suivis expérimentaux d'huîtres	43
3.3. Relation entre l'effort de reproduction et les paramètres du milieu	48
3.4. Variabilité du nombre de larves "petites"	50
4. CONCLUSION	51
CHAPITRE 4 : LES SECTEURS DE PONTE ET LES CONDITIONS DE MAREE LORS DES FRAIS INFLUENT-ILS SUR L'INTENSITE DU CAPTAGE ?	53
1. INTRODUCTION	53
2. DEMARCHE ENTREPRISE	53
2.1. La modélisation	54
2.2. Les conditions de ponte de 1985 à 2003	57
3. RESULTATS	58
3.1. La modélisation	58

sommaire

3.2. <i>La série chronologique de 1985 à 2003</i>	62
4. CONCLUSION	63
CHAPITRE 5 : LA TEMPERATURE ET LA SALINITE DE L'EAU AU COURS DU DEVELOPPEMENT DES COHORTES LARVAIRES INFLUENT-ELLES SUR L'INTENSITE DU CAPTAGE ?	65
1. INTRODUCTION	65
2. DEMARCHE ENTREPRISE	65
3. RESULTATS	66
3.1. <i>Données expérimentales</i>	66
3.2. <i>Données relatives aux cohortes du milieu naturel</i>	68
4. CONCLUSION	73
CHAPITRE 6 : LA VARIABILITE DE LA QUANTITE DE NOURRITURE DISPONIBLE POUR L'ALIMENTATION DES LARVES PEUT-ELLE EXPLIQUER LES ALEAS DU CAPTAGE ?	75
1. INTRODUCTION	75
2. RAPPEL SUR LA NUTRITION DES LARVES D'HUITRES	75
3. DEMARCHE ENTREPRISE	76
3.1. <i>Quelques définitions</i>	76
3.2. <i>Sites et fréquences de prélèvements</i>	77
3.3. <i>Chlorophylle a</i>	78
3.4. <i>Cytométrie en flux</i>	78
3.5. <i>Microscopie optique</i>	79
4. RESULTATS	79
4.1. <i>Variabilité spatio-temporelle des sources de nourriture susceptibles de servir à l'alimentation des larves.</i>	79
4.2. <i>Relations entre les différents groupes phytoplanctoniques</i>	93
4.3. <i>Relation entre la nourriture disponible et le développement des larves.</i>	97
5. CONCLUSION	100
CHAPITRE 7 : L'ABONDANCE DES ZOOPLANCTONTES COMPETITEURS ET PREDATEURS DES LARVES D'HUITRES INFLUE-T-ELLE SUR L'INTENSITE DU CAPTAGE?	103
1. INTRODUCTION	103
2. DEMARCHE ENTREPRISE	103
2.1. <i>Prélèvements</i>	103
2.2. <i>Tri et détermination</i>	104
3. RESULTATS	104
3.1. <i>Les larves d'huîtres par rapport au reste du plancton.</i>	104
3.2. <i>Température et salinité au cours des étés 2000 à 2003.</i>	106
3.3. <i>Les prédateurs</i>	107
3.4. <i>Les compétiteurs</i>	113
4. CONCLUSION	119
CHAPITRE 8 : LES MALADIES INFLUENT-ELLES SUR L'INTENSITE DU CAPTAGE?	121
1. INTRODUCTION	121
2. DEMARCHE ENTREPRISE	122

2.1. Prélèvements et préparation des échantillons	123
3. RESULTATS	124
3.1. Observations réalisées entre 1994 et 2003	124
3.2. L'été 2000 : La présence de l'herpèsvirus a-t-elle eu un impact sur le développement larvaire?	127
4. CONCLUSION	129
CHAPITRE 9 : LES CONTAMINANTS INFLUENT-ILS SUR L'INTENSITE DU CAPTAGE?	131
1. INTRODUCTION	131
2. DEMARCHE ENTREPRISE	132
2.1. Recensement des activités polluantes et des produits liés à ces activités	132
2.2. Prélèvements et analyses	138
2.3. Tests d'écotoxicologie larvaire	144
3. RESULTATS ET DISCUSSION	144
3.1. Cuivre	144
3.2. HAP	148
3.3. TBT	151
3.4. Pesticides	156
4. CONCLUSION	163
SYNTHESE ET CONCLUSION GENERALE	167
1. FACTEURS SUSCEPTIBLES D'EXPLIQUER LA VARIABILITE DU CAPTAGE DANS LE BASSIN D'ARCACHON	168
1.1. Facteurs susceptibles d'expliquer la variabilité du nombre de larves "petites" formées (importance des frais)	168
1.2. Facteurs susceptibles d'expliquer la variabilité de la survie larvaire	170
2. LES 6 DERNIERES ANNEES PAR RAPPORT AUX PRECEDENTES	179
CONCLUSION GENERALE	183
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	185

Avant - propos

De nombreuses personnes appartenant à divers organismes ont participé, à des titres variés, à la réalisation de cette étude. Ces personnes et leurs actions dans le programme sont citées ci-dessous.

- **Station IFREMER Arcachon (permanents et temporaires)** : Florence d'Amico, Isabelle Auby, Christian Cantin, Yoann Cassam Chenai, Danièle Deynu, Nathalie Durand, Cathy Guégen, Nadine Masson, Danièle Maurer, Claude Pellier, Martin Plus, Myriam Rumèbe, Marie-Pierre Tournaire, Gilles Trut, Florence Trut, Marie Laure Valvason (définition de l'étude, prélèvements, numérations et déterminations phytoplanctoniques, pêches et dénombrements de larves, analyse des échantillons, rédaction du rapport).
- **Service Ifremer DEL/AO** : Benoît Beliaeff (participation au traitement des données).
- **Station marine d'Arcachon - Laboratoire d'Océanographie Biologique** : Corinne Glé, Damien Devault, Benoît Gouilleux, Nicolas Taris, Dorothee Vincent, encadrés par Benoît Sautour (pêche et tri des échantillons de zooplancton).
- **Station IFREMER la Tremblade – Laboratoire de Pathologie des Mollusques** : Tristan Renault, Anne Thébaud et Isabelle Arzul (Recherche du virus herpès dans les échantillons de larves, interprétation des résultats).
- **Observatoire Océanologique de Banyuls – Université de Paris VI - UMR CNRS 7628** : Claude Courties (analyses en cytométrie en flux), Marie-Josèphe Dinet (détermination en microscopie électronique à balayage des petites espèces phytoplanctoniques).
- **Groupement Interrégional de Recherche sur les Produits Agropharmaceutiques (GIRPA) - Beaucaouzé** : Pierre-Yves Communal, Florence Gérault, Alain Rocher (dosage des pesticides).
- **Service Régional de la Protection des Végétaux – Bordeaux** : Philippe Reulet, Isabelle Rami (définition des listes de pesticides d'origine agricole potentiellement présents dans les cours d'eau, prélèvements dans les ruisseaux).
- **Centre IFREMER Nantes – Laboratoire DEL/PC** : Jacek Tronczynski, Karine Moisan, Catherine Munsch (aide à la définition des listes de pesticides à rechercher dans l'eau, conseils méthodologiques en relation avec le GIRPA).

- **Entente Interdépartementale de Démoustication (EID)** : Christophe Courtin (données sur la méthodologie des traitements antimoustiques réalisés sur les pourtours du Bassin).
- **Agence de l'eau Adour-Garonne** : Franck Solacroup (données sur les pesticides suivis dans le cadre du Réseau National de Bassin sur l'Eyre)

La relecture de ce rapport a été assurée par Marie-Josèphe Chrétiennot-Dinet et Claude Courties (Observatoire Océanologique de Banyuls), Catherine Munsch et Chrystèle Tissier (Laboratoire IFREMER DEL/PC - Nantes), Benoît Beliaeff (DRV-RH-MAERHA), Hélène Oger-Jeanneret (DEL Nantes), Alain Lefebvre (Station IFREMER - Boulogne), Philippe Riou (Station IFREMER - Port en Bessin), Stéphane Robert (Station IFREMER – La Tremblade), Joseph Mazurié et Edouard Bédier (Station IFREMER – La Trinité), Gilles Trut, Jean-Paul Dreno et Martin Plus (Station IFREMER – Arcachon). Nous les remercions pour leurs remarques concernant ce manuscrit.

Cette étude a bénéficié du soutien financier du Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon, du Conseil Général de la Gironde, du Conseil Régional d'Aquitaine, de l'Union Européenne (IFOP) et de la Section Régionale Conchylicole d'Aquitaine.

Introduction

L'huître creuse japonaise *Crassostrea gigas*, actuellement cultivée en France, a été introduite au début des années 1970 en remplacement de l'huître portugaise *Crassostrea angulata*, décimée par une épizootie.

Dès 1973, des captages importants de naissains de cette espèce ont été observés dans le Bassin d'Arcachon, traduisant l'adéquation entre les caractéristiques physico-chimiques et biologiques de ce milieu et les conditions nécessaires au cycle reproductif de cette espèce.

Pour cette raison, depuis les années 1980, le Bassin d'Arcachon est devenu le premier centre de reproduction d'huîtres creuses en France. Les éleveurs bretons, normands et méditerranéens s'approvisionnent majoritairement en naissain d'origine arcachonnaise. On estime aujourd'hui que 60 à 70 % des huîtres creuses commercialisées en France sont natives du Bassin d'Arcachon. La commercialisation du naissain constitue une part significative de la ressource des professionnels arcachonnais. Une enquête récente menée par les services des Affaires Maritimes d'Arcachon montre qu'une quarantaine d'entreprises ostréicoles du Bassin vit essentiellement du commerce du naissain. Sur l'ensemble de la profession, le chiffre d'affaires représenté par cette activité serait, ces dernières années, proche de 25 % du chiffre d'affaires total de l'ostréiculture.

Néanmoins, comme c'est le cas pour de nombreuses espèces marines à développement larvaire planctonique, le recrutement de l'huître japonaise *Crassostrea gigas* présente, dans le Bassin, une forte variabilité inter-annuelle. En fin d'été, selon les années, on dénombrait quelques centaines de naissains fixés sur les collecteurs (tuiles chaulées) pour les années moyennes et quelques milliers pour les années de captage pléthorique comme en 1994, 1995, 1996 et 1997. Cette variabilité était, *a priori*, attribuée à des causes naturelles, résultant des différences inter-annuelles des conditions présidant aux différentes étapes de la reproduction.

Par ailleurs, une absence quasi-totale de recrutement larvaire a été observée entre 1977 et 1981. Ce phénomène a été attribué à la pollution de l'eau par une molécule organique particulièrement toxique (tributylétain : TBT), issue des peintures antisalissure utilisées pour protéger la carène des bateaux, qui entraînait une mortalité massive et rapide des larves dès les premiers jours de leur évolution dans le milieu (His et Robert, 1980). Le captage a été quasiment nul pendant ces années. L'utilisation des peintures à base de composés organiques de l'étain a été réglementée en janvier 1982. Dès l'été suivant et jusqu'à l'été 1997, les huîtres se sont à nouveau reproduites normalement dans le Bassin. L'expérience scientifique ayant démontré que les larves de Bivalves sont des organismes plus sensibles que d'autres à certains types de pollutions, la preuve était faite que la défaillance du développement de ces "organismes sentinelles" pouvait refléter un déséquilibre dans le système naturel et être interprétée comme un signal d'alerte en cas de dysfonctionnement écologique du Bassin.

Pour ces raisons, à l'issue de la très mauvaise saison de captage 1998 où l'on dénombrait simplement quelques dizaines de naissains fixés par tuile, la question s'est posée de savoir si ce phénomène était lié à de mauvaises conditions "naturelles" ou s'il résultait de l'apparition d'une pollution ou d'un autre facteur de type "accidentel" (maladie par exemple).

Cette étude a été définie et entreprise en 1999, pour une durée de 5 ans.

La première démarche a consisté à recenser les paramètres susceptibles d'expliquer la variabilité du captage. Les données relatives à certains de ces facteurs étaient disponibles, déjà recueillies dans le cadre de réseaux (ARCHYD - réseau hydrologique, RNO), d'études particulières (dénombrement des naissains sur les tuiles, suivi des stocks d'huîtres, suivis de croissance et de maturation) ou d'activités contractuelles (dénombrement des larves d'huîtres). D'autres facteurs d'intérêt ont fait l'objet d'un recueil de données entre 1999 et 2003 : abondance de nourriture pour les larves, teneurs en pesticides et en TBT dans les eaux, présence d'un virus dans les larves, abondance des autres zooplanctons compétiteurs et prédateurs des larves d'huîtres.

La seconde étape a constitué en un traitement de ces données, de façon à préciser dans quelle mesure les facteurs étudiés interviennent effectivement sur la variabilité du captage. A cet égard, nous avons eu la chance d'être confrontés à des années où l'intensité du captage a été très variable : excellent en 1999, 2001 et 2003 ; moyen en 2000 et très mauvais en 2002.

Finalement, il a été possible d'établir un modèle simple d'explication du captage dans le Bassin, permettant de répondre à la question initiale en replaçant les 2 années récentes de très mauvais captage (1998 et 2002) dans un contexte général.

Par ailleurs, cette étude a été l'occasion d'avancer dans la connaissance de plusieurs compartiments abiotiques (pesticides, TBT) et biotiques (phytoplancton, zooplancton), et d'améliorer les techniques de prélèvement et de dénombrement larvaires.

Chapitre 1 : La reproduction de l'huître creuse *Crassostrea gigas* Généralités et cas du Bassin d'Arcachon

1. Introduction

Le Bassin d'Arcachon est un site dans lequel la reproduction de l'huître a été particulièrement suivie et étudiée depuis de nombreuses années.

En effet, la collecte et le comptage des larves d'huîtres y ont débuté en 1927 et se sont poursuivis jusqu'à l'époque actuelle. Les résultats des pêches réalisées entre 1927 et 1938 ont été publiés dans la Revue de l'Office des Pêches maritimes par Borde (1929 à 1936) puis par Ladouce (1938 a et b). Par la suite, les récoltes de larves n'ont plus fait l'objet de publications, mais elles étaient (et sont encore) consignées dans des bulletins établis par les laboratoires conchylicoles.

Des estimations de l'intensité du captage (nombre de naissains fixés par collecteur) ont également été réalisées au cours du temps et l'on dispose de valeurs fiables entre 1985 et 1989 (Maurer et Borel, 1990) ainsi qu'entre 1998 et 2003 (Maurer *et al.*, 2003), et de valeurs estimées au début des années 1990.

Par ailleurs, la reproduction des huîtres creuses (portugaises, puis japonaises) dans le Bassin a donné lieu à de nombreux travaux : Lafuste *et al.* (1957), Le Dantec et Lubet (1957), His (1970, 1973, 1975, 1976, 1984, 1991), His *et al.* (1985), His et Maurer (1988), Robert et His (1988), Maurer *et al.* (1985).

Si les processus touchant aux différentes composantes de la reproduction de l'huître d'Arcachon (maturation, pontes, physiologie larvaire) avaient ainsi pu être largement documentés, les séries de données récoltées à l'issue des pêches de larves n'avaient jamais été exploitées parce que la technique d'échantillonnage (prélèvements au filet pendant une durée définie –10 mn- mais sans mesure exacte du volume filtré) laissait planer une incertitude quant à l'aspect quantitatif des résultats. La comparaison des abondances larvaires ainsi obtenues avec celles issues d'une méthode quantitativement fiable mise au point en 2001 (Auby *et al.*, 2002b), a permis de valider, dans une certaine mesure, les résultats des séries anciennes de pêches de larves et de pouvoir traiter cette masse d'informations.

Dans ce chapitre, nous rappelons les grandes lignes des modalités de la reproduction de l'huître creuse en général et de celle des populations d'huîtres d'Arcachon en particulier.

Par ailleurs, à partir des séries de données relatives aux larves et aux naissains entre 1985 et 2003, sont mises en évidence les relations entre l'intensité du captage et les paramètres relatifs aux cohortes larvaires qui traduisent cette variabilité.

2. Rappel sur la reproduction de l'huître creuse *Crassostrea gigas*

2.1. Différenciation sexuelle

L'huître creuse japonaise *Crassostrea gigas* est hermaphrodite avec sexualité alternative irrégulière. Les individus matures sont soit mâles soit femelles (les cas d'hermaphrodisme simultané sont très minoritaires). Ils peuvent changer de sexe soit au cours d'une même saison de reproduction (rarement), soit au cours de saisons consécutives. Il existe une certaine protandrie chez cette espèce (pourcentage de mâles élevé chez les individus de un an, atteignant 70 %). Au cours de la seconde saison de reproduction, on observe 50 à 60 % de femelles tandis que, dans une population plus âgée, les femelles sont nettement dominantes. La différenciation des sexes s'effectue à l'automne précédant la saison de reproduction (Galtsoff, 1964 ; Lubet, 1981). Les mécanismes physiologiques contrôlant le déterminisme des changements de sexe sont encore mal connus. Les facteurs externes (température, nutrition) peuvent déclencher les changements de sexe et même fortement influencer les sex-ratios (Gérard *et al.*, 1995 ; Lango-Renoso *et al.*, 1999).

2.2. Gamétogénèse

En fin d'automne, *Crassostrea gigas* présente une activité réduite de la gonade jusqu'au printemps suivant. Dans le Bassin d'Arcachon, la gamétogénèse (fabrication des cellules sexuelles) redevient très active en mars et avril. Selon les conditions du milieu, la maturité sexuelle atteint son maximum entre mai et juillet. Ce maximum, défini par Galtsoff (1964) comme la "phase instable", correspond à la période au cours de laquelle les huîtres sont sensibles aux stimuli (température, pression) propres à déclencher le frai. Une épaisse couche blanc crème enveloppe la masse viscérale ; les huîtres sont alors dites "laiteuses".

Du point de vue biochimique, le cycle de maturation commence par une accumulation de glucides (glycogène) qui seront transformés en lipides de réserve des gamètes dans la dernière phase de la maturation. Dans les populations d'Arcachon, le contenu maximal en glucides est atteint au mois de mai et s'élève, selon les années à des valeurs comprises entre 10 et 22 % du poids sec (Manaud *et al.*, 1997). Les plus fortes teneurs en lipides sont observées avant la première ponte (fin de printemps à début d'été), atteignant de 13 à 20 % du poids sec. Juste après la ponte, les teneurs en lipides représentent environ 6 % du poids sec (Manaud *et al.*, 1997).

Dans le cadre de la reproduction contrôlée des Bivalves, de nombreuses recherches sont menées sur la qualité des gamètes et son influence sur le succès de la reproduction (Samain *et al.*, 1995 ; Devauchelle *et al.*, 1995 ; Ramirez *et al.*, 1999). Chez *Crassostrea gigas*, les réserves lipidiques de l'œuf sont mises majoritairement à contribution pendant l'embryogénèse et les premiers jours de la vie pélagique (His et Maurer, 1988). Gallager *et al.* (1986) estiment que la viabilité des larves de Bivalves peut être influencée par le contenu en lipides neutres des œufs. Cependant, la quantité de lipides contenue dans les œufs serait nécessaire mais non suffisante pour assurer de bonnes performances larvaires (croissance, survie). En laboratoire, il a été montré que

certains acides gras polyinsaturés étaient essentiels aux diverses phases de la reproduction et qu'il était possible de modifier la qualité lipidique des œufs en modifiant la qualité lipidique du régime alimentaire des géniteurs (Samain *et al.*, 1995).

Dans le milieu naturel, un déficit nutritionnel lors du printemps a conduit à un défaut de recrutement à Marennes-Oléron en 1981 (Gouletquer, 1995).

2.3. Ponte

La saison de reproduction dans le Bassin d'Arcachon s'étend de début juin à mi-septembre (His, 1975). La date de déclenchement des premières pontes est liée à la température de l'eau (Manaud *et al.*, 1997). Toutefois, comme l'ont montré les suivis des larves (chapitre 2), les émissions les plus importantes se produisent avant la fin du mois de juillet. D'une façon générale, les populations d'huîtres situées dans la partie orientale de la Baie pondent plus précocement que les populations situées à l'entrée du Bassin.

Suivant les années, les pontes peuvent être massives ou diffuses, selon que les huîtres des différents secteurs fraient ensemble ou les unes après les autres et que les individus se vident complètement ou non de leurs produits sexuels (frai total ou partiel). Par ailleurs, au cours d'une même saison de reproduction, un individu peut pondre de 4 à 9 fois (His, 1991), l'huître reconstituant des produits sexuels entre les différents frais.

2.4. Fécondation et vie larvaire (Figure 1)

Dans les 24 heures qui suivent la fécondation (pour une température comprise entre 22 et 24 °C), la larve d'huître, ou **véligère**, est formée, après un rapide passage par le stade trochophore. Sa hauteur¹ est alors d'environ 60 µm et elle a la forme d'un D majuscule d'où son appellation de **larve D**. Elle présente une coquille avec deux valves reliées par une charnière ainsi qu'un velum, sorte de voile cilié qu'elle déploie hors de sa coquille lorsqu'elle nage et qui lui sert à capter sa nourriture. Dès ce stade, les principaux organes larvaires sont en place (Lucas, 1982). L'appareil digestif, notamment, est fonctionnel et n'évoluera pas jusqu'à la fin de la vie pélagique.

La **durée de la vie pélagique** de la véligère est fonction de la température et de la quantité de nourriture disponible. Dans le Bassin d'Arcachon, elle est le plus souvent d'environ **vingt et un jours**. Certaines années, elle peut ne durer que 15 jours (His, 1991). Au cours de sa vie pélagique, la larve grandit et subit des transformations. La description qui suit est largement reprise de His (1991).

Vers le sixième jour, un crochet, ou umbo, se forme sur la charnière de la coquille. Il est bien visible lorsque la larve, dite alors **umbonée**, dépasse la hauteur de 110 µm. Lorsque la hauteur de la larve dépasse 250 µm, une tache oculaire, improprement appelée œil et jouant un rôle sensoriel, apparaît au niveau de la première ébauche branchiale ; la larve est alors dite **œillée**. Le dernier stade de la vie pélagique est atteint lorsque la larve approche et dépasse la hauteur de 300 µm : c'est la **pédivéligère**.

¹ plus grande dimension perpendiculairement à la charnière.

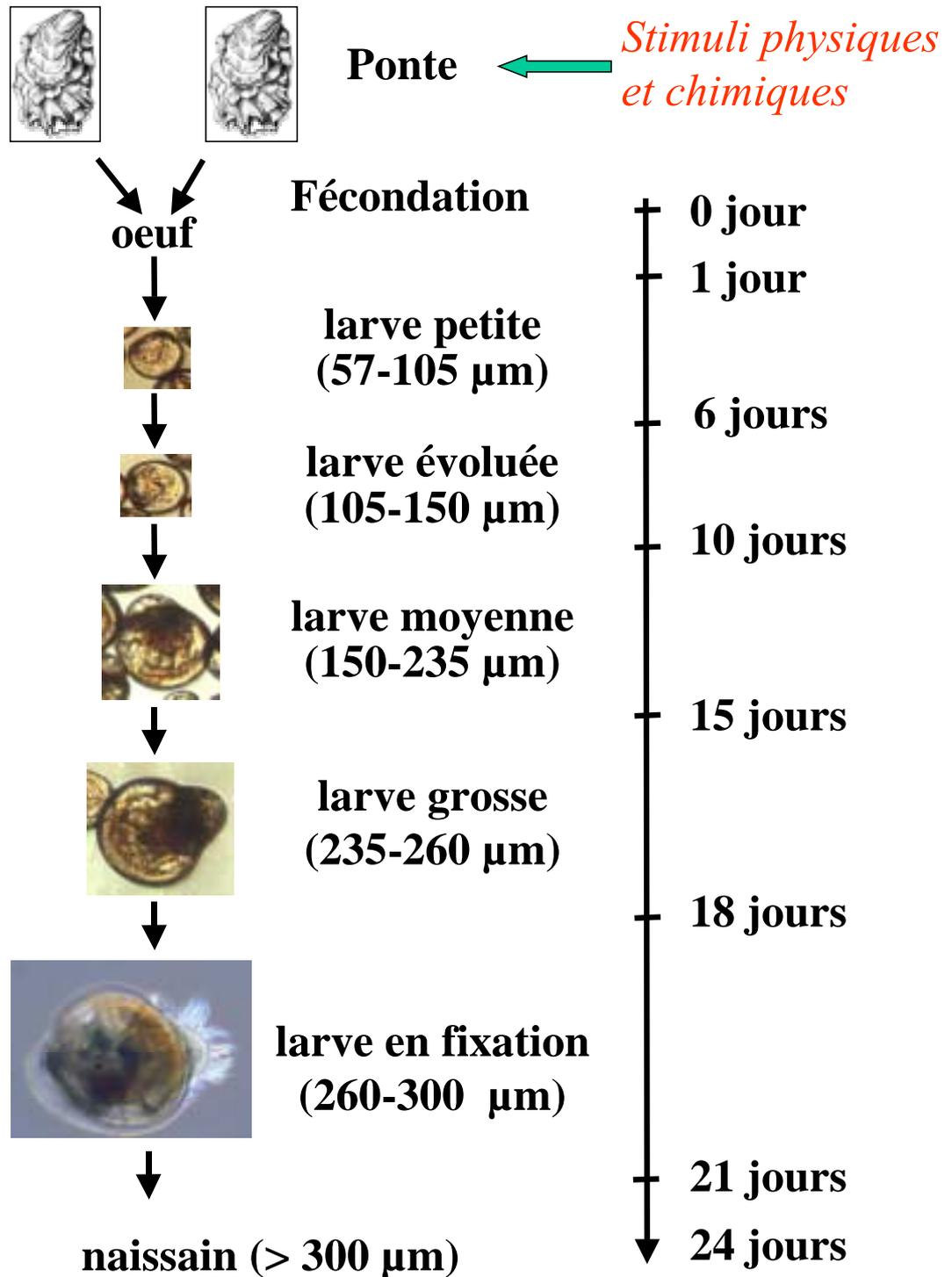


Figure 1 : Nomenclature employée par les biologistes conchylicoles pour décrire le développement larvaire de l'huître creuse *Crassostrea gigas*.

Le velum est toujours actif, permettant à la larve de nager, mais un pied s'est aussi formé.

Il permettra à la larve de ramper sur le support, de le choisir (rôle sensitif) et de sécréter le ciment assurant la fixation (rôle glandulaire). Cette fixation s'accompagne d'une métamorphose conduisant à la disparition du velum, la formation des palpes labiaux, le développement des branchies et la régression du pied. La larve métamorphosée sécrète sa coquille définitive et atteint le stade **plantigrade (juvénile)**.

Une terminologie particulière, basée sur la taille des larves, est employée par les biologistes conchylicoles. Elle s'établit de la manière indiquée dans le tableau 1.

Jours après la fécondation	Appellations des malacologistes	Hauteur (µm)	Stades des biologistes conchylicoles	Hauteur (µm)
1 - 6	Véligères Larves D (1 j)	57 - 105	Petites	57 - 105
6 à 18	Véligères umbonées	105 - 260	Evoluées Moyennes Grosses	105 – 150 150 – 235 235 - 260
18 à 22	Véligères ocellées	260 - 280	En fixation	> 260
22 à 24	Pédiveligères	280 – 300	En fixation	> 260
> 24	Plantigrades	> 300	Naissains	> 300

Tableau 1 : Stades employés par les biologistes conchylicoles pour décrire le développement larvaire de *Crassostrea gigas* et leurs équivalences avec les appellations des malacologistes d'après les données de la littérature (His, 1991).

3. La reproduction des huîtres dans le Bassin d'Arcachon

A chaque saison estivale, le laboratoire IFREMER d'Arcachon réalise, dans le cadre d'une convention avec la Section Régionale Conchylicole (SRC) Arcachon-Aquitaine, le suivi de la reproduction des huîtres creuses dans le Bassin d'Arcachon. Cette opération consiste à effectuer, entre mi-juin et fin août, plusieurs dizaines de pêches de plancton sur différents sites représentatifs du Bassin (Figure 2). Dès que la première ponte est détectée, les dénombrements de larves s'effectuent au rythme de quatre pêches par semaine (2 dans le secteur est et 2 dans le secteur ouest).

La collecte et le comptage des larves de *Crassostrea gigas* dans le Bassin d'Arcachon ont débuté en 1927 (Borde, 1929) selon une technique décrite par Boury (1928) qui sera très longtemps utilisée par les laboratoires conchylicoles français puis légèrement modifiée, en 1959, par Le Dantec (1968). Depuis cette époque, on dispose donc de comptages estivaux réguliers de ces populations larvaires, réalisés selon la même méthodologie, et dont les dénombrements sont conservés dans les archives de la station IFREMER d'Arcachon.

Par ailleurs, le comptage des naissains captés sur les tuiles est réalisé pendant et à la fin des différentes saisons de reproduction, plus ou moins systématiquement selon les années.

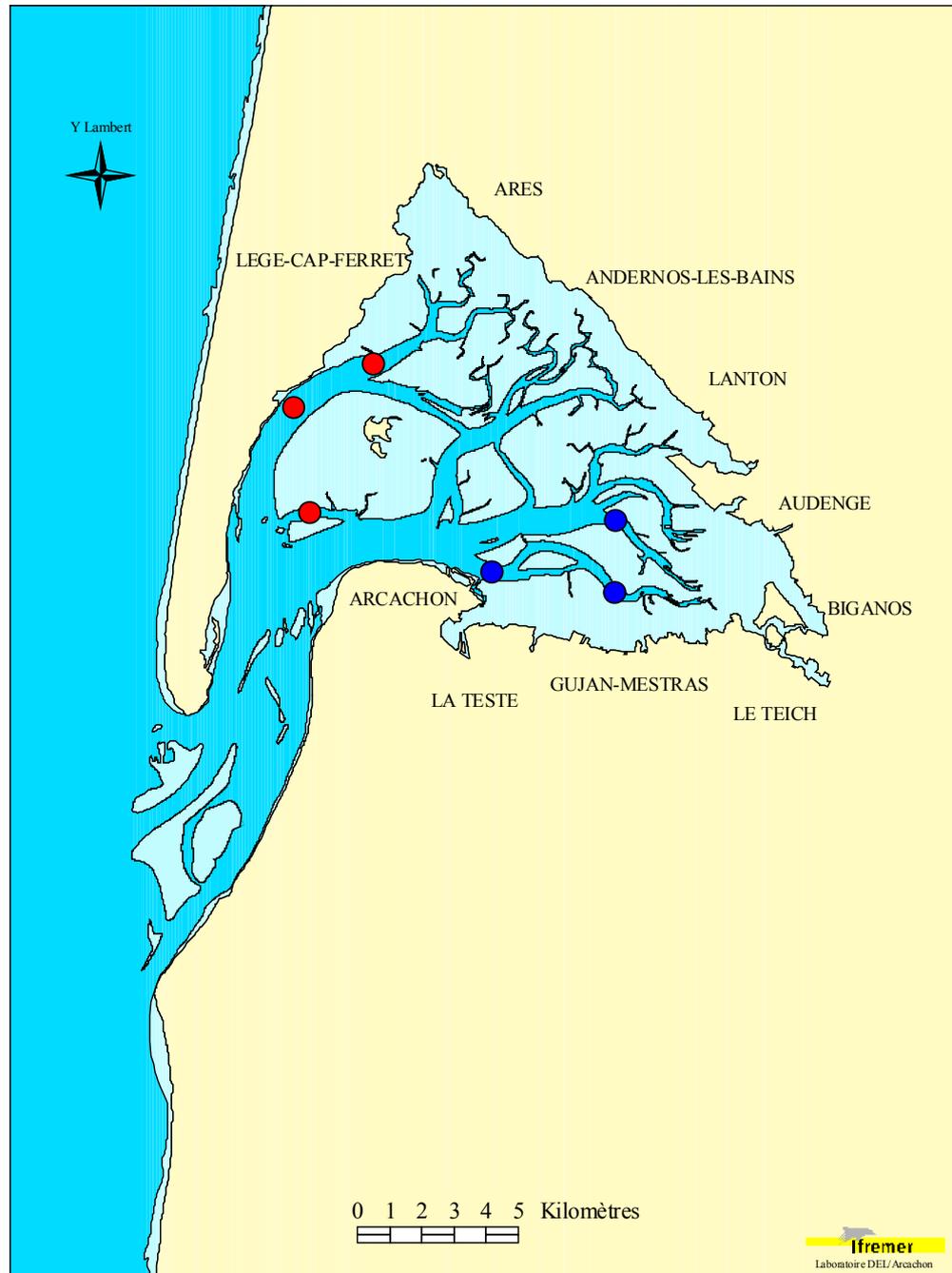


Figure 2 : Localisation des stations de pêche de larves d'huîtres dans le Bassin d'Arcachon (bleu : secteur est ; rouge : secteur ouest).

3.1. Larves

3.1.1. Méthodes de pêche et de dénombrement des larves

Les pêches sont effectuées dans plusieurs chenaux du Bassin, de façon à prospecter les différentes masses d'eau qui peuvent contenir des larves : Arès, Piquey et Courbey (réunis sous l'appellation de secteur ouest) et Comprian, Gujan, Arams (secteur est) (Figure 2).

Chaque secteur est échantillonné de une à deux fois par semaine de fin juin à mi-août et parfois fin août, soit pendant la majeure partie de la période de reproduction.

Jusqu'en 2001, les pêches étaient réalisées à l'aide de filets tractés derrière un bateau, pendant un temps déterminé (10 mn). Le volume d'eau ainsi filtré était estimé à 1,5 m³.

En 2002, une nouvelle méthodologie de prélèvement et de comptage des larves d'huîtres a été adoptée. La pêche aux filets tractés a été remplacée par un prélèvement volumétrique réalisé à la pompe, suivi d'une filtration de l'eau contenant les larves sur le pont du bateau. La technique de dénombrement a également été améliorée (Auby *et al.*, 2002b).

☞ Le matériel de pompage est composé d'une moto-pompe équipée d'un débitmètre, l'eau étant aspirée par un tuyau souple (diamètre = 7 cm) lesté et muni d'une crépine à son extrémité. Le pompage s'effectue depuis le bateau faisant route ; il dure 10 minutes et de 1,5 à 2 m³ sont ainsi pompés.

En sortie de pompe, l'eau est filtrée sur un filet conique (diamètre 500/90 mm, longueur 800 mm, maille 40 µm) fixé sur le tuyau rigide par quatre attaches et muni d'un collecteur à son extrémité

☞ Au laboratoire, l'échantillon est filtré sur trois tamis (mailles 500 µm, 125 µm et 60 µm). Le refus du tamis de 500 µm, contenant les macroalgues et les zostères, est éliminé. Les refus des deux autres tamis sont récupérés séparément.

Dès lors, pour chaque station, on dispose de deux fractions qui seront traitées de la même manière.

- fraction 125 µm (contenant principalement les stades âgés)
- fraction 60 µm (contenant principalement les stades jeunes)

☞ La fraction est mise à décanter dans une éprouvette graduée de 100 ml. On mesure ensuite la hauteur du culot. Puis, on ajuste le volume d'eau surnageant en vidant l'éprouvette de manière à ne conserver qu'environ 4 fois le volume du culot. Le volume total de l'échantillon (v) est mesuré.

☞ La fraction est homogénéisée directement dans l'éprouvette à l'aide d'un agitateur muni d'un disque perforé à son extrémité. Deux aliquotes de 0,5 ml sont prélevées à la micropipette et transférées sur quatre (deux fois deux) cellules de numération quadrillée. Sur ces deux groupes de deux lames, les larves de chaque stade sont dénombrées.

☞ Pour chaque sous-échantillon, le nombre total de larves de chaque stade est dénombré sur les deux lames.

Ainsi, pour une fraction donnée et un sous-échantillon de 0,5 ml donné, le nombre N de larves d'un stade donné présentes dans $1,5 \text{ m}^3$ d'eau pompée² est calculé de la façon suivante :

$$N = (1,5 n \times v / 0,5) / V = 3nv / V$$

où n est la somme des nombre de larves du stade considéré comptées sur les deux lames, v (ml) le volume de l'échantillon dilué et V (m^3) le volume pompé.

Les résultats des comptages dans les deux sous échantillons sont ensuite moyennés.

☞ Pour chaque catégorie larvaire, le résultat retenu est la somme des valeurs dénombrées dans les deux fractions.

3.1.2. Corrections des séries de données anciennes

La comparaison des résultats de l'ancienne et de la nouvelle technique de pêche et de dénombrement des larves (Auby *et al.*, 2002b) réalisée au cours de la saison de reproduction 2001 (Figure 3) a permis de calculer pour les différents stades larvaires des coefficients multiplicateurs à appliquer aux anciennes séries pour exprimer les résultats des dénombrements provenant des pêches au filet en nombre de larves/ $1,5 \text{ m}^3$:

- 1/1,2 pour les stades "petites" et "évoluées",
- 1/4 pour les stades suivants.

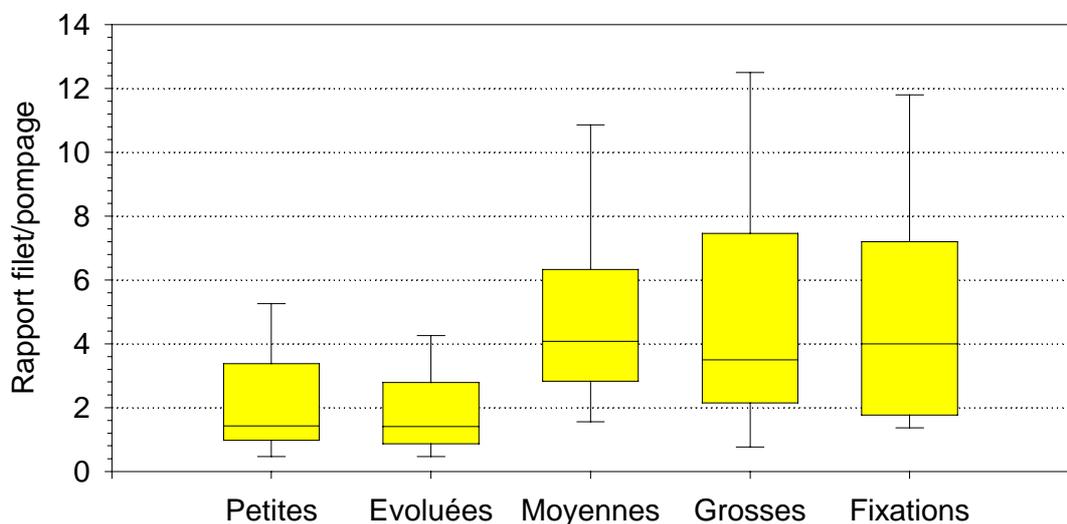


Figure 3 : Rapport entre les dénombrements des pêches réalisées au filet et à la pompe (Auby *et al.*, 2002b).

Comme l'indique la dispersion des valeurs autour de la médiane (figure 3), ces valeurs sont affectées d'une erreur importante, notamment pour les stades larvaires les plus âgés.

² Les résultats ayant été exprimés pour $1,5 \text{ m}^3$ de puis de nombreuses années, cette habitude a été conservée afin de ne pas troubler les professionnels.

Malgré cette incertitude, ces coefficients médians ont été appliqués aux dénombrements réalisés depuis l'été 1985 afin d'obtenir un jeu de données corrigées permettant une analyse de la série chronologique.

3.1.3. Résultats des pêches de larves

Les résultats bruts des pêches de larves depuis 1985 sont figurés dans l'annexe 1 (Figures A à S). Pour simplifier ces graphes, nous avons établi des moyennes par secteur (est et ouest) pour chaque date d'échantillonnage.

En préalable à l'examen de ces figures, une précision doit être apportée concernant l'interprétation des dénombrements des larves.

Au cours de l'évolution larvaire d'une cohorte, depuis l'émission des gamètes et la formation de la larve D jusqu'au stade précédant la fixation, les véligères sont dispersées dans le milieu du fait des processus hydrodynamiques et de la diffusion (cf chapitre 4).

Ainsi, plus les larves sont âgées, plus elles sont réparties de façon homogène dans le milieu. Ceci nous amène à considérer avec précaution les mesures d'abondance de larves "petites", variables selon que les pêches aient concerné ou non le cœur de l'essaim de larves (avant dispersion) et/ou qu'elles aient été réalisées immédiatement après la ponte ou plusieurs jours après. L'intensité de l'effort de reproduction sera donc estimé plus ou moins précisément selon les années. En revanche, les effectifs des larves "évoluées" apparaissent plus sûrs.

Quelques caractéristiques des modalités de la reproduction et du développement des larves dans le Bassin apparaissent à l'examen de ces courbes.

➤ Les premiers frais qui, le plus souvent, correspondent à des pontes partielles et/ou n'intéressent qu'une fraction limitée de la population d'huîtres (His, 1976), interviennent au cours du mois de juin.

➤ On observe habituellement 2 pontes importantes par saison de reproduction : la première début juillet, la seconde entre fin juillet et début août. Toutefois, certaines années, les premières pontes massives peuvent se produire dès le mois de juin (par exemple en 1989, 1990 et 1993).

Les travaux de Manaud *et al.* (1997) ont montré que la première ponte massive est en général le fait des populations des secteurs internes du Bassin alors que la seconde provient de celles des secteurs océaniques, avec un décalage pouvant parfois dépasser un mois. Les eaux du fond de la Baie se réchauffent plus rapidement au printemps que celles de l'entrée, entraînant une maturation plus précoce des huîtres de ces secteurs internes.

➤ Entre les premiers pics de larves "petites" et l'observation de larves "en fixation", le temps écoulé varie, selon les années, entre 8 et 23 jours.

3.1.4. Mise en forme des données pour l'analyse des séries historiques

Seuls les dénombrements correspondant aux pêches du secteur "est" (Comprian, Arams, Gujan) ont été retenus, d'une part parce que les stations échantillonnées dans ce secteur sont situées dans le principal site de captage du Bassin et d'autre part parce qu'elles se trouvent suffisamment à proximité les unes des autres pour que cela ait un sens d'y moyenner les quantités de larves prélevées.

➤ Pour chaque saison de reproduction, les grandes cohortes larvaires (nombre de larves "petites" supérieur à 18 000 ind/1,5 m³) ont été distinguées et caractérisées de la manière suivante :

- valeur du pic de "petites" : **P** (n/1,5 m³)
- valeur du pic de "moyennes" : **M** (n/1,5 m³)
- durée entre le pic de "petites" et de "moyennes" : **dPM** (jours)
- valeur du pic de "fixations" : **F** (n/1,5 m³)
- durée entre le pic de "petites" et de "fixations" : **dPF** (jours)
- rapport entre les valeurs des pics de "moyennes" et de "petites" : **M/P** (%)
- rapport entre les valeurs des pics de "fixations" et de "moyennes" **F/M** (%)
- rapport entre les valeurs des pics de "fixations" et de "petites" : **F/P** (%)

On a ainsi pu distinguer et suivre l'évolution de 32 cohortes depuis 1985. Elles sont représentées sur les figures T à X de l'annexe 2.

Les statistiques descriptives de ces données sont présentées dans le tableau 2.

	n/1,5 m ³			jours		%		
	P	M	F	dPM	dPF	M/P	F/M	F/P
Moyenne	354 980	7 977	790	10	15	2,39	16,96	0,32
Mini	18 529	125	0	5	8	0,06	2,20	0,00
Maxi	1 386 167	120 500	9 308	16	23	19,03	46,96	2,01
Médiane	186 833	1 545	230	9	14	0,66	14,00	0,10
25 %	86 249	463	48	7	14	0,31	6,93	0,03
75 %	412 063	5 698	675	12	17	2,02	24,21	0,32

Tableau 2 : Statistiques descriptives des paramètres des grandes cohortes larvaires entre 1985 et 2003.

Comme cela apparaît sur ce tableau, les caractéristiques des différentes cohortes sont très différentes, aussi bien au niveau du nombre de larves "petites" formées que de leur survie.

➤ Les paramètres larvaires caractérisant les différents étés sont calculés en réalisant la moyenne de ces paramètres pour les grandes cohortes de chaque été.

3.2. Naissains

3.2.1. Méthodes de comptage des naissains

La tuile chaulée traditionnelle (1500 cm² de surface) est, dans le Bassin d'Arcachon, un des principaux mode de captage des jeunes huîtres. C'est sur ce support que sont effectués les dénombrements de naissains.

Les comptages de naissain sur les tuiles à la fin de la saison de reproduction n'ont été réalisés de manière systématique qu'entre les années 1985 et 1989 (Maurer et Borel, 1990 – 90 tuiles observées), puis en 1998, 1999 (30 tuiles observées) et enfin de 2000 à 2003 (50 tuiles observées). Les tuiles observées proviennent des différents secteurs de captage du Bassin, en s'appuyant sur le nombre de déclarations de pose pour déterminer le nombre de tuiles échantillonnées dans chaque zone

Les tuiles sont ramenées au laboratoire où les comptages des naissains fixés sont effectués à l'aide d'une loupe binoculaire.

3.2.2. Résultats du captage

Les résultats des comptages sont présentés dans le tableau 3.

Nombre de naissains/tuile	1985	1986	1987	1988	1989	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Fin de la saison de reproduction	5176 (1431)	389 (139)	399 (131)	841 (170)	3800 (517)	46 (17)	5420 (3200)	323 (166)	3292 (1260)	45 (30)	20920 (7212)
Détroquage	1093 (139)	172 (8)	182 (13)	224 (11)							

Tableau 3 : Nombre de naissains par tuile (écart type) captés dans le Bassin d'Arcachon à la fin de la saison de reproduction (septembre) et au moment du détroquage³ (printemps de l'année suivante).

Lors de la première période (**1985-1989**), il apparaît une forte variabilité inter-annuelle du captage, le nombre de naissains fixés à la fin de la saison de reproduction variant entre environ 400 et 5200 individus par tuile.

On ne dispose pas de chiffres précis pour le début des années 1990 mais on sait qu'entre **1994 et 1997**, le captage a été pléthorique, avec plusieurs milliers de naissains captés par collecteur (comm. pers. SRC - Arcachon).

En **1998** et **2002**, le captage a été exceptionnellement faible, avec une quarantaine de naissains par tuile fixés à la fin de la saison de reproduction.

En **2000**, on a mesuré un nombre de naissains fixés très moyen, proche de ceux de 1986 et 1987.

En **1999** et **2001**, le nombre de naissains fixés a été très élevé (plusieurs milliers par tuile).

³ Séparation du naissain de son collecteur.

En 2003, le captage a été exceptionnellement important, avec plusieurs dizaines de milliers de naissains fixés sur les tuiles à la fin de la saison de reproduction.

En résumé, les observations réalisées depuis les 20 dernières années montrent une importante variabilité inter-annuelle du captage. Depuis quelques années, cette variabilité semble encore plus marquée, avec une alternance d'années excellentes (2001 et 2003) et très mauvaises (1998 et 2002).

4. Paramètres descriptifs des cohortes larvaires expliquant la variabilité du captage

Ces relations ont été étudiées sur les paramètres des 32 cohortes définies au cours des années 1985 à 2003 (selon les modalités précisées dans le paragraphe 2.1.4.).

Sur les graphes présentés ci-dessous, les cohortes sont désignées par leur ordre d'apparition (1 ou 2) et leur année (exemple : 2-02).

4.1. Quel paramètre retenir pour caractériser la survie larvaire ?

Les mortalités les plus importantes surviennent entre les stades "petites" et "moyennes" des cohortes. En effet, en moyenne, 2,4 % des larves "petites" (P) atteignent le stade "moyennes", alors que 17 % des "moyennes" (M) atteignent le stade "en fixation" (F) (Tableau 2).

La forte sélectivité de cette première étape de la vie larvaire explique sans doute que la majeure partie de la variabilité de la survie totale (F/P) soit expliquée par les variations de M/P (Figure 4).

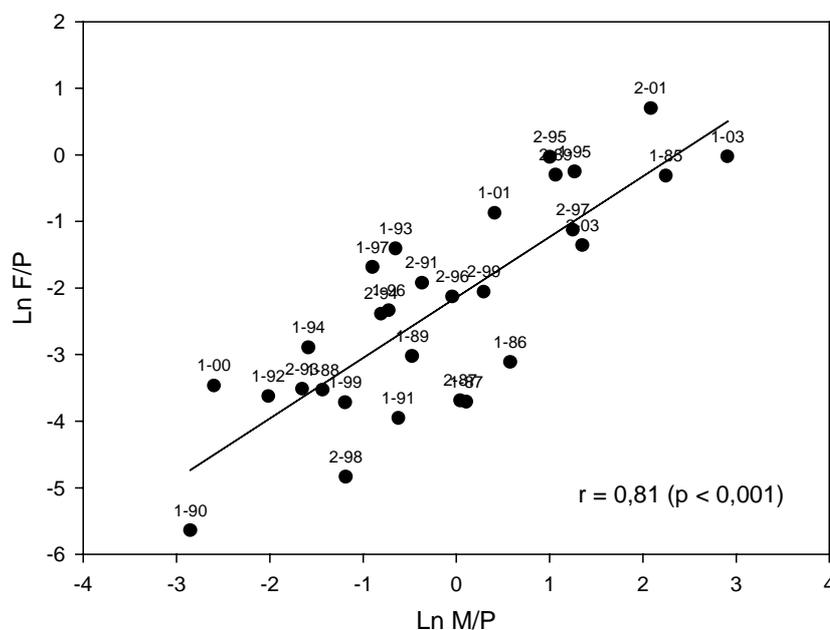


Figure 4 : Relation entre Ln F/P et Ln M/P pour les 32 grandes cohortes larvaires définies entre 1985 et 2003.

En raison de cette forte corrélation, on peut utiliser le rapport M/P, à la place de F/P, pour caractériser la survie des cohortes, ce qui permet de prendre en compte dans les analyses les cohortes larvaires qui ont avorté avant d'aboutir au stade "en fixation" (1998 et 2002).

Il faut souligner que la survie des cohortes entre les stades "petites" et "moyennes" (Ln M/P) est inversement corrélée à leur durée de développement (dPM) (Figure 5) ce qui signifie que plus la croissance des larves est lente, plus leur survie est faible.

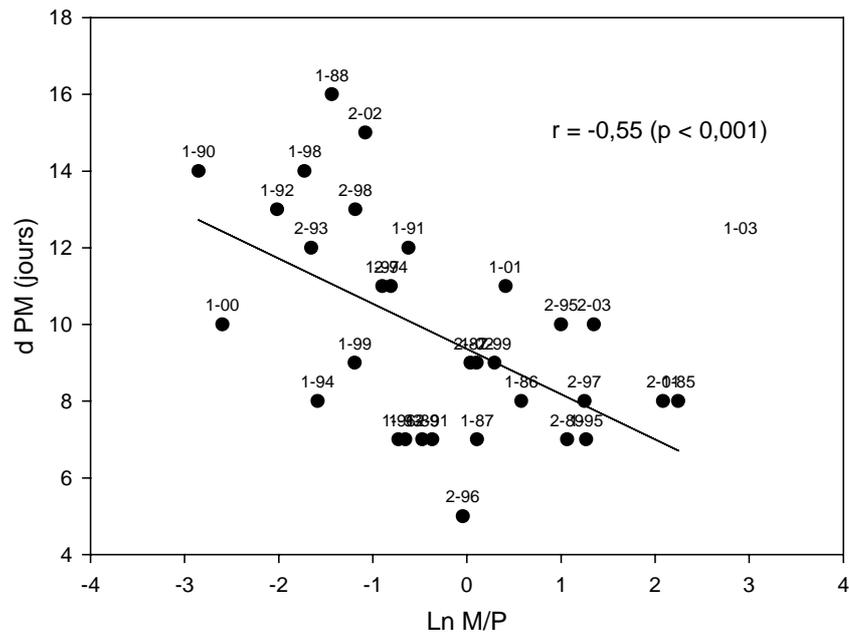


Figure 5 : Relation entre Ln M/P et dPM (jours) pour les 32 grandes cohortes larvaires définies entre 1985 et 2003.

4.2. Quel paramètre larvaire décrit la variabilité du captage?

Comme l'indique la figure 6, l'intensité du captage est bien corrélée au nombre moyen de larves "en fixation" dans les grandes cohortes d'un été.

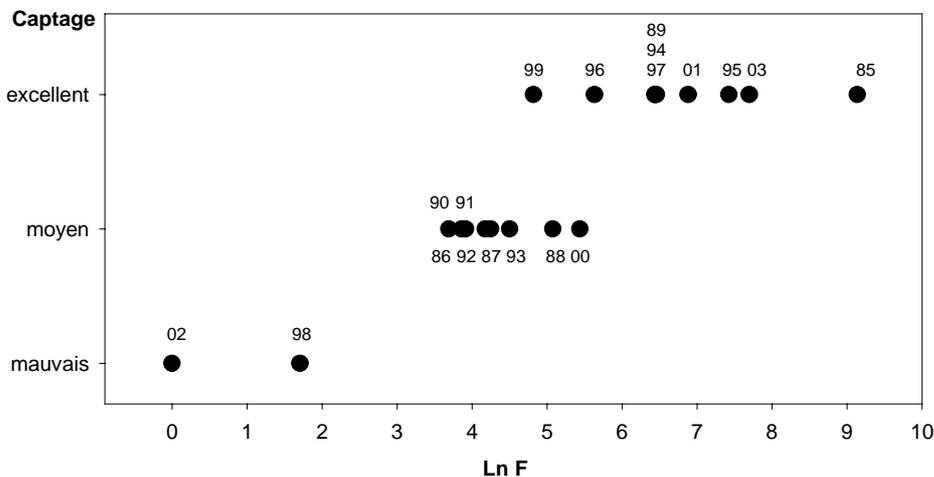


Figure 6 : Relation entre l'intensité du captage et l'abondance des larves au stade "en fixation" (Ln F) – (captage 1985 à 2003).

Une mauvaise année de captage est une année pendant laquelle les cohortes ont abouti, en moyenne, à un faible nombre de larves "en fixation" (1998, 2002). A l'inverse, une bonne année de captage est une année pendant laquelle les cohortes ont abouti, en moyenne, à un grand nombre de larves "en fixation" (1985, 1995, 2003).

4.3. Quels paramètres larvaires expliquent la variabilité du nombre moyen de larves "en fixation"?

Deux modes de représentation des variables ont été utilisés pour mettre en évidence les paramètres larvaires participant à l'explication de la variabilité du nombre de larves "en fixation" : analyse en composantes principales et arbre de régression.

➤ Une **Analyse en Composantes Principales (ACP)** a été réalisée sur les paramètres larvaires afin de synthétiser et de hiérarchiser les relations existant entre eux (espace des variables) et de regrouper les cohortes selon leurs caractéristiques (espace des observations).

Cette méthode statistique est essentiellement descriptive. Elle permet de synthétiser les informations contenues dans un tableau de données contenant des variables et des individus et de préciser comment se structurent ces variables (sont elles associées ou non, sont elles liées positivement ou négativement) et comment se répartissent les individus dans l'espace construit à partir de ces variables (sont-ils ressemblants ou dissemblants).

Certaines cohortes, notamment celles d'années récentes (1998, 2002), n'aboutissant pas au stade "en fixation", ne permettent pas de définir une valeur pour les variables dPF, F/M et F/P. Nous n'avons donc retenu pour l'analyse que les variables F, P, dPM et M/P

afin de conserver le maximum de cohortes. Les observations sont ainsi constituées par toutes les cohortes de 1985 à 2003 (32). Une transformation logarithmique a été appliquée aux variables F, P et M/P afin de normaliser les distributions et de réduire la variance.

Les résultats de l'analyse sont présentés figure 7 : cercle de corrélations des variables, représentation graphique de la distribution des observations sur le plan factoriel 1-2 et contribution des axes à la variance.

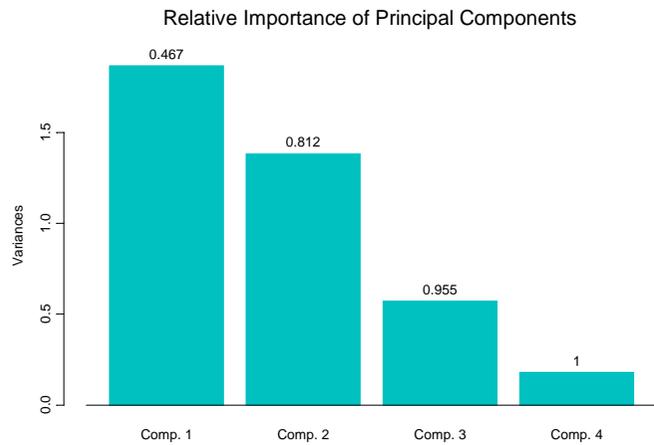
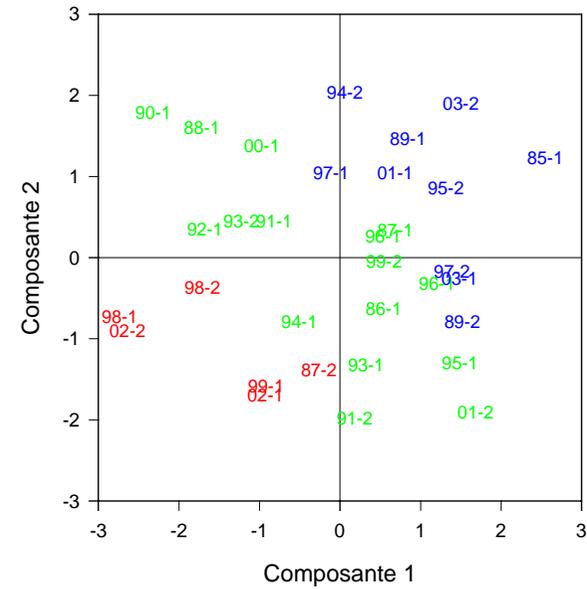
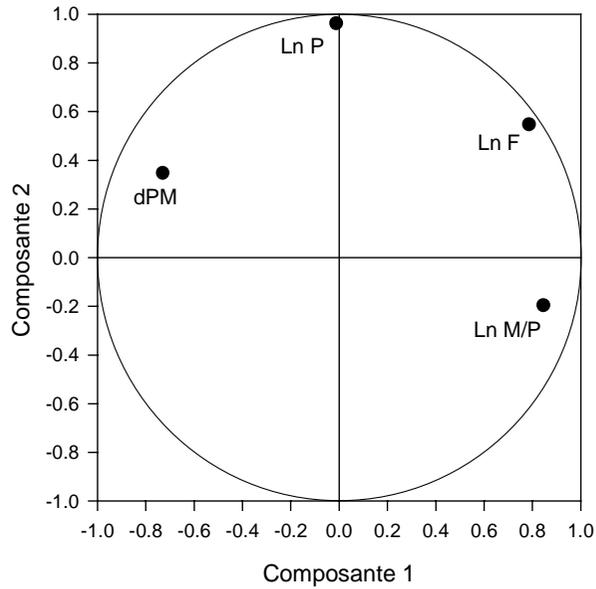
Les deux premiers axes expliquent une très forte proportion de la variance (81 %) ce qui signifie que le plan 1-2 résume à lui seul la plus grande partie de l'information initiale.

Les variables sont bien représentées dans le plan 1-2 (leur projection est proche du cercle des corrélations). Elles se distribuent de la façon suivante.

- Les trois variables dPM, Ln M/P et Ln F sont très corrélées à l'axe 1, dPM s'opposant aux deux autres. Ceci traduit que le nombre élevé de larves en fixation est lié à une bonne survie entre les stades "petites" et "moyennes" et à une évolution rapide entre ces stades.
- Ln P est très bien corrélé (positivement) à l'axe 2 qu'il détermine en grande partie. Ln F est aussi corrélé positivement à l'axe 2 ce qui indique qu'un nombre élevé de larves en fixation dépend, dans un second temps, de l'importance des effectifs des larves "petites" formées à l'issue des pontes.

Les observations se répartissent globalement en trois groupes.

- Dans le quart inférieur gauche du plan factoriel 1-2 se trouvent toutes les cohortes présentant un faible nombre de "fixations" ; elles sont caractérisées par un faible effectif de "petites" et une "durée petites-moyennes" élevée. Les deux cohortes des très mauvaises années 1998 et 2002 se projettent dans ce secteur.
- Dans le quart supérieur droit de ce plan sont réunies les cohortes présentant un nombre élevé de "fixations" ; elles sont caractérisées par un effectif important de "petites" et une faible "durée petites-moyennes". Exception faite de l'année 1999, on y trouve au moins une cohorte des excellentes années de captage : la première cohorte importante des années 1985, 1989, 1996, 1997 et 2001, la seconde des années 1994, 1995, 1997 et 2003.
- Dans les deux autres quarts de ce plan se trouvent les cohortes présentant un nombre moyen de "fixations" ; elles sont caractérisées soit par un nombre important de "petites" et une "durée petites-moyennes" importante (quart supérieur gauche), soit par un nombre faible de "petites" et une "durée petites-moyennes" courte (quart inférieur droit).



La gradation des couleurs des observations correspond à l'abondance de F :

- abondance forte (blue)
- abondance moyenne (green)
- abondance faible (red)

Nombre de variables = 4
 Nombre d'observations = 32

Figure 7 : Résultats de l'analyse en composantes principales des caractéristiques des cohortes larvaires entre 1999 et 2003.

En résumé, les cohortes ayant abouti à un faible nombre de larves "en fixation" sont caractérisées à la fois par un faible effectif de "petites" et une "durée petites-moyennes" élevée, au contraire des cohortes ayant abouti à un fort nombre de larves "en fixation", caractérisées à la fois par un effectif important de "petites" et une faible "durée petites-moyennes". Les cohortes ayant abouti à un nombre moyen de larves "en fixation" sont caractérisées, soit par un dPM long et un "P" fort, soit par un dPM court et un "P" faible.

➤ Une autre façon de représenter la distribution du nombre de "fixations" ou de l'intensité du captage en fonction du nombre de "petites" et du rapport M/P ou de dPM est de bâtir un **arbre de régression**.

Il s'agit d'un graphique ou un diagramme représentant un système de classification ou un modèle de prédiction. Un tel arbre est structuré comme une suite de simples questions dont les réponses tracent un chemin "descendant" l'arbre. Le point final détermine la classe ou l'estimation faite par le modèle, qui est, dans ce cas, une valeur numérique. Cette représentation graphique permet aux utilisateurs de voir d'un point de vue hiérarchique les interactions entre les variables.

Le programme S+ utilise des segmentations binaires (en deux branches) qui divisent chaque nœud parent en exactement deux nœuds enfants en posant une question avec une réponse oui (à gauche)/non (à droite) à chaque nœud.

Le logiciel recherche des seuils séparant à chaque nœud l'échantillon de la population de la manière la plus homogène. A mesure que l'arbre croît, l'homogénéité des nœuds augmente, identifiant ainsi les segments importants.

Nous avons ainsi construit des arbres de régression à partir des données moyennes par saison de reproduction de 1985 à 2003 (19 années).

1. Pour prédire les niveaux de Ln F en fonction de Ln P et dPM (Figure 8).

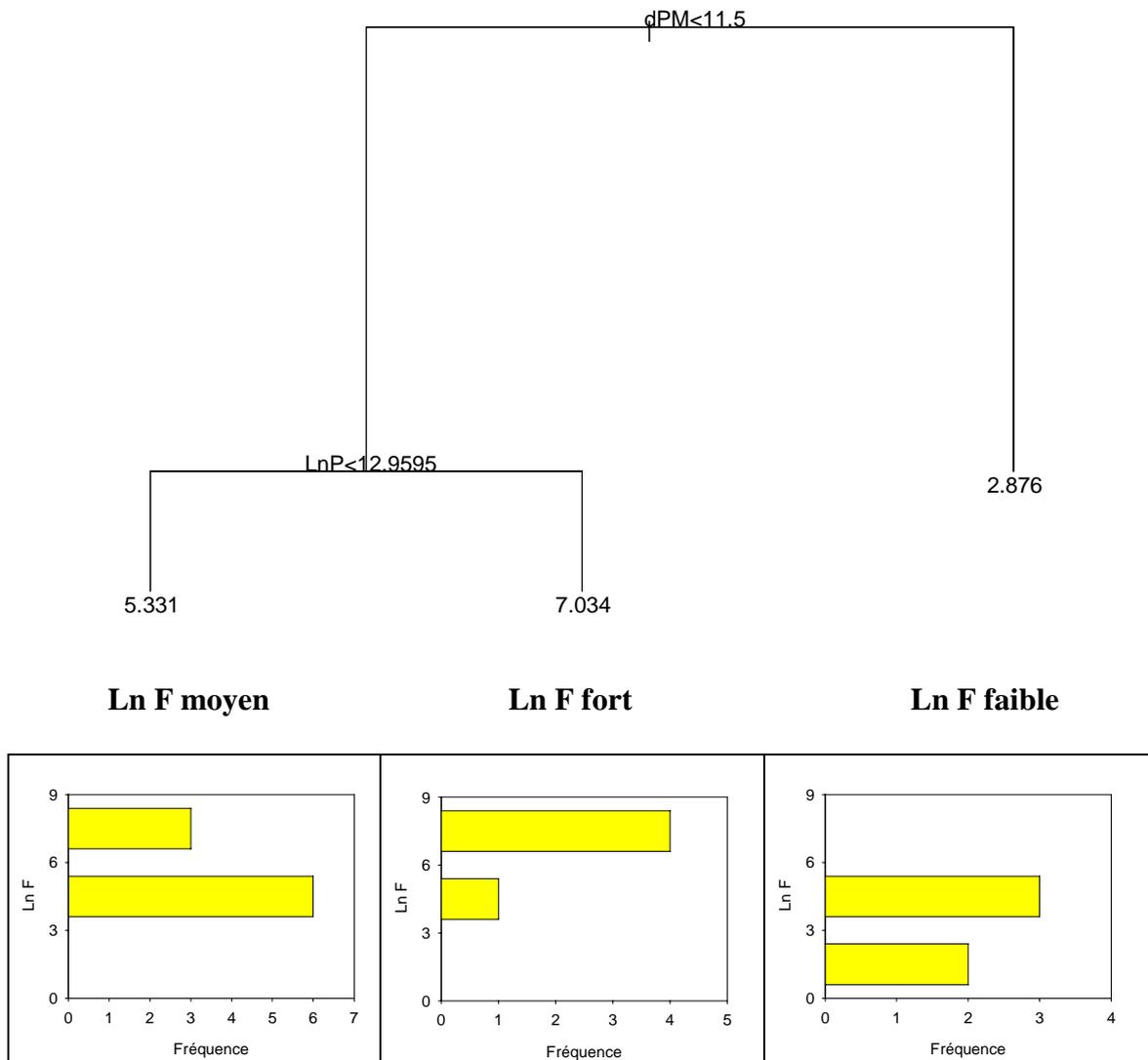


Figure 8 : Modèle de prédiction du nombre de larves en fixation (Ln F) obtenu par construction d'un arbre de régression à partir des variables nombre de "petites" (Ln P) et durée entre les stades petites et moyennes (dPM).

Les histogrammes placés sous les branches de l'arbre représente la distribution des valeurs de Ln F dans les trois groupes différenciés (fréquence du nombre de saisons de reproduction).

La distinction entre les groupes se fait en premier lieu sur le temps de développement des cohortes entre les stades "petites" et "moyennes" (dPM). S'il est supérieur à 11,5 jours, le nombre de "fixations" sera plutôt faible. S'il est inférieur à 11,5 jours, la distinction nombre de larves "en fixation" "fort" et "moyen" est déterminée par le logarithme népérien du nombre de "petites" émises (Ln P), avec un seuil à 12,96 (soit environ 425 000 petites/1,5 m³).

2. Pour prédire les niveaux de Ln F en fonction de Ln P et "M/P" (Figure 9).

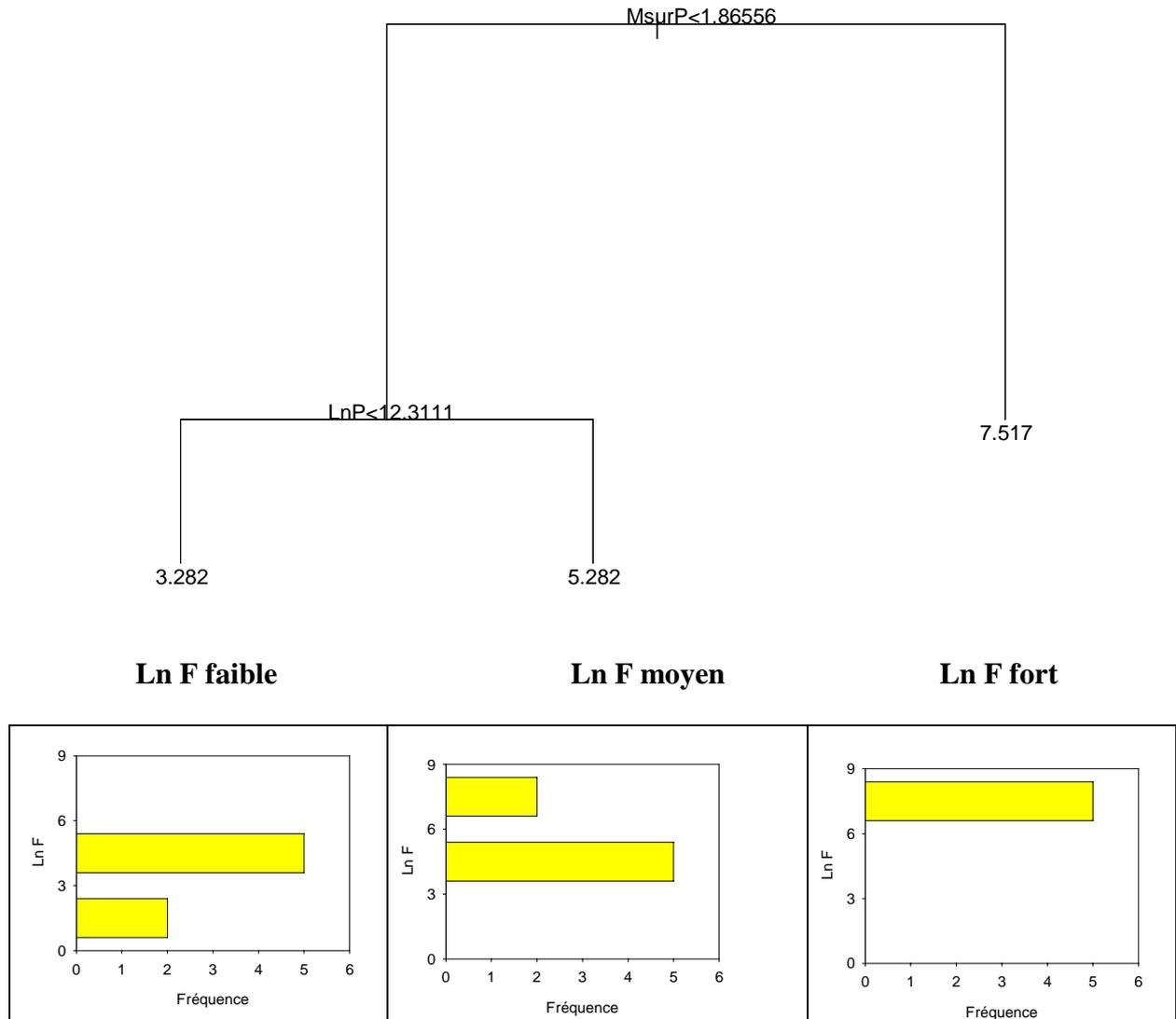


Figure 9 : Modèle de prédiction du nombre de larves en fixation (Ln F) obtenu par construction d'un arbre de régression à partir des variables nombre de petites (Ln P) et rapport entre les nombres de petites et de moyennes (M/P).

Les histogrammes placés sous les branches de l'arbre représente la distribution des valeurs de Ln F dans les trois groupes différenciés (fréquence du nombre de saisons de reproduction).

La distinction entre les groupes se fait en premier lieu sur la survie des larves entre les stades "petites" et "moyennes" ($MsurP = M/P$). Si elle est supérieure à 1,86 %, le nombre de "fixations" sera fort. Si elle est inférieure à 1,86 %, la distinction nombre de larves "en fixation" faible et moyen est déterminée par le logarithme népérien du nombre de "petites" émises (Ln P), avec un seuil à 12,31 (soit environ 220 000 petites/1,5 m³).

En résumé, les arbres de régression permettent de fixer les seuils de Ln P, dPM et M/P conditionnant le nombre moyen, pendant l'été, de larves en fixation dans les grandes cohortes, qui détermine l'intensité du captage :

- *Nombre de larves en fixation élevé : captage excellent :*
dPM < 11,5 jours et Ln P > 12,96 (soit environ 425 000 petites/1,5 m³) **ou**
M/P > 1,86 %
- *Nombre de larves en fixation moyen : captage moyen*
dPM < 11,5 jours et Ln P < 12,96 (soit environ 425 000 petites/1,5 m³) **ou**
M/P < 1,86 % et Ln P > 12,31 (soit environ 222 000 petites/1,5 m³)
- *Nombre de larves en fixation faible : mauvais captage*
dPM > 11,5 jours **ou**
M/P < 1,86 % et Ln P < 12,31 (soit environ 222 000 petites/1,5 m³)

5. Conclusion

Grâce à la validation des dénombrements larvaires réalisés par le passé, on dispose d'une série de données relatives à l'abondance et à la survie des grandes cohortes larvaires entre 1985 et 2003.

L'examen de ces données révèle une très grande variabilité inter-annuelle des différents paramètres larvaires ainsi que de l'intensité du captage.

Les analyses réalisées permettent de montrer que l'amplitude du captage dépend en premier lieu de la survie des larves au cours de leur développement et en second lieu de l'importance des pontes principales (nombre de larves "petites" formées à l'issue de ces pontes).

Le plan de ce rapport, détaillé dans le chapitre suivant, s'appuie sur ces deux axes d'étude.

Chapitre 2 : Présentation du plan

Une fois démontré que la variabilité du captage dépend, par ordre d'importance, du taux de survie des larves et de l'intensité moyenne des pontes principales d'un été (nombre moyen de larves "petites" formées), on peut proposer un schéma conceptuel rassemblant les principaux facteurs susceptibles d'influer sur ces deux paramètres ainsi que les variables pouvant influencer sur ces facteurs (Figure 10).

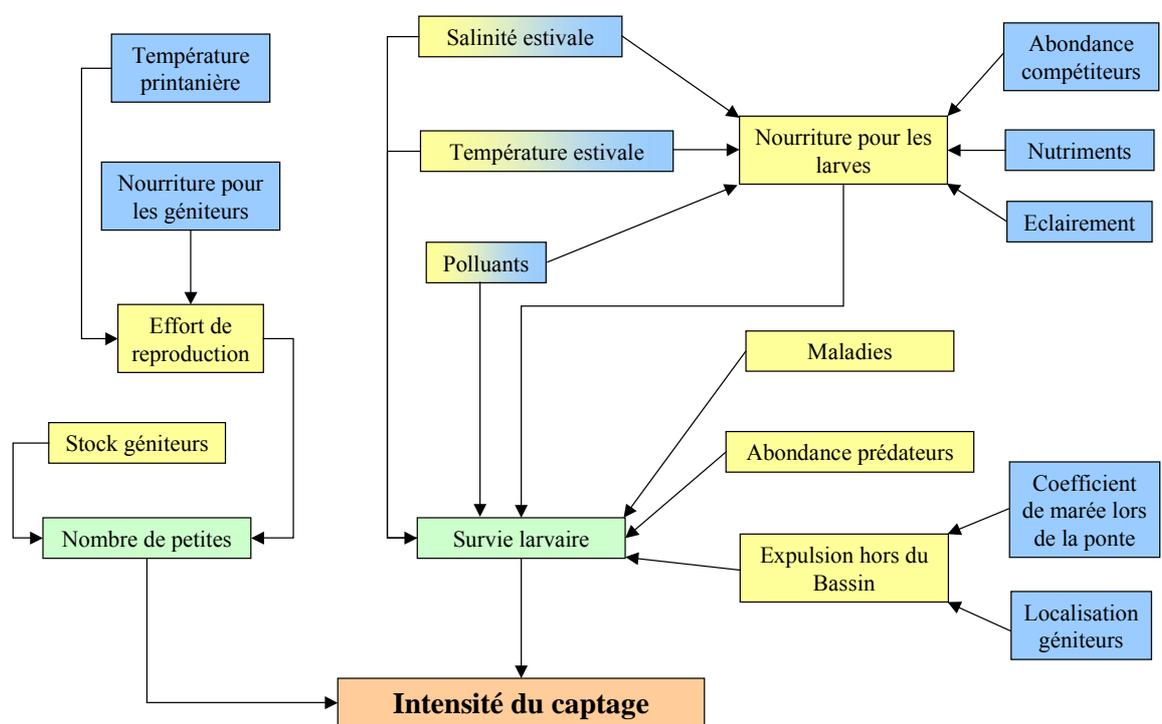


Figure 10 : Schéma conceptuel des différents facteurs (en jaune) susceptibles d'agir sur les deux paramètres, survie larvaire et nombre de larves «petites» formées pendant l'été (en vert), qui déterminent l'intensité du captage (en orange). En bleu sont figurées les variables pouvant influencer sur ces facteurs.

A partir de ce schéma, nous avons choisi d'organiser ce rapport en grandes questions destinées à caractériser les différents facteurs susceptibles d'agir sur l'un ou l'autre de ces deux paramètres, à analyser leur impact et finalement à hiérarchiser leur influence sur la variabilité de l'intensité du captage.

En fonction des données disponibles, l'analyse de l'impact des facteurs a été réalisée sur des périodes plus ou moins longues, comprises entre 1985 et 2003.

Les grandes questions :

- Le stock d'huîtres présent dans le Bassin d'Arcachon et l'effort de reproduction des géniteurs influent-ils sur l'intensité du captage ?
- Les secteurs de ponte et les conditions de marée lors des frais influent-ils sur l'intensité du captage ?
- La température et la salinité de l'eau au cours du développement des cohortes larvaires influent-elles sur l'intensité du captage ?
- La quantité de nourriture disponible pour les larves influe-t-elle sur l'intensité du captage ?
- L'abondance des zooplanctons compétiteurs et prédateurs des larves d'huîtres influe-t-elle sur l'intensité du captage ?
- Peut-on détecter des maladies dans les populations larvaires naturelles et quel serait leur impact sur l'intensité du captage ?
- Quels sont les contaminants présents dans les eaux du Bassin pendant l'été et quel est leur impact sur l'intensité du captage ?

A la fin de ce rapport, nous proposons une synthèse, résumant les réponses apportées aux questions posées en hiérarchisant les facteurs retenus pour expliquer la variabilité du captage dans le Bassin d'Arcachon.

Chapitre 3 :

Le stock d'huîtres et l'effort de reproduction des géniteurs influent-ils sur l'intensité du captage?

1. Introduction

Dans le chapitre 1, l'influence du nombre de larves formées pendant la saison de reproduction sur le succès du captage a été mise en évidence.

Il s'agit dans ce chapitre de rechercher les causes de la variabilité de ce paramètre. Elles peuvent être liées à deux éléments : l'importance du stock de géniteurs et l'intensité de l'effort de reproduction individuel des huîtres. Ce dernier dépend en grande partie du développement de la gonade qui s'effectue au cours du printemps précédant la saison de reproduction.

2. Démarche entreprise

La démarche entreprise est de confronter les données relatives à la maturation des huîtres génitrices aux paramètres hydrologiques et aux dénombrements de larves "petites" dans les pêches de larves.

Les modalités d'acquisition des données hydrologiques (réseau hydrobiologique du Bassin d'Arcachon ARCHYD et sonde enregistreuse de température) sur lesquelles nous appuyons ce travail, sont présentées en annexe 3. Les résultats des pêches de larves effectuées en période estivale, sont présentés dans le chapitre 1 et dans les annexes 1 et 2.

En ce qui concerne les huîtres, c'est à partir du milieu des années 1980 que diverses études ont été mises en place par l'IFREMER dans les bassins conchylicoles français, afin de contribuer à l'amélioration de la gestion des zones de production en fonction de leurs aptitudes et de leurs contraintes. Dans ce cadre, trois types de travaux ont été réalisés.

➤ La biomasse d'huîtres en élevage a fait l'objet d'une estimation annuelle de 1985 à 1988 (Maurer *et al.*, 1987 ; Maurer *et al.*, 1988). Les rapports cités en références peuvent être consultés au sujet de la méthodologie utilisée.

➤ Des suivis annuels expérimentaux de la croissance, la maturation et la qualité des huîtres du Bassin d'Arcachon ont été menés de 1985 à 1996 en trois sites de la Baie (Manaud *et al.*, 1997). Une partie de ces résultats est reprise ici, avec un traitement plus spécifiquement orienté vers la maturation et son impact éventuel sur le succès du captage.

La méthodologie utilisée a été la suivante.

Chaque année, un lot d'huîtres âgées de 18 mois, calibré entre 20 et 30 g, était mis en place en février dans des poches ostréicoles (à raison de 250 individus par poche) dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon : Cap Ferret, Jacquets, Tès. Ces lots faisaient ensuite l'objet d'un suivi pendant un an.

Les résultats analysés concernent seulement une des stations étudiées, Tès, à proximité de laquelle des mesures de température en continu étaient disponibles,.

Un échantillon de 30 huîtres était prélevé deux fois par mois en période de maturation et de reproduction (d'avril à septembre) et une fois par mois le reste de l'année. Sur ces individus étaient effectuées des mesures biométriques individuelles (poids total, poids sec) et des mesures globales (index de condition⁴, dosage des constituants glucidiques et lipidiques) (Manaud *et al.*, 1997).

Signalons que le pas de prélèvement utilisé ne permet pas d'apprécier avec rigueur la précocité ou le retard de la maturation selon les années. Cependant, les dates de première ponte importante peuvent être approximativement évaluées à l'aide des observations sur les huîtres et des résultats des pêches de larves.

➤ A partir de 1993, un Réseau National Mollusque de l'IFREMER (REMORA) a été mis en place afin de caractériser les différents bassins conchylicoles français et de les comparer. Ce réseau évalue la croissance et la qualité des huîtres selon un protocole d'élevage standardisé commun aux six laboratoires côtiers IFREMER impliqués dans cette opération. Les résultats obtenus font l'objet de la publication d'un rapport annuel (Fleury *et al.*, 2002).

Dans ce cadre, un estimateur de la condition des mollusques est évalué chaque année au cours du mois de juin. Il s'agit de l'indice de Lawrence et Scott⁵, qui résulte d'un calcul différent de celui de l'index de condition précédemment cité. L'indice de Lawrence et Scott a pu être calculé de 1985 à 1996 sur les huîtres du suivi annuel expérimental, permettant ainsi de constituer une série complète de 1985 à 2003.

3. Résultats

3.1. La variation du stock d'huîtres

➤ L'histoire de l'ostréiculture arcachonnaise a été ponctuée de crises qui ont conduit graduellement à une diminution des surfaces concédées pour l'élevage de l'huître. En 1985, il restait environ 1000 ha concédés qui passèrent à 900 ha en 1996 puis 800 ha en 2000 et 757 ha en 2003. Cette diminution des surfaces d'environ 20 % s'est probablement répercutée sur le stock en élevage.

Cependant, d'autres considérations (exposées ci-dessous) vont conduire à relativiser l'impact de cette évolution sur le recrutement.

⁴ Index de condition de Medcof et Needler (1941) (M&N) = Poids sec (mg) / Volume intervalvaire (ml)

⁵ Indice de Lawrence et Scott (1982) (L&S) = Poids sec de chair (mg)/Poids total (g) – Poids coquille (g)

➤ Nous disposons des estimations du stock d'huîtres en élevage réalisées de 1985 à 1988 sur les parcs concédés (Tableau 4).

La biomasse totale reste relativement stable les trois premières années (proches de 40 000 t) avant de diminuer en 1988 (30 000 t). Cette année-là, la population d'huîtres montre une proportion élevée de jeunes huîtres (1 an) et surtout une charge à l'are en huîtres âgées de 2 ans et plus, moins forte que celle des années antérieures, les surfaces exploitées demeurant inchangées. Deux raisons, non exclusives l'une de l'autre, peuvent expliquer cette différence : le nombre total d'huîtres est inférieur et/ou le poids individuel des huîtres est plus faible ce qui signifierait que les classes de poids les plus élevées (individus âgés) sont peu fournies.

Quoiqu'il en soit, pendant cette période où les surfaces concédées ne varient pas, le stock en revanche fluctue sensiblement (25 %).

	1985	1986	1987	1988 ⁶
Biomasse en élevage (t)	38 000 ± 1 950	38 000 ± 4 200	39 000 ± 3 350	29 500 ± 4 000

Tableau 4 : Résultats des estimations de la biomasse d'huîtres (en tonnes) en élevage dans le Bassin d'Arcachon (Maurer *et al.*, 1987 ; Maurer *et al.*, 1988).

➤ Par ailleurs, il faut ajouter aux huîtres en élevage, le stock des huîtres sauvages qui participe aussi à l'effort de reproduction. Les accumulations d'huîtres sauvages se forment soit à partir des gisements "naturels" du Bassin soit sur les parcs non entretenus (ou ayant été abandonnés), à la suite en particulier des captages pléthoriques où les naissains se fixent sur tous les supports disponibles (chantiers, coquilles d'huîtres...).

Pour le début de la période, nous ne disposons pas d'évaluation des quantités concernées si ce n'est en 1985, la valeur de 7 000 t sur les parcs non entretenus mais encore concédés (Maurer *et al.*, 1987).

A la suite des captages très intenses des années 1994 à 1997, puis d'une année sur deux de 1999 à 2003, la biomasse sauvage a atteint des tonnages vraisemblablement élevés, motivant deux études à l'initiative du Conseil général de Gironde (Idee et BCOM, 2000 ; Tebar, 2001). Le volume des huîtres à nettoyer (comportant des animaux morts et vivants) a été estimé à environ 800 000 m³ sur les parcs ostréicoles auxquels s'ajoutent 300 000 m³ de gisements naturels (sans évaluation des tonnages correspondant) (Idee et BCOM, 2000).

De Montaudouin (comm. pers.) a réalisé, en 2003, une estimation grossière des gisements d'huîtres sauvages et fait état de stocks d'huîtres vivantes s'élevant à 37 000 tonnes.

Tebar (2001) a par ailleurs montré que ces gisements naturels sont constitués à plus des deux tiers d'individus jeunes (hauteur inférieure à 6 cm), aptes à participer à la reproduction.

⁶ Résultats non publiés.

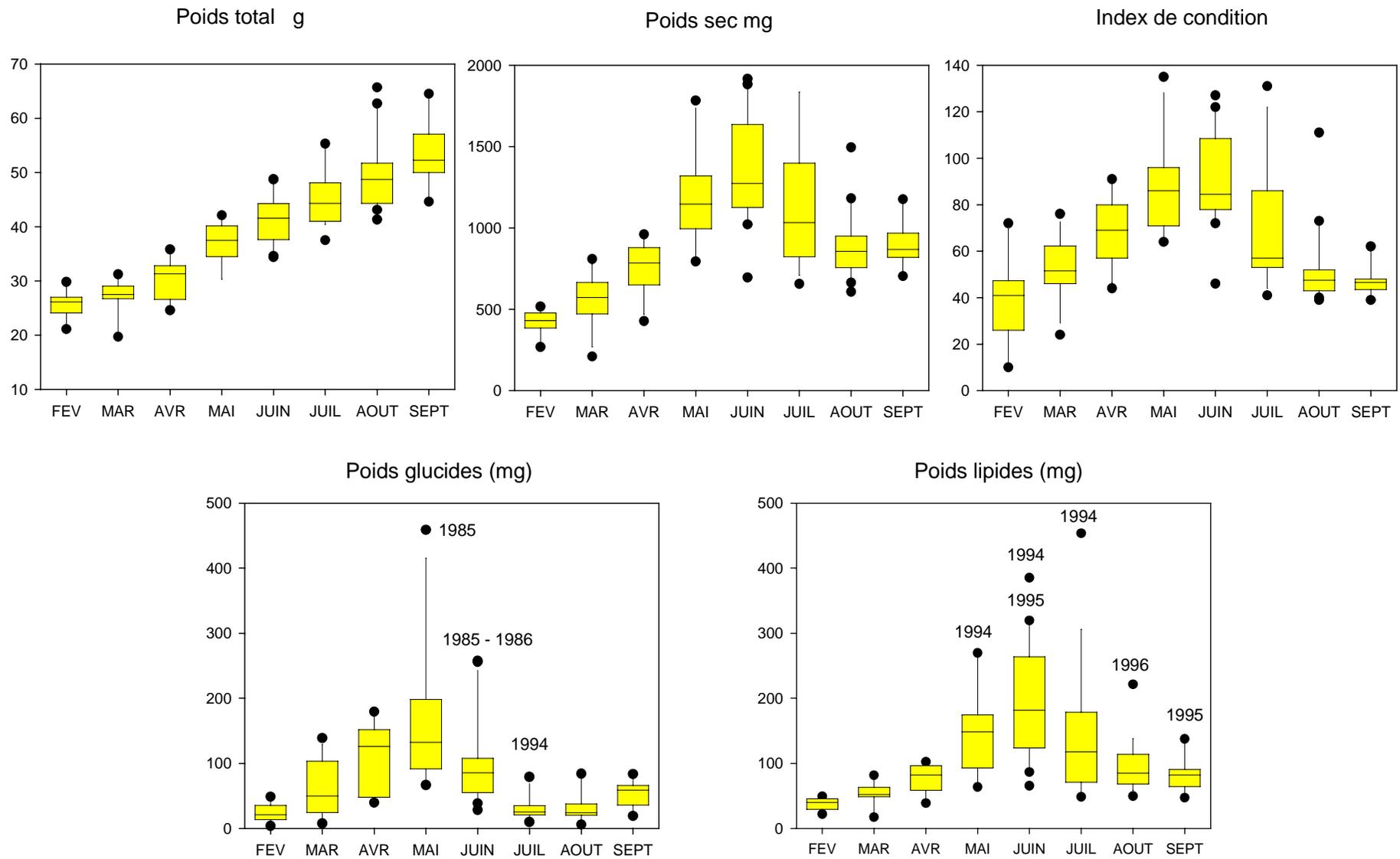


Figure 11 : Evolution mensuelle des paramètres caractéristiques de la croissance et de la maturation de l'huître *Crassostrea gigas* pendant les années 1985 à 1996 dans le Bassin d'Arcachon.

On peut donc estimer que la réduction des surfaces exploitées entre 1985 et 2003 (qui a induit logiquement une diminution de la biomasse en élevage) a probablement été compensée par l'augmentation du stock d'huîtres sauvages, en raison de plusieurs années récentes de captage pléthorique conduisant à une extension des espaces colonisés par les individus sauvages. Ainsi, le stock d'huîtres n'a pas pu fluctuer dans les mêmes proportions (1 à 13) que la moyenne du nombre de larves "petites de 1985 à 2003 (Tableau 2).

3.2. Les suivis expérimentaux d'huîtres

3.2.1. Généralités sur le cycle de croissance et maturation des huîtres du Bassin d'Arcachon

Le cycle annuel des huîtres dans le Bassin d'Arcachon est caractérisé par une phase de croissance pondérale importante débutant dès la fin de l'hiver et se poursuivant tout au long du printemps. En juin et juillet, la croissance s'infléchit (plus ou moins selon les années) avant de redémarrer à la fin de l'été (Figure 11).

L'évolution des poids secs et des index de condition est caractérisée par une très forte augmentation de mars à juin. En juillet, la première ponte principale s'accompagne d'une chute très marquée des valeurs de ces deux paramètres. Cette diminution se poursuit en août en relation avec le ou les frais suivants.

L'évolution des constituants glucidiques et lipidiques s'effectue en liaison avec le cycle de maturation des huîtres qui commence par une accumulation de glucides au printemps, simultanée avec la phase de croissance. Ces composants sont ensuite transformés en lipides de réserve des gamètes dans la dernière phase de la maturation. Schématiquement, le pic de glucides (centré sur mai) précède d'environ un mois le pic de lipides (juin) obtenu avant la première ponte importante (juillet). L'émission des produits sexuels se traduit pas une chute marquée des composants lipidiques. La maturation des huîtres d'un même lot est synchrone, de même que la première ponte importante qui concerne, en général, la quasi totalité des individus du lot (His, 1975 ; Maurer et Borel, 1986).

Les huîtres ont, dès l'âge de 2 ans, une physiologie fortement orientée vers la reproduction. Si les croissances somatique et gonadique sont simultanées au début du printemps, la fonction de reproduction devient majeure à partir de mai et jusqu'à la fin de l'été. Ainsi, à l'issue de la saison de reproduction (septembre), les mollusques présentent des niveaux de poids sec guère plus élevés que ceux observés en avril.

3.2.2. Paramètres représentatifs de l'effort de reproduction

Il s'agit de déterminer quels sont les paramètres permettant d'évaluer l'effort de reproduction de l'huître dans le Bassin d'Arcachon.

3.2.2.1. Série de 1985 à 1996 (Annexe 4)

L'effort de reproduction est appréhendé par le paramètre "poids de lipides", les composés lipidiques constituant préférentiellement les substances de réserve des gamètes (Soudant *et al.*, 1999).

Nous avons retenu les valeurs maximales des paramètres qui sont en général obtenues à la même date. Le nuage de points montre une relation linéaire significative entre **l'index de condition (M&N)** et le **poids de lipides** (Figure 12). Il s'avère donc que l'index de condition est aussi un bon indicateur de la croissance gonadique et de la quantité de matière destinée à la reproduction.

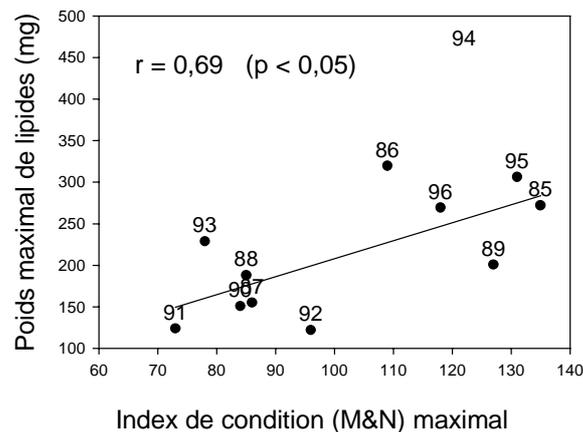


Figure 12 : Relation entre les valeurs maximales du poids de lipides (mg) et de l'index de condition (M&N) des huîtres du secteur du Tès entre 1985 et 1996.

La relation entre **poids maximal de glucides** et **poids maximal de lipides** n'est pas mise significativement en évidence (Figure 13). Cependant, un lien positif entre ces paramètres se dessine, traduisant que l'élaboration des gamètes s'effectue en général à partir de la mobilisation des réserves énergétiques accumulées au cours du printemps (Berthelin *et al.*, 1999).

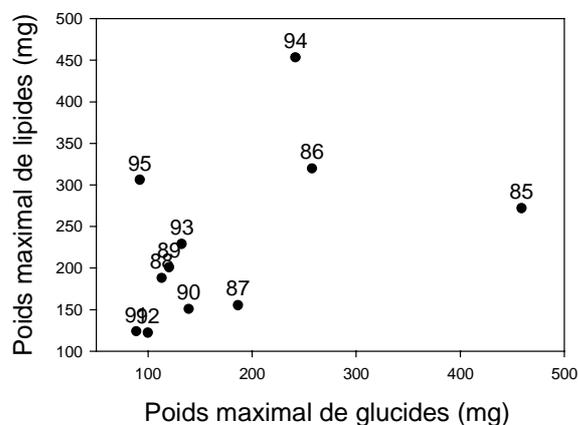


Figure 13 : Relations entre les valeurs maximales des poids de lipides (mg) et de glucides (mg) des huîtres du secteur du Tès.

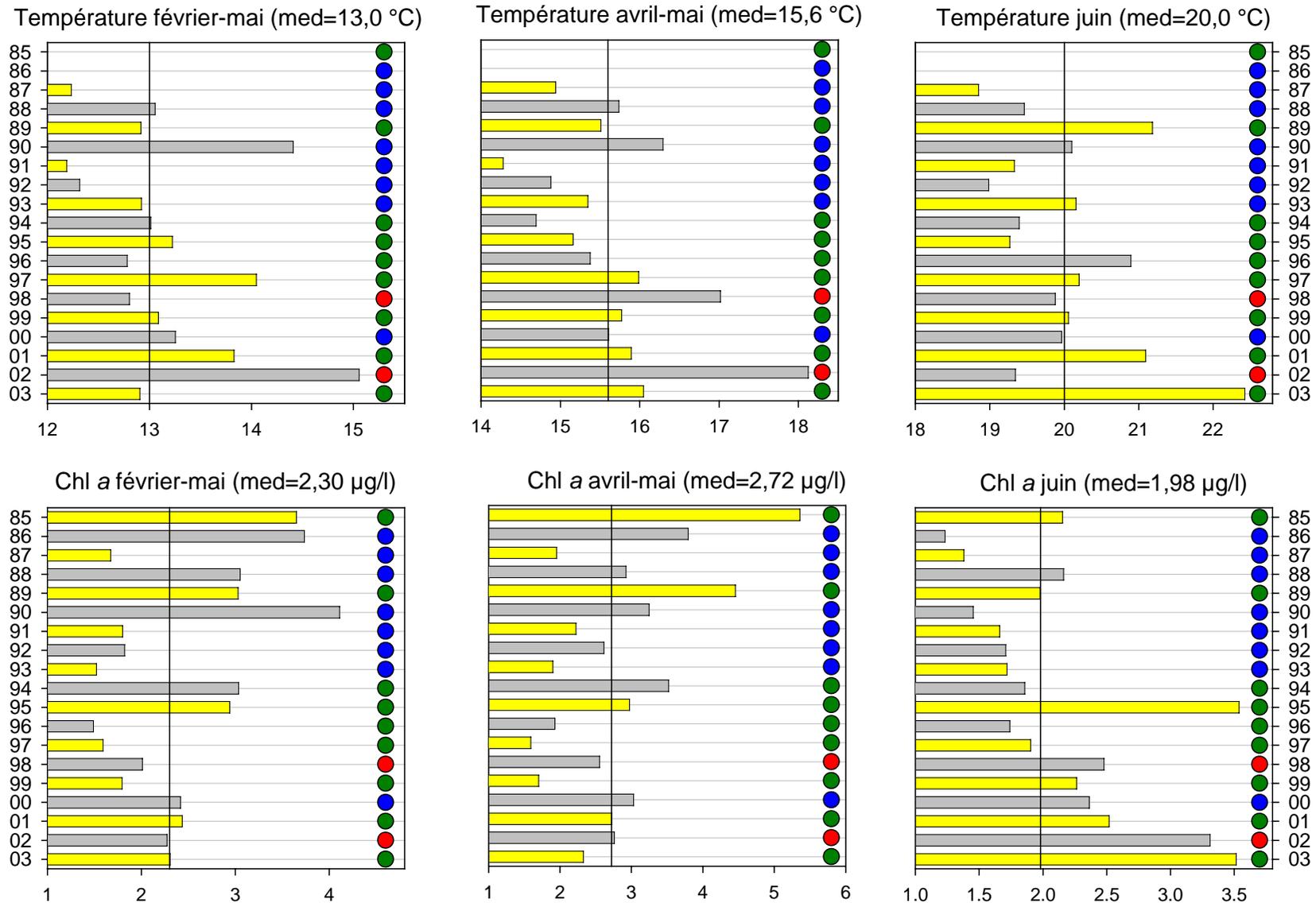


Figure 14 : Caractéristiques de la température et de la chlorophylle *a* de la fin de l'hiver et du printemps dans le Bassin d'Arcachon de 1985 à 2003 à la station Tès (vert : année de captage excellent – bleu : captage moyen – rouge : mauvais captage).

On peut remarquer que les huîtres de l'année 1995 présentent un poids élevé de lipides qui n'a pas été précédé d'un poids important de glucides. Les teneurs en chlorophylle *a* ont été moyennes au printemps et particulièrement fortes en juin (Figure 14). Cette année-là, tout se passe comme si les lipides s'étaient élaborés directement à partir de la chlorophylle *a* du milieu, sans apparemment passer par l'intermédiaire des glucides. Ceci va dans le sens des observations de Pouvreau *et al.* (2003) qui indiquent que la nourriture présente dans le milieu pendant la période de maturation interviendrait aussi directement dans la production de produits sexuels.

Les valeurs exceptionnellement élevées en glucides de l'année 1985 peuvent être reliées aux très fortes concentrations en chlorophylle *a* du printemps (Figure 14). Elles ne sont cependant pas associées à des quantités de lipides particulièrement élevées, ce qui indiquerait qu'une partie de ces glucides a vraisemblablement été utilisée pour la croissance, particulièrement importante cette année-là (Manaud *et al.*, 1997).

3.2.2.2. Indice Lawrence et Scott (L&S) de 1985 à 2003

L'indice de Lawrence et Scott (L&S) a pu être calculé sur la série chronologique de 1985 à 2003, à partir des résultats du suivi jusqu'en 1996 puis sur les données REMORA depuis 1997. Les données retenues de 1985 à 1996 sont celles du mois de juin, comme pour REMORA.

Avant d'analyser cet indice, nous avons comparé ses valeurs à celles de l'index de condition de 1985 à 1996, années où nous disposons des deux paramètres (Figure 15).

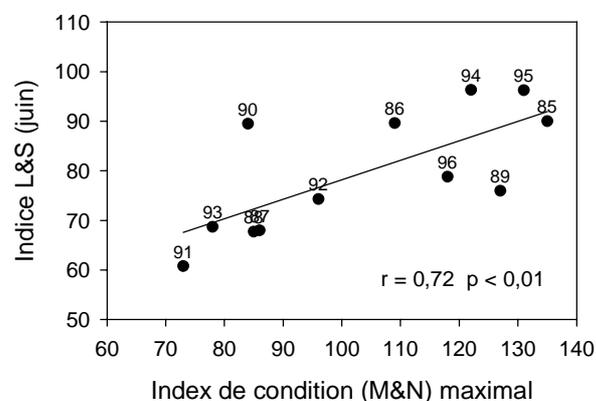


Figure 15 : Relation entre l'index de condition (M&N) maximal et l'indice de Lawrence et Scott (L&S) (juin) des huîtres du secteur du Tès de 1985 à 1996.

Quelques divergences apparaissent, en particulier en 1990 où l'indice L&S est surévalué par rapport à l'index de condition, et en 1989 où, au contraire, il semble sous-évalué. Mais, dans l'ensemble, les deux paramètres se comportent de façon similaire bien qu'ils n'aient pas été calculés obligatoirement à la même date.

Pour disposer d'une série chronologique longue, il apparaît donc justifié d'utiliser l'indice L&S, tel que reconstitué, comme paramètre d'évaluation de l'effort de reproduction des huîtres.

3.2.3. Relation entre les estimateurs de l'effort de reproduction des géniteurs et le nombre de larves "petites" observées dans le milieu

➤ Sur la série 1985-1996, le **nombre de larves "petites"** et les paramètres de la maturation des géniteurs présentent, dans tous les cas, un lien positif. Toutefois, les relations linéaires avec le **poids sec** et **l'index de condition (M&N)** ne sont pas significatives sur les 12 années étudiées (Figure 16), les années 1986, 1990 et 1995 s'éloignant fortement de la droite de régression.

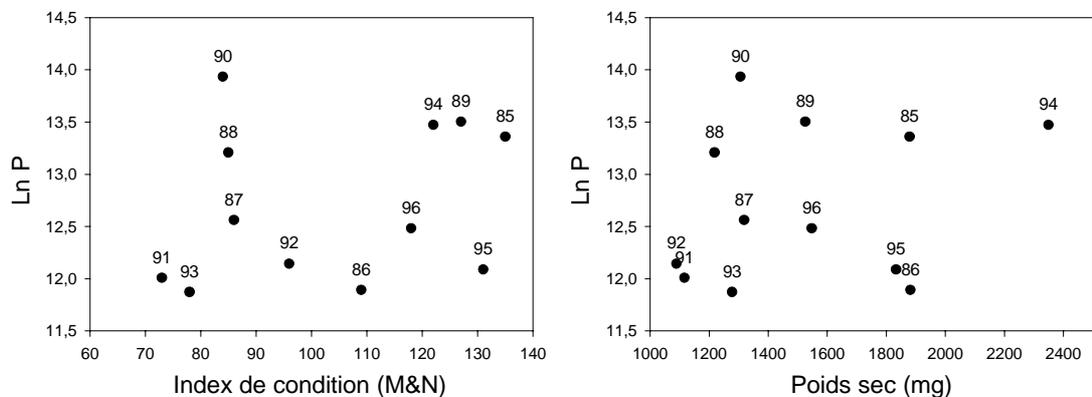


Figure 16 : Relations entre le nombre de petites (Ln P) et les paramètres de maturation des géniteurs index de condition (M&N) et poids sec (mg).

➤ De même, l'indice de Lawrence et Scott (L&S) calculé sur 19 années met en évidence un lien positif entre le nombre de larves "petites" et l'indice de maturation mais non significatif. Cette relation devient significative si l'on fait abstraction des 3 années 1986, 1995 et 2002 (Figure 17).

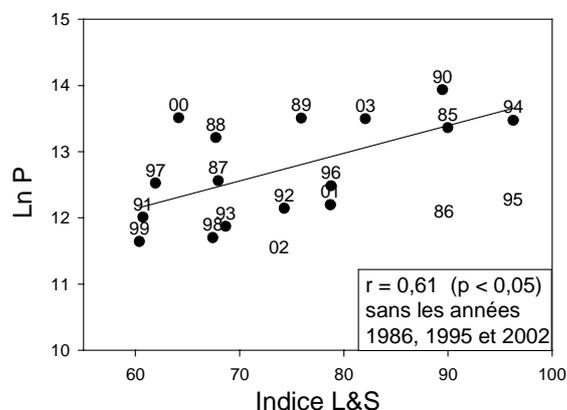


Figure 17 : Relation entre l'abondance de larves "petites" (Ln P) de la zone est du Bassin d'Arcachon et l'indice de condition de Lawrence et Scott (L&S) des huîtres du secteur du Tès.

Les particularités des années 1986 et 1995 (Figure 16 et 17) ainsi que celle de 2002 (Figure 17) pourraient s'expliquer par un mauvais échantillonnage de la masse d'eau, ayant conduit à une sous-estimation du nombre de larves.

En 2002, du fait des conditions thermiques très particulières qui auraient pu perturber l'émission des produits sexuels, l'hypothèse de pontes partielles peut aussi être avancée pour expliquer le faible nombre de "petites".

Signalons que la divergence ponctuelle de l'index de condition et de l'indice de Lawrence et Scott explique que l'année 1990 ne soit plus atypique sur ce graphe.

En conclusion, sur la série chronologique étudiée, une relation positive est mise en évidence entre l'effort de reproduction des géniteurs (indice de Lawrence et Scott) et le nombre moyen de larves "petites" des principales cohortes de chaque saison de reproduction.

3.3. Relation entre l'effort de reproduction et les paramètres du milieu

Il s'agit de rechercher si la variabilité de l'effort de reproduction observée peut être mise en relation avec les paramètres de milieu dont nous disposons, en particulier la température de l'eau dans le chenal du Teychan (jetée d'Eyrac) (données Météo-France) et la chlorophylle *a* (réseau ARCHYD). Tous les croisements possibles entre les paramètres ont été testés. A une exception près, seules les relations linéaires significatives sont présentées ci-dessous

➤ Il faut signaler qu'aucun paramètre caractérisant l'effort de reproduction des huîtres ne s'est révélé significativement dépendant de la **température moyenne** pendant la période comprise de février à juin (qu'elle soit mensuelle, bimensuelle ou trimestrielle).

➤ La température printanière semble néanmoins déterminer la date de la première ponte importante (Figure 18), bien que la relation ne soit pas significative : plus la température est élevée, plus la première ponte intervient précocement.

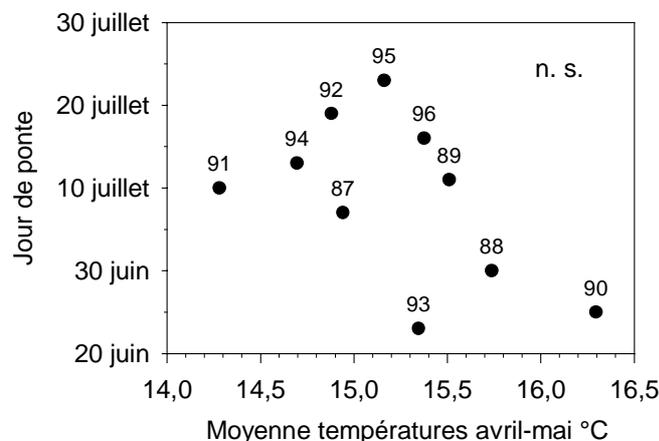


Figure 18 : Relation entre les variables "date de première ponte importante" des huîtres du secteur du Tès et "moyenne des températures de l'eau d'avril à mai" à la jetée d'Eyrac.

Il est possible que le test ne soit pas significatif car, si la température printanière détermine la maturité physiologique des gamètes, condition préalable indispensable à la ponte, d'autres facteurs interviennent dans son déclenchement : température suffisamment élevée, occurrence de stimuli propres à déclencher le frai (chocs thermiques, de pression...). Si ces conditions ne sont pas réunies, le frai peut être retardé bien que les huîtres soient physiologiquement prêtes à pondre.

➤ Aucune relation linéaire des **pooids maximaux de glucides et de lipides** avec les paramètres de milieu n'a pu être mise en évidence.

➤ En revanche, **l'index de condition maximal (M&N)**, généralement observé au cours du mois de juin, s'avère significativement corrélé à la moyenne des concentrations chlorophylle *a* des mois d'avril à juin de même qu'à **l'indice de Lawrence et Scott (L&S)** (Figure 19).

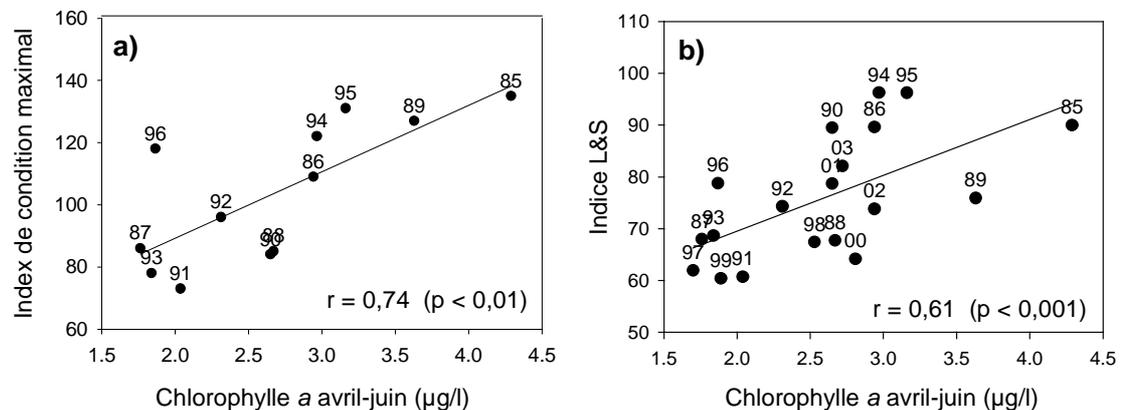


Figure 19 : Relation entre la moyenne de la concentration en chlorophylle *a* de avril à juin à la station hydrologique Tès (µg/l) et l'index de condition (M&N) maximal (a) ou l'indice de Lawrence et Scott (L&S) (b) des huîtres du secteur du Tès.

La relation avec l'indice L&S est encore meilleure si l'on considère la moyenne de la chlorophylle *a* de février à juin (Figure 20).

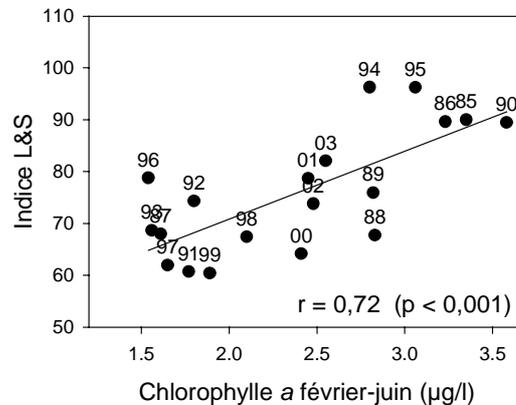


Figure 20 : Relation entre l'indice de Lawrence et Scott (L&S) des huîtres du secteur du Tès (juin) et la moyenne de la concentration en chlorophylle *a* de février à juin à la station hydrologique Tès (µg/l).

Remarquons que les années atypiques quant au nombre de larves "petites" (1986, 1995 et 2002) (Figure 17) ne s'individualisent pas sur cette figure, ce qui renforce l'hypothèse, énoncée ci-dessus, que le nombre de larves "petites" a été sous-estimé ces années-là.

En conclusion, le paramètre indice de Lawrence et Scott (L&S), qui détermine en partie le nombre de larves "petites" formées, *via* l'importance du développement de la gonade, est dépendant de la concentration moyenne en chlorophylle *a* de la fin de l'hiver au printemps.

3.4. Variabilité du nombre de larves "petites"

➤ De la même manière, une relation significative peut être mise en évidence entre le **nombre de larves "petites"** et la **concentration moyenne en chlorophylle *a* de la période février-juin** précédant la saison de reproduction (Figure 21).

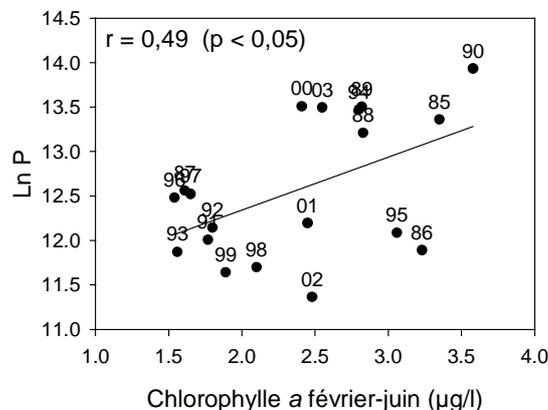


Figure 21 : Relation entre l'abondance de larves "petites" (Ln P) de la zone est du Bassin d'Arcachon et la moyenne des concentrations en chlorophylle *a* de février à juin à la station hydrologique Tès (µg/l).

De nouveau, les trois points 1986, 1995 et 2002 se trouvent éloignés de la droite de régression, du fait de la sous-estimation probable du nombre de larves "petites".

4. Conclusion

La quantité de larves "petites" formées au cours d'une saison de reproduction, est déterminé à la fois par le stock de géniteurs et l'effort de reproduction des individus de la population.

Le stock de géniteurs au cours des 19 années étudiées a probablement peu évolué, la diminution des surfaces en élevage ayant probablement été compensée par l'extension des aires colonisées par les huîtres sauvages.

La variabilité inter-annuelle de l'effort de reproduction à l'échelle des individus est très importante et explique en bonne partie les différences entre étés dans la quantité de produits sexuels émis et de larves "petites" formées.

La production de gamètes par huître est conditionnée par la richesse nutritive du milieu (chlorophylle *a* phytoplanctonique) de la fin de l'hiver et du printemps. Dans le Bassin de Marennes-Oléron en 1981, Gouletquer (1995) met en cause un déficit nutritionnel des huîtres au printemps pour expliquer le défaut de recrutement de cette année-là.

La température printanière ne semble pas influencer sur la quantité de gamètes produits mais déterminerait globalement la date de première ponte.

Chapitre 4 :

Les secteurs de ponte et les conditions de marée lors des fraies influent-ils sur l'intensité du captage ?

1. Introduction

L'hydrodynamique du Bassin d'Arcachon est principalement déterminée par la pénétration de la marée à l'intérieur de la Baie, et par son reflux, générant des courants dont l'intensité augmente avec les coefficients de marée (Manaud *et al.*, 1997)

Le volume d'eau transitant par les Passes est important (Annexe 3) mais comme il oscille entre basse mer et pleine mer, seule une faible partie de l'eau contenue dans le Bassin se renouvelle à chaque marée.

Les larves d'huîtres du Bassin d'Arcachon sont, comme tous les organismes planctoniques, entraînées par les courants qui les transportent et les dispersent. Une partie de la population larvaire peut ainsi être exportée hors du Bassin pendant la durée de sa vie pélagique. Il convenait de préciser dans quelle mesure la date et l'heure de la ponte par rapport aux cycles des marées, pouvait influencer, selon les secteurs de ponte, sur les résultats du captage.

2. Démarche entreprise

Deux démarches successives ont été menées.

➤ Le laboratoire d'Arcachon disposant d'un modèle numérique de courantologie (Imars) à l'aide duquel il est possible de simuler le transport et la dispersion des larves, celui-ci a tout d'abord été utilisé pour étudier l'effet de deux facteurs, coefficient de marée et heure de ponte par rapport à la marée, sur le devenir des essaims de larves formés en différents secteurs du Bassin.

➤ Dans un second temps, les conditions hydrodynamiques prévalant lors de la ponte au cours des années 1985 à 2003 ont été confrontées aux éléments d'explication apportés par la modélisation.

2.1. La modélisation

2.1.1. Le modèle hydrodynamique (Imars)

Le modèle hydrodynamique est bidimensionnel horizontal c'est-à-dire qu'il fournit le courant moyen dans la colonne d'eau. Le domaine de calcul a une emprise géographique de 35 km sur 30, incluant une large zone océanique (Figure 22). Il est constitué d'un réseau de mailles carrées de 65 m de côté, généré à partir des points de sonde bathymétrique de L'Yavanc (relevés de 1992-1993) pour l'intérieur du Bassin, de ceux du Service Maritime d'Arcachon (relevés en majorité de 1998) pour le secteur des Passes et enfin des données du SHOM pour le secteur océanique.

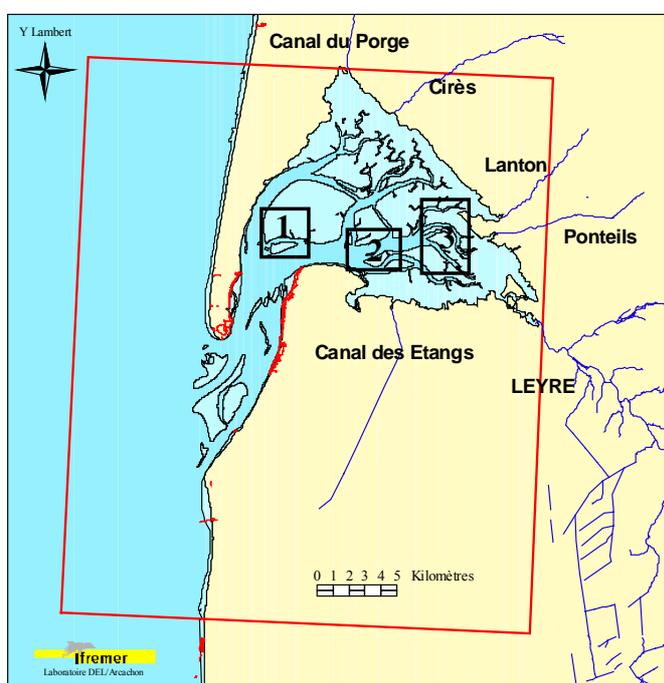


Figure 22 : Emprise du modèle hydrodynamique du Bassin d'Arcachon et emplacement des secteurs de ponts étudiés.

Le modèle fournit, en chaque maille et à tout instant d'une simulation, la hauteur d'eau et le courant moyen sur la colonne d'eau, avec un pas de temps moyen de 30 secondes. Pour cela, il prend en compte les conditions de marée et de vent. Il calcule également l'évolution des concentrations d'éléments introduits dans le milieu (comme les larves d'huîtres) qui sont traités comme des éléments dissous soumis à l'hydrodynamique du milieu. Ces éléments peuvent être conservatifs ou bien se dégrader selon une loi introduite dans le modèle. Les larves sont traitées dans cette étude comme un traceur conservatif c'est-à-dire que l'on n'introduit pas de mortalité.

2.1.2. Choix des conditions de simulation

Le choix des conditions de simulation a été fait en retenant les situations *a priori* les plus extrêmes, c'est-à-dire celles conduisant à la présence d'un maximum et d'un minimum de larves à l'intérieur du Bassin au moment de la fixation.

➤ Du point de vue des **coefficients de marée**, deux situations ont été retenues. La première correspond à une ponte s'effectuant en début de vive eau, la seconde en début de morte eau. A la suite de la ponte, les séquences de coefficients simulées reproduisent la succession naturelle des phases de morte eau et de vive eau (Figure 23).

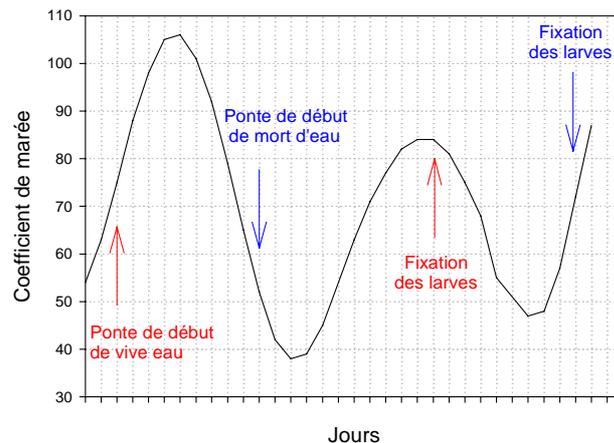


Figure 23 : Evolution des coefficients de marée durant les simulations.

➤ Le second facteur considéré est **l'heure de la ponte par rapport au cycle de la marée**. En effet, les larves émises au montant se déplaceront dans un premier temps vers l'intérieur du Bassin tandis qu'à l'inverse, dans le cas d'une ponte au descendant, elles se dirigeront vers les Passes. Il importait de savoir si le sens de ce premier déplacement pouvait influencer fortement le degré d'exportation des larves hors du Bassin.

Les études menées par His (1975) ont montré que les émissions de produits sexuels surviennent le plus souvent au voisinage de la pleine mer. Ainsi les observations faites par cet auteur au moyen d'ostréographes⁷, placés *in situ*, indiquent que 67 % des frais se produisent entre 1 heure avant et 2 heures après la pleine mer et que 74 % de la durée de la ponte s'effectue au descendant (55 % entre PM et PM+2).

Pour cette raison, dans une première série de simulations, nous avons choisi de faire débuter la ponte à PM et de l'arrêter à PM+2h.

Par ailleurs, certains professionnels ayant signalé que des pontes se produisent parfois au montant, même si His (1975) considère qu'il s'agit d'un cas rare, nous avons également étudié, dans une seconde série de simulations, le devenir de pontes se produisant entre PM-4h et PM-2h.

⁷ appareils permettant d'enregistrer l'activité valvaire des huîtres et de déterminer ainsi les heures et durées des pontes, celles-ci se caractérisant par une activité valvaire spécifique.

➤ La durée des simulations a été fixée à 20 jours, durée moyenne nécessaire au développement des larves jusqu'au stade pédivélégère où elles cherchent à se fixer (cf. chapitre 1.).

2.1.2.1. Lieux de ponte

Trois secteurs de ponte ont été choisis, correspondant, pour les deux premiers, aux principales zones d'élevage et pour le troisième, à l'emplacement des gisements sauvages de l'intérieur du Bassin (Figure 24). Ce sont:

- le secteur océanique avec introduction des larves dans 5 mailles du modèle aux lieux-dits Grand Banc, La Réousse, Courbey, Canelon et Marens,
- le secteur intermédiaire avec également 5 mailles situées à Mapouchet, La Humeyre, Tès, Matelle et Bourrut,
- la zone interne avec 3 mailles situées à Gorp, Branne et dans le chenal de Comprian.

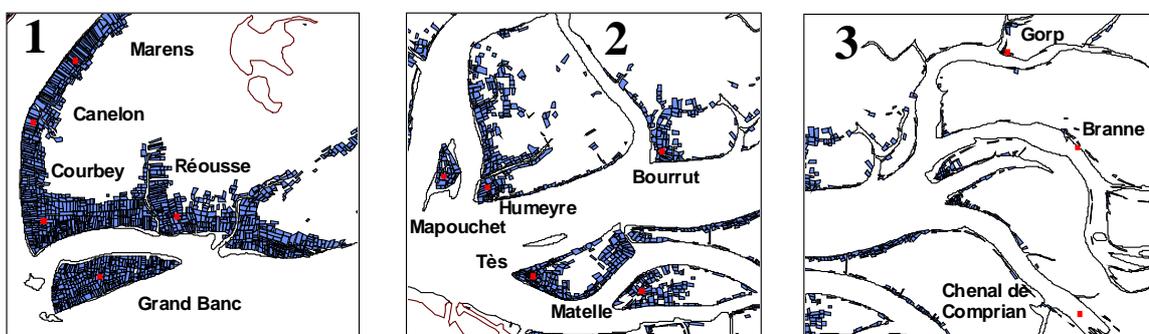


Figure 24 : Les trois secteurs de ponte étudiés (en rouge les mailles du modèle où sont injectées les larves).

2.1.2.2. Quantification de la ponte

Une quantité de 10^{14} larves a été introduite par secteur. En ordre de grandeur cela correspond à 100 millions d'huîtres (soit 7 000 tonnes d'huîtres de 70 g) pendant chacune 1 million d'œufs⁸. Les concentrations (larves/l) fournies en sortie du modèle ne pourront être exploitées que qualitativement. En effet :

- nous ne pouvons comparer réellement les secteurs entre eux puisque nous leur avons attribué arbitrairement le même poids ;
- aucune mortalité n'est appliquée à la population, les larves étant traitées comme un élément conservatif.

Le calcul du nombre de larves entrant et sortant du Bassin au cours de la simulation a été introduit dans le modèle. Il permet d'estimer, au moment de la fixation, la part de la cohorte de départ présente dans la Baie, susceptible de pouvoir participer au recrutement.

⁸ Il s'agit d'une valeur théorique sachant qu'en réalité, la quantité d'œufs émis par une huître femelle peut atteindre une centaine de millions (His, 1976).

Au total, 12 simulations ont été réalisées correspondant à 3 secteurs où les huîtres pondent en morte eau et en vive eau et, dans chacun des cas, au montant et au descendant.

2.2. Les conditions de ponte de 1985 à 2003

Nous ne disposons pas, sur la série chronologique de 1985 à 2003, des informations relatives aux conditions des pontes principales telles qu'elles sont précisées dans les simulations : date exacte, heure et durée, secteurs concernés et quantité d'œufs émis.

Seule la date de ponte, ou plus précisément celle du pic de larves "petites", peut être estimée à partir des pêches de larves effectuées (annexes 1 et 2). Rappelons que, comme les pêches ne sont pas quotidiennes, il existe une imprécision de quelques jours sur la date ainsi déterminée.

A cette date peut être associée la période du cycle des marées à laquelle la ponte s'est produite (morte eau, vive eau). Ces données sont reportées dans le tableau 5.

Année	Date des pics de larves "petites"	Marée	Année	Date des pics de larves "petites"	Marée
1985	8 juillet	Début de morte eau	1995	25 juillet 8 août	Fin de morte eau Fin de morte eau
1986	8 juillet	Début de vive eau	1996	17 juillet 7 août	Milieu de vive eau Début de morte eau
1987	10 juillet 11 août	Début de vive eau Milieu de vive eau	1997	16 juillet 10 août	Fin de morte eau Début de morte eau
1988	30 juin 4 août	Milieu de vive eau Fin de vive eau	1998	7 juillet 23 juillet	Fin de morte eau Début de vive eau
1989	13 juillet 25 juillet	Milieu de morte eau Début de morte eau	1999	29 juin 13 juillet	Début de vive eau Début de vive eau
1990	27 juin	Fin de vive eau	2000	25 juillet	Début de morte eau
1991	11 juillet 6 août	Début de vive eau Fin de morte eau	2001	19 juillet 13 août	Début de vive eau Milieu de morte eau
1992	1er juillet	Milieu de vive eau	2002	15 juillet 7 août	Fin de vive eau Fin de morte eau
1993	24 juin 22 juillet	Milieu de vive eau Milieu de vive eau	2003	5 juillet 12 juillet	Début de morte eau Début de vive eau
1994	27 juin 15 juillet	Fin de vive eau Fin de vive eau			

Tableau 5 : Dates des pics de larves "petites" de 1985 à 2003 et cycle de marée correspondant.

3. Résultats

3.1. La modélisation

3.1.1. Larves exportées hors du Bassin

Si l'on savait qu'une partie des larves émises pouvait se trouver entraînée à l'extérieur du Bassin, et ainsi être perdue pour le recrutement, elle n'avait jamais été quantifiée. L'analyse du tableau 6 permet de constater qu'à l'issue de 20 jours de vie pélagique cette proportion varie fortement, dans une gamme comprise entre 0,2 et 39,0 % (61,0 % à 99,8 % des larves restant dans la Baie).

Secteur de ponté	Conditions de ponté			
	Vive eau descendant	Vive eau montant	Morte eau descendant	Morte eau montant
1. Grand Banc	30-39 %	15-22 %	10-17 %	6-11 %
2. Tès	26-36 %	8-13 %	7-13 %	3-7 %
3. Comprian	2-4 %	0,5-1,2 %	0,4-1,3 %	0,2-0,6 %

Tableau 6 : Proportion de larves exportées hors du Bassin d'Arcachon au terme de 20 jours de vie pélagique pour différentes conditions de ponté (le minimum correspond à la pleine mer et le maximum à la basse mer).

L'examen de ces résultats permet de faire les remarques suivantes.

- Les différences entre les sites de ponté sont très marquées. Les larves issues du secteur le plus interne de la Baie (correspondant aux gisements d'huîtres sauvages) ne sont pratiquement pas exportées hors de la Baie (dans le pire des cas, seulement 4% de la cohorte) contrairement à celles provenant des deux autres sites.
- La situation la plus défavorable (du point de vue du captage) est une ponté en vive eau par descendant. Les deux premiers secteurs sont très touchés puisque jusqu'à 39 % des larves, pour le site le plus océanique, et 36 %, pour le site intermédiaire, peuvent se retrouver à l'extérieur de la Baie.
- La situation la plus favorable est, à l'inverse, une ponté en morte eau par montant.
- Le tableau 6 permet également de hiérarchiser des situations qui ne pouvaient l'être *a priori*. Ainsi, pour le Grand Banc, la vive eau par montant s'avère plus défavorable que le morte eau par descendant tandis que ces deux cas conduisent à des résultats voisins pour le Tès. Au Grand Banc, l'influence du coefficient de marée lors de la ponté est prépondérante.

Ces résultats peuvent être affinés grâce aux cartes de répartition des larves dans le Bassin présentées dans le paragraphe suivant.

3.1.2. Répartition des larves à l'issue de 20 jours de vie pélagique

La modélisation fournissant une quantité extrêmement importante de résultats qui ne peuvent tous être exposés, nous allons proposer quelques cartes établies à la pleine mer (état de la marée où le plus de véligères se trouvent à l'intérieur de la Baie). La figure 25 représente ainsi, pour chacun des secteurs de ponte, la répartition des larves à pleine mer à l'issue de 20 jours de vie pélagique pour les deux conditions extrêmes déterminées ci-dessus : ponte en vive eau au descendant (a, b, c) et ponte en morte eau au montant (d, e, f).

3.1.2.1. Dispersion des larves

Les trois cartes a, b et c de la figure 25, ponte en vive eau par descendant, illustrent la situation la plus défavorable du point de vue de la quantité globale de larves restant dans le Bassin : la gradation entre les trois sites apparaît nettement, avec une extension du nuage à l'extérieur du Bassin pour les pontes du Grand Banc et du Tès qui ne s'observe pas pour celles de Comprian.

La comparaison des cartes a, b et c (ponte par fort coefficient), avec les cartes d, e et f (ponte par faible coefficient) de la figure 25, révèle que la dispersion est plus importante dans le premier cas. Cette différence d'intensité de dispersion selon les coefficients de marée est beaucoup plus forte pour les sites océanique et intermédiaire que pour le site interne. La raison en est que les secteurs de ponte du Grand Banc et du Tès sont proches des chenaux du Ferret et du Teychan qui constituent les principaux axes hydrauliques du Bassin (Figure Y, Annexe 3). Les courants y sont les plus forts du Bassin, atteignant leur maximum par coefficient élevé (supérieurs à 1 m/s). Au contraire, à l'intérieur de la Baie, les courants sont relativement faibles et les différences d'intensité entre vive eau et morte eau sont moins marquées. Manaud *et al.* (1997) rapportent que les excursions de particules, pour des départs dans les chenaux principaux, peuvent largement dépasser 12 km tandis qu'au fond du Bassin, elles ne sont plus que de 1 à 2 km. La figure 25 illustre bien ces situations.

Ainsi, l'expulsion de larves à l'extérieur de la Baie ne serait pas due seulement à la proximité du site de ponte avec les Passes. Elle résulterait aussi du voisinage des sites de ponte avec les chenaux principaux. L'intensité des courants qui s'y exercent favorise en effet la dispersion des larves à la fois en amont et en aval (d'autant plus par fort coefficient) et donc aussi leur sortie de la Baie.

La forte dispersion pour les sites Grand Banc et Tès par coefficient élevé conduit à une certaine homogénéité des concentrations de larves dans la Baie au bout de 20 jours (Figure 25, a et b).

Rappelons que les dissemblances entre les sites, en dehors de la répartition des nuages de larves, ne peuvent être interprétées selon les valeurs des concentrations. En effet, celles-ci n'ont qu'une valeur indicative puisqu'au départ, la même quantité d'œufs a été injectée dans chaque secteur et que nous ne connaissons pas la participation réelle des zones d'élevage et des gisements de l'intérieur du Bassin à la reproduction.

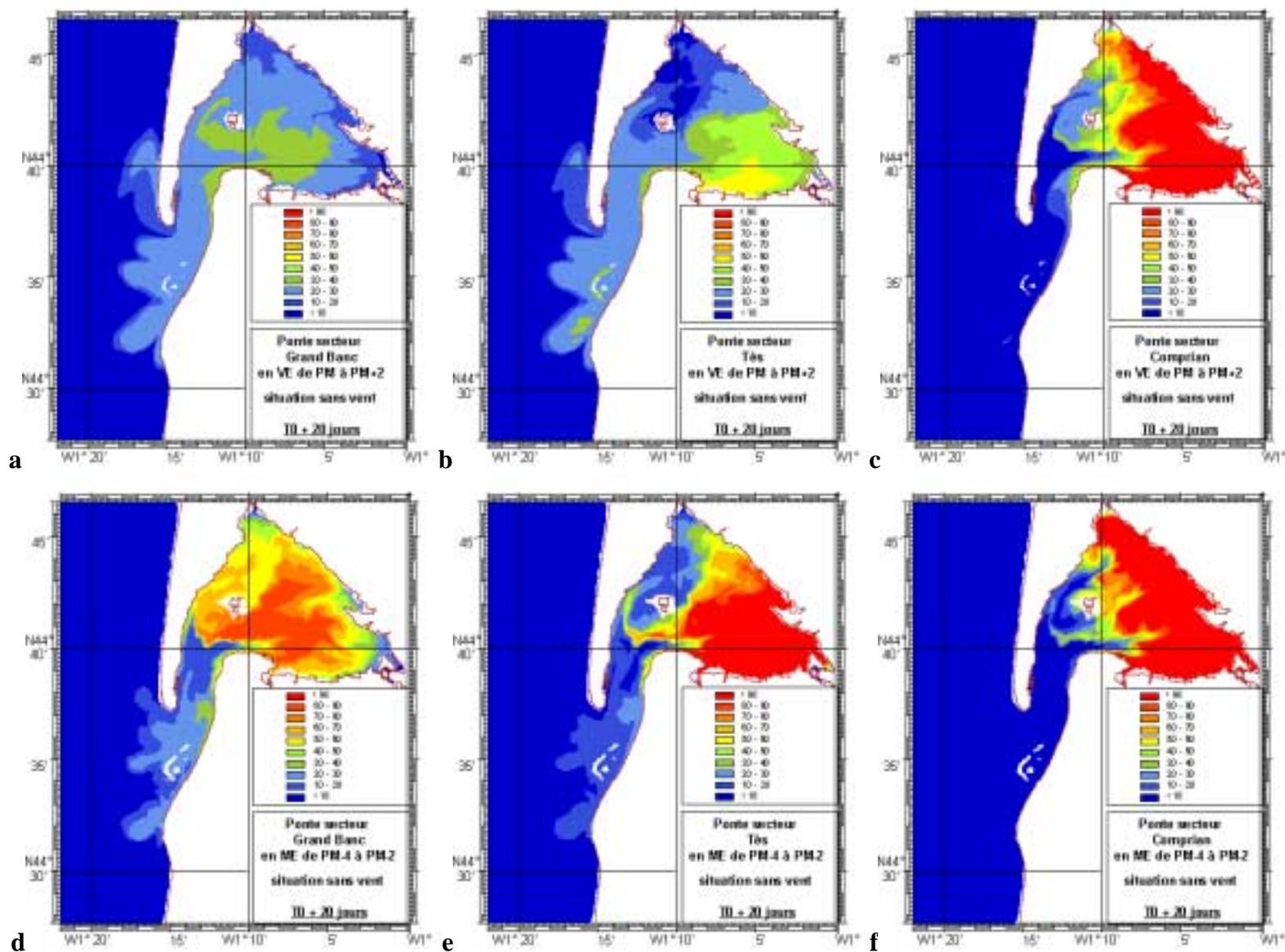


Figure 25 : Répartition des larves à pleine mer 20 jours après la ponte dans trois secteurs du Bassin : Grand Banc (a et d), Tès (b et e), Comprian (c et f), par vive eau au descendant (a, b et c) et par mort d'eau au montant (d, e et f).

3.1.2.2. Secteurs de recrutement

La position finale des nuages de larves, à pleine mer et au terme de 20 jours de vie pélagique, permet également d'étudier la participation potentielle des larves issues d'un secteur au recrutement d'autres zones géographiques du Bassin.

- **Les larves issues des parcs du pourtour de l'Île aux Oiseaux** se répartissent non seulement autour de leur zone de ponte mais également dans les chenaux sud-est du Bassin (Teychan, Passant, Gujan, Comprian et Girouasse pour les principaux) ; elles gagnent aussi le nord de la Baie par le chenal de Piquey mais apparemment en moindre proportion (Figure 25, a et d ; Figure Y de l'annexe 3). Ceci est sans doute le reflet de la faible hydrodynamique de ce chenal, très obstrué par de nombreux bancs, comparée à celle des chenaux principaux.
- **Les larves issues du secteur du Tès** restent fortement cantonnées dans la partie sud-est du Bassin, aussi bien dans les chenaux que sur les estrans et le long des côtes (Figure 25, b et e). Elles sont relativement peu à avoir gagné la partie nord. L'existence de deux sous bassins avec peu de communications latérales a déjà été décrit par Manaud *et al.* (1997).
- **Les larves issues des secteurs internes** s'étendent à tout le sud-est de la Baie. Elles progressent également vers le nord, le long de la côte nord-est.

3.2. La série chronologique de 1985 à 2003

Les résultats de la modélisation mettent en évidence l'importance de trois facteurs liés à l'hydrodynamique dans le devenir des populations larvaires : le coefficient de marée les jours suivant la ponte (morte eau ou vive eau), l'heure de ponte par rapport à la marée (montant ou descendant) et le secteur de ponte (proximité avec les Passes et/ou les chenaux principaux).

Pour la série chronologique de 1985 à 2003, nous ne connaissons que la date approximative de la ponte. Seul le facteur coefficient de marée va donc pouvoir être analysé. Après plusieurs essais, la moyenne des coefficients de marée pendant les 10 jours suivant le pic de larves "petites" a été retenue comme la plus représentative des conditions de dispersion des larves d'une cohorte.

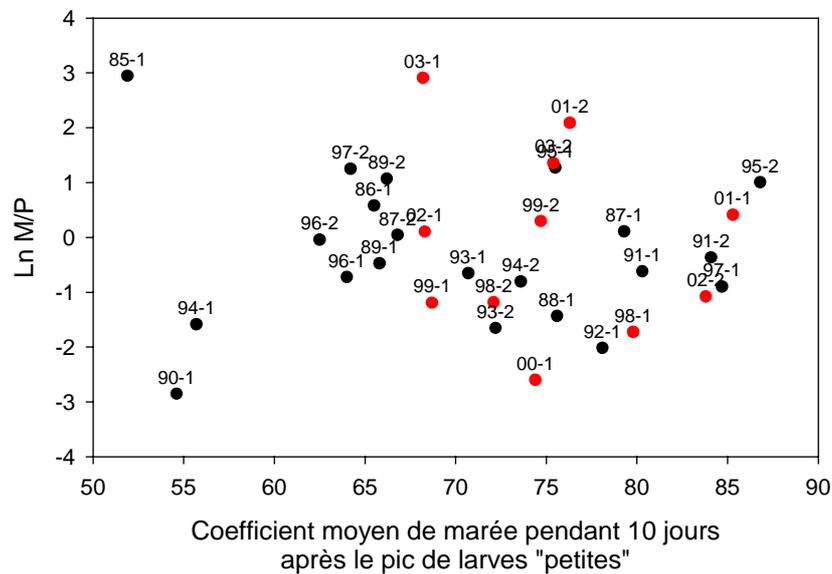


Figure 26 : Relation entre le coefficient de marée moyen prévalant lors du développement des larves et la survie des cohortes (points rouges : cohortes des 6 dernières années).

Les deux tiers des 32 cohortes analysées présentent des coefficients moyens de marée supérieurs à 70 ce qui indique une fréquence plus élevée de pontes pendant les périodes de vive eau, c'est-à-dire à un moment du cycle de marée plutôt défavorable au maintien des larves à l'intérieur du Bassin (Figure 26).

Cependant, il n'existe pas de relation significative entre la survie larvaire (M/P) et la dispersion générée par les conditions hydrodynamiques (Figure 26). Si l'on effectue une régression multiple utilisant la température et le coefficient de marée pour expliquer la variabilité de la survie larvaire, le paramètre coefficient de marée n'est pas retenu dans l'analyse car il n'améliore pas le modèle.

Remarquons que les cohortes des six dernières années étudiées (de 1998 à 2003) (en rouge sur la figure 26), très contrastées du point de vue de la survie, se situent dans l'ensemble vers les forts coefficients.

4. Conclusion

Les résultats de la modélisation indiquent que la proportion de larves expulsées hors du Bassin au cours de leur développement varie à la fois selon la localisation des populations de géniteurs à l'origine des frais et du moment du cycle de marée où ils se produisent.

Plus les géniteurs sont situés vers l'ouest du Bassin, plus les larves issues de leur frai ont tendance à être expulsées. Par ailleurs, le taux d'expulsion est maximal lorsque les pontes se produisent en marée descendante de vive eau et minimale quand les frais surviennent en marée montante de morte eau. Toutefois, l'effet de la marée est beaucoup moins sensible sur les populations de larves provenant des secteurs orientaux de la Baie.

Comme la distribution des populations de géniteurs a vraisemblablement peu varié au cours du temps, il est probable que ce facteur n'a pas déterminé les variations du succès du recrutement des huîtres creuses dans le Bassin d'Arcachon entre 1985 et 2003.

Par ailleurs, au cours de ces années, la survie totale des cohortes n'apparaît pas liée à l'amplitude des coefficients de marée pendant les 10 jours suivants la ponte. Ceci s'explique probablement par le fait que l'abondance des populations larvaires dans la Baie est beaucoup plus fortement affectée par la mortalité que par une expulsion hors des sites de captage.

Il semble donc que l'impact du facteur hydrodynamique, même s'il est avéré, n'est pas déterminant sur le succès du recrutement des huîtres creuses dans le Bassin d'Arcachon, et que d'autres facteurs doivent être invoqués pour expliquer la variabilité de la survie des cohortes.

Chapitre 5 : **La température et la salinité de l'eau au cours du** **développement des cohortes larvaires influent-elles sur** **l'intensité du captage ?**

1. Introduction

La survie et la croissance des organismes marins, notamment des larves de mollusques bivalves, sont influencées par les conditions physico-chimiques de l'eau dans laquelle ils se développent. Parmi les facteurs connus pour influencer sur les larves, la température et la salinité sont ceux qui ont fait l'objet du plus d'attention (Bayne, 1983).

En effet, même lorsqu'il s'agit d'espèces élevées dans une gamme étendue de températures et de salinités, comme c'est le cas de *Crassostrea gigas*, les taxons marins présentent des préférences thermiques et halines. Leur survie et leur croissance peuvent être affectées lorsque ces paramètres atteignent des valeurs situées en deçà ou au delà de ces valeurs. Ces préférences concernent également les larves des espèces en question. Ceci explique en grande partie que le captage de l'huître creuse n'atteint des proportions très importantes que dans deux bassins ostréicoles français (Marennes-Oléron et Arcachon) dans lesquels les gammes de température et de salinité sont assez proches.

L'objet de ce chapitre est de préciser dans quelle mesure la variabilité inter-annuelle de la température et de la salinité explique les différences de survie et de vitesse de croissance des cohortes larvaires de *Crassostrea gigas* et de déterminer notamment si des anomalies dans les valeurs atteintes par ces facteurs en 1998 et 2002 peuvent expliquer les très mauvais résultats du captage au cours de ces années.

2. Démarche entreprise

Plusieurs sources d'information permettent d'apprécier l'effet de la température et de la salinité sur le développement des larves *Crassostrea gigas*.

D'une part, nous disposons du résultat d'un certain nombre d'expériences portant sur l'impact des paramètres physico-chimiques sur le développement larvaire de *Crassostrea gigas*. Ces résultats sont présentés ci-dessous dans le paragraphe 3.1.

D'autre part, nous disposons des valeurs des principales variables physico-chimiques de l'eau pendant le temps de développement des grandes cohortes larvaires des différents étés (matériel et méthodes rapportées dans l'annexe 3) que l'on peut mettre en relation avec les performances de ces cohortes (paragraphe 3.2 ci-dessous).

3. Résultats

3.1. Données expérimentales

Dans ce paragraphe sont rassemblés les principaux résultats de deux séries d'expériences visant à déterminer les préférences de température et salinité pour la survie et la croissance des larves d'huîtres de *Crassostrea gigas*. Ces travaux ont été réalisés par Nell et Holliday (1988) et His *et al.* (1989).

3.1.1. Expériences de Nell et Holliday (1988)

➤ L'effet de la **salinité** sur la **survie des larves** élevées à 26 °C au cours de leurs 6 premiers jours de développement a été étudié par Nell et Holliday (1988). Ces auteurs ont testé 7 salinités comprises entre 15 et 39.

Dans ces conditions, ces auteurs ont montré que **la survie est très élevée et ne varie pas significativement en fonction de la salinité**.

➤ Nell et Holliday (1988) ont étudié l'effet de la **salinité** sur la **croissance des larves** élevées à 26 °C au cours de leurs 6 premiers jours de développement.

Comme l'indiquent les résultats présentés sur la figure 27, exprimés en pourcentage par rapport au taux de croissance maximal obtenu au cours de ces expériences, la plus forte croissance est obtenue entre 19 et 27. Elle est un peu moins importante à 31 et 35 (environ 85 % du taux maximal de croissance observé) et beaucoup plus faible à 39 (70 % du taux de croissance maximal).

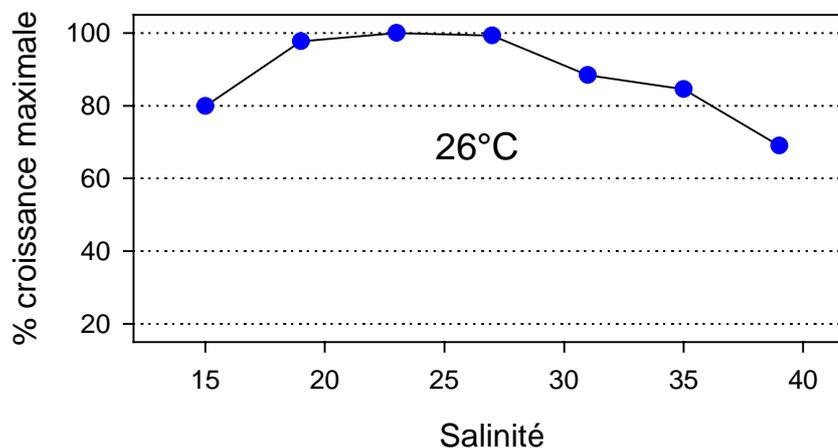


Figure 27 : Evolution du taux de croissance des larves d'huîtres élevées à 26 °C en fonction de la salinité (d'après Nell et Holliday, 1988).

3.1.2. Expériences de His *et al* (1989)

Les travaux de His *et al.* (1989) ont visé à établir l'influence relative de la **température et de la salinité** sur la **croissance** des premiers stades larvaires de *Crassostrea gigas*. Ces auteurs ont testé 4 salinités (entre 20 et 35) et 4 températures (entre 15 et 30 °C).

Les graphes de la figure 28 contiennent la représentation graphique des résultats de ces expériences. Comme précédemment, les résultats sont exprimés en pourcentage par rapport au taux de croissance maximal obtenu au cours de ces expériences.

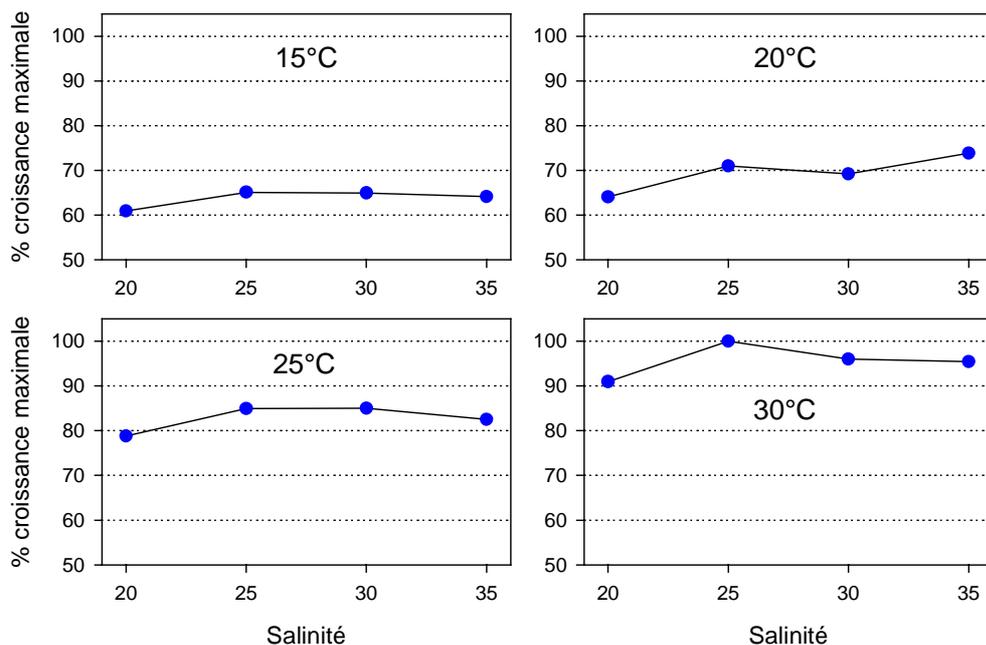


Figure 28 : Evolution du taux de croissance des larves d'huîtres élevées à 15, 20, 25 et 30 °C en fonction de la salinité (d'après His *et al.*, 1989).

La croissance maximale est obtenue pour une température de 30 °C, quelle que soit la salinité (entre 20 et 35).

Les préférences de salinité varient selon la température ; ils se situent le plus souvent entre 25 et 30. Au-delà et en-deçà des salinités préférées par les larves, les taux de croissance ne sont que faiblement affectés.

Afin de tester l'importance des différents paramètres sur la croissance, on peut utiliser le modèle proposé par Lough (1975) pour *Crassostrea virginica* :

$$\% \text{ de croissance} = a + bT + cS + dT^2 + eS^2 + fTS$$

avec T = Température et S = Salinité

Les coefficients du modèle sont estimés à l'aide d'une régression multiple « pas à pas », qui retient les différents paramètres dans leur ordre de contribution à l'explication de la variabilité du modèle.

Les résultats de cette régression multiple confirment l'importance prépondérante de T^2 pour expliquer la croissance. S et S^2 sont également retenues par l'analyse pour expliquer la variabilité de la croissance, mais n'améliorent que très peu la qualité du modèle.

3.1.3. Conclusion

Les résultats des expériences présentées conduisent aux conclusions suivantes.

- La **salinité** (entre 15 et 39) n'a pas d'impact sur la **survie** des six premiers jours du développement larvaire de *C. gigas*.
- On ne connaît pas l'impact de la **température** sur la **survie** des larves de *C. gigas*.
- La **croissance** des larves de *C. gigas* est légèrement influencée par la **salinité** entre 19 et 35. Elle est maximale entre 19 et 27 d'après Nell et Holliday (1988) et entre 25 et 30 d'après His *et al.* (1989), le taux de croissance diminuant légèrement en deçà et au delà de ces valeurs.
- La **croissance** des larves de *C. gigas* est fortement influencée par la **température** entre 15 et 30 °C, augmentant graduellement en fonction de ce paramètre.

Il faut ajouter que le taux de fixation des larves "oeillées" (ou "en fixation") est également fortement dépendant de la température, comme l'ont démontré les expériences de Scholtz *et al.* (1984). Ces auteurs rapportent des pourcentages de fixation de 15 % à 15 °C, de 39 % à 20 °C et de 67 % à 25 °C.

Ces résultats indiquent clairement que la salinité (entre 20 et 35) présente, par rapport à la température (entre 15 et 30 °C), un impact négligeable sur la croissance *in vitro* des premiers stades larvaires de *Crassostrea gigas*.

3.2. Données relatives aux cohortes du milieu naturel

Pour la série des grandes cohortes larvaires de la zone Est conservées pour l'analyse (cf chapitre 1), nous avons étudié les relations entre les deux paramètres larvaires **dPM** (durée de développement des cohortes entre le stade "petites" et "moyennes") et **Ln M/P** (rapport entre l'abondance des larves "moyennes" et "petites" dans les cohortes), et la **température** et la **salinité**.

➤ La figure 29 présente la répartition des températures et salinités de l'eau à la station Tès pendant le temps de développement des grandes cohortes larvaires de la zone "est".

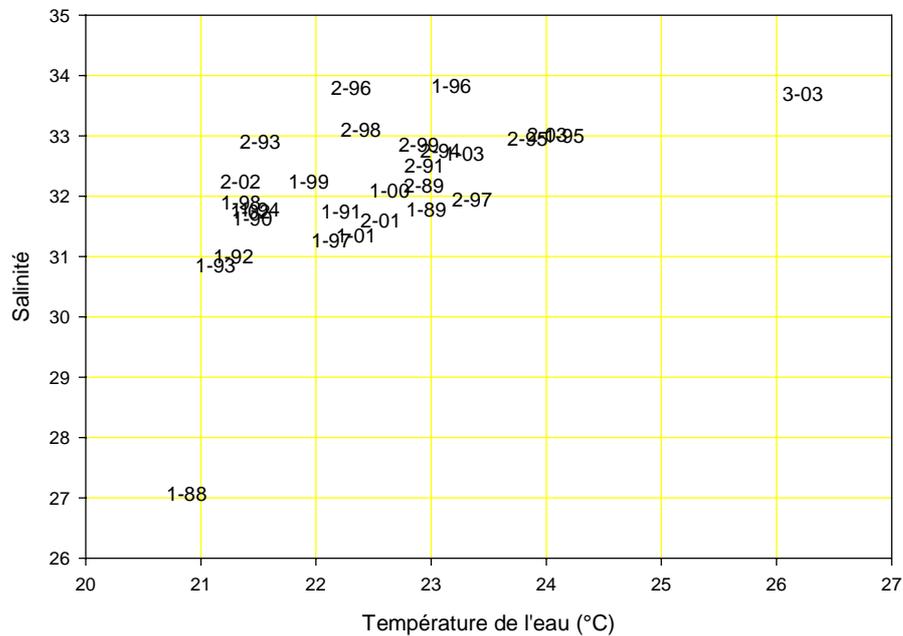


Figure 29 : Valeurs de salinité et de température pendant le temps de développement des grandes cohortes larvaires entre 1987 et 2003.

Pendant le temps de développement de ces cohortes, les températures sont distribuées entre 20,9 et 26,2 °C et les salinités comprises entre 27,1 et 33,8.

Il est intéressant de constater que la plupart des cohortes se sont développées à une salinité comprise entre 31 et 34, soit des valeurs supérieures aux préférences définies expérimentalement.

Par ailleurs, la température de l'eau n'a jamais atteint le préférence de 30 °C déterminé expérimentalement. La plupart des cohortes se sont développées entre 21 et 24 °C, soit à des températures permettant au taux de croissance larvaire d'atteindre entre 60 à 85 % de son maximum.

➤ Les régressions multiples "pas à pas" utilisant la salinité et la température pour expliquer la variabilité des paramètres larvaires (dPM et Ln M/P) ne retiennent, dans les deux cas, que la **température de l'eau** comme variable explicative.

➤ Les modèles simples utilisant la **température de l'eau** comme variable explicative rendent compte de 43 % de la variabilité de Ln M/P et de 41 % de la variabilité de dPM (Figures 30 et 31)

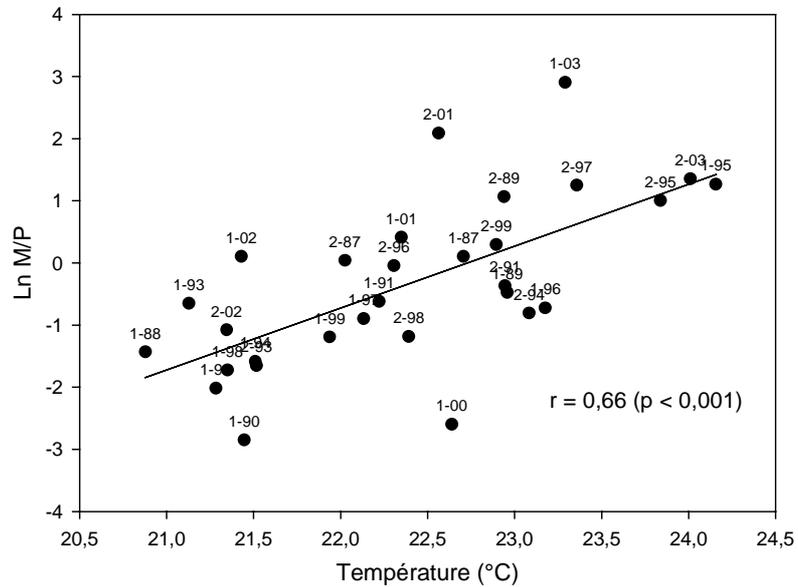


Figure 30 : Relation entre la survie larvaire (Ln M/P) et la température de l'eau.

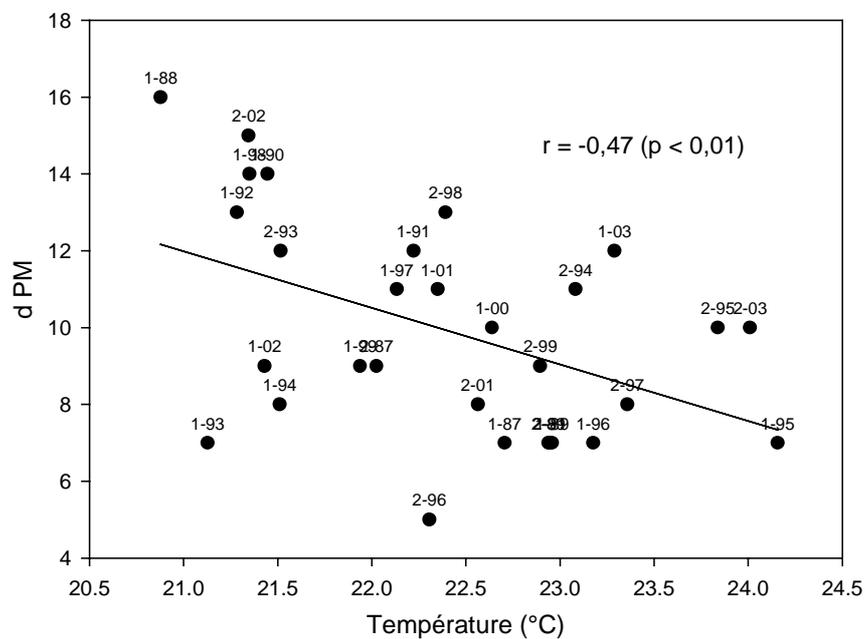


Figure 31 : Relation entre la durée de développement des cohortes (dPM) et la température de l'eau.

➤ Si l'on introduit le paramètre salinité dans les modèles, on ajoute très peu d'explication de la variabilité aussi bien pour Ln M/P que pour dPM :

$$\text{Ln M/P} = -19,79 + 1,17 * \text{température} - 0,21 * \text{salinité}$$

$$N = 28 ; r = 0,68 ; p < 0,001$$

$$\text{dPM} = 51,70 - 0,99 * \text{température} - 0,60 * \text{salinité}$$

$$N = 28 ; r = 0,52 ; p = 0,02$$

➤ Une autre façon de représenter l'effet de la température et de la salinité sur le développement des cohortes est présentée sur les graphes de la figure 32. Les différentes cohortes sont placées sur les graphes en fonction de la **température et de la salinité moyennes mesurées pendant leur temps de développement**, associées aux deux paramètres déjà définis : **dPM** (que l'on peut considérer comme indice de croissance) et **M/P** (caractérisant la survie). Les couleurs des cercles figurent les 4 classes de dPM et de M/P.

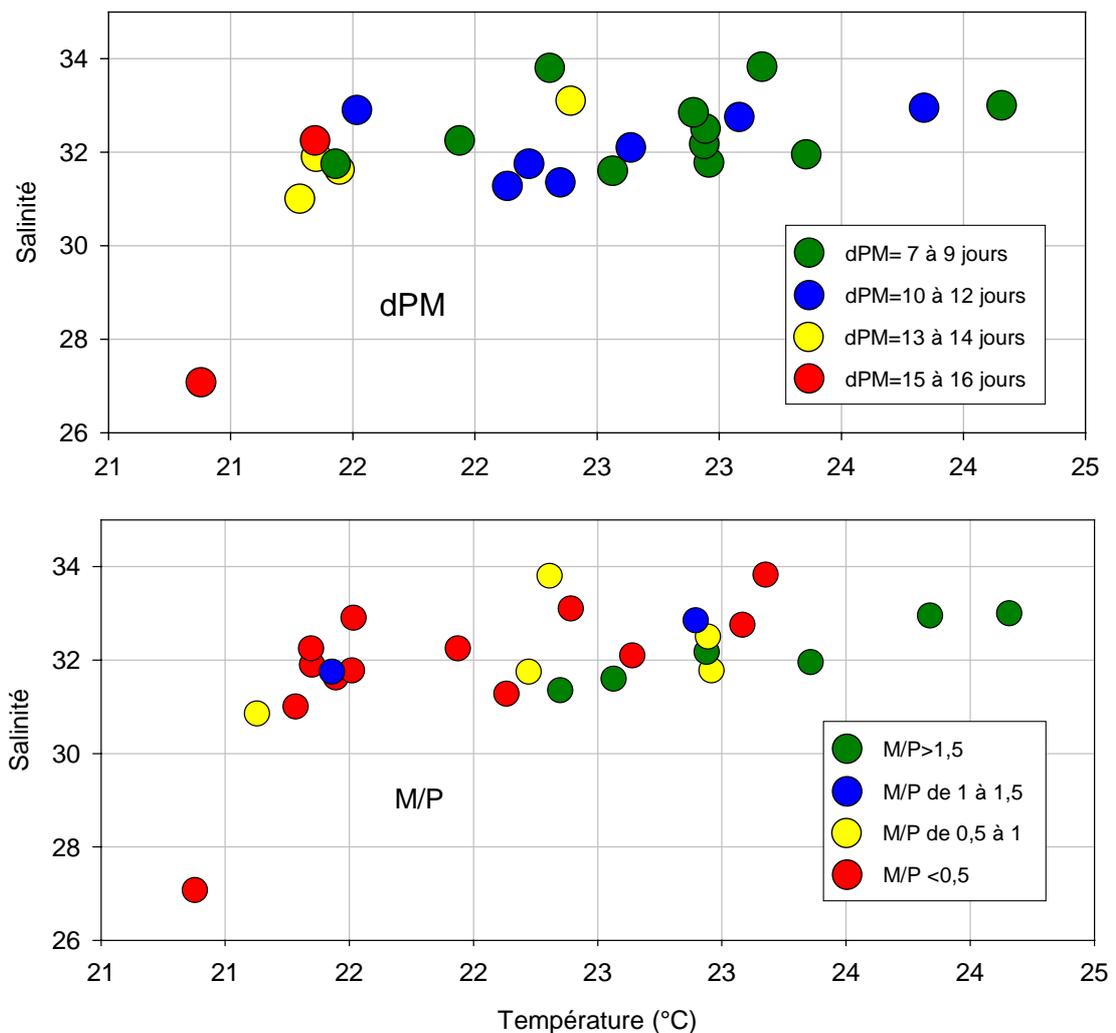


Figure 32 : Valeurs de dPM et de M/P pour les grandes cohortes larvaires entre 1987 et 2003, en fonction de la température et de la salinité au cours de leur développement.

La distribution des valeurs de **dPM** sur le graphe n'indique aucune tendance particulière de l'interaction de ces deux facteurs vis-à-vis de ce paramètre.

Par ailleurs, pour les températures moyennes (22 à 23,5 °C), il semble qu'on observe de meilleurs rapports **M/P** pour des salinités inférieures ou égales à 32 que pour des salinités supérieures (32 à 34). Toutefois, cette gradation n'est pas très nette, et l'effet négatif de la salinité sur ces cohortes ne peut être démontré statistiquement.

$$\mathbf{Ln\ M/P = -29,63 + 1,30 * température}$$

N = 15 (cohortes qui se sont développées entre 22 et 23,5 °C)

$$r = 0,39 \quad p = 0,15$$

$$\mathbf{Ln\ M/P = -21.641 + 1.513 * température - 0.395 * salinité}$$

N = 15 (cohortes qui se sont développées entre 22 et 23,5 °C)

$$r = 0,45 \quad p = 0,26$$

Ainsi, les analyses réalisées sur les cohortes se développant en milieu naturel permettent d'établir que la température (entre 20,9 et 26,2 °C) est le principal facteur qui influe (négativement) sur le temps nécessaire au développement des cohortes et (positivement) sur leur survie. La salinité, dans les limites de la gamme peu étendue de valeurs contenues dans ces observations (31 à 34), n'a aucun impact significatif sur le temps de développement et la survie larvaire.

4. Conclusion

Les résultats expérimentaux et l'analyse de l'évolution des cohortes naturelles de *Crassostrea gigas* dans le Bassin d'Arcachon permettent de mettre en évidence l'effet prédominant de la température de l'eau sur la vitesse de développement et la survie larvaire. Plus cette température est élevée, plus les larves se développent rapidement et plus leur survie est importante, notamment en raison de ce raccourcissement de leur vie larvaire.

La salinité, dans les limites des conditions naturelles où se développent les populations de larves d'Arcachon, ne semble pas avoir un impact notable sur leur croissance ou leur survie.

La forte variabilité des dernières saisons de captage est due, en grande partie, aux importantes différences de température observées au cours des étés. Ainsi, les cohortes des étés froids de 1998 et 2002 ont présenté une faible survie (en rouge sur la figure 33), au contraire de celles du caniculaire été 2003 (en bleu sur la figure 33), caractérisées par une très courte durée de développement et une survie élevée. Même si l'importance des pontes intervient également dans la réussite du captage (Chapitre 1), la survie des cohortes qui en sont issues reste le facteur essentiel expliquant l'amplitude du recrutement.

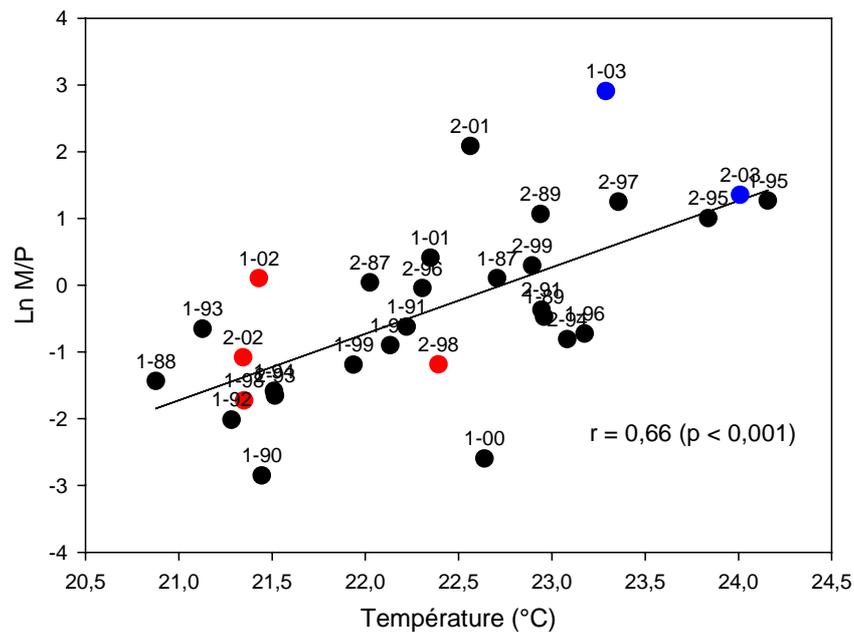


Figure 33 : Relation du rapport Ln M/P et de la température de l'eau (rouge : années de très mauvais captage—bleu : année de captage exceptionnel).

Comme nous le verrons par la suite, la température durant la phase larvaire n'intervient pas seulement en tant qu'accélérateur du métabolisme des larves d'huîtres, mais également (positivement) sur le développement des compétiteurs trophiques des larves d'huîtres ainsi que (positivement) sur l'abondance de leur nourriture.

Chapitre 6 : **La variabilité de la quantité de nourriture disponible pour l'alimentation des larves peut-elle expliquer les aléas du captage ?**

1. Introduction

Le facteur nutritionnel est d'une importance primordiale pour le développement des larves de Mollusques. His *et al.* (1989) puis His et Seaman (1992) ont démontré expérimentalement qu'une absence de nourriture après la fécondation provoque des mortalités et une diminution des performances de croissance des larves, d'autant plus marquées que la durée du jeûne est longue. Par ailleurs, en éclosérie, il est clairement établi que la quantité et la qualité de la nourriture distribuée est déterminante dans la réussite des élevages larvaires (Robert, 2003).

Si, dans le milieu naturel, le déficit de nourriture a été suspecté par His (1991) pour expliquer les anomalies de reproduction de l'huître de 1977 à 1982 dans le Bassin d'Arcachon, on ne dispose que de peu de données concernant l'abondance et la qualité de nourriture nécessaires au bon développement des larves dans les eaux du Bassin.

Pour cette raison, ce facteur devait être étudié en détail afin de tenter de répondre aux questions suivantes :

- De quelle nourriture les larves d'huîtres disposent-elles dans le Bassin d'Arcachon ?
- Peut-on mettre en évidence une limitation du développement larvaire par un déficit quantitatif ou qualitatif de nourriture ?

2. Rappel sur la nutrition des larves d'huîtres

Chez *Crassostrea gigas*, les larves commencent à s'alimenter lorsqu'elles sont âgées de 2 jours (1 jour après la formation de la larve D). Les aliments d'origine exogène interviennent alors progressivement dans le bilan énergétique, en plus des réserves de l'œuf. Après 4-5 jours, les larves se nourrissent exclusivement à partir du milieu extérieur (His, 1991).

Les larves de Bivalves sont des microphages, c'est à dire qu'elles ne peuvent consommer que des particules de petite dimension. Le faible diamètre de leur bouche et de leur œsophage empêche l'ingestion de particules de plus de 10 µm pour les jeunes stades (larves < 130 µm de longueur) et de 20 à 30 µm pour les stades plus âgés (Riisgard *et al.*, 1980 ; Baldwin et Newell, 1991).

Par ailleurs, il est maintenant clairement établi que les larves de Bivalves, et *a fortiori* des larves de *C. gigas* qui sont plus petites que les autres, ont la capacité de capturer et d'ingérer des particules inférieures à 1 μm (Gallager, 1988 ; Baldwin *et al.*, 1989 ; Baldwin, 1991 ; Baldwin et Newell, 1991 ; Gallager *et al.*, 1994).

Le spectre de taille de l'alimentation des larves de *C. gigas* s'étend donc de moins de 1 μm à environ 20 μm , les particules les plus grosses n'étant consommables que par les végétales les plus âgées.

Les sources de nourriture des larves de Bivalves dans le milieu naturel sont multiples : phytoplancton, bactéries, détritus, protozoaires (ciliés pas exemple) et matière organique dissoute (MOD) (Douillet, 1993a ; Baldwin *et al.*, 1989 ; Baldwin et Newell, 1991 ; Boidron-Metairon, 1995).

Cependant, les auteurs s'accordent sur le fait que, dans le milieu naturel, lorsqu'elles ont le choix, les larves sont capables de sélectionner activement leur nourriture sur des critères de taille et de qualité biochimique. Ainsi, le phytoplancton de taille $< 20 \mu\text{m}$ apparaît ainsi toujours comme un composant majeur de leur régime alimentaire (His, 1991 ; Baldwin, 1995 ; Baldwin et Newell, 1995a, 1995b ; Raby *et al.*, 1997 ; Sommer *et al.*, 2000). Pour cette raison, nous nous sommes principalement intéressés à ces petites espèces phytoplanctoniques.

Les autres catégories de nourriture constitueraient plutôt un complément nutritif ; ainsi la matière organique dissoute peut combler une partie des besoins métaboliques des larves quand elles sont limitées en autres sources d'énergie (Olson et Olson, 1989).

3. Démarche entreprise

3.1. Quelques définitions

Le phytoplancton est la partie végétale du plancton (ensemble des organismes pélagiques susceptibles d'être entraînés par les déplacements des eaux). Il est microscopique et capable de photosynthèse (autotrophe) comme tous les végétaux. Les organismes sont unicellulaires, parfois groupés en chaîne ou colonies. Selon un critère de taille, on distingue :

- **le picoplancton** qui regroupe les organismes dont la taille est comprise entre 0,2 et 2-3 μm (Sieburth *et al.*, 1978),
- **l'ultraplancton** dont la taille est inférieure à 10 μm ou **le nanoplancton** dont la taille est inférieure à 20 μm ,
- **le microplancton** constitué des organismes supérieurs à 10 ou 20 μm et qui peuvent atteindre jusqu'à 1 mm.

picoplancton	ultraplancton	microplancton
0,2 μm < ----- >	2-3 μm <----- >	10 μm <----- > 1 mm
picoplancton	nanoplancton	microplancton
0,2 μm < ----- >	2-3 μm <----- >	20 μm <----- > 1 mm

Tableau 7 : Dénomination des différentes catégories phytoplanctoniques en fonction de leurs limites de taille.

On différencie également les **procaryotes** (cellules dépourvues de noyau) des **eucaryotes** (cellules plus évoluées pourvues d'un noyau distinct). Le picoplancton est constitué de procaryotes (picoprocaryotes) et d'eucaryotes (picoeucaryotes). Il est largement dominant dans les océans et joue un rôle essentiel dans d'autres écosystèmes tels que mers, baies ou lagunes (Blanchot *et al.*, 1998).

A côté des méthodologies classiques appliquées pour l'analyse quantitative du phytoplancton telles que déterminations des teneurs en **chlorophylle a** et **numérations cellulaires** au microscope optique inversé, une méthode plus récente a été mise en œuvre au cours de cette étude. Il s'agit de la **cytométrie en flux** qui permet de dénombrer précisément les plus petites formes rencontrées dans le milieu qu'elles soient hétérotrophes (bactéries), autotrophes procaryotes (cyanobactéries) ou eucaryotes (pico-, ultra- et nanoplancton).

3.2. Sites et fréquences de prélèvements

Les stations prospectées se situent dans les principaux secteurs de captage du Bassin et sont désignées sous les noms Vigne, Jacquets et Tessillat (Figure 34). Elles ont été échantillonnées chaque semaine, autour de la pleine mer, de mi juin à fin août chaque année (30 à 36 échantillons par an).

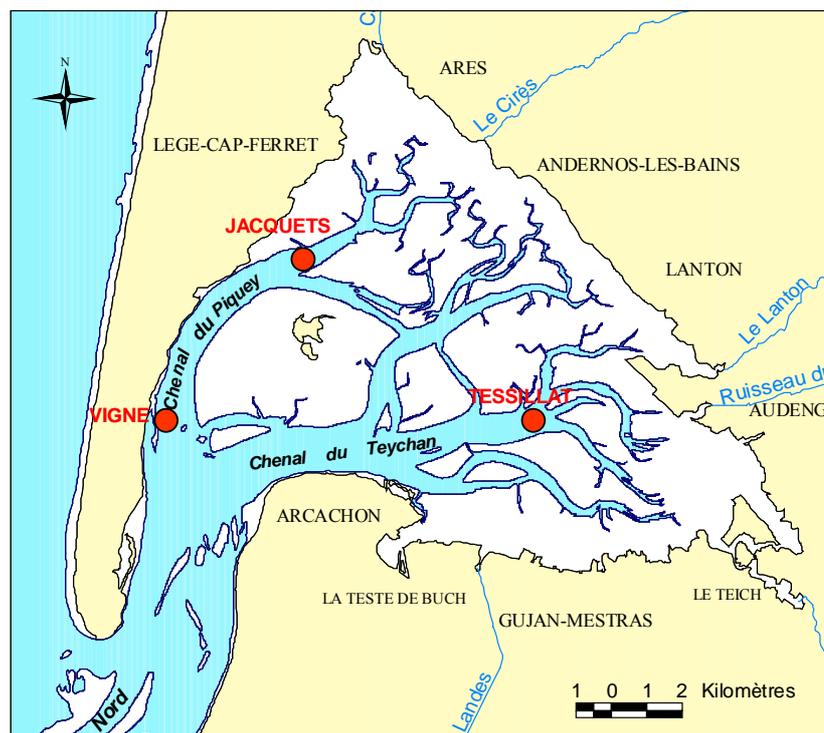


Figure 34 : Localisation des stations de prélèvement du phytoplancton.

Les prélèvements d'eau ont été effectués à -1 m de profondeur, avec une bouteille Hydrobios de 4 litres de contenance.

3.3. Chlorophylle *a*

La chlorophylle est le pigment indispensable à la photosynthèse des végétaux. Son dosage permet d'obtenir une estimation de la biomasse phytoplanctonique.

La chlorophylle *a* est dosée par fluorimétrie (fluorimètre Turner, modèle 112) en utilisant la méthode et les formules de calcul de Lorenzen (1967) d'après Aminot et Chaussepied (1983). Au laboratoire, après homogénéisation de l'eau prélevée et pré filtration sur 300 μm , 100 ml sont filtrés sur filtre Whatman GFF (porosité 0,7 μm) pour le dosage de la chlorophylle *a* totale (un seul réplikat). Afin de doser la chlorophylle *a* des organismes inférieurs à 8 μm , correspondant approximativement au picoplancton (< 2 μm) et à l'ultraplancton (2 à 10 μm), l'eau est préfiltrée sur membrane Nucléopore (porosité 8 μm) et 100 ml de filtrat sont passés ensuite sur membrane Whatman GFF (un seul réplikat).

3.4. Cytométrie en flux

Les échantillons d'eau (2 ml) prélevés dans le Bassin d'Arcachon et destinés aux analyses en cytométrie en flux ont été fixés avec du paraformaldéhyde (à 1 % en concentration finale) et stockés dans l'azote liquide avant leur analyse en cytométrie en flux (Vaulot *et al.*, 1989 ; Troussellier *et al.*, 1993).

Les analyses du phytoplancton et des bactéries ont été réalisées à l'aide d'un cytomètre en flux FACSCan (Becton-Dickinson, San José, CA) équipé d'un laser Argon de 35 mW émettant à 488 nm.

Pour les cellules du phytoplancton, les sous populations ont été identifiées en fonction de leurs propriétés de diffusion lumineuse aux grands angles (SSC, relative à la taille cellulaire) et de fluorescence orange (FL2, collectée à 530/30 nm) et rouge (FL3, collectée au-dessus de 650 nm) dues à leurs pigments naturels (respectivement phycoérythrine et chlorophylle) (Olson *et al.*, 1989, 1990 ; Troussellier *et al.*, 1993 ; Li, 1994).

La mise en évidence des bactéries dans les échantillons est réalisée par un marquage de l'échantillon au SYBR Green I (Molecular Probes, Inc. Eugene, OR) selon Marie *et al.* (2000).

Pour estimer les concentrations cellulaires phytoplanctoniques et bactériennes de chaque échantillon, le volume analysé (V_a) par le cytomètre est précisément calculé ($V_a = \text{volume initial d'échantillon} - \text{volume restant}$) (Troussellier *et al.*, 1999).

Des billes calibrées de 1,02 μm (Polysciences Inc., Warrington, PA), utilisées comme standard interne, sont systématiquement ajoutées et analysées en même temps que l'échantillon afin de normaliser les paramètres cellulaires mesurés. La moyenne de chaque paramètre (SSC, FL2, FL3) d'une population cellulaire divisée par la moyenne des mêmes paramètres des billes donne un rapport caractérisant chaque type cellulaire discriminé. Cette normalisation, outre la standardisation des protocoles d'analyse, permet de comparer les populations discriminées d'un même échantillon, d'échantillons différents ou prélevés à des époques différentes (Troussellier *et al.*, 1993 ; Legendre *et al.*, 2001).

3.5. Microscopie optique

L'eau prélevée (250 ml) est fixée au Lugol acétique. Après homogénéisation de l'échantillon, un volume de 10 ml est versé dans une cuve à sédimentation puis laissé au repos au moins 6 h pendant lesquelles les cellules sédimentent sur le fond de la cuve. L'observation du fond de la cuve est faite au microscope inversé Olympus-IMT2. Les comptages sont effectués sur une demi-cuve au grossissement 200 et sur un diamètre ou une portion de diamètre au grossissement 400 pour les espèces les plus abondantes.

Le niveau d'identification des cellules est différent selon leur taille. La plupart des espèces du microplancton ont pu être identifiées tandis que seuls quelques ordres et genres du nanoplancton (taille < 20 µm) et uniquement certaines classes de l'ultraplancton (taille < 10 µm) ont été reconnues. Le picoplancton (taille < 2-3 µm) n'a pas été abordé en microscopie optique.

4. Résultats

4.1. Variabilité spatio-temporelle des sources de nourriture susceptibles de servir à l'alimentation des larves.

Dans ce chapitre, la composition et les abondances des différentes sources de nourriture sont décrites et mises en relation avec les paramètres du milieu température, salinité, éclaircissement et teneurs en nutriments.

Pour chacun des groupes de nourriture (bactéries et microalgues) et des facteurs étudiés, nous ne présentons que les relations significatives.

4.1.1. Bactéries

Les concentrations moyennes en bactéries varient de 1,4 à 2,5 millions de cellules/ml selon les étés. Elles sont du même ordre de grandeur dans les trois stations excepté en 2003 où les secteurs internes sont un peu plus riches (Tableau 8). Ce sont des valeurs assez élevées ; Li et *al.* (1993a) considèrent en effet les bactéries comme abondantes, dans l'ouest de l'Atlantique Nord, pour une teneur de 2 millions de cellules/ml.

	Abondances bactériennes moyennes (milliers/ml)		
	Vigne	Jacquets	Tessillat
1999	1 800 (580)	2 000 (370)	1 800 (420)
2000	2 400 (510)	2 500 (720)	2 300 (660)
2001	1 700 (420)	1 800 (630)	1 900 (700)
2002	1 400 (280)	1 700 (360)	1 500 (260)
2003	2 000 (350)	2 400 (560)	2 500 (510)

Tableau 8 : Abondances moyennes (écart-types) des bactéries totales (milliers/ml) dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon.

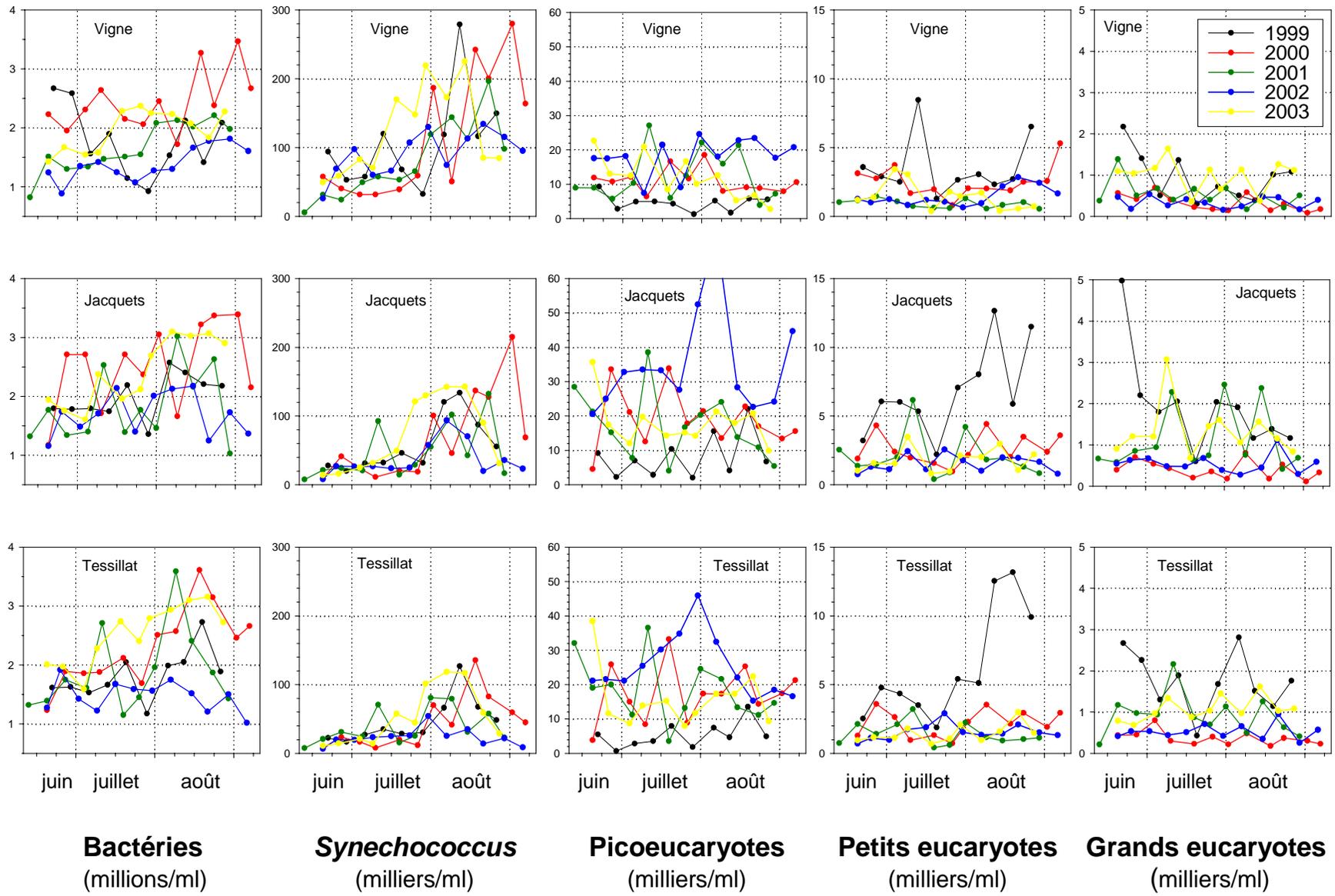


Figure 35 : Evolution des effectifs cytométriques dans trois secteurs du Bassin d’Arcachon au cours des étés 1999 à 2003.

Le plus souvent, les concentrations augmentent au cours de l'été, en liaison avec l'élévation de la température (Figure 35).

En effet, l'abondance bactérienne est globalement liée à la température (Figure 36). Ainsi, les faibles valeurs de l'année 2002 sont à relier aux températures en dessous de la normale, observées pendant une bonne partie des mois de juillet et août, tandis que les températures particulièrement élevée de 2003 s'accompagnent de très fortes densités de bactéries.

L'année 2000 s'écarte cependant de ce schéma avec de forts effectifs bactériens malgré des températures plutôt moyennes.

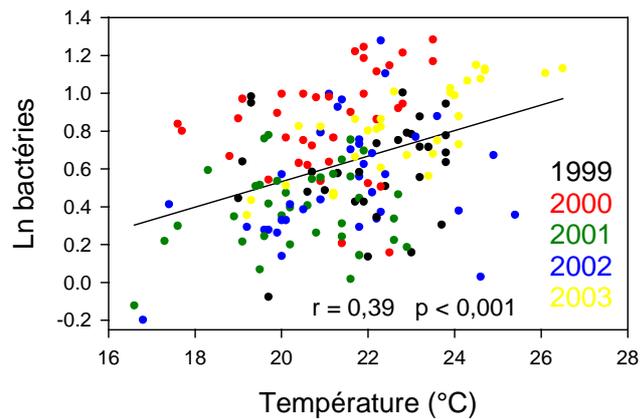


Figure 36 : Relation linéaire entre la température de l'eau et l'effectif bactérien (Ln) (3 stations, 5 étés).

4.1.2. Phytoplancton

Les résultats obtenus en cytométrie permettent de distinguer des groupes de cellules selon leur fluorescence rouge (FLR) et leur taille apparente (SSC) (Figure 37). Les limites de 2 μm et 8 μm ont été établies en filtrant les échantillons sur 2 et 8 μm avant de procéder de nouveau à leur analyse en cytométrie et ainsi séparer les réponses selon un critère de taille réelle et non plus apparente.

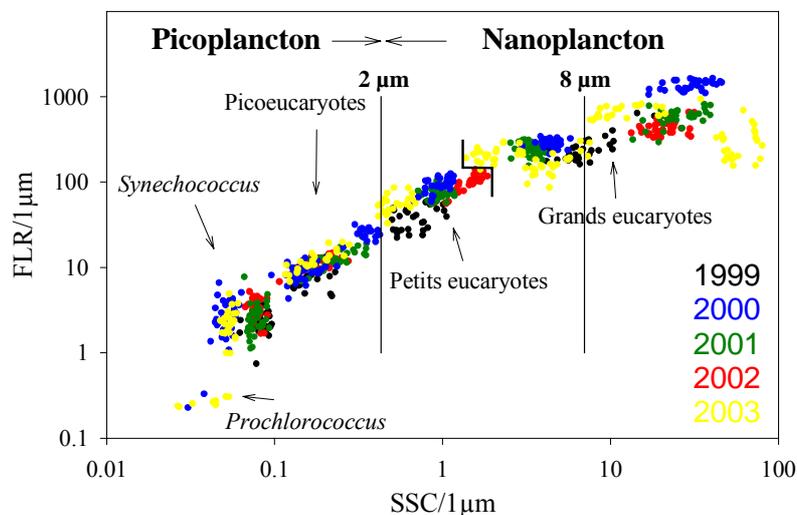


Figure 37 : Propriétés cellulaires du phytoplancton du Bassin d'Arcachon au cours des étés 1999 à 2003.



*Synechococcus*⁹
en division (1 µm)

A Arcachon, le **picoplancton** est constitué d'un procaryote (cellule dépourvue de noyau et capable de photosynthèse) *Synechococcus*, Cyanophycée le plus souvent solitaire, et d'eucaryotes dont l'importance dans le plancton marin est confirmée depuis quelques années. Au cours des étés 2002 et 2003, un autre genre de procaryotes, *Prochlorococcus*, a été détecté en plusieurs occasions.

Les organismes de taille supérieure à 2 µm sont des **eucaryotes** qui se séparent en plusieurs groupes dont les tailles réelles ne sont pas définies.

En 1999 et 2000, deux groupes avaient été distingués et dénommés "petits" et "grands eucaryotes" (Figure 37). A partir de 2001, de nouveaux groupes ont été définis parmi les grands eucaryotes eux-mêmes, mais leurs effectifs ont été sommés pour la présentation des résultats de façon à pouvoir comparer les années entre elles.

Les **petits eucaryotes** sont exclusivement constitués d'ultraplancton (< 10 µm) tandis que les **grands eucaryotes** recouvrent les deux catégories ultraplancton et nanoplancton (< 20 µm) définies précédemment. La limite de taille entre petits et grands eucaryotes se situerait autour de 4 µm.

Les abondances moyennes par station et par été de ces différents groupes phytoplanktoniques sont présentées dans le tableau 9.

Station	Année	<i>Synechococcus</i>	Picoeucaryotes	Petits eucaryotes	Grands eucaryotes	Micro-phytoplancton
Vigne	1999	109 (70)	4,6 (2,3)	3,6 (2,2)	0,9 (0,6)	0,1 (0,1)
Vigne	2000	115 (92)	11,0 (3,5)	2,5 (1,1)	0,3 (0,2)	
Vigne	2001	80 (56)	12,5 (7,5)	0,9 (0,3)	0,5 (0,3)	
Vigne	2002	91 (32)	18,2 (5,3)	1,4 (0,7)	0,3 (0,3)	
Vigne	2003	124 (65)	12,0 (6,2)	1,5 (1,0)	1,0 (0,4)	
Jacquets	1999	58 (41)	8,2 (6,4)	6,8 (3,3)	1,9 (1,2)	0,2 (0,2)
Jacquets	2000	68 (64)	18,9 (8,4)	2,6 (1,1)	0,4 (0,2)	0,5 (0,2)
Jacquets	2001	46 (40)	17,2 (10,0)	2,1 (1,6)	1,1 (0,8)	0,2 (0,3)
Jacquets	2002	36 (25)	34,8 (15,2)	1,5 (0,6)	0,5 (0,2)	0,2 (0,2)
Jacquets	2003	72 (53)	18,0 (6,9)	1,8 (0,9)	1,3 (0,6)	0,3 (0,3)
Tessillat	1999	47 (33)	5,3 (3,7)	6,3 (4,1)	1,7 (0,7)	0,1 (0,2)
Tessillat	2000	43 (38)	17,4 (8,3)	2,2 (1,0)	0,4 (0,2)	
Tessillat	2001	39 (26)	18,4 (9,3)	1,4 (0,8)	0,9 (0,5)	
Tessillat	2002	23 (12)	25,4 (8,9)	1,5 (0,6)	0,5 (0,2)	
Tessillat	2003	53 (41)	15,8 (8,7)	1,4 (0,7)	1,1 (0,3)	

Tableau 9 : Abondance moyenne (écart-type) des différents groupes cytométriques et du microphytoplancton (milliers/ml) dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon.

⁹ Microscopie électronique à balayage (Photo M.J. Dinet)

4.1.2.1. Le picoplancton

Les résultats présentés ici constituent les premières observations sur le picoplancton du Bassin d'Arcachon.

Les picoplanctontes (*Synechococcus* et picoeucaryotes) sont présents dans tous les milieux marins mais sont plus abondants lorsque les eaux sont assez riches en sels nutritifs (mésotrophes) (Blanchot *et al.*, 1998). C'est le cas du Bassin où, bien que les apports allochtones en nutriments soient minimaux pendant l'été, le recyclage important de la matière organique à cette saison libère dans le milieu des quantités non négligeables d'ammonium et de phosphate (Auby *et al.*, 1999).

➤ *Synechococcus*

Globalement, les *Synechococcus* dominent numériquement le picoplancton, de 90 à 95 % à la station océanique Vigne et de 50 à 80 % à Jacquets et à Tessillat (Tableau 9). Ils sont en moyenne deux fois plus nombreux à l'entrée du Bassin (environ 100 000 cellules/ml) qu'à l'intérieur.

Selon Partensky *et al.* (1996), *Synechococcus* est observé en faibles concentrations dans les océans subtropicaux oligotrophes tandis qu'il est très dense (10^5 cellules/ml) dans les aires côtières (Olson *et al.*, 1988 ; Vaultot et Ning Xiuren, 1988) (Tableau 10). Les teneurs moyennes observées dans le Bassin d'Arcachon au cours des cinq années (23 à $115 \cdot 10^3$ cellules/ml) sont du même ordre de grandeur. Elles montrent la richesse de ce milieu en **picoprocaryotes** ainsi que le **caractère marin de la Baie**, d'autant plus marqué à son entrée (Vigne).

Le nuage de points formé par la salinité et l'effectif de *Synechococcus* montre clairement l'origine océanique de ces picoprocaryotes (Figure 38).

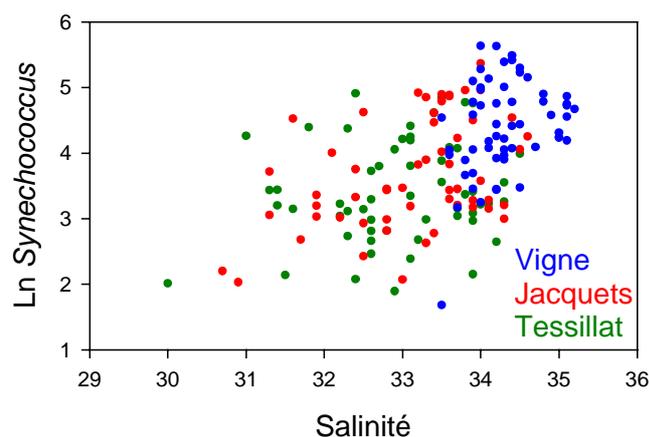


Figure 38 : Relation entre la salinité de l'eau et l'effectif de *Synechococcus* (Ln) (3 stations - 5 étés).

Lampert (2001), lors d'une étude de la dynamique phytoplanctonique sur le plateau continental atlantique français (PCAF), rapporte des concentrations maximales en *Synechococcus* dans les eaux de surface de 50 à 350.10³ cellules/ml, la dernière valeur étant mesurée à une station proche du littoral des Landes. Cet auteur associe les maximums, qui sont rencontrés à la fin de l'été, à une forte stratification thermique et à des températures de surface élevées.

Il en est de même dans le Bassin d'Arcachon où l'évolution des effectifs au cours de l'été est caractérisée par une augmentation graduelle, encore plus nette que pour les bactéries (Figure 35).

Le lien avec la température est confirmé par les corrélations linéaires présentées sur la figure 39. Ces relations se manifestent aussi bien à l'entrée du Bassin (Vigne) qu'à l'intérieur (Jacquets-Tessillat).

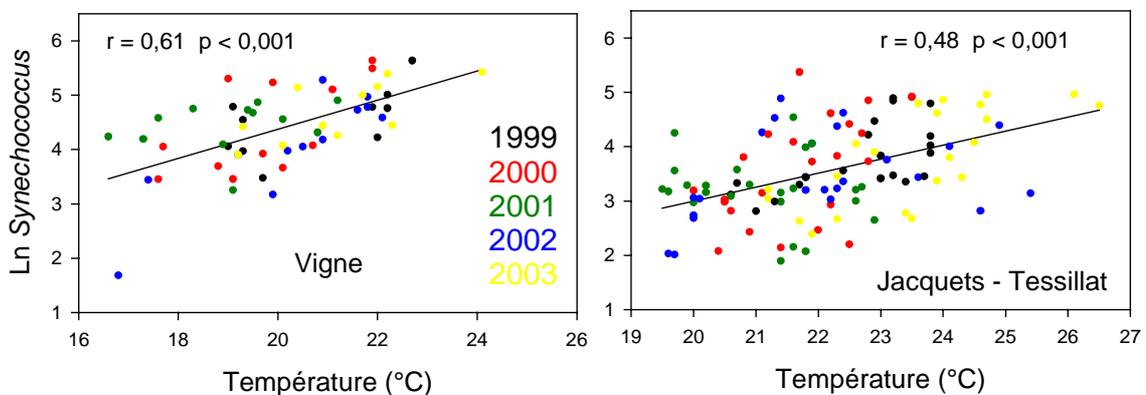
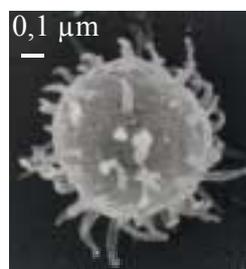


Figure 39 : Relations linéaires entre la température de l'eau et l'effectif de *Synechococcus* (Ln) à la station Vigne et dans les deux stations internes Jacquets et Tessillat (5 étés).

Aucune relation entre l'abondance des *Synechococcus* et les teneurs en nutriments n'est mise en évidence.

➤ Les picoeucaryotes

La population de picoeucaryotes du Bassin d'Arcachon semble relativement diversifiée (Auby *et al.*, 2000). Les photos ci-dessous montrent certains spécimens rencontrés dans le Bassin au cours de l'étude¹⁰.



Picoeucaryote indéterminé (0,6 µm)



Micromonas pusilla (1,3 µm)

¹⁰ Microscopie électronique à balayage (photos M.J. Dinét).

Les picoeucaryotes sont 1,5 fois plus nombreux dans les stations internes de la Baie qu'à son entrée (Tableau 9).

En **1999**, les concentrations en picoeucaryotes du Bassin d'Arcachon se situaient à des niveaux comparables à ceux observés en mer Méditerranée et dans les océans Atlantique et Pacifique, dans des eaux mésotrophes (richesse moyenne en sels nutritifs). Les effectifs ont augmenté entre 1999 et 2000 puis de nouveau entre 2001 et 2002, approchant alors les valeurs les plus élevées recensées dans la littérature (Tableau 10 et Figure 35).

Dans les lagunes méditerranéennes de Kalloni (Grèce) et Thau, le caractère confiné du milieu se traduit par des pourcentages en picoeucaryotes extrêmement élevés, voisins de 90 % (Lefebvre *et al.*, 1997 ; Vaquer *et al.*, 1996). A l'extérieur de l'étang de Thau, le pourcentage diminue mais reste cependant élevé (41 %) (Vaquer *et al.*, 1996). Dans le Bassin d'Arcachon, les proportions plus faibles (de 10 % en 1999 à 49 % en 2002) indiquent le caractère relativement peu confiné du milieu malgré un renouvellement limité des eaux de l'intérieur de la Baie. L'année **2003** voit un retour des picoeucaryotes aux niveaux observés en 2000 et 2001, soit environ 20 % du phytoplancton total.

Les causes de ces modifications ne sont pas claires. Aucune relation n'a pu être mise en évidence entre les paramètres du milieu et les variations quantitatives des picoeucaryotes au cours de la période d'étude.

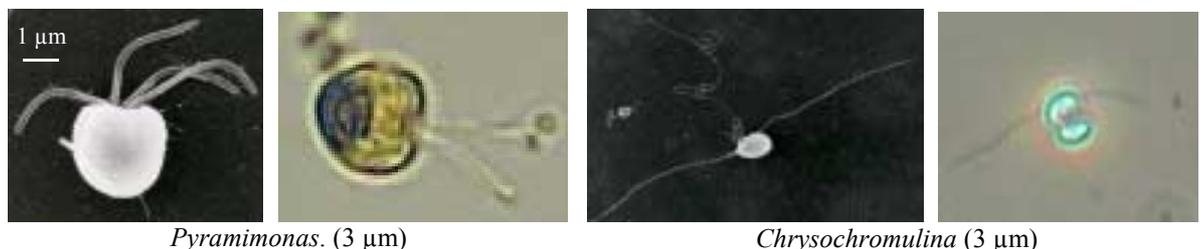
L'année **2002** apparaît assez particulière avec :

- des effectifs de *Synechococcus* les plus faibles des années étudiées,
- des effectifs de picoeucaryotes les plus élevés,
- des abondances similaires de *Synechococcus* et de picoeucaryotes dans les stations internes et à l'entrée de la Baie ce qui est exceptionnel (Tableau 9).

4.1.2.2. Le nanoplancton

Les observations faites dans le cadre de cette étude confirment celles de Guillocheau (1988) qui, dans sa description du cycle annuel du phytoplancton dans le Bassin d'Arcachon, a montré que la saison estivale est caractérisée par une population nanoplanctonique abondante et diversifiée.

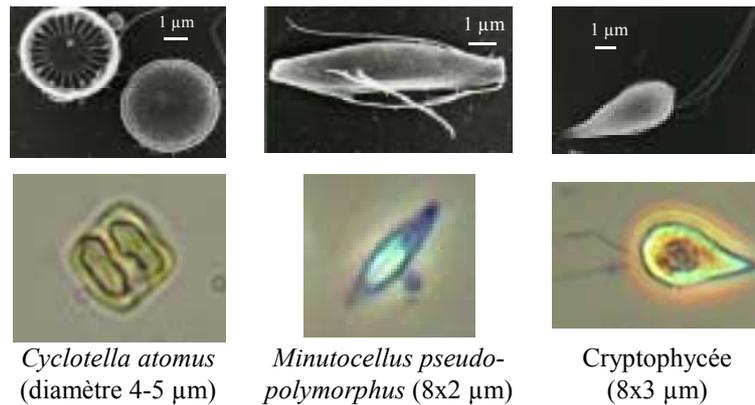
Les photos ci-dessous montrent certains genres, espèces ou classes ultraplantoniques (< 10 µm) rencontrés dans la Baie au cours de l'étude¹¹.



¹¹ En noir et blanc, microscopie électronique à balayage (photos M.J. Dinét), en couleurs, microscopie optique (photos N. Neaud-Masson).

Lieu	Masses d'eaux	Picoeucaryotes 10 ³ cell/ml	Picoprocaryotes 10 ³ cell/ml	Référence bibliographique
Bassin d'Arcachon	lagune	6 (0,7-22)	70 (17-279)*	Auby <i>et al.</i> (2000)
Bassin d'Arcachon	lagune	16 (3,8-33)	75 (8-280)*	Maurer <i>et al.</i> (2001)
Bassin d'Arcachon	lagune	16 (3,6-38,5)	55 (5,4-196)*	Auby <i>et al.</i> (2002)
Bassin d'Arcachon	lagune	26 (7-73)	50 (6,6-134)*	Maurer <i>et al.</i> (2003)
Bassin d'Arcachon	lagune	16 (2,8-38,5)	78 (11-225)	Cette étude
Baie de Kalloni (Grèce)	lagune	1,2-2,7 (estimés)	0,09-0,22* (estimés)	Lefebvre <i>et al.</i> , 1997
Etang de Thau	lagune	33 (0,8-260)	0,02-0,2*	Vaquier <i>et al.</i> , 1996
Méditerranée Golfe du Lion	upwelling	5,1	5,6	
Méditerranée	surtout côtières	2 (estimé)	0,08-140	Magazzu et Decembrini, 1995
Méditerranée nord ouest	côtières-large	3 (0,01-16)	35-45 (max 110)*	Vaulot et Partensky, 1992
Méditerranée est	Large surface	0,5	1-10	Li <i>et al.</i> , 1993b
Adriatique nord	côtières eutrophes	2,65-4,62	28,2-41,7	Vanucci <i>et al.</i> , 1994
Southampton	estuariennes	0,08-13	0,02-13	Iriarte et Purdie, 1994
Skagerrak (mer du Nord)	côtières	14 (max)	250 (max)*	Kuylensstierna et Karlson, 1994
Eaux côtières danoises	côtières surface	0,2-9,1	6-450*	Sondergaard <i>et al.</i> , 1991
Baltique (Golfe Finlande)	oligotrophes	6-30	0-1 000	Kuosa, 1991
Atlantique nord	large	-	minimum 2,5 *	Olson <i>et al.</i> , 1990
Atlantique nord	surface	-	4-10* (estimés)	Li, 1995
Atlantique nord ouest	large	26-33	33-99	Li <i>et al.</i> , 1993a
Atlantique nord ouest	côtières-large	4,48-12,5	56-121*	Longhurst <i>et al.</i> , 1992
Atlantique nord est	large	8,1 (2,5-13,5)	2,3-12,7	Li, 1994
Atlantique nord est	mesotrophes oligotrophes	10-20 4,4	180-520* 3*	Partensky <i>et al.</i> , 1996
Mer des Sargasses	oligotrophes	0,48 (0,003-1,39)	1,3 (max 6,8)*	CHLOMAX, 1992
Côte ouest Nouvelle Zélande	upwelling côtier	0,39-12	0,63-21	Hall et Vincent, 1990
Côte ouest Nouvelle Zélande	upwelling côtier	0,68-5,8	4-71	Hall et Vincent, 1994
Pacifique	côtières	-	2,5*	Olson <i>et al.</i> , 1990
Pacifique nord (Hawaï)	subtropicales	0,1-10	4,4 (max)*	Campbell et Vaulot, 1993
Pacifique ouest	subsurface	1-5	1-30*	Shimida <i>et al.</i> , 1993
Lagune Varano	lagune	20,5 (0,4-55)	127,6 (0,3-393,6)* (estimés)	Caroppo, 2000
Atlantique nord est	oligotrophes	-	4,6-33*	Quevedo et Anadon, 2001
Océan indien ouest	mésotrophes	-	30-110	Lugomela <i>et al.</i> , 2001
Lagons polynésiens	très oligotrophes	-	50-180*	Ferrier-Pagès et Furla, 2001
Méditerranée	oligotrophes (0-200m)	-	6,7 (0-30)*	Christaki <i>et al.</i> , (2001
Atlantique nord est	oligotrophes		Max 50-350*	Lampert, 2001

Tableau 10 : Abondance du picoplancton dans différents secteurs géographiques - Moyenne et (ou) minimum-maximum - * *Synechococcus*



➤ Les effectifs des **petits eucaryotes**, 3 fois supérieurs à ceux des grands, sont très élevés en **1999**. Par la suite, ils diminuent jusqu'en **2001** avant de se stabiliser en **2002** et **2003** à des valeurs voisines de 1 500 cellules/ml. Ils sont globalement du même ordre de grandeur dans les 3 stations excepté en 2001 (Tableau 9 et Figure 35).

Dans les stations internes, ils sont liés significativement bien qu'assez faiblement à la température (Figure 40). Cette corrélation est due principalement à l'année 1999.

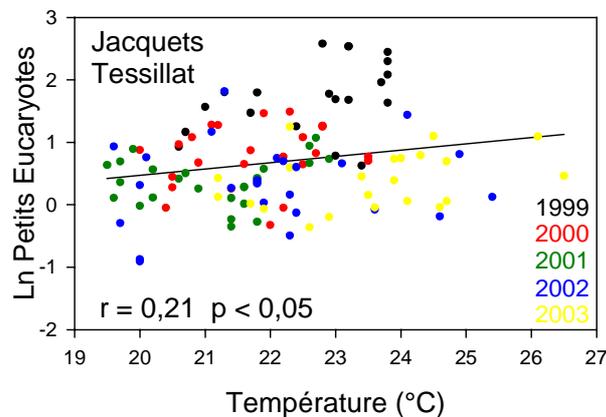


Figure 40 : Relation linéaire entre la température de l'eau et l'effectif des petits eucaryotes (Ln) (stations internes – 5 étés).

Aucune relation entre l'effectif des petits eucaryotes et la salinité ou les concentrations en nutriments n'est mise en évidence.

➤ Les effectifs des **grands eucaryotes** présentent des contrastes plus marqués aussi bien entre les années qu'entre les stations. Ainsi, leur abondance est plus forte au niveau des stations internes Jacquets et Tessillat qu'à l'entrée du Bassin. Par ailleurs, les valeurs les plus élevées (1000 cellules/ml ou plus) sont observées les années de bon captage (1999, 2001 et 2003). Elles sont environ 3 fois supérieures à celles des mauvaises années (2000 et 2002).

L'abondance des grands eucaryotes est liée significativement à la température (Figure 41).

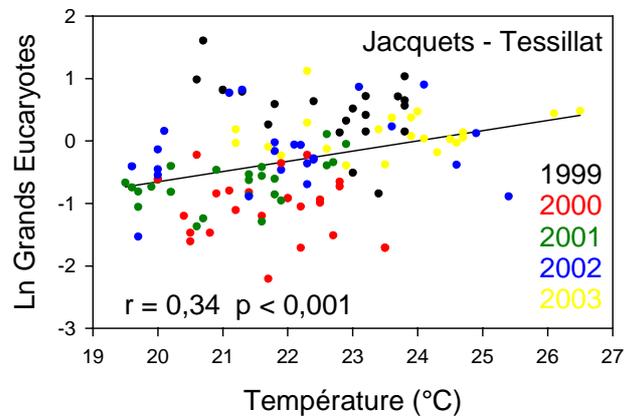


Figure 41 : Relation linéaire entre la température de l'eau et l'effectif des grands eucaryotes (Ln) (stations internes – 5 étés).

Il faut souligner que les quantités de grands eucaryotes au cours de l'été 2000 sont presque toujours plus faibles que ne le laisse prévoir ce modèle, indiquant qu'un autre facteur a pu limiter leur développement au cours de cet été là.

Le nuage de points formé par la salinité et l'effectif des grands eucaryotes montrent que ces derniers sont plus nombreux dans les stations internes et qu'ils les caractérisent (Figure 42).

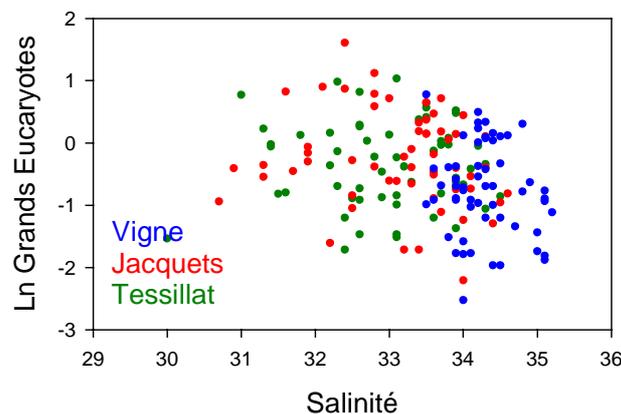


Figure 42 : Relation entre la salinité et l'effectif des grands eucaryotes (Ln) (3 stations – 5 étés).

Comme pour les autres classes cytométriques, aucune relation entre l'abondance des grands eucaryotes et les nutriments ou l'éclairement n'est mise en évidence.

Si l'analyse de ces données permet de montrer l'influence de la température et de la salinité sur l'abondance des diverses catégories phytoplanctoniques, il n'en est pas de même en ce qui concerne les nutriments. En fait, l'interprétation des résultats relatifs aux teneurs en nutriments est assez délicate dans la mesure où les concentrations mesurées dans l'eau sont la résultante des quantités apportées et des quantités consommées par les producteurs primaires.

Dans le Bassin d'Arcachon, l'été est une période de relative pauvreté en sels nutritifs, notamment azotés (Auby *et al.*, 1999). Le nitrate, apporté principalement par les cours d'eau, est le plus souvent indétectable durant la période estivale du fait du débit d'étiage des rivières. L'ammonium, pour la même raison, présente les concentrations les plus faibles de l'année à cette saison. Cependant, la température élevée favorisant les processus microbiens de minéralisation de la matière organique, des quantités non négligeables d'ammonium et de phosphate sont libérées dans le milieu au cours de l'été (Auby *et al.* 1999). Il est probable que plus la température est élevée, plus ces phénomènes de reminéralisation sont accentués.

En raison de leurs besoins métaboliques (les végétaux ont besoin de beaucoup plus d'azote que de phosphore) et d'un équipement enzymatique qui permet aux algues d'augmenter leur absorption du phosphore lorsque il est peu abondant dans le milieu, la production primaire estivale est plutôt limitée par l'azote.

Cette limitation implique que l'ammonium régénéré est très rapidement utilisé par les végétaux (microalgues, mais aussi macro algues et zostères) dont la production est d'autant plus importante que la température est élevée (Auby *et al.*, 1999).

Ces phénomènes expliquent qu'on mette en évidence une relation positive, pendant l'été, entre la température de l'eau et la concentration en phosphate (Figure 43), alors que tel n'est pas le cas pour l'ammonium.

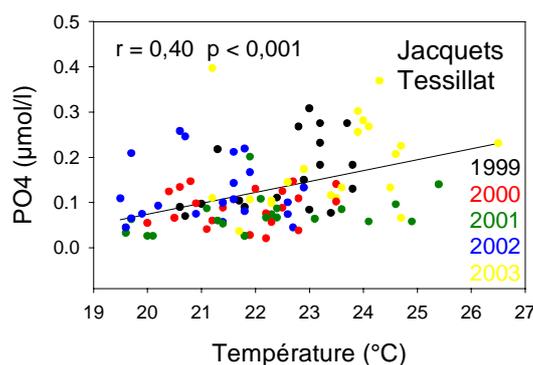


Figure 43 : Relation linéaire entre la température de l'eau et la concentration en phosphate (stations internes – 5 étés).

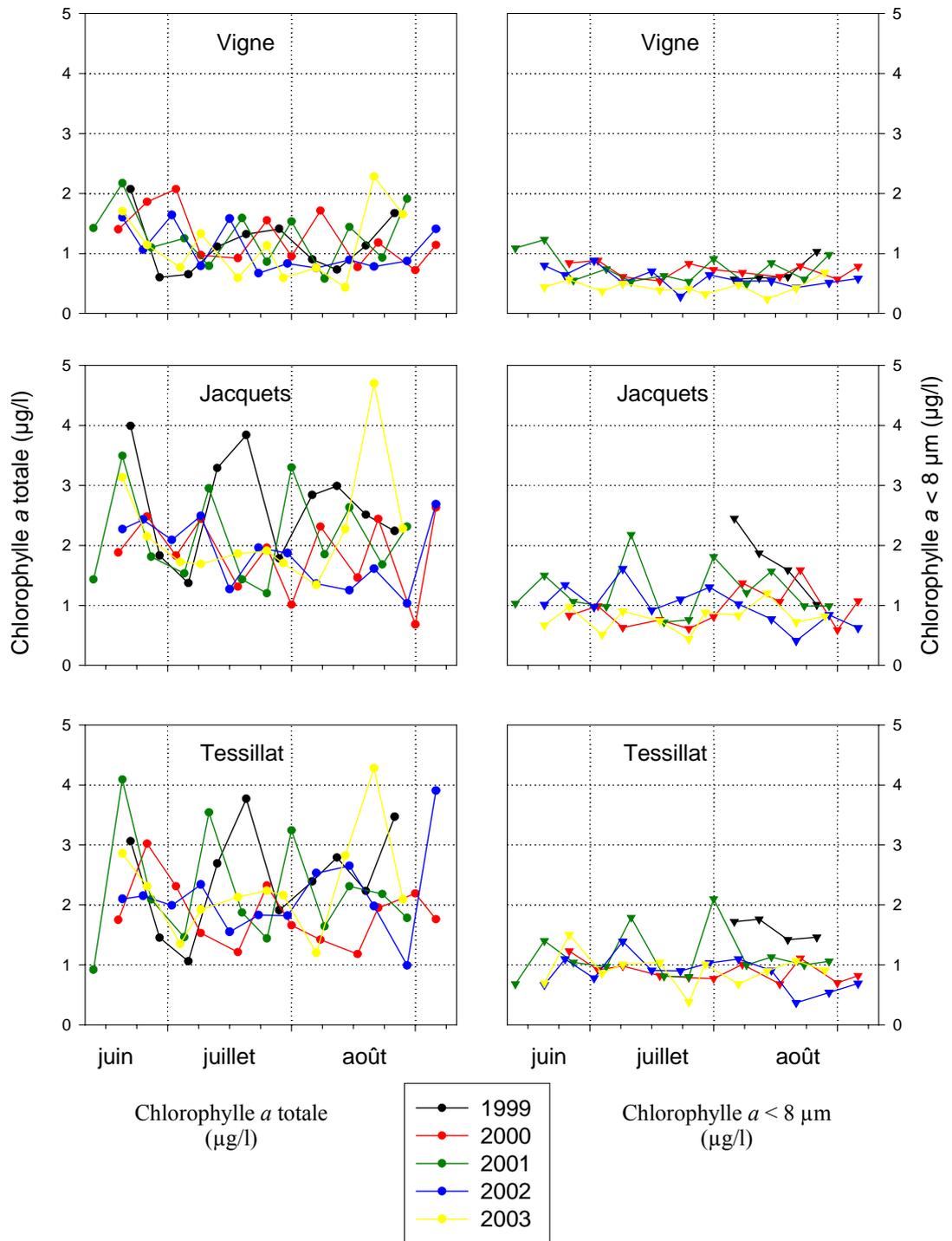


Figure 44 : Evolution de la teneur en chlorophylle *a* phytoplanctonique (μg/l) au cours des étés 1999 à 2003 dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon.

4.1.2.3. Biovolumes et biomasses

Outre les abondances des différents groupes phytoplanctoniques, des indices caractérisant la biomasse ou le volume de nourriture disponible pour les larves peuvent également être mesurés ou calculés.

➤ La chlorophylle *a* est un indicateur de la biomasse phytoplanctonique. La chlorophylle *a* totale rend compte de l'ensemble des catégories phytoplanctoniques tandis que la fraction < 8 µm est la plus susceptible d'intéresser l'alimentation larvaire, tout du moins pour les premiers stades de développement des véligères.

Les teneurs moyennes en chlorophylle *a*, par station et par été, sont présentées dans le tableau 11.

Station	Année	Moyenne chl <i>a</i> totale (µg/l)	Moyenne chl <i>a</i> < 8 µm (µg/l)	% représenté par chl <i>a</i> < 8 µm
Vigne	1999	1,16 (0,47) ¹	0,70 (0,22) ²	60 % ²
Vigne	2000	1,27 (0,44)	0,71 (0,12) ³	61 % ³
Vigne	2001	1,30 (0,47)	0,76 (0,25)	59 %
Vigne	2002	1,07 (0,37)	0,59 (0,16)	57 %
Vigne	2003	1,12 (0,58) ³	0,44 (0,12) ³	45 % ³
Jacquets	1999	2,67 (0,88) ¹	1,73 (0,60) ²	65 % ²
Jacquets	2000	1,87 (0,64)	0,94 (0,32) ³	55 % ³
Jacquets	2001	2,13 (0,78)	1,23 (0,44)	58 %
Jacquets	2002	1,86 (0,55)	0,99 (0,33)	56 %
Jacquets	2003	2,25 (0,94) ³	0,89 (0,14) ³	39 % ³
Tessillat	1999	2,48 (0,86) ¹	1,59 (0,17) ²	64 % ²
Tessillat	2000	1,86 (0,53)	0,89 (0,17) ³	51 % ³
Tessillat	2001	2,21 (0,95)	1,15 (0,42)	53 %
Tessillat	2002	2,15 (0,71)	0,87 (0,28)	43 %
Tessillat	2003	2,30 (0,83) ³	0,91 (0,28) ³	43 % ³

¹ : moyenne effectuée sur 10 valeurs. ² : sur 4 valeurs. ³ : sur 11 valeurs.
Les autres moyennes sont calculées à partir de 12 valeurs.

Tableau 11 : Teneurs moyennes (écart-type) en chlorophylle *a* (µg/l) dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon au cours des étés 1999 à 2003.

Les stations internes sont en moyenne plus riches que la station Vigne, située à l'entrée du Bassin.

Globalement, les étés 2000 et 2002 (années de faible captage) s'avèrent les plus pauvres en chlorophylle *a* totale tandis que la fin de l'été 1999 et certaines dates en 2001 présentent des concentrations en chlorophylle *a* < 8 µm nettement supérieures à celles des autres années (Tableau 11 et Figure 44).

L'année 2003, au cours de laquelle le captage a été particulièrement intense, présente en moyenne dans les stations internes des teneurs en chlorophylle *a* totale aussi élevées que 1999 et 2001, mais de teneurs en chlorophylle *a* < 8 µm plutôt réduites, malgré l'abondance des grands eucaryotes. Il est possible que la fraction des cellules de taille comprises entre 8 et 20 µm ait été plus importante au cours de cet été.

➤ Pour chaque catégorie de phytoplancton, un biovolume peut être calculé en assimilant les cellules algales à des sphères de diamètre respectif de 1, 2, 4 et 10 µm, ce qui correspond à des biovolumes de 0,5, 4, 33 et 523 µm³. Le résultat de ces calculs est présenté dans le Tableau 12.

Station	Année	<i>Synechococcus</i>	Picoeucaryotes	Petits eucaryotes	Grands eucaryotes	Total
Vigne	1999	57 (37)	19 (10)	120 (73)	492 (306)	688
Vigne	2000	60 (48)	46 (15)	84 (38)	169 (106)	359
Vigne	2001	41 (29)	52 (31)	30 (10)	281 (164)	404
Vigne	2002	47 (17)	76 (22)	48 (23)	176 (70)	347
Vigne	2003	65 (34)	50 (26)	48 (34)	521 (202)	684
Jacquets	1999	30 (21)	34 (27)	227 (110)	1 008 (621)	1299
Jacquets	2000	36 (33)	79 (35)	87 (37)	206 (113)	408
Jacquets	2001	24 (21)	72 (42)	70 (54)	582 (403)	748
Jacquets	2002	19 (13)	146 (64)	50 (21)	286 (117)	501
Jacquets	2003	37 (28)	76 (29)	60 (29)	699 (337)	872
Tessillat	1999	24 (17)	22 (15)	211 (136)	913 (374)	1170
Tessillat	2000	23 (20)	73 (35)	73 (33)	193 (89)	362
Tessillat	2001	20 (13)	77 (39)	48 (28)	478 (266)	623
Tessillat	2002	12 (6)	106 (37)	52 (19)	277 (96)	447
Tessillat	2003	28 (22)	66 (36)	48 (22)	563 (148)	705

Tableau 12 : Biovolumes moyens (écart-type) (10³ µm³/ ml) des différents groupes cytométriques dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon au cours des étés 1999 à 2003.

Bien que le nanoplancton soit beaucoup moins abondant que le picoplancton, il représente un biovolume bien supérieur à celui du picoplancton du fait de sa plus grande taille et, en particulier, les grands eucaryotes dominent nettement en volume la population déterminée par la cytométrie en flux.

Par ailleurs, comme pour la chlorophylle *a*, ces résultats montrent bien que, au niveau des stations internes, le volume de nourriture disponible pour les larves a été minimal en 2000 et 2002 (années de faible captage) et maximal pendant les autres étés, à l'issue desquels le captage a été excellent.

4.2. Relations entre les différents groupes phytoplanctoniques

De nombreux auteurs ont étudié la compétition et les successions des populations phytoplanctoniques dans différents milieux en s'intéressant particulièrement à la structure en taille des peuplements. Ainsi, Vanucci *et al.* (1994) suggèrent l'existence d'une succession micro-, nano-, picoplancton en Mer Adriatique. En effet, la taille des cellules leur confère une physiologie propre qui, selon les conditions de milieu, va permettre préférentiellement leur croissance par rapport à celle des autres catégories.

Le microplancton, que nous n'avons pas encore abordé dans ce chapitre car il n'est pas consommé par les larves du fait de sa grande taille ($> 20 \mu\text{m}$), a fait l'objet d'un dénombrement au cours des 5 années d'étude à la station Jacquets, afin d'y étudier les relations entre les divers phytoplanctontes (Tableau 9). Rappelons que le microplancton est ordinairement pauvre en été mais qu'il développe cependant assez régulièrement des floraisons au cours de cette saison (Masson-Neaud, 1998).

Dans le Bassin d'Arcachon, les résultats de 5 années d'observation ne permettent pas de mettre nettement en évidence, en été, une succession de populations phytoplanctoniques ni un décalage systématique entre les extremums d'abondance des diverses catégories d'algues (Maurer *et al.*, 2003). Les facteurs qui interviennent dans la croissance et la régulation de ces populations sont très nombreux et parfois antagonistes ce qui explique sans doute que l'observation du milieu ne conduise pas à un schéma simple, surtout lorsque plusieurs années sont prises en compte.

Une analyse en composantes principales (ACP) des données obtenus en cytométrie et en microscopie optique à la station Jacquets permet cependant de dégager quelques tendances générales.

Les variables sont les transformées logarithmiques des abondances de bactéries (Bact), de *Synechococcus* (Syn), de picoeucaryotes (PicoE), de petits eucaryotes (pEuca), de grands eucaryotes (gEuca) et de microplancton (Micro).

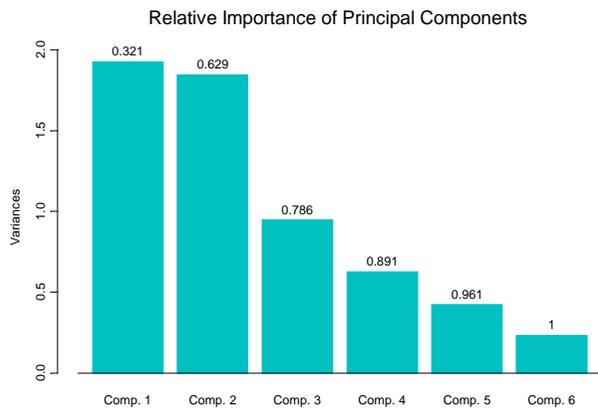
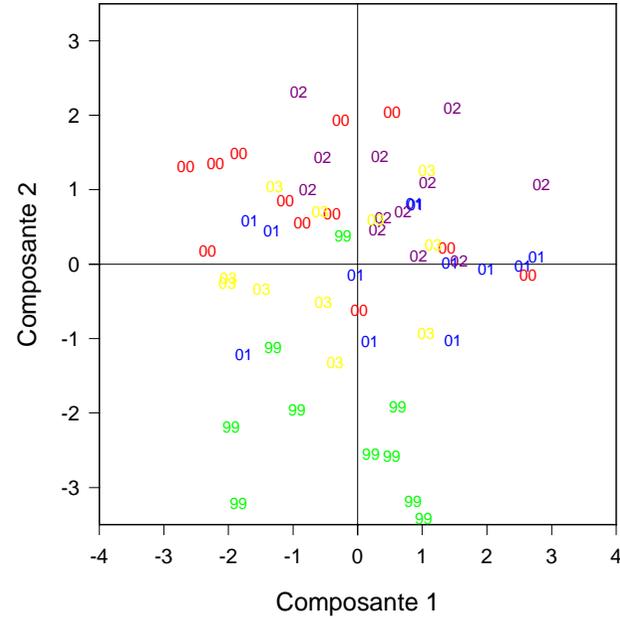
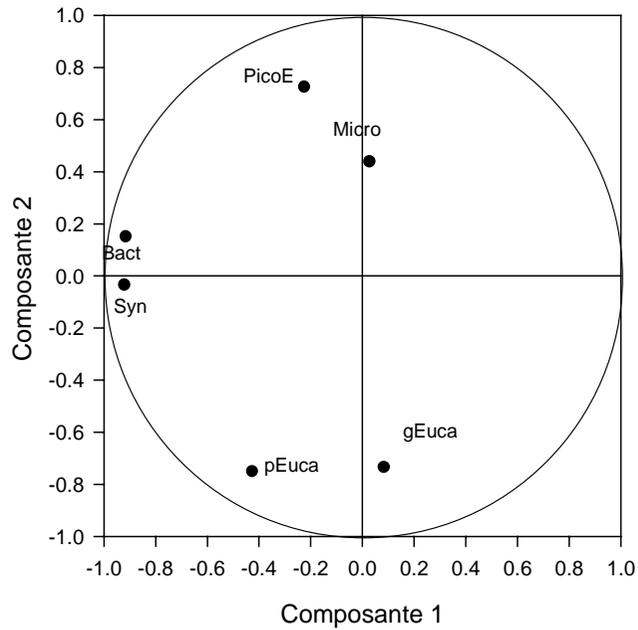
Sur la figure 45 sont représentés : le cercle de corrélations des variables, la projection des observations sur le plan factoriel 1-2 et la contribution des axes d'inertie à la variance totale. Les cinq étés sont représentés par les deux derniers chiffres de l'année et les observations correspondantes sont affectées de différentes couleurs.

Les deux premiers axes expliquent 63 % de la variance, se répartissant de façon presque égale entre les deux axes.

Les variables se distribuent schématiquement de la façon suivante :

- bactéries et *Synechococcus* sont tous deux corrélés négativement à l'axe 1,
- picoeucaryotes-microplancton et petits-grands eucaryotes, très corrélés à l'axe 2, s'opposent le long de cet axe.

La structure dégagée par l'analyse est le résultat des différences marquées des populations entre les années, comme le montre l'examen de l'espace des observations.



Station Jacquets
 nombre de variables : 6
 nombre d'observations : 57

Figure 45 : Résultats de l'analyse en composantes principales sur les abondances phytoplanctoniques à la station Jacquets entre 1999 et 2003.

Schématiquement, l'axe 1 permet de séparer les étés **2000** (fortes valeurs en bactéries et *Synechococcus*) et **2001-2002** (faibles valeurs de ces deux variables) tandis que l'axe 2 montre l'opposition entre les étés **1999-2001-2003** (fortes concentrations en petits et grands eucaryotes) et les étés **2000-2002** (fortes concentrations en picoeucaryotes et microplancton).

En résumé, cette analyse permet de mettre en évidence une certaine opposition entre les abondances des petits et grands eucaryotes et celles des picoeucaryotes et du microplancton. Vaquer *et al.* (1996) n'observent pas cet antagonisme entre picoeucaryotes et nanoplancton dans l'étang de Thau.

Les résultats d'une analyse en composantes principales (ACP) (Figure 46), effectuée sur les données de cytométrie ainsi que sur les paramètres de milieu des stations Jacquets et Tessillat, permet de synthétiser l'ensemble des résultats présentés dans les paragraphes 4.1 et 4.2.

Les 11 variables sont les transformées logarithmiques des abondances de bactéries (Bact), de *Synechococcus* (Syn), de picoeucaryotes (PicoE), de petits eucaryotes (pEuca), de grands eucaryotes (gEuca) et la température (Temp), la salinité (Sal), la chlorophylle (Chla), les sels nutritifs NO₃, NH₄, PO₄.

Les deux premiers axes expliquent 42 % de la variance, se répartissant de façon presque égale entre les deux axes.

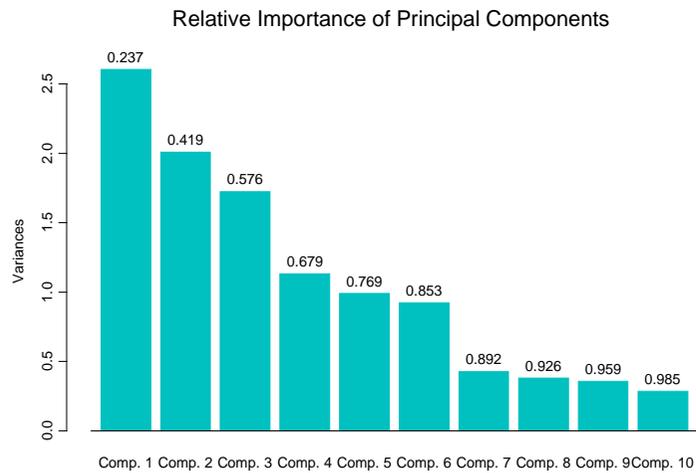
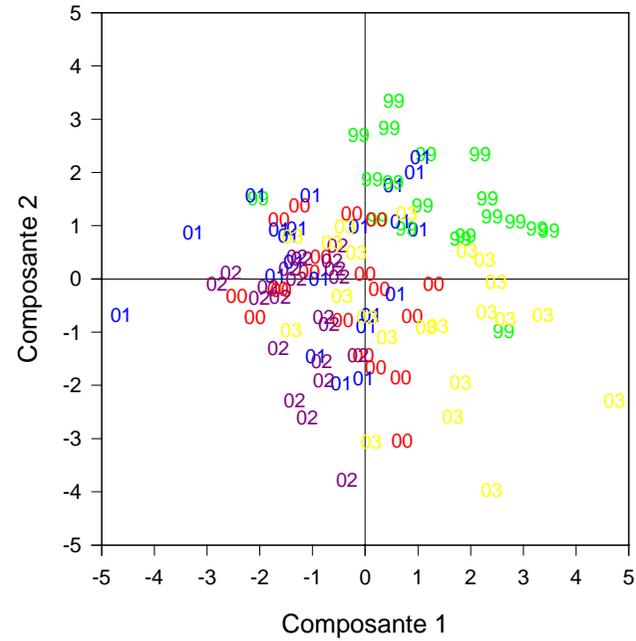
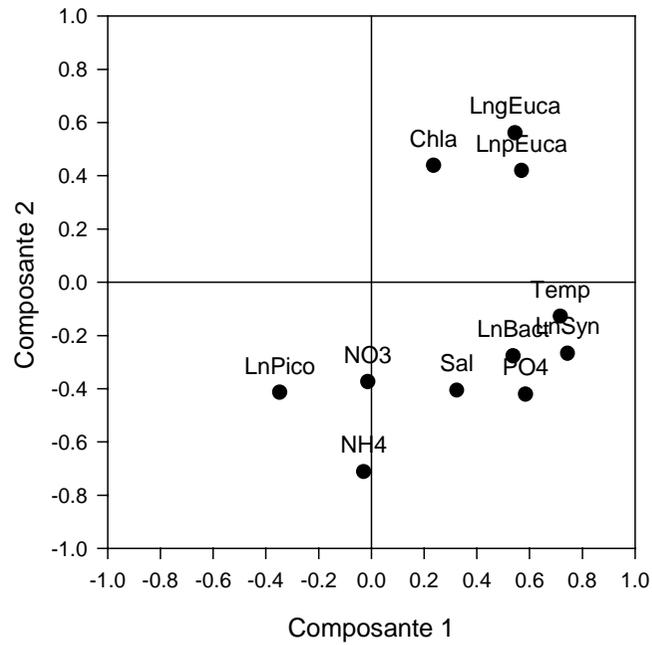
L'axe 1 est déterminé principalement par Syn, Temp, PO₄, pEuca, gEuca et Bact qui lui sont corrélées positivement.

L'axe 2 montre l'opposition entre NH₄ d'une part, et Chla, gEuca et pEuca d'autre part, Sal, NO₃ et Pico étant mal représentées dans ce plan.

Nous retrouvons le lien entre les paramètres température et phosphate, qui se projettent à proximité de toutes les catégories phytoplanctoniques, exceptés les picoeucaryotes, . Le nitrate ne ressort pas de l'analyse tandis que l'ammonium se trouve proche des picoeucaryotes et opposé aux autres phytoplanctonites. Par ailleurs, l'opposition décrite précédemment entre les picoeucaryotes et petits-grands eucaryotes apparaît également.

Comme lors de l'ACP précédente, la structure dégagée par l'analyse est le résultat des différences marquées des populations entre les années, comme le montre l'examen de l'espace des observations.

Schématiquement, les années 2000 et 2002 se trouvent principalement dans le quart inférieur gauche. Elles sont caractérisées par des températures basses, par la présence importante des picoeucaryotes et par de faibles abondances des autres phytoplanctonites. Les trois autres années montrent un schéma globalement opposé c'est-à-dire avec des températures élevées, de forts effectifs de bactéries, de *Synechococcus* et de petits-grands eucaryotes. Elles se répartissent dans les trois autres quarts de la figure.



Jacquets - Tessillat
 Nombre de variables = 11
 Nombre d'observations = 104

Figure 46 : Résultats de l'analyse en composantes principales sur les caractéristiques estivales du milieu entre 1999 et 2003.

Le développement du nanoplancton est favorisé l'été du fait de son adaptation à des températures élevées (Guillocheau, 1988). Notre analyse illustre cette théorie de même que celle de la non intervention de la salinité dans les preferences des différentes catégories phytoplanctoniques.

En revanche, le rôle joué par les sels nutritifs n'est pas clarifié. Le phosphate étant lié aussi à la température, on ne peut trancher réellement sur son importance dans le développement du nanoplancton plutôt que celui des autres catégories. Quant à l'ammonium, il semble délicat d'interpréter son lien apparent avec les variations d'abondances des différentes catégories phytoplanctoniques du fait de son cycle extrêmement rapide en été.

4.3. Relation entre la nourriture disponible et le développement des larves.

Les nombreux organismes unicellulaires que nous avons dénombrés dans le Bassin, qu'ils soient bactériens, procaryotes ou eucaryotes, sont susceptibles de servir à l'alimentation des larves d'huîtres. Mais ils ne présentent pas la même valeur nutritive, les larves étant d'ailleurs capables de sélectionner activement leur nourriture sur des critères de taille et de qualité biochimique (His, 1991 ; Baldwin et Newell, 1995a, 1995b ; Raby *et al.*, 1997 ; Sommer *et al.*, 2000).

Nous allons examiner les résultats dont nous disposons et comparer les années étudiées quant à la nourriture présente dans le milieu et le succès du recrutement comme le suggèrent Olson et Olson (1989).

Nous avons vu que les cinq années sont assez différentes, à la fois sur le plan du succès du captage (exceptionnellement important en 2003, très bon en 1999 et 2001, moyen en 2000, mauvais en 2002) et sur celui des caractéristiques des populations algales présentes au cours de la saison estivale.

A l'échelle de l'été, nous constatons globalement que les effectifs de **bactéries** sont élevés et qu'il varient dans de faibles proportions d'une année à l'autre. Leur évolution est intimement liée à celle de la température.

Il en est de même pour les effectifs de *Synechococcus* qui, de plus, sont plutôt associés aux eaux océaniques qu'aux eaux de l'intérieur du Bassin où se développent principalement les larves.

Les **picoeucaryotes**, pour leur part, sont très florissants à partir de 2000 et abondent particulièrement lors de la saison de mauvais captage 2002.

Les **petits eucaryotes**, excepté en 1999 où ils sont très abondants, montrent par la suite des variations inter-annuelles peu marquées.

En revanche, les **grands eucaryotes** présentent des variations d'effectifs importantes selon les années, leur abondance étant manifeste les années de bon captage (1999, 2001 et 2003) tandis qu'ils apparaissent déficitaires dans les cas contraires (2000 et 2002).

Les résultats peuvent être observés plus en détail en fonction de la date de ponte.

En **1999**, la ponte principale a lieu autour des 12-13 juillet. Elle est suivie d'une chute des effectifs de petits et grands eucaryotes une semaine après, ceux des picoeucaryotes restant au même niveau. Le nanoplancton se maintient ensuite à des concentrations élevées jusqu'à fin août.

En **2000**, la ponte tardive du 22 juillet est accompagnée de faibles niveaux de nanoplancton tout l'été et de fortes concentrations en picoeucaryotes. Ces derniers présentent cependant un minimum quelques jours après la ponte.

En **2001**, la ponte principale s'effectue le 16 juillet. Elle est suivie d'une chute très marquée des effectifs à la fois des picoeucaryotes, des petits et des grands eucaryotes qui, tous trois, redeviennent ensuite assez élevés au cours du mois d'août.

En **2002**, le niveau de nanoplancton, peu élevé pendant tout l'été, ne peut être mis en relation avec les pontes. Pour les picoeucaryotes, la ponte de mi-juillet ne semble pas influencer sur leurs effectifs à l'inverse de celle du 7 août qui est suivie, comme en 2000 et 2001, d'une chute marquée des abondances.

En **2003**, la quantité de nanoplancton très forte début juillet (principalement les grands eucaryotes), chute à la suite de la ponte principale des 11-12 juillet. Elle redevient ensuite assez élevée tout l'été.

Raby *et al.* (1997), Vincent *et al.* (2002b) suggèrent que les larves de bivalves consomment les catégories de nourriture les plus abondantes dans le milieu. La chute des effectifs que nous enregistrons chaque année, une semaine après la ponte massive des huîtres, pourrait résulter d'un grazing intense par les larves qui s'effectueraient sur le picoplancton et/ou le nanoplancton selon leur importance relative (Tableau 12).

Cependant, ces auteurs considèrent que le temps et l'énergie dépensés pour capturer une grande proie sont beaucoup plus faibles que ceux nécessaires pour capturer des centaines de petites proies. D'un point de vue énergétique, la véligère aurait donc intérêt à ingérer de grandes cellules. On peut donc penser que le picoplancton, du fait de sa petite taille, serait moins approprié à l'alimentation larvaire que le nanoplancton.

Les bactéries et les *Synechococcus*, dont nous ne pouvons mettre en relation les fluctuations avec celles des populations larvaires, sont, selon la littérature, susceptibles d'être ingérées et assimilées par les larves. Si tel est le cas dans le Bassin d'Arcachon, ils ne constitueraient vraisemblablement qu'un complément alimentaire. De plus, *Synechococcus* ne semble pas être un aliment de très bonne qualité (Christaki *et al.*, 2002 ; Gallager *et al.*, 1994).

Nous allons maintenant nous intéresser à la survie des cohortes en fonction du phytoplancton présent dans le milieu pendant la période de leur développement (même si les abondances mesurées intègrent la part consommée par les larves).

Un lien entre la survie larvaire et la nourriture potentielle des larves se dessine pour la catégorie grands eucaryotes (Figure 47) et uniquement pour celle-ci. Cette relation serait d'ailleurs excellente sans l'année 1999 ($r = 0,87$ $p < 0,05$) qui apparaît atypique : les concentrations très élevées en grands eucaryotes ne s'accompagnent pas d'une forte survie larvaire.

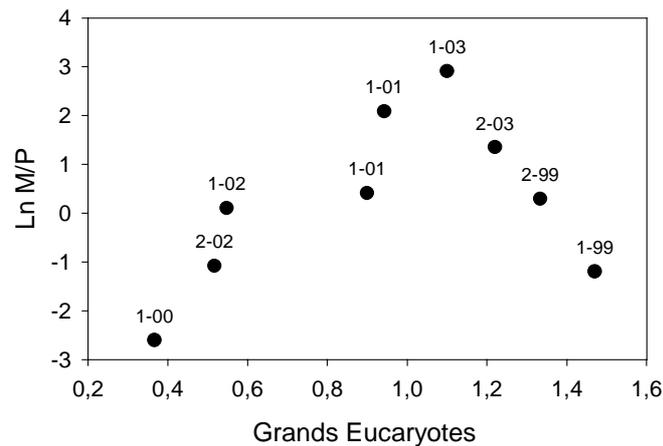


Figure 47 : Relation entre la survie de la cohorte et l'effectif des grands eucaryotes (milliers/ml).

Dans cette relation, la très basse survie observée l'été 2000 peut être rapprochée du faible effectif des grands eucaryotes (Figure 47).

Nous avons vu dans les chapitres précédents que le paramètre température lors du développement de la cohorte larvaire déterminait à lui seul une grande partie de la survie, sauf pour l'année 2000 qui s'éloignait fortement de la droite de régression (Figure 48).

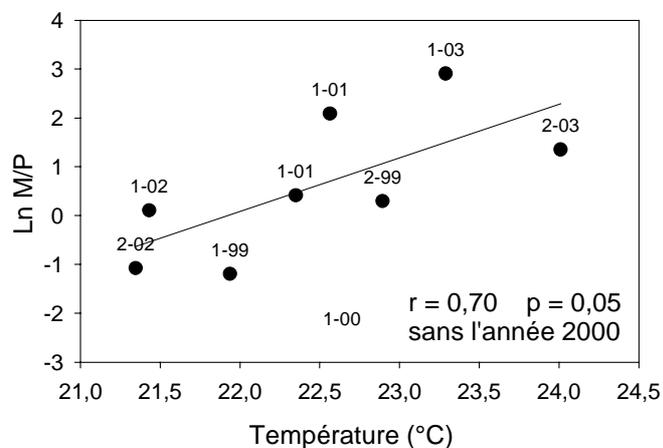


Figure 48 : Relation linéaire entre la survie de la cohorte et la température de l'eau.

Il semblerait donc que, pour la cohorte de l'année 2000, la pauvreté du milieu en grands eucaryotes puisse être à l'origine d'une survie inférieure à ce que laisserait attendre la température.

Il est intéressant de remarquer, comme nous l'avons déjà souligné, que le faible effectif de grands eucaryotes associé à la cohorte 2000 est mal expliqué, comme la survie, par la température (Figure 49). Les causes possibles de cette rareté des grands eucaryotes en 2000 seront abordées dans le chapitre relatif aux contaminants (Chapitre 9).

La forte abondance des grands eucaryotes lors du développement de la première cohorte larvaire de l'année 1999 est également mal expliquée par la température, sans que l'on dispose d'explication à ce phénomène.

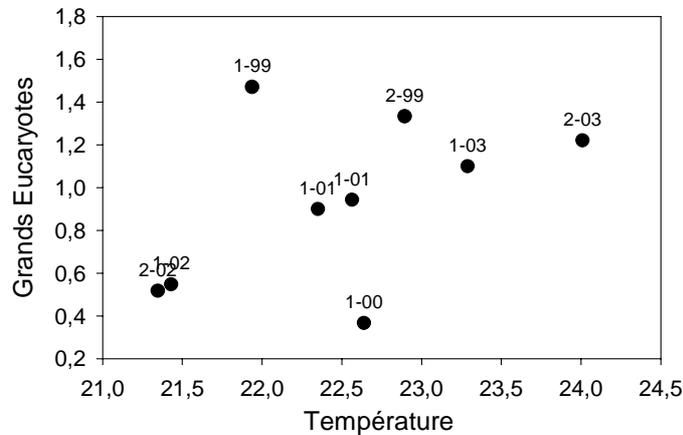


Figure 49 : Relation entre l'effectif des grands eucaryotes et la température de l'eau, au cours du développement des cohortes larvaires.

5. Conclusion

La structure de la population phytoplanctonique du Bassin d'Arcachon, déterminée par cytométrie en flux, est **typique d'une eau marine côtière** du fait de la dominance du picoprocaryote *Synechococcus*, présent à des densités élevées voisines de 10^5 cellules/ml, et de l'existence d'une importante communauté de picoeucaryotes (Partensky *et al.*, 1996). Elle est aussi caractérisée par un nanoplancton abondant et diversifié (Auby *et al.*, 2000).

Des différences entre les masses d'eau existent cependant. Les eaux de l'entrée du Bassin sont caractérisées par les *Synechococcus* qui, présents dans les eaux néritiques côtières, pénètrent largement dans la Baie au cours de la saison estivale, tandis que les grands eucaryotes sont plus typiques des masses d'eau internes et se développent d'autant plus que la température est élevée. Les picoeucaryotes sont moins nettement spécifiques des eaux internes dans lesquelles ils se multiplient cependant, en apparente opposition avec les *Synechococcus* et le nanoplancton. Quant aux petits eucaryotes, ils ne semblent pas particulièrement liés à une masse d'eau.

La structure de la population estivale varie pendant la période d'étude. Une tendance à l'augmentation des picoeucaryotes s'est manifestée de 1999 à 2002 mais ne s'est pas maintenue en 2003, sans que l'on ait pu en déterminer les causes. D'après la littérature, cette catégorie rendrait compte du caractère plus ou moins confiné du milieu. En 2002, les *Synechococcus* et les grands eucaryotes ont été particulièrement peu représentés, les conditions thermiques très particulières de cette année en étant certainement à l'origine. Les années 1999, 2001 et 2003 présentent les développements les plus importants de grands eucaryotes, en liaison avec de bonnes conditions thermiques. L'été 2000 s'écarte cependant de ce schéma général avec des grands eucaryotes peu abondants malgré une température relativement élevée.

Nos observations, associées aux données de la littérature, nous conduisent à penser que les bactéries et les *Synechococcus*, toujours abondants, ne représenteraient qu'un complément alimentaire pour les véligères de *Crassostrea gigas* dans le Bassin d'Arcachon. De la même façon, les picoeucaryotes et les petits eucaryotes, dont il nous semble parfois observer la consommation par les larves, ne joueraient qu'un rôle secondaire dans l'alimentation des larves du Bassin, d'autant plus important que les larves sont petites et que les cellules algales de taille plus grande sont rares. En revanche, les grands eucaryotes (cellules d'environ 4 à 20 μm) constitueraient la source majeure de nourriture des larves. En effet, ces phytoplanctontes sont les seuls dont l'abondance présente des fluctuations pouvant être mises en relation avec celles de la survie des populations larvaires. La place principale occupée par cette catégorie d'algues pourrait s'expliquer d'un point de vue énergétique, les larves ayant intérêt à ingérer quelques grandes cellules plutôt que beaucoup de petites, minimisant ainsi les pertes de temps et d'énergie.

Pour une des cohortes (celle de l'année 2000), la faiblesse des effectifs pourrait être à l'origine d'une survie inférieure à ce que laisserait attendre la température.

Chapitre 7 :

L'abondance des zooplanctontes compétiteurs et prédateurs des larves d'huîtres influe-t-elle sur l'intensité du captage?

1. Introduction

Le zooplancton est composé de deux groupes : l'**holoplancton**, qui regroupe les espèces à développement entièrement planctonique et le **méropiancton**, constitué par les taxons dont une seule partie du cycle (généralement stade larvaire) se déroule dans la masse d'eau. C'est à ce second groupe qu'appartiennent les larves d'huîtres (mollusques bivalves) ainsi que les larves de mollusques gastéropodes, d'annélides, d'échinodermes ou de certains crustacés (cirripèdes, par exemple). Le petit zooplancton permanent est principalement composé de copépodes (crustacés) et de représentants des embranchements des chaetognathes, tuniciers et cnidaires.

Les larves d'huîtres, qui naissent et se développent pendant l'été, ne sont donc qu'une composante du compartiment zooplanctonique qui peuple les eaux du Bassin à cette époque de l'année. Parmi les facteurs explicatifs du développement de ces larves, il convient donc de prendre en compte l'abondance des autres organismes planctoniques, notamment des **prédateurs** (susceptibles de consommer les larves d'huîtres) ou **compétiteurs trophiques** (susceptibles de consommer la même nourriture que les larves).

L'objet de ce chapitre est de décrire la structure estivale des peuplements zooplanctoniques, en s'intéressant particulièrement aux larves d'huîtres, à leurs compétiteurs et à leurs prédateurs, et de préciser si les variations d'abondance de ces deux derniers groupes peuvent influencer sur la survie et la vitesse du développement des larves d'huîtres.

2. Démarche entreprise

Les populations zooplanctoniques estivales ont été étudiées de 1999 à 2003, pendant une période centrée sur juillet – août.

Trois stations ont été suivies : Vigne, Jacquets, Tessillat (Figure 34). La périodicité d'échantillonnage était hebdomadaire (soit 11 à 12 séries de prélèvements effectués au cours de chaque été).

2.1. Prélèvements

Lors de chaque échantillonnage, le zooplancton était prélevé horizontalement en sub-surface avec 1 filet standard type WP2 de 0,25 m² d'ouverture et d'un vide de maille de 63 µm. Les traits effectués étaient de courte durée (2 minutes) afin de limiter les problèmes liés au colmatage. Les volumes filtrés (de l'ordre de 20 m³) étaient mesurés à l'aide d'un volucompteur (General oceanics, modèle 2030).

Parallèlement à ces prélèvements, des mesures concernant les paramètres hydrologiques (température, salinité) et les populations phytoplanctoniques (teneur en chlorophylle, dénombrements des cellules algales par cytométrie en flux) ont été réalisées (Chapitre 6).

Le produit de chaque prélèvement zooplanctonique était transféré dans des flacons et conservé dans du formol à 30 % additionné de rose Bengale jusqu'au tri en laboratoire.

2.2. Tri et détermination

De retour au laboratoire les échantillons zooplanctoniques étaient tamisés et rincés avant le tri. Une partie aliquote représentative de chaque prélèvement a été utilisée afin de déterminer les abondances des organismes dans le milieu. Le tri a été effectué à la loupe binoculaire et au microscope. Les organismes du taxon dominant - les copépodes - ont été déterminés au niveau de l'espèce (un minimum de 200 individus a été déterminé à chaque fois). Les résultats du tri sont exprimés en nombre d'individus par mètre cube.

➤ Les taxons suivants ont été considérés comme **potentiellement compétiteurs des larves d'huîtres** :

les protozoaires (foraminifères, tintinnides), les organismes méroplanctoniques (annélides, phoronidiens, gastéropodes), les nauplii de copépodes, les cirripèdes (essentiellement représentés par leur larve nauplius), les appendiculaires.

➤ Les taxons suivants ont été considérés comme **potentiellement prédateurs des larves d'huîtres** :

les noctiluques, le plancton gélatineux (siphonophores), les cladocères, les larves zoés de décapodes et les chaetognathes.

Certains des organismes "prédateurs" sont en réalité globalement omnivores, en particulier les cladocères.

3. Résultats

Le détail des résultats obtenus au cours des 4 étés d'étude est présenté en annexe 5.

Nous ne nous intéresserons dans ce chapitre qu'aux prédateurs et compétiteurs des larves d'huîtres.

3.1. Les larves d'huîtres par rapport au reste du plancton.

La comparaison des effectifs des larves d'huîtres avec ceux des prédateurs et des compétiteurs (Figures AS à AV de l'annexe 5, et Figure 50 pour la station Tessillat) permet de réaliser les observations suivantes :

- les zooplanctontes compétiteurs des larves sont toujours beaucoup plus abondants que les prédateurs;

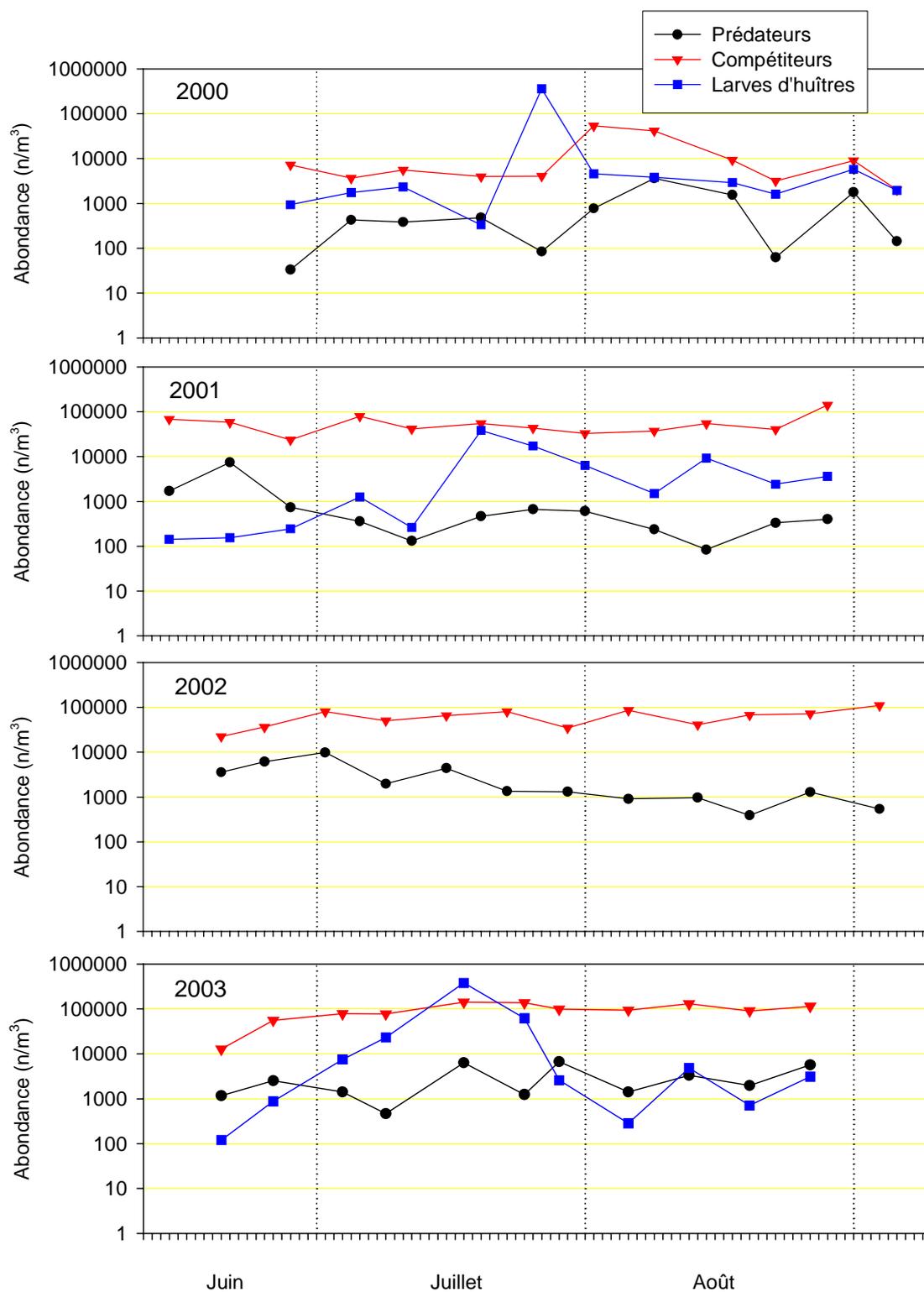


Figure 50 : Variations temporelles des abondances ($\text{ind.}\cdot\text{m}^{-3}$) des groupes trophiques considérés comme "compétiteurs" et/ou "prédateurs" des larves de bivalves, à la station Tessillat.

- les compétiteurs sont toujours beaucoup plus abondants que les larves d'huîtres, sauf à l'occasion des pics importants de larves "petites" correspondant aux pontes principales;
- les prédateurs sont généralement moins nombreux que les larves d'huîtres mais atteignent dans quelques cas des densités égales ou supérieures.

3.2. Température et salinité au cours des étés 2000 à 2003.

S'agissant d'organismes planctoniques, on peut penser que les différences d'abondance des différents taxons sont, au moins en grande partie, imputables aux différences temporelles et spatiales de température et de salinité.

La figure 51 présente les températures et salinités moyennes à la station Tessillat au cours des 4 étés.

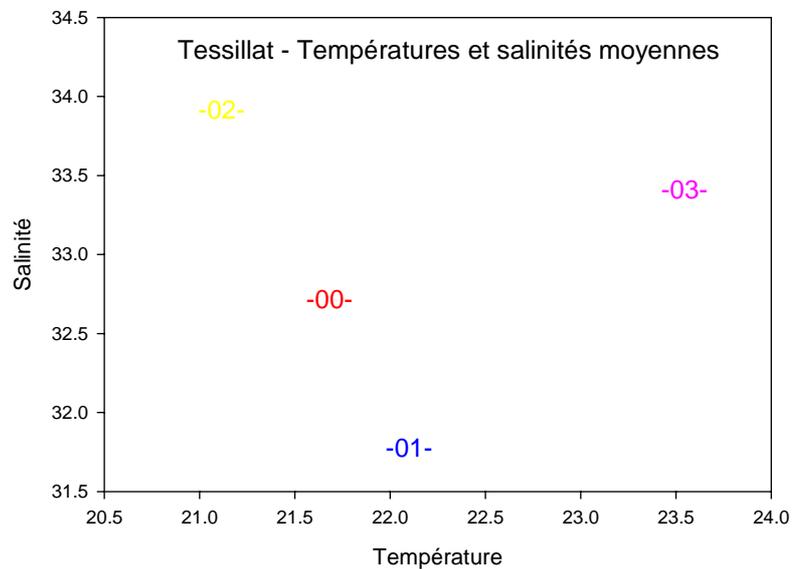


Figure 51 : Températures et salinités moyennes au cours des étés 2000 à 2003 à la station Tessillat

Cette figure met en évidence le caractère particulier de l'été 2002, pendant lequel l'eau a été à la fois la plus froide et la plus salée, la haute température de l'eau lors de l'été 2003 et la relativement faible salinité au cours de l'été 2001.

3.3. Les prédateurs

Pendant l'été, les zooplanctontes potentiellement prédateurs des larves d'huîtres sont principalement constitués par 3 taxons : les noctiluques, les cladocères et les chaetognathes (Tableau 13).

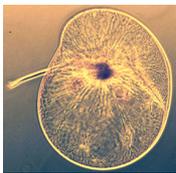
% par rapport à l'abondance totale de prédateurs	Noctiluques	Cladocères	Chaetognathes
			
Vigne	43	31	14
Jacquets	31	24	25
Tessillat	30	18	24

Tableau 13 : Abondance relative moyenne sur les 4 étés (2000 à 2003) des principaux taxons prédateurs au niveau des 3 stations.

3.3.1. Variabilité spatiale et inter-annuelle de l'abondance des prédateurs

➤ Ensemble des prédateurs

Les zooplanctontes potentiellement prédateurs des larves d'huîtres sont plus abondants à l'entrée du Bassin (Vigne) qu'au niveau des stations internes (Tableau 14). Ceci n'est pas étonnant quand on considère que les trois taxons dominants appartiennent en majorité au contingent néritique côtier et qu'ils pénètrent dans la Baie en venant du large.

Par ailleurs, dans les trois stations, les prédateurs ont présenté des effectifs plus élevés en **2002** et **2003** qu'au cours des autres étés.

Station	Vigne	Jacquets	Tessillat
2000	1133	817	428
2001	4211	987	468
2002	12985	1628	1330
2003	13070	3074	1954

Tableau 14 : Médiane des effectifs des prédateurs potentiels (n/m^3) pendant les étés 2000 à 2003.

Globalement (toutes stations confondues), les abondances de prédateurs diminuent en fonction de la température (Figure 52) et augmentent en fonction de la salinité (Figure 53) mais comme la station la plus océanique (Vigne) est à la fois celle dont l'eau est la plus froide et la plus salée, la localisation des stations peut expliquer à elle seule cette distribution.

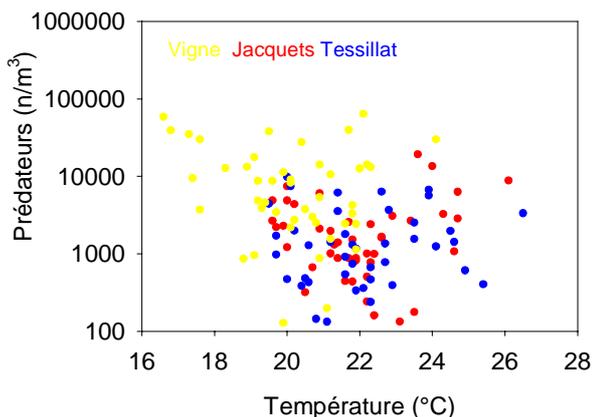


Figure 52 : Relation entre l'abondance des prédateurs (n/m^3), à toutes les stations et à toutes les dates, et la température ($^{\circ}C$).

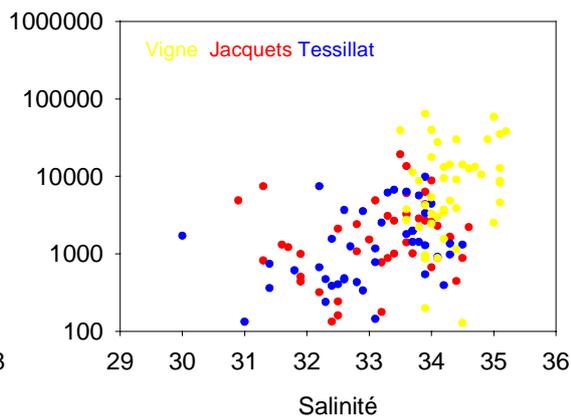


Figure 53 : Relation entre l'abondance des prédateurs (n/m^3), à toutes les stations et à toutes les dates, et la salinité.

Pour cette raison, il est plus adéquat d'étudier ces relations station par station, ce qui donne le résultat suivant :

- la relation "prédateurs vs température" n'est mise en évidence dans aucune des 3 stations ;
- la relation "prédateurs vs salinité" n'est mise en évidence dans aucune des 3 stations.

Il convient donc d'étudier les relations avec la température et la salinité pour chacun des principaux taxons prédateurs.

➤ Les noctiluques

Les noctiluques sont représentés par une seule espèce, *Noctiluca scintillans*.

Globalement (toutes stations confondues), les abondances de noctiluques diminuent en fonction de la température (Figure 54) et augmentent en fonction de la salinité (Figure 55), traduisant leur plus forte abondance à l'entrée que dans le fond de la Baie.

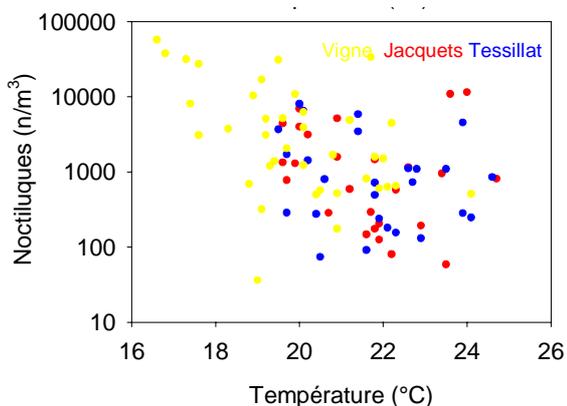


Figure 54 : Relation entre l'abondance des noctiluques (n/m^3), à toutes les stations et à toutes les dates, et la température ($^{\circ}C$).

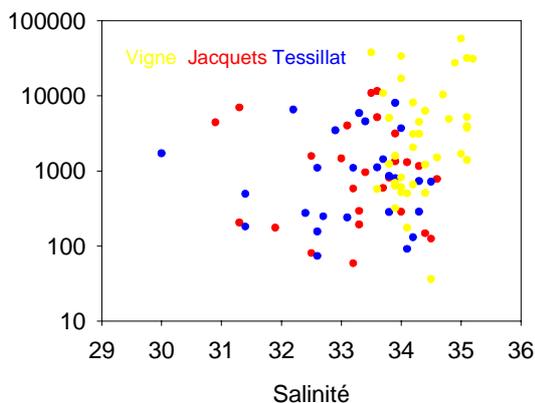


Figure 55 : Relation entre l'abondance des noctiluques (n/m^3), à toutes les stations et à toutes les dates, et la salinité.

Les corrélations réalisées station par station n'indiquent pas de lien significatif entre les effectifs de noctiluques et la salinité.

Par contre, la corrélation "noctiluques vs température" est significative à la station Vigne ($r = -0,54$ $p < 0,001$) et Tessillat ($r = -0,30$ $p = 0,04$).

Ces observations sont cohérentes avec les travaux d'autres auteurs, notamment Huang et Qi (1997) qui estiment que les faibles températures de l'eau sont favorables au développement des noctiluques.

Cette relation globalement négative entre la température et les quantités de noctiluques apparaît sur la figure 56, qui présente les observations réalisées à la station Vigne au cours des 4 étés.

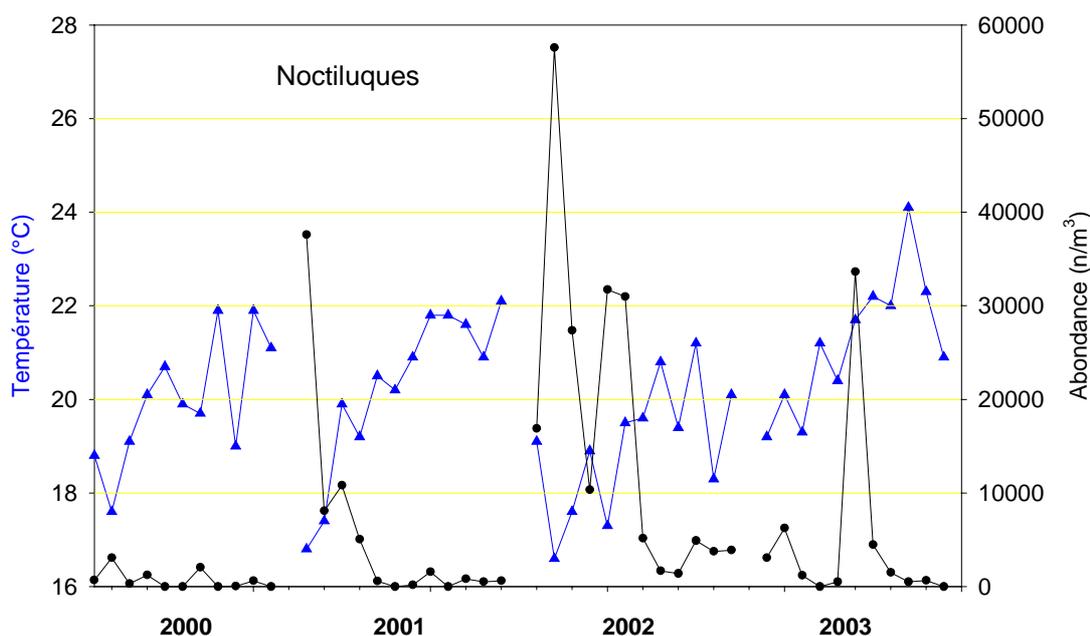


Figure 56 : Evolution de la température de l'eau et de l'abondance des noctiluques à la station Vigne au cours des étés 2000 à 2003.

En raison des faibles températures de l'eau, les noctiluques ont été particulièrement nombreuses pendant la majeure partie de l'été 2002 dans les 3 stations (Tableau 15). Leur abondance relative moyenne (par rapport à l'abondance totale des prédateurs) a atteint pendant cet été des valeurs proches ou supérieures à 50 % dans les trois stations.

Station	Vigne	Jacquets	Tessillat
2000	318	59	0
2001	721	0	0
2002	7754	963	764
2003	1206	292	248

Tableau 15 : Médiane des effectifs des noctiluques (n/m^3) pendant les étés 2000 à 2003.

Au cours des années précédentes, elles n'ont généralement été observées qu'au début de la période d'échantillonnage. En 2003, les noctiluques sont apparues très

sporadiquement mais en forte abondance au cours de la troisième semaine du mois de juillet, au moment où un bloom de la diatomée océanique *Bacteriastrum delicatulum* était observé.

➤ Les cladocères

Trois espèces de cladocères ont été récoltées pendant cette étude : *Podon polyphemoïdes*, *Evadne tergestina* et *Penilia avirostris*, cette dernière étant très largement dominante dans les peuplements des trois stations.

Globalement (toutes stations confondues), les cladocères sont plus abondants aux fortes salinités (Figure 57), traduisant la provenance néritique de ce taxon.

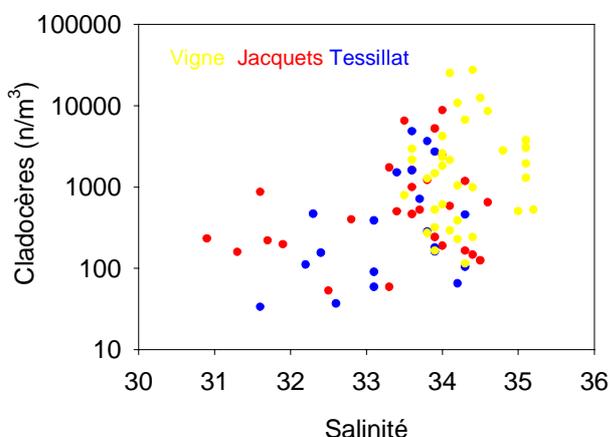


Figure 57 : Relation entre l'abondance des cladocères (n/m^3), à toutes les stations et à toutes les dates, et la salinité.

Les corrélations réalisées station par station n'indiquent pas de relation significative de l'abondance des cladocères avec la salinité. Des corrélations positives, à la limite de la significativité, sont toutefois observées pour les stations Tessillat et Jacquets.

Par contre, la relation "cladocères vs température" est significative dans les trois stations : Vigne ($r = 0,46$ $p < 0,001$), Jacquets ($r = 0,53$ $p < 0,001$) et Tessillat ($r = 0,32$ $p = 0,02$).

Cet effet positif de la température sur l'abondance de ce groupe s'explique par la dominance de *P. avirostris* dans ce peuplement. Il s'agit en effet d'un taxon thermophile, qui est notamment le crustacé planctonique dominant dans les eaux côtières tropicales et subtropicales.

En raison des hautes températures en 2003, *P. avirostris* a été particulièrement représenté dans les trois stations tout au long de l'été (Tableau 16), cette forte abondance expliquant l'importance quantitative des prédateurs au cours de cet été. Pendant les autres étés, ce taxon apparaissait généralement plus tardivement et en plus faible quantité.

Station	Vigne	Jacquets	Tessillat
2000	228	0	33
2001	1151	106	0
2002	514	156	0
2003	6692	1215	283

Tableau 16 : Médiane des effectifs des cladocères (n/m^3) pendant les étés 2000 à 2003.

➤ Les chaetognathes

Les chaetognathes n'ont pas fait l'objet d'une détermination par espèce.

Globalement (toutes stations confondues), les abondances de chaetognathes sont plus élevées aux fortes salinités (Figure 58), traduisant la provenance néritique de ce taxon.

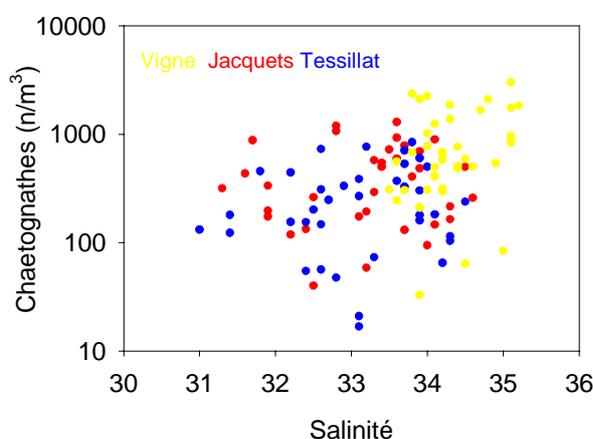


Figure 58 : Relation entre l'abondance des chaetognathes (n/m^3), à toutes les stations et à toutes les dates, et la salinité.

Les corrélations réalisées station par station ne mettent en évidence aucune relation entre les abondances de chaetognathes et ces deux facteurs. Par ailleurs, ce groupe ne présente pas d'effectifs particulièrement élevés au cours de l'un des quatre étés (Tableau 17).

Station	Vigne	Jacquets	Tessillat
2000	64	119	55
2001	483	257	143
2002	918	155	170
2003	590	595	309

Tableau 17 : Médiane des effectifs des chaetognathes pendant les étés 2000 à 2003.

En conclusion

- Les prédateurs sont plus abondants à l'entrée qu'au fond de la Baie, traduisant leur origine néritique.
- L'analyse des résultats obtenus ne montre pas clairement que les fortes salinités induisent une meilleure pénétration de ces espèces dans le Bassin.
- Les effectifs élevés des prédateurs en 2002 et 2003 s'explique par le fort développement de deux groupes aux exigences thermiques différentes : en 2002 (été froid), les noctiluques sont très abondantes et dominantes alors qu'en 2003 (année chaude), la dominance est assurée par les cladocères qui sont plus nombreux que les autres années.

3.3.2. Impact des prédateurs sur les larves d'huîtres

Le tableau 18 présente les abondances moyennes des zooplanctontes prédateurs à Tessillat pendant le temps de développement des différentes cohortes larvaires.

Cohorte	Prédateurs	Noctiluques	Cladocères	Chaetognathes
1-00	1501	365	129	391
1-01	580	0	193	299
2-01	209	0	0	167
1-02	2362	1705	35	281
2-02	880	405	227	113
1-03	3384	633	2410	340
2-03	4741	1962	2110	206
3-03	2366	424	1499	151

Tableau 18 : Abondance moyenne (n/m^3) des prédateurs à Tessillat pendant le temps de développement des différentes cohortes de larves de *Crassostrea gigas* entre 2000 et 2003.

Ces résultats font apparaître que, si les prédateurs potentiels avaient un impact sur la survie larvaire, il aurait dû être maximal sur la seconde cohorte de 2003, marquée à la fois par de fortes abondances de noctiluques et de cladocères, et minimal sur la seconde cohorte de 2001.

Sur le graphe présentant la relation "température de l'eau vs Ln M/P" précédemment mise en évidence pour l'ensemble des cohortes (Chapitre 5), la seconde cohorte de 2003 ne présente pas une survie particulièrement faible vis à vis de la température à laquelle elle s'est développée (Figure 59). De même, la seconde cohorte de 2001 ne s'éloigne pas du modèle.

Par contre, l'unique cohorte de 2000 a une survie très inférieure au résultat du modèle, alors qu'elle n'est pas caractérisée par des effectifs particulièrement élevés de prédateurs.

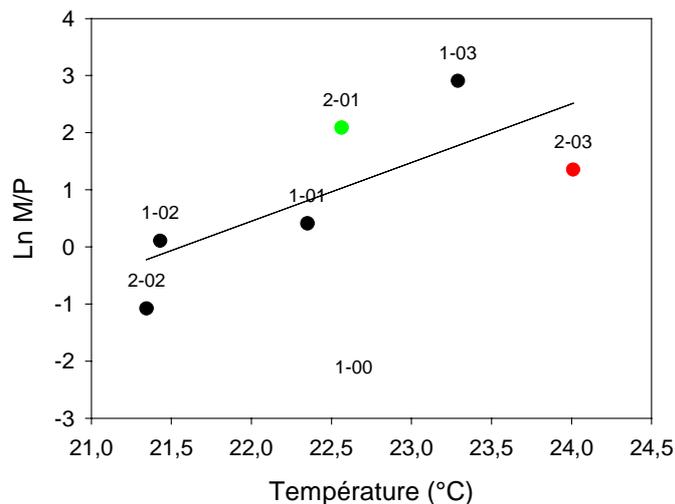


Figure 59 : Relation entre la survie des grandes cohortes larvaires, de 2000 à 2003, et la température.

En rouge, forte abondances de prédateurs ; en vert, faibles abondances de prédateurs.

De même, la prise en compte des abondances de prédateurs en plus de la température (régressions multiples) n'améliore pas l'explication de la variabilité de la survie des cohortes.

En conclusion, ces résultats ne permettent pas de mettre en évidence une influence des zooplanctons prédateurs sur la survie des larves d'huîtres.

3.4. Les compétiteurs

Pendant l'été, les zooplanctons potentiellement compétiteurs des larves d'huîtres sont principalement constitués par 2 taxons, les nauplii de copépodes et les larves de gastéropodes (Tableau 19). Ce dernier groupe est beaucoup mieux représenté dans les stations les plus internes.

% par rapport à l'abondance totale de compétiteurs	nauplii copépodes	larves de gastéropodes
		
Vigne	76	4
Jacquets	46	25
Tessillat	49	19

Tableau 19 : Abondance relative moyenne sur les 4 étés des principaux taxons compétiteurs dans les 3 stations.

3.4.1. Variabilité spatiale et inter-annuelle de l'abondance des compétiteurs

En plus des variables température et salinité, il convient de prendre en compte la quantité de nourriture disponible pour les zooplanctontes compétiteurs des larves comme facteur explicatif de leur densité. L'effectif des grands eucaryotes, que l'on peut considérer comme la forme phytoplanctonique la plus utile à la nutrition des larves et de leur compétiteurs (Chapitre 6), a été utilisé comme indice d'abondance de cette nourriture.

➤ Ensemble des compétiteurs

Au contraire des prédateurs, les abondances de zooplanctontes ne présentent pas une distribution spatiale bien établie (Tableau 20). Ceci s'explique notamment par le fait que les nauplii de copépodes appartiennent aussi bien à des espèces autochtones au Bassin qu'à des taxons d'origine néritique.

Par ailleurs, dans les trois stations, les compétiteurs ont présenté des effectifs particulièrement faibles en 2000 et forts en 2003, par rapport aux autres étés.

Station	Vigne	Jacquets	Tessillat
2000	4570	7941	5588
2001	38024	69534	48915
2002	60980	42784	66306
2003	130941	101453	93886

Tableau 20 : Médiane des effectifs des compétiteurs potentiels (n/m^3) des larves d'huîtres pendant les étés 2000 à 2003.

Globalement (toutes stations confondues), les compétiteurs sont d'autant plus abondants que la température est élevée (Figure 60). Aucune relation entre les effectifs de compétiteurs et la salinité ou les abondances de grands eucaryotes n'est mise en évidence.

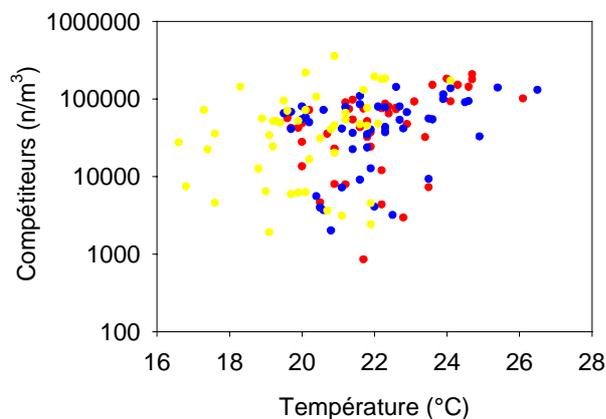


Figure 60 : Relation entre l'abondance des compétiteurs (n/m^3), à toutes les stations et à toutes les dates, et la température ($^{\circ}C$).

Station par station, la corrélation entre les abondances de compétiteurs et la température est significative dans les trois stations (Vigne : $r = 0,35$ $p = 0,01$; Jacquets : $r = 0,60$ $p < 0,001$; Tessillat : $r = 0,46$ $p = 0,001$).

De même, l'abondance des compétiteurs reste corrélée significativement avec celle des grands eucaryotes (Vigne : $r = 0,36$ $p = 0,001$; Jacquets : $r = 0,51$ $p < 0,001$; Tessillat : $r = 0,41$ $p = 0,005$).

➤ Les nauplii de copépodes

Globalement, l'effectif des nauplii de copépodes ne semble lié ni à la salinité, ni à la température, ni aux abondances des grands eucaryotes.

Station par station, l'abondance des nauplii de copépodes est corrélée significativement avec la température (Vigne : $r = 0,35$ $p = 0,001$; Jacquets : $r = 0,58$ $p < 0,001$; Tessillat : $r = 0,49$ $p < 0,001$) ainsi qu'avec les effectifs des grands eucaryotes (Vigne : $r = 0,33$ $p = 0,02$; Jacquets : $r = 0,45$ $p = 0,002$; Tessillat : $r = 0,41$ $p = 0,004$).

Les nauplii de copépodes ont été beaucoup plus nombreux en 2003 qu'au cours des autres étés, et beaucoup plus rares en 2000 (Tableau 21).

Station	Vigne	Jacquets	Tessillat
2000	2279	1544	1246
2001	30321	28927	26874
2002	55344	30298	32738
2003	115925	63099	57907

Tableau 21 : Médiane des effectifs des nauplii de copépodes (n/m^3) pendant les étés 2000 à 2003.

➤ Les larves de Gastéropodes

Globalement, les larves de gastéropodes sont d'autant plus abondantes que la température est élevée (Figure 61) et la salinité faible (Figure 62) : ce taxon est caractéristique des stations les plus internes.

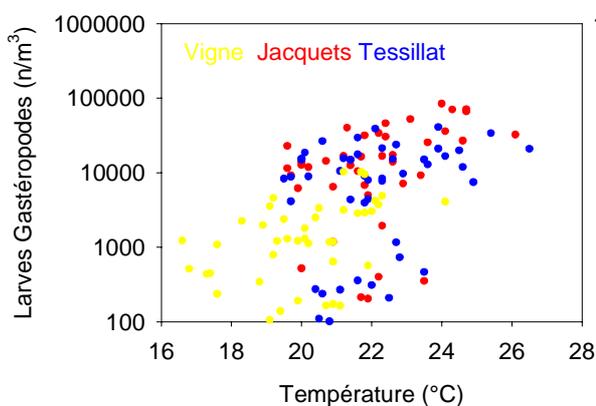


Figure 61 : Relation entre l'abondance des larves de gastéropodes (n/m^3), à toutes les stations et à toutes les dates, et la température.

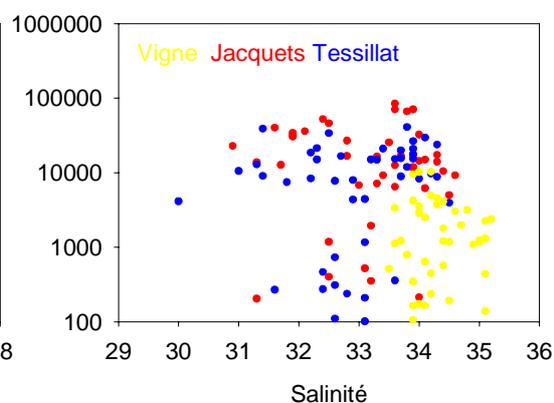


Figure 62 : Relation entre l'abondance des larves de gastéropodes (n/m^3), à toutes les stations et à toutes les dates, et la salinité.

De même, l'abondance de ces larves semble liée à celle des grands eucaryotes (Figure 63).

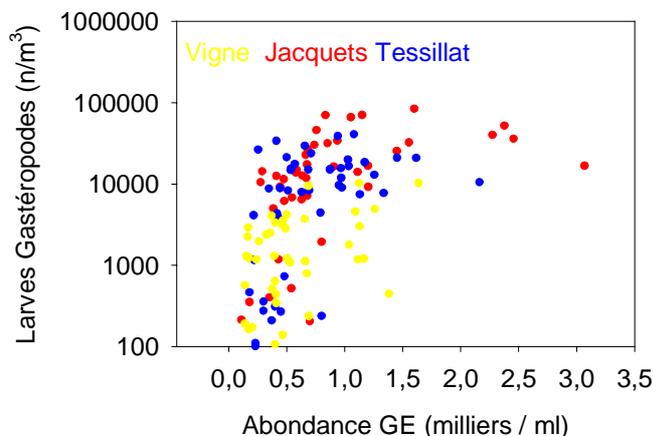


Figure 63 : Relation entre l'abondance des larves de gastéropodes (n/m^3), à toutes les stations et à toutes les dates, et celle des grands eucaryotes (milliers/ml).

Station par station, il existe une relation positive significative entre la température et l'abondance des larves de gastéropodes (Vigne : $r = 0,43$ $p = 0,002$; Jacquets : $r = 0,56$ $p < 0,001$; Tessillat : $r = 0,33$ $p = 0,02$).

De même, l'abondance des larves de gastéropodes est positivement corrélée avec les effectifs des grands eucaryotes (Vigne : $r = 0,51$ $p < 0,001$; Jacquets : $r = 0,51$ $p < 0,001$; Tessillat : $r = 0,35$ $p = 0,001$).

Les larves de Gastéropodes ont généralement été plus nombreuses en 2003 (et 2001 à la station Jacquets) qu'au cours des deux autres étés, et très rares en 2000 (Tableau 22).

Station	Vigne	Jacquets	Tessillat
2000	164	213	274
2001	1168	30875	11715
2002	1296	10922	12201
2003	3718	25331	15561

Tableau 22 : Médiane des effectifs des larves de gastéropodes (n/m^3) pendant les étés 2000 à 2003.

En conclusion

- Les zooplanctontes compétiteurs ne présentent pas de différences d'abondance marquée entre l'embouchure et le fond de la Baie.
- L'abondance des deux groupes principaux de compétiteurs (nauplii de copépodes et larves de gastéropodes) est fortement liée à la température ainsi qu'à la quantité de nourriture disponible, ces deux facteurs étant également corrélés entre eux, ce qui explique qu'ils aient été plus abondants au cours de l'été 2003, le plus chaud et le plus riche en grands eucaryotes.

La rareté des compétiteurs en 2000 n'est pas expliquée par la température (plus élevée qu'en 2002 par exemple) mais peut être par les faibles quantités de nourriture.

3.4.2. Impact des abondances des compétiteurs sur la croissance et la survie larvaires

L'effet de l'abondance des zooplanctontes compétiteurs sur le développement des larves d'huîtres doit être abordé en prenant en compte la nourriture disponible pour ces organismes. En effet, les compétiteurs ne peuvent influencer sur la survie larvaire et sur leur temps de développement qu'en limitant la quantité de nourriture disponible pour les larves d'huîtres.

Dans le chapitre 6, nous avons vu qu'une partie de la variabilité de la survie larvaire non expliquée par les variations de température semblait pouvoir être attribuée aux différences de quantité de nourriture disponible pour les larves.

On peut alors se poser les deux questions suivantes.

-1. La quantité de nourriture disponible pour les larves dépend-elle ou non de l'abondance des compétiteurs ?

-2. L'abondance des compétiteurs rapportée à la quantité de nourriture disponible influe-t-elle sur la survie et le temps de développement des cohortes larvaires ?

1. L'analyse des résultats obtenus station par station sur les quatre années de données (corrélations entre l'effectif de compétiteurs et celui des grands eucaryotes) ne permet de mettre en évidence aucun impact direct de l'abondance des compétiteurs trophiques des larves sur la quantité de nourriture disponible pour ces dernières. Cette absence d'effet direct s'explique notamment par le fait que la température influe positivement, à la fois sur la quantité de nourriture et sur le nombre de compétiteurs. Le résultat des régressions multiples, destinées à expliquer la densité des grands eucaryotes en fonction de la température et de l'effectif des compétiteurs, n'indique aucun effet de ces derniers sur l'abondance de la nourriture.

2. Le tableau 23 présente les effectifs moyens des zooplanctontes compétiteurs, de leur nourriture et du rapport entre ces deux paramètres, à Tessillat, pendant le temps de développement des différentes cohortes larvaires.

Cohorte	Compétiteurs (C)	Abondance GE (GE)	C/GE
1-00	33125	367	90
1-01	43649	899	49
2-01	47405	943	50
1-02	60081	548	110
2-02	60141	517	116
1-03	110004	1083	102
2-03	126241	1122	113
3-03	112249	1294	87

Tableau 23 : Effectifs moyens des compétiteurs (n/m^3), des grands eucaryotes (GE) (n/ml) et du rapport entre ces deux valeurs, à Tessillat, pendant le temps de développement des différentes cohortes de larves de *Crassostrea gigas* entre 2000 et 2003.

Si l'abondance des compétiteurs rapportée à la quantité de nourriture disponible avait un impact négatif sur la survie des larves d'huîtres, il aurait dû être maximal sur les deux cohortes de 2002 et les deux premières de 2003, et minimal sur les cohortes de 2001.

L'examen de la figure 64 ne montre aucune réduction de survie pour les cohortes soumises à un rapport C/GE élevé, par rapport à l'explication fournie par les différences de température.

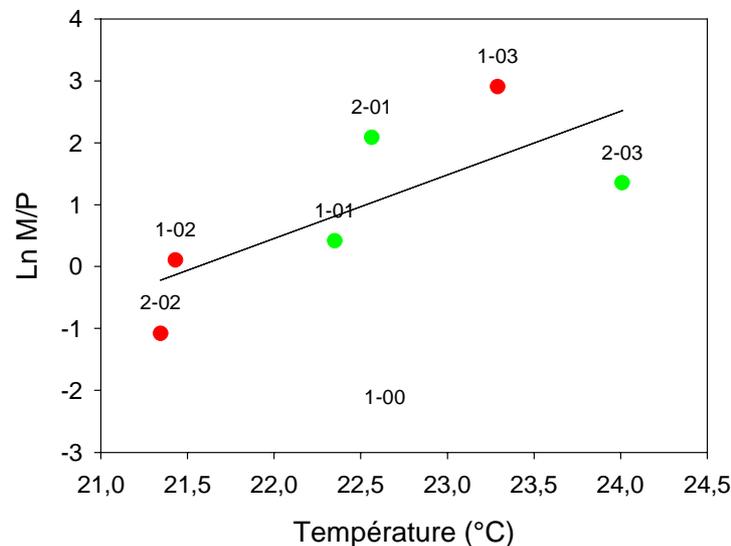


Figure 64 : Relation entre le taux de survie des cohortes larvaires et la température.

En rouge, fort rapport C/GE ; en vert, faible rapport C/GE.

De même, la prise en compte du rapport C/GE en plus de la température (régressions multiples) n'améliore pas l'explication de la variabilité de la survie ou du temps de développement des cohortes.

Si la quantité de nourriture disponible pour les larves participe à l'explication de leur survie (Chapitre 6), l'abondance des zooplanctons compétiteurs ne semble pas influencer significativement sur cette quantité de nourriture, et la part de nourriture consommée par ces compétiteurs n'affecte pas le développement des larves d'huîtres.

4. Conclusion

Pendant l'été, les larves d'huîtres ne constituent qu'une faible part du peuplement zooplanctonique du Bassin, également constitué par des zooplanctontes prédateurs (noctiluques, chaetognathes, cladocères) et compétiteurs trophiques (nauplii de copépodes, larves de gastéropodes) de ces larves. Les compétiteurs sont beaucoup plus abondants que les larves d'huîtres et les prédateurs sont moins ou aussi nombreux.

Globalement, les organismes **prédateurs** sont plus représentés à l'entrée du Bassin qu'au fond de la Baie, traduisant l'origine néritique de ces taxons. Quoique leur densité ait été plus élevée au cours des années où la salinité de l'eau était plus élevée (2002 et 2003), ces paramètres ne sont pas corrélés au niveau de chaque station. La température n'a pas d'effet sur l'abondance totale des prédateurs : en effet, les hautes températures favorisent le développement des cladocères mais limitent celui des noctiluques.

Nos résultats ne permettent pas de mettre en évidence un impact de l'abondance des zooplanctontes prédateurs sur la survie des larves d'huîtres.

Contrairement aux prédateurs, les zooplanctontes **compétiteurs** ne montrent pas de différences d'effectif marquées entre l'embouchure et le fond de la Baie. Par ailleurs, l'abondance des deux groupes principaux de compétiteurs (nauplii de copépodes et larves de gastéropodes) est fortement liée à la température, ce qui explique qu'ils aient été plus nombreux au cours de l'été le plus chaud (2003).

Nos résultats ne semblent pas indiquer que l'abondance des zooplanctontes compétiteurs rapportée à la quantité de nourriture disponible présente un impact sur la survie et le temps de développement des larves d'huîtres.

Chapitre 8 : Les maladies influent-elles sur l'intensité du captage?

1. Introduction

Les populations de Mollusques exploités sont soumises à des épizooties, notamment d'origine virale, qui peuvent en affecter sérieusement la production. Par exemple, les mortalités massives de l'huître creuse portugaise *Crassostrea angulata* ont été associées à la présence de virus de la famille des Iridoviridae (Comps *et al.*, 1976 ; Comps et Bonami, 1977 ; Comps et Duthoit, 1979). Les autres virus connus pour infecter les huîtres appartiennent à des familles très variées : Papovaviridae, Togaviridae, Retroviridae et Reoviridae (Farley, 1976 ; Farley, 1978 ; Elston, 1979 ; Meyers, 1979 ; Elston et Wilkinson, 1985).

Les virus peuvent également affecter la survie des larves de Mollusques. En 1991, des virus appartenant à la famille des Herpesviridae ont été associés avec de forts taux de mortalité chez des larves de *Crassostrea gigas* dans des écloséries françaises (Nicolas *et al.*, 1992) et néo-zélandaises (Hine *et al.*, 1992). Depuis 1992, d'importantes mortalités sporadiques de larves de *Crassostrea gigas* sont régulièrement observées pendant l'été dans certaines écloséries françaises, et ces mortalités sont associées à la présence d'un virus de type herpès¹² (Renault *et al.*, 1994b). A la même époque, ces infections à herpèsvirus ont également été observées chez des larves et des naissains d'huître plate (*Ostrea edulis*) (Comps et Cochenec, 1993).

En 1994 et 1995, à l'occasion de mortalités concomitantes de larves et de naissains de *C. gigas* et d'*O. edulis*, la présence de ce virus a également été mise en évidence par observation au microscope électronique à transmission (Renault *et al.*, 2000b).

Il ne s'agissait pas du premier cas connu d'infection de Mollusques par un virus de ce type. En effet, le premier virus de type herpès a été décrit en 1972 sur *Crassostrea virginica* (Farley *et al.*, 1972). Par la suite, des virus de type herpès ont été aussi décrits sur des espèces d'huîtres exotiques comme *Ostrea angasi* (Hine et Thorne, 1997) et *Tiostrea chilensis* (Hine *et al.*, 1998). Récemment, ce virus a également été mis en évidence chez d'autres larves de Mollusques : la palourde *Ruditapes philippinarum* (Renault, 1998 ; Renault *et al.*, 2001a et b) et la coquille Saint Jacques (*Pecten maximus*) (Arzul *et al.*, 2001).

¹² La présence de virus de type herpès chez des espèces de Mollusques marins posaient la question de leur parenté avec d'autres virus de la famille des *Herpesviridae* et tout particulièrement avec les herpèsvirus humains. Les travaux génétiques de séquençage, grâce à la purification du virus, ont montré qu'il n'existait pas de relation étroite ou d'identité entre ce virus avec les herpèsvirus déjà décrits qui peuvent affecter les poissons, les mammifères et, parmi ceux-ci, les êtres humains.

La purification du virus a été obtenue en 1995 (Le Deuff 1995 ; Le Deuff et Renault, 1999), ce qui a permis la mise au point d'outils de diagnostic en biologie moléculaire pour la détection de l'ADN viral.

L'implication de ce virus dans les mortalités de larves a été démontré expérimentalement, en infectant des larves saines qui ont alors présenté des mortalités importantes (Le Deuff *et al.*, 1994). De même, Renault *et al.* (1997) ont montré que du naissain mis en présence de larves vivantes porteuses du virus pouvait être infecté et que cette infection était associée à des mortalités significatives.

Si la pathogénicité potentielle de ce virus a pu être ainsi mise en évidence, la biologie particulière des *Herpesviridae* fait que la présence du virus dans les organismes n'occasionne pas obligatoirement une maladie chez les individus infectés. En effet, ces virus peuvent exister dans les cellules de l'hôte sous trois formes :

- une **forme latente**, dans laquelle l'ADN (acide désoxyribonucléique) viral est présent dans la cellule mais ne produit pas de particules virales (absence de symptômes et de mortalités) ;
- une **forme peu productive**, aboutissant à un nombre restreint de virions (induction non systématique d'infection clinique) ;
- une **forme aiguë**, dans laquelle la multiplication intense du virus aboutit à une maladie clinique.

Des constituants viraux et du matériel génétique (ADN) ont pu être détectés chez des coquillages adultes ne présentant ni signe de maladie ni mortalité (Arzul *et al.*, 2001a ; Arzul *et al.*, 2002). Cependant, chez ces animaux adultes porteurs du virus, la forme exacte sous laquelle se trouve l'agent infectieux est encore inconnue (forme latente ou forme peu productive). Aucune démonstration n'a encore été faite de l'existence d'une latence vraie chez l'herpèsvirus infectant les bivalves. Il a par ailleurs été démontré chez les larves que la température élevée favorise l'expression et le développement de la maladie (Le Deuff *et al.*, 1996). Sur la base de ce type de démonstration, une transmission du virus entre animaux adultes porteurs asymptomatiques et leur descendance est fortement suspectée (Arzul *et al.*, 2001a ; Arzul *et al.*, 2002).

Si le lien entre présence du virus et mortalités a été démontré expérimentalement, la question se posait de savoir si ce virus pouvait affecter la survie des populations de larves dans le milieu naturel et expliquer (ou participer à l'explication) des aléas du captage dans le Bassin d'Arcachon.

Les analyses entreprises entre 1999 et 2003 visaient à étudier cette hypothèse.

2. Démarche entreprise

Durant les étés 1999 à 2003, la recherche d'OsHV-1 (Ostreid Herpes virus 1) dans les populations de larves d'huîtres du Bassin d'Arcachon a été effectuée, sur des échantillons de larves des principales cohortes.

2.1. Prélèvements et préparation des échantillons

Entre 1999 et 2003, des séries de pêches exclusivement destinées aux analyses de pathologie larvaire ont été réalisées en utilisant la même méthodologie que les prélèvements destinés aux dénombrements.

Au laboratoire, les échantillons étaient tamisés sur différentes mailles (afin de tenter d'exclure les autres zooplanctons et de séparer les différents stades larvaires) et soigneusement rincés avec de l'eau de mer filtrée à 0,22 µm pour éliminer les particules fines. Selon les étés, un nombre plus ou moins important d'échantillons ont été préparés et congelés en vue d'analyses PCR au Laboratoire de Génétique et Pathologie (Annexe 6). L'ensemble des larves de chaque échantillon était testé (pas de réplicats).

Par ailleurs, entre 1999 et 2001, des naissains ont également été analysés à plusieurs périodes de l'année.

2.1.1. Technique d'analyse de détection par PCR (Polymérase Chain Reaction) de virus de type herpès sur larves et naissain d'huîtres

Le principe de cette technique consiste à réaliser une amplification enzymatique permettant une multiplication exponentielle des copies d'une séquence cible de l'ADN viral présent dans l'échantillon testé, de manière à le détecter plus facilement.

L'ADN du virus de type herpès infectant les larves d'huître a été extrait à partir de particules purifiées (Le Deuff et Renault, 1999). Cet ADN purifié a permis de définir sa séquence et de développer des outils moléculaires spécifiques (Renault et Lipart, 1998 ; Renault *et al.*, 2000 ; Lipart et Renault, 2002). L'ADN viral a été cloné (multiplié en utilisant des bactéries transformées), puis séquencé (décodage des séries d'éléments constitutifs de cet ADN). Des séquences cibles ont été choisies dans cet ADN viral et des couples d'amorces (fragments de ces séquences), correspondant à ces séquences cibles, ont été déterminés.

L'échantillon est mis en présence des amorces et soumis aux différentes phases de l'amplification. On utilise plusieurs cycles d'amplification (35 cycles). Un cycle d'amplification est défini comme la période au cours de laquelle la quantité d'ADN cible est multipliée par 2.

En 1997, les amorces utilisées étaient A3-A4, A5-6 et la réaction était une Nested PCR (deux réactions d'amplification successives) (Renault et Lipart, 1998 ; Renault *et al.*, 2000). Depuis 1998, les amorces utilisées sont différentes ; il s'agit d'OHV3-OHV4, et la réaction est une simple PCR (une seule réaction) (Renault et Lipart, 1998 ; Arzul *et al.*, 2001b). Les animaux entiers sont analysés, le plus souvent par pools d'un grand nombre de larves.

Après ces phases d'amplification, les produits de la réaction sont soumis à une électrophorèse (application d'un courant électrique en gel d'agarose où le produit a été déposé) et les bandes obtenues sur le gel sont comparées avec celles d'un témoin contenant de l'ADN viral à différentes concentrations et servant de témoins positifs.

Pour contrôler l'absence de contaminations, des témoins négatifs sont systématiquement intégrés à chaque analyse.

Par ailleurs, dans la mesure où les échantillons récoltés dans le milieu peuvent contenir des inhibiteurs de PCR, l'absence d'**inhibition** de la réaction a été contrôlée. L'utilisation d'un standard interne mis au point par Renault *et al.* (1999), destiné à mettre en évidence ce type d'inhibition, permet d'accorder une plus grande confiance aux résultats négatifs et de contrôler la validité de la préparation des échantillons.

Enfin, il fallait s'assurer que les échantillons contenaient bien des larves de *C. gigas* pour effectuer les analyses et que le processus d'extraction des ADN permettait une bonne conservation de ces ADN. A cet effet, des amorces spécifiques de l'ADN de *C. gigas* (Gaffney *et al.*, 1996) ont également été testées sur les échantillons préparés pour rechercher OsHV-1. Ces vérifications ont donné des résultats positifs ; en effet, on a retrouvé de l'ADN intègre de *C. gigas* dans les échantillons de larves.

Le traitement des échantillons destinés à l'analyse en PCR consiste en une centrifugation (5 min, 3000 tours / min), puis à une congélation rapide après aspiration de l'eau surnageante. Cinquante milligrammes de larves de chaque échantillon sont ensuite broyées dans un tube Eppendorf au moyen d'un piston Pellet jetable dans un volume de 50 µl d'eau bidistillée stérile. Le broyat de larves est traité 10 minutes dans un bain marie d'eau bouillante. Il est ensuite centrifugé pendant 10 minutes à 4 °C à 10000 trs/mm. Le surnageant est repris et immédiatement dilué au 1/10^e en eau bidistillée et congelé jusqu'à l'analyse en PCR (Renault *et al.*, 2000).

3. Résultats

3.1. Observations réalisées entre 1994 et 2003

Dans ce chapitre, outre les résultats des analyses réalisées dans le cadre de cette étude, sont rapportées les observations du Laboratoire de Génétique et de Pathologie (Station IFREMER, La Tremblade, Charente Maritime) concernant l'occurrence d'OsHV-1 dans les larves et le naissain provenant du milieu naturel.

☞ En **1994** et **1995**, des **larves** issues de l'estuaire de la Seudre ont fait l'objet de recherche en microscopie électronique en vue de la détection de particules virales (T. Renault, com. pers.). Les résultats de l'époque étaient négatifs.

☞ En août **1998**, deux lots de **larves** du Bassin d'Arcachon ont été analysés par la méthode PCR décrite dans le paragraphe 2. Ces analyses n'ont pas permis de mettre en évidence l'ADN viral.

Au cours de cette même année, ce type d'analyse a été réalisé sur un certain nombre de lots de **naissains** prélevés dans le milieu et provenant à la fois d'écloserie et de zones de captage naturel, soit la Bretagne sud, la Charente Maritime et Arcachon (Thébault, 1999).

Ces analyses ont permis de détecter de l'ADN du virus de type herpès. Ce résultat confirme la présence du virus dans les zones de captage naturel, aussi bien à Arcachon qu'en Charente Maritime (Tableau 24). En effet, le virus avait précédemment été détecté en microscopie électronique à transmission ou en PCR entre 1993 et 1997 dans certaines de ces zones (Renault *et al.*, 1994 ; Renault *et al.*, 1997).

Origine du lot de naissain	Date	Résultats
Rivière Auray	Juillet	1 lot à 1/6
Charente	Juin	3 lots à 1/6
Charente	Début juillet	8 lots à 1/6 3 lots à 2/6
Charente	Fin juillet	4 lots à 1/6
Arcachon	Avril	1 lot à 1/6 3 lots à 2/6 2 lots à 3/6
Arcachon	Mai	1 lot à 4/6
Origine Arcachon mais après ré immersion en Baie de Quiberon	Août	1 lot à 1/6
Ecloserie	Mai	2 lots à 6/6
Ecloserie	Juin	2 lots à 1/6
Ecloserie	Juillet	1 lot à 1/6

Tableau 24 : Détection par PCR d'ADN de virus herpès de lots de naissain de différentes origines en 1998.

Chaque lot de 30 individus est séparé en 6 groupes de 5 individus et chacun de ces groupes ("pool") est testé séparément. Seuls les lots positifs sont présentés. Les résultats sont exprimés en nombre de pools positifs (dans lesquels l'ADN viral est détecté) / le nombre total de pools testés.

☞ En **1999**, ce type d'analyses du **naissain** a été conduit plus systématiquement dans le naissain d'Arcachon et de Fouras, au débouché de la Charente dans le bassin de Marennes Oléron, faisant apparaître une absence d'ADN du virus de type herpès à Arcachon et une faible présence en Charente Maritime (Tableau 25).

Origine du lot de naissain	Date	Résultats
Arcachon	Avril	PCR négative sur 3 lots
Arcachon	Mai	PCR négative sur 4 lots
Arcachon	Juin	PCR négative sur 4 lots
Arcachon	Août	PCR négative sur 4 lots
Fouras	Début juin	PCR négative sur 24 lots
Fouras	Début juillet	PCR négative sur 23 lots 1 lot à 1/6
Fouras	Fin juillet	PCR négative sur 23 lots 1 lot à 1/6

Tableau 25 : Détection par PCR d'ADN de virus herpès de lots de naissain de différentes origines en 1999.

A l'instar du naissain pendant cette année là, les 17 échantillons de **larves** prélevées en 1999 dans le Bassin d'Arcachon n'ont pas permis la détection d'herpèsvirus.

☞ En **2000**, les **naissains** provenant de plusieurs sites ont été analysés. Sur les différents lots d'Arcachon, un seul pool sur 9 lots a été détecté positif, en juin (Tableau 26). Dans les autres sites, la présence de l'herpèsvirus a parfois été associée à des mortalités de naissain, avec une plus forte prévalence lorsque les lots étaient constitués d'huîtres "baillantes" (moribondes) que quand ils contenaient des naissains vivants .

Origine du lot de naissain	Date	Résultats
Arcachon	Avril	PCR négative sur 4 lots
Arcachon	Mai	PCR négative sur 5 lots
Arcachon	Juin	PCR négative sur 7 lots 1 lot à 1/6
Arcachon	Juillet	PCR négative sur 3 lots
Thau (mortalités)	Mai	1 lot à 1/6
Charente (mortalités)	Fin juin	1 lot à 2/6
Charente (mortalités)	Août	1 lot à 3/6
Charente (mortalités)	Août	1 lot à 6/6
Charente (mortalités)	Août	2 lots à 1/6
Charente (mortalités)	Août	1 lot à 2/6
Charente (mortalités)	Août	2 lots à 1/6
Quiberon (mortalités)	Août	1 lot à 1/6

Tableau 26 : Détection par PCR d'ADN de virus herpès de lots de naissain de différentes origines en 2000 . *Pour Arcachon, tous les lots testés sont recensés ; dans les autres sites, seuls les lots positifs apparaissent.*

Sur les échantillons de **larves** récoltées pendant l'été 2000, les analyses de PCR ont été négatives, à l'exception d'un lot, celui du 9 août 2000 provenant de la zone de captage proche du port d'Arcachon (Arams). **Il faut souligner qu'il s'agissait du premier résultat positif de détection d'ADN viral par PCR sur des populations larvaires naturelles.**

Cet échantillon contenait des larves de gastéropodes et des larves d'huîtres "en fixation", correspondant aux derniers stades de la population larvaire issue de la seule ponte massive observée pendant l'été 2000. La pêche suivante dans cette zone, réalisée le 17 août, ne contenait plus de larves "grosses" et "en fixation".

Les échantillons suivants ont tous été récoltés dans la zone ouest et ne révélaient pas la présence d'herpèsvirus. On peut remarquer que la pêche du 16 août réalisée dans ce secteur a permis d'observer des larves "en fixation" à Arès et au Courbey.

☞ En **2001**, les naissains de plusieurs sites du Bassin d'Arcachon ont été analysés, la plupart à la suite d'épisodes de mortalité. Toutes les analyses, y compris celles réalisées lors des épisodes de mortalité, ont donné des résultats négatifs (Tableau 27).

Lieu de stockage	Nombre de naissains analysés		Résultats
	Février	Juin	
Grand Banc	30		PCR négative
Courbey (mortalités)		90	PCR négative
Humeyre (mortalités)		90	PCR négative
Réousse (mortalités)		90	PCR négative
Graouères (mortalités)		90	PCR négative
Réousse (mortalités)		90	PCR négative
Arams (mortalités)		90	PCR négative
Piraillan (mortalités)		90	PCR négative

Tableau 27 : Caractéristiques des échantillons de naissain prélevés dans le Bassin d'Arcachon en 2001 et analysés en PCR..

Aucun des échantillons de **larves** récoltés pendant l'été 2001 n'a permis de mettre en évidence le virus herpès.

☞ **En 2002 et 2003**, aucun naissain d'Arcachon n'a été analysé.

Aucune trace d'herpèsvirus n'a été détectée dans les échantillons de larves de ces deux étés. Cependant, en 2002, la rareté des larves d'huîtres dans les échantillons apportait un biais important à l'interprétation des résultats.

3.2. L'été 2000 : La présence de l'herpèsvirus a-t-elle eu un impact sur le développement larvaire?

Le seul lot de larves dans lequel ce virus a été mis en évidence au cours des cinq années de suivi est celui provenant des stades proches de la fixation de la seule cohorte importante de l'été 2000.

Il semblait donc intéressant d'examiner si la survie et la croissance de cette cohorte paraissait avoir été affectée par la présence du virus. Les relations précédemment établies entre la température de l'eau et Ln M/P d'une part, et dPM d'autre part, peuvent servir de base à cet examen (Chapitre 5, Figures 30 et 31). Comme nous l'avons expliqué dans le chapitre 5, dPM peut être considéré comme un indice de croissance et M/P comme indicateur de la survie larvaire.

Sur les figures 77 et 78, il apparaît assez nettement que l'unique grande cohorte de 2000 (CO1-00) ne se distingue pas de la relation générale avec la température du point de vue de sa croissance (Figure 77) mais que, par contre, sa survie est beaucoup plus faible (environ 10 fois moindre) que ce qui peut être prédit par le modèle (Figure 78).

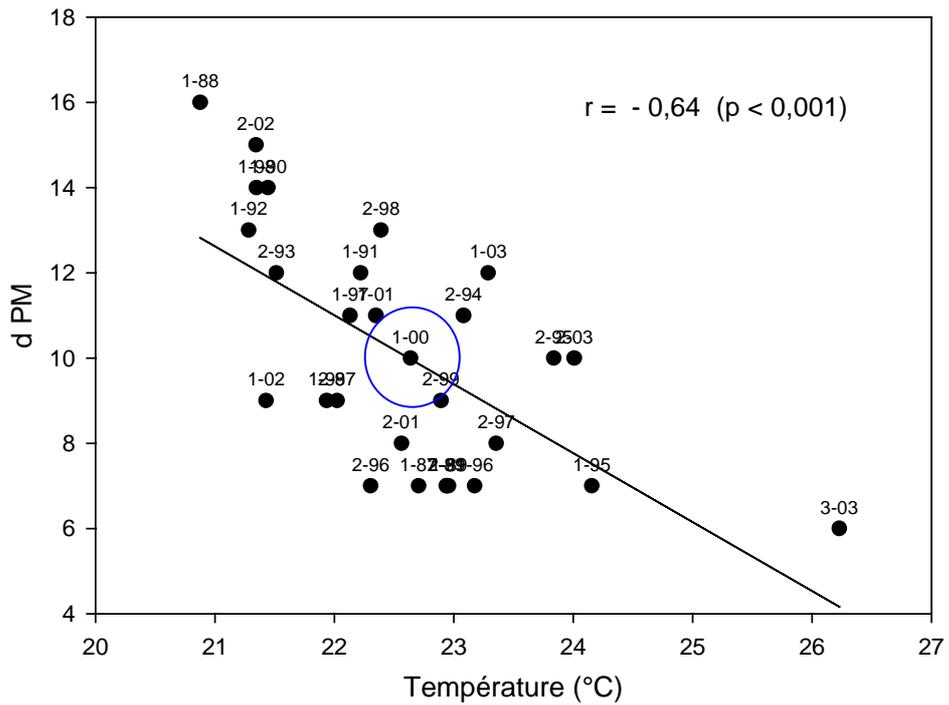


Figure 77 : Relation entre la durée de développement des cohortes (dPM) et la température de l'eau.

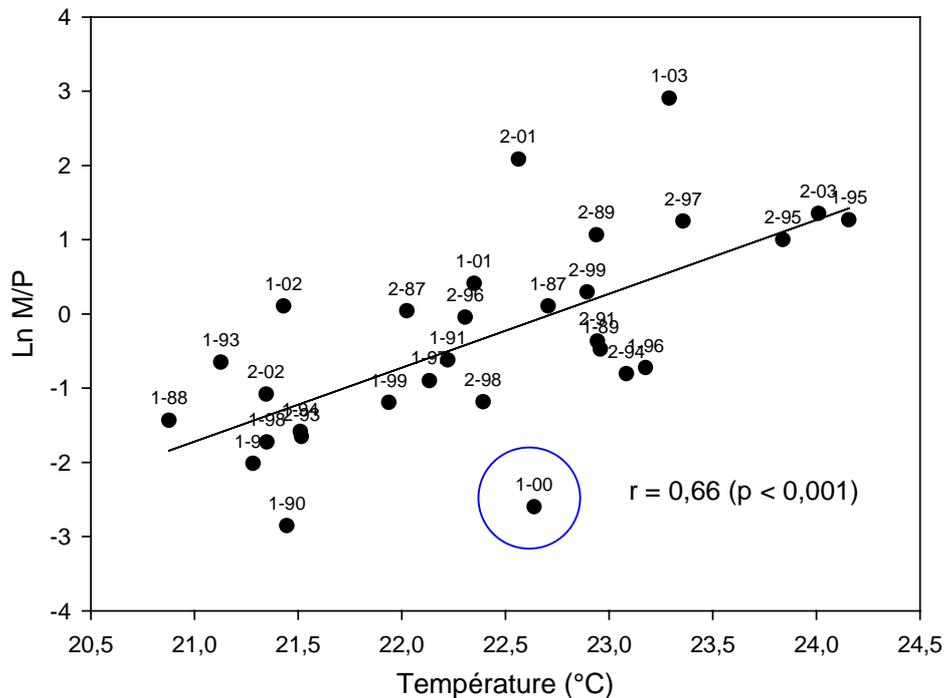


Figure 78 : Relation entre la survie larvaire (Ln M/P) et la température de l'eau.

On peut alors se demander si l'herpès virus a pu affecter la survie de cette population larvaire et l'intensité de cet épisode de captage.

En fait, d'après les pathologistes impliqués dans ce suivi, il est impossible de conclure, à partir de ce seul lot positif, quant à l'impact de la présence de ce virus sur l'évolution de la population concernée. Notamment parce que, comme nous l'avons rappelé en introduction, la présence de ce virus dans les populations d'huîtres n'occasionne pas obligatoirement le déclenchement de la maladie.

De plus, comme nous l'avons évoqué dans le chapitre 6, la survie de cette cohorte de l'été 2000 a également pu être limitée par la quantité de nourriture disponible.

4. Conclusion

L'Ostreid Herpes virus OsHV-1, dont la responsabilité dans les mortalités de larves élevées en éclosure a été démontrée, n'est que très rarement mis en évidence dans les populations larvaires naturelles. En effet, parmi les nombreux échantillons de larves analysés dans le cadre de cette étude pluriannuelle, un seul (prélevé le 9 août 2000 devant le port d'Arcachon) s'est révélé positif. Cette occurrence très rare ne permet pas de tirer de conclusion quant à l'impact possible de ce virus sur la survie des larves se développant dans le milieu naturel.

En effet, même si la survie des premiers stades larvaires de cette cohorte semble plus faible que la moyenne, d'autres explications peuvent être avancées pour expliquer ce phénomène (Chapitre 6).

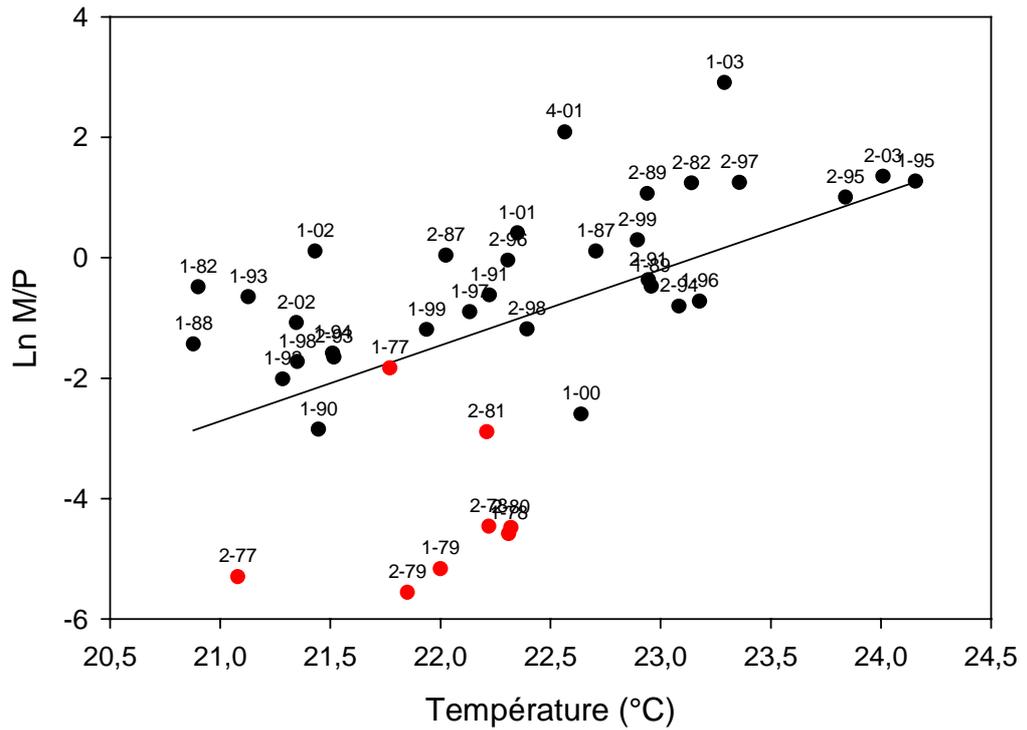


Figure 65 : Relation entre la survie larvaire (Ln M/P) et la température de l'eau (1987 à 2003), en ajoutant les cohortes des années "TBT", de 1977 à 1981.

Chapitre 9 : Les contaminants influent-ils sur l'intensité du captage?

1. Introduction

Après plusieurs années de recrutement pléthorique, le caractère brutalement catastrophique du captage 1998 n'était pas sans rappeler la soudaineté avec laquelle le recrutement larvaire avait décliné en 1977, restant très faible jusqu'en 1981. Ce phénomène avait pu être attribué à la présence de concentrations élevées de tributylétain (TBT) dans les eaux du Bassin qui diminuaient fortement la survie des larves aux premiers stades de leur développement (Figure 65). La grande sensibilité du Bassin et de ses peuplements à des apports en polluants, en raison du faible taux de renouvellement de ses masses d'eaux, avait été mise en évidence à cette occasion. Par la suite, cette sensibilité a été confirmée par l'impact important de l'augmentation des apports en nitrate, pourtant modérée, sur le développement de l'algue opportuniste *Monostroma obscurum* (Auby *et al.*, 1994).

Pour cette raison, il paraissait logique d'étudier l'hypothèse d'une contamination pour expliquer les mauvais résultats de la saison de captage 1998, en travaillant sur les deux axes évoqués pour le TBT : soit cette éventuelle pollution avait influé directement sur les larves, en les tuant, soit elle avait drastiquement réduit la quantité de nourriture indispensable à leur développement, les conduisant à mourir de faim.

L'étude de cette hypothèse nécessitait tout d'abord d'établir une liste des substances polluantes pouvant influencer sur la survie larvaire par un effet direct ou indirect (*via* leur nourriture).

Notamment, il s'agissait de déterminer si une ou plusieurs nouvelles molécules aux effets délétères (du type TBT) n'étaient pas apparues dans le panel de substances chimiques utilisées sur le bassin versant ou dans la Baie, et de mesurer leur concentration dans les eaux. Il fallait en outre tenter de préciser si des molécules "dangereuses", déjà utilisées par le passé, présentaient un niveau plus élevé qu'auparavant.

Une fois établi le niveau de pollution estival en ces substances dans les eaux du Bassin, leur impact possible sur le captage pouvait être discuté sur la base des données écotoxicologiques disponibles dans la littérature.

2. Démarche entreprise

2.1. Recensement des activités polluantes et des produits liés à ces activités

2.1.1. Agriculture et entretien des espaces verts, routes et voies ferrées

Le bassin versant total affluent au Bassin d'Arcachon couvre une superficie de 4138 km² comprenant 1138 km² de bassins de type indirect, *via* les lacs (au nombre de 2) et 3000 km² de bassins de type direct, *via* les cours d'eau (au nombre de 18). Le bassin de l'Eyre représente à lui seul 70 % de la surface des bassins de type direct.

En 1990 (Laplana *et al.*, 1993), environ 95 % de la superficie étaient occupés par l'activité agro-sylvicole. Les forêts couvraient 88 % de la surface et l'agriculture 12 % (dont 81 % de la Surface Agricole Utile plantés de maïs). Depuis le début des années 1990, la surface agricole ne s'est pas étendue (R. Laplana, com. pers.).

Afin de déterminer les molécules à rechercher dans les eaux du Bassin, nous nous sommes appuyés sur les listes fournies par le Service Régional de Protection des Végétaux (SRPV) concernant les matières actives épandues sur le bassin versant à fin d'agriculture ou d'entretien des espaces communaux. Un choix de molécules a été effectué en utilisant la procédure décrite dans le premier rapport traitant de la reproduction (Auby *et al.*, 2000).

La liste des substances provenant de ces différentes origines, et recherchées dans les eaux, est présentée dans le tableau suivant. Cette liste a évolué entre 1999 et 2003 en raison de différents facteurs, notamment problèmes analytiques mais aussi absence systématique dans les échantillons de certaines molécules ou émergence de nouveaux produits de traitement.

Matière active	Propriété	1999	2000	2001	2002	2003
2-4 D sels¹³	Herbicide	♦	♦		♦	♦
2-4 MCPA	Herbicide	♦	♦			♦
Acétochlore	Herbicide				♦	♦
Alachlore	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦
Aldicarbe	Nématicide - Insecticide	♦				
Amitrole	Herbicide	♦				
Atrazine	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦
Bromoxynil	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦
Carbofuran	Insecticide	♦	♦	♦	♦	♦
Chlorocrésol	Produit de dégradation du 2-4 MCPA		♦	♦	♦	♦
Chlorpyrifos – éthyl	Insecticide	♦	♦	♦	♦	♦
Cymoxanil	Fongicide	♦				
DEA	Produit de dégradation de l'atrazine	♦	♦	♦	♦	♦
DET	Produit de dégradation de la terbuthylazine	♦	♦	♦	♦	♦
DIA	Produit de dégradation de l'atrazine	♦	♦	♦	♦	♦
Diméthénamid	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦
Diuron	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦
Fluzilazole	Fongicide	♦	♦			
Folpel	Fongicide	♦	♦			
Glyphosate	Herbicide	♦				
Hexazinone	Herbicide		♦	♦		
Imazamétabenz	Herbicide	♦				
Isofenphos	Nématicide - Insecticide	♦				
Isoproturon	Herbicide	♦				
Lindane	Insecticide	♦	♦	♦	♦	♦
Linuron	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦
Métolachlor	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦
Néburon	Herbicide		♦	♦	♦	♦
Oxadiazon	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦
Phosalone	Insecticide	♦	♦	♦		
Simazine	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦
Sulcotrione	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦
Tébutame	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦
Terbuthylazine	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦
Trifluraline	Herbicide	♦				

Tableau 28 : Liste des pesticides utilisés en agriculture ou pour l'entretien des espaces verts, recherchés dans les eaux entre 1999 et 2003.

¹³ En 2002, il a été impossible pour le GIRPA de séparer les pics chromatographiques des 2,4 D et 2,4 MCPA.

2.1.2. La démoustication et la lutte contre les termites

➤ Moustiques :

Autour du Bassin d'Arcachon, cinq espèces de moustiques culicidae sont largement dominantes. Il s'agit d'espèces du genre *Aedes*, parmi lesquelles dominent les espèces halophiles (dont la larve se développe dans l'eau salée ou saumâtre). Chez ce genre, la ponte a lieu dans une zone asséchée. Lorsque le substrat est inondé (par la marée, par l'introduction d'eau dans un marais ou par les pluies), l'éclosion de l'œuf se produit. Elle est stimulée par la diminution de la teneur en oxygène dans l'environnement de l'œuf, provoquée par cette submersion. Cinq à six jours seront alors nécessaires pour que la larve aquatique se transforme en nymphe. C'est pendant ce laps de temps que les techniciens de l'Entente Interdépartementale de Démoustication (EID) doivent traiter les gîtes afin d'éviter l'émergence des moustiques adultes.

Ces traitements sont réalisés par l'EID depuis 1982 dans le nord Bassin et depuis 1986 dans le sud Bassin. Ils sont effectués mensuellement à partir du mois de janvier.

La molécule principalement utilisée par ces techniciens est le **téméphos**, répandu à raison de 50 à 100 g de matière active par hectare, par voie terrestre pour les sites accessibles et par voie aérienne pour les zones non accessibles. Cet insecticide agit par contact, en bloquant l'influx nerveux des larves (organophosphoré agissant sur un neurotransmetteur, l'acétylcholine). Dans de rares cas, les techniciens de l'EID utilisent également de la **deltaméthrine**.

➤ Termites :

Face à la résurgence des termites dans de nombreuses régions françaises, notamment côtières (Aquitaine, Poitou-Charente, Languedoc-Roussillon, Provence Alpes Côte d'azur), les traitements préventifs et curatifs contre ces insectes sociaux sont en pleine expansion. La pratique la plus potentiellement polluante liée à cette activité réside en l'épandage de produit insecticide sur toute la surface du sol avant le coulage de la dalle de béton, puis sur une zone périmétrique de 1 m autour de la construction. Le produit insecticide le plus utilisé lors de ces épandages est le **chlorpyriphos-éthyl**, dont des doses importantes sont injectées dans le sol. Par exemple, le GLADIATOR, contenant 480 g/l de chlorpyriphos-éthyl est épandu à raison de 5 l au m², en dilution à 2 %. Pour une surface bâtie de 100 m², 4,8 kg de matière active seraient ainsi épandus.

La liste des insecticides provenant de ces activités et recherchés dans les eaux au cours des 5 étés est présentée dans le tableau ci-dessous.

Matière active
Temephos*
Deltaméthrine
Chlorpyriphos - éthyl

*Cette molécule n'a jamais pu être efficacement dosée par le GIRPA, en raison de problèmes analytiques

2.1.3. Le nautisme

Le nombre d'embarcations présentes sur le Bassin d'Arcachon pendant l'été est élevé. Il s'agit, en grande majorité, de bateaux de plaisance et, en minorité, d'embarcations professionnelles dédiées aux activités de petite pêche et d'ostréiculture. Le comptage estival le plus récent remonte à 1995 (E.R.E.A., 1995). Il permettait de dénombrer alors 11500 bateaux de plaisance et 1000 bateaux professionnels présents sur le plan d'eau au mois d'août.

Un certain nombre de rejets polluants sont associés à cette activité, *via* :

- les anodes en **zinc** qui se dissolvent,
- les moteurs qui dégagent du **plomb** et des **hydrocarbures aromatiques polycycliques** contenus dans les carburants,
- les peintures antifouling qui libèrent du **cuivre**, du **TBT** et différents **biocides**.

➤ Grâce au suivi à long terme entrepris dans le cadre du Réseau National d'Observation (RNO), on dispose de données sur les teneurs en métaux dans les huîtres de différents points du Bassin. Alors que les teneurs en **zinc** et en **plomb** ont tendance à diminuer au cours du temps dans les Mollusques du Bassin, les concentrations en cuivre ont eu plutôt tendance à augmenter depuis les années 1980. Un paragraphe basé sur les données du RNO est donc consacré à ce métal.

➤ Les teneurs en **TBT** dans l'eau ne font pas l'objet d'un suivi régulier bien que l'impact de ce produit sur le recrutement larvaire ait été démontré (His, 1991) et qu'il a, à ce titre, été suspecté pour expliquer le mauvais captage de 1998, suite au dragage du port d'Arcachon quelques mois avant cet épisode (*via* sa remobilisation éventuelle à partir de sédiments dragués). Il semblait donc assez logique d'intégrer la recherche de ce polluant dans le suivi entrepris.

➤ Cette étude était également l'occasion de faire le point sur les **peintures antisalissure** utilisées à Arcachon, tant du point de vue qualitatif, afin d'obtenir la liste des biocides entrant dans leur composition, que du point de vue quantitatif.

Des enquêtes ont donc été réalisées dans le but de recenser et de quantifier les différentes molécules actives contenues dans les peintures antisalissure utilisées sur les bateaux présents dans le Bassin d'Arcachon.

Deux types d'informations devaient être collectés pour aboutir au résultat souhaité :

- quantités vendues par marque et type de peinture ;
- composition chimique de ces différentes marques et types.

En 1999, la collecte des données sur les **quantités vendues** en 1997 et 1998 a fait l'objet d'une double enquête, l'une auprès des revendeurs et chantiers locaux (55 entreprises contactées, à partir de la liste fournie par M. Mouliets), l'autre auprès des fabricants (10 fabricants avaient été contactés : LIM, BOERO, NAUTIX, INTERNATIONAL, SOROMAP, PLASTIMO, OLERONLAC, STOPPANI, JOTUN, GABI PAINTS).

En raison de la bonne cohérence des résultats obtenus à partir des deux enquêtes, nous nous sommes contentés, en 2000, des données fournies par les fabricants pour l'année 1999.

La **composition chimique** des marques et types de peintures a été obtenue à partir des fiches de sécurité fournies par les fabricants.

Ces fiches de sécurité contiennent la liste des substances entrant dans la composition des peintures et présentant un "danger" aux termes de la Directive Substances Dangereuses 67/548/CEE - Arrêté du 10 octobre 1983. Ce danger potentiel est essentiellement basé sur une toxicité humaine (inhalation, contact avec la peau, ingestion ...).

Dans la grande majorité des cas, les fabricants ne donnent pas un pourcentage précis de chacune des molécules entrant dans la préparation mais une fourchette (parfois très large) de concentrations.

En raison de la faible différence de résultats entre les trois années (1997-1999), nous avons décidé de ne pas réitérer l'enquête au cours des années suivantes.

Les résultats de ces enquêtes sont présentés dans le tableau 29 et permettent d'établir les constatations suivantes.

• *Quantités totales et types de peintures*

Les quantités totales calculées à partir des deux sources d'information pour 1997 et 1998 sont du même ordre de grandeur : autour de **9400 l** pour les fabricants et de **11 000 l** pour les marchands locaux. Pour ces deux années, les quantités calculées à partir de l'enquête locale sont légèrement plus élevées (de 10 à 20 %) que celles récoltées auprès des fabricants.

Dans les deux cas, on n'observe aucune augmentation des quantités globales utilisées entre 1997 et 1998.

En 1999, la quantité de peinture vendue à Arcachon s'élève à **11 197 litres**. Ce chiffre est proche des valeurs calculées à partir des ventes locales pour 1997 et 1998 (environ **11 000 litres**).

• *Matières actives*

La liste des matières actives contenues dans les peintures antisalissure utilisées à Arcachon est recensée dans le tableau 29. Les biocides les plus employés dans les peintures sont l'oxyde cuivreux, le chlorothalonil, le diuron et les thiocyanates de cuivre et de sodium. Le zineb, "booster" déjà présent dans la composition des peintures en 1997-98 mais en faible proportion, semble plus utilisé en 1999.

Par ailleurs, on trouve dans les peintures de faibles proportions de zinc pyrithione, irgarol 1051, dichlofluanid, Kathon 5287, TBT, tolylfluanide et sulfocyanate de cuivre.

Au cours de la première année d'étude (1999), nous avons espéré pouvoir rechercher toutes les principales molécules utilisées dans les peintures : chlorothalonil, dichlofluanid, diuron, irgarol, Kathon, zinc pyrithione et zineb. Toutefois, en raison de problèmes analytiques, ces trois dernières molécules n'ont pas pu être efficacement dosées par le GIRPA (taux de récupération largement insuffisant).

Substances actives	Type	1997	1998	1999
Oxyde cuivreux	Biocide	2535,9 - 3805,3	2296,5 - 3263,1	2977,1 - 4684,1
Chlorothalonil	Biocide	90,4 - 155,1	97,5 - 165	127,3 - 253,8
Diuron	Biocide	29,2 - 157,1	36,8 - 187,2	22,2 - 118,1
Thiocyanate de cuivre	Biocide	50,7 - 105,1	44,8 - 85,5	88,4 - 144,3
Thiocyanate de sodium	Biocide	29,7 - 74,3	33,2 - 83	31,4 - 78,5
Copolymère méthacrylate tributylétain	Biocide	22 - 55	14 - 35	34 - 70
Etain (composés organiques) en Sn	Biocide	2,8 - 14	1,8 - 9	4 - 16
Oxyde de tributylétain	Biocide	1,5 - 3,8	1,7 - 4,1	0,2 - 0,4
Zinc Pyrithione	Biocide	9 - 26,1	9,7 - 27,3	6,2 - 17,7
Zineb	Biocide	7,7 - 18,8	6,9 - 16,2	31,6 - 77,1
Irgarol 1051	Biocide	7,2 - 29,7	6,6 - 25,9	3,3 - 12,2
Dichlofluandil	Biocide	3,4 - 5,1	4 - 6,1	7,9 - 20,6
Kathon 5287	Biocide	2 - 7,8	2,5 - 9,8	0 - 0
Tolylfluamide	Biocide	2,1 - 5,3	0,5 - 1,5	0,2 - 0,7
Sulfocyanate de cuivre	Biocide	0 - 0	11,9 - 11,9	7,7 - 7,7
Xylène	Solvant ou autre	934,2 - 1992,2	950,9 - 2007,7	1196,1 - 2450,5
Colophane	Solvant ou autre	416,2 - 1009,9	409,7 - 870,6	565 - 1519,8
Solvant naphtha	Solvant ou autre	241,9 - 391,5	242,8 - 442,7	315,4 - 526,5
1,2,4-triméthylbenzène	Solvant ou autre	161,9 - 366,7	136,7 - 298,3	136 - 317,4
White spirit	Solvant ou autre	75 - 150	83,8 - 167,5	50 - 100
1,3,5-triméthylbenzène	Solvant ou autre	19,6 - 116,5	14,7 - 93,7	14,7 - 84,4
5-méthyl-2-hexanon	Solvant ou autre	10,7 - 44,5	18,7 - 87,3	7,7 - 34
1,2,3-triméthylbenzène	Solvant ou autre	8,9 - 41,5	6,4 - 29,8	1,7 - 4,3
Acétate de méthoxypropyle	Solvant ou autre	8 - 13	12,3 - 28,6	35 - 49,8
Toluène	Solvant ou autre	6 - 15	6,8 - 17	0 - 0
Di-(2-éthylhexyl)-phtalat	Solvant ou autre	5,3 - 21,2	1,1 - 4,5	2,4 - 9,3
Tricresyl phosphate	Solvant ou autre	3,8 - 15,3	4,1 - 16,5	0 - 0
Diméthylether	Solvant ou autre	1,4 - 1,4	0 - 0	0,7 - 0,7
1-méthoxy-2-propanol	Solvant ou autre	1,3 - 5	2,2 - 8,6	2,8 - 10,9
Butanol	Solvant ou autre	0,8 - 0,8	1,1 - 1,1	18,1 - 29,8
Acide méthacrylique	Solvant ou autre	0,6 - 3	0,4 - 2	0 - 0
Propylbenzène	Solvant ou autre	0,5 - 1,1	0,2 - 0,6	0,5 - 1,2
Méthylacrylate de méthyle	Solvant ou autre	0 - 0	2 - 4	0 - 0
Quantité totale de peintures (l)		9387	9381,5	11197

Tableau 25 : Quantités (litres) des différents constituants des peintures antisalissure utilisées sur le Bassin d'Arcachon en 1997, 1998 et 1999.

En 2000, nous avons décidé de supprimer de la liste le chlorothalonil, dont nous n'avions trouvé aucune trace dans le Bassin, ni même dans l'eau du port, en 1999 et de rajouter le TBT. Pour ces raisons, la liste des molécules d'origine nautique recherchées s'établit de la façon suivante.

Matière active
TBT*
Chlorothalonil**
Dichlofluanid
Diuron
Irgarol 1051

* à partir de 2000

**seulement en 1999

2.2. Prélèvements et analyses

2.2.1. Cuivre

Depuis 1979, les teneurs en différents contaminants rémanents et bioaccumulables par les Mollusques, parmi lesquels le cuivre, sont mesurés sur l'ensemble des côtes françaises dans le cadre du Réseau National d'Observation (RNO).

Dans le Bassin d'Arcachon, les huîtres de trois secteurs sont échantillonnées à une fréquence trimestrielle : Cap Ferret, Jacquets et Comprian.

Les coquillages récoltés sont placés pendant 24 heures dans de l'eau de mer décantée afin d'éliminer les fèces et les pseudo-fèces. Ils sont ensuite décoquillés et congelés avant transport vers le laboratoire d'analyse (Laboratoire DEL/PC Nantes, Ifremer). Chaque échantillon est ensuite broyé, homogénéisé et lyophilisé. Après minéralisation nitrique des tissus, le cuivre est dosé par spectrophotométrie d'absorption atomique en flamme avec correction deutérium.

2.2.2. HAP

Les prélèvements ont été réalisés sur quatre sites du Bassin : Port d'Arcachon, la Vigne, Les Jacquets, Tessillat (Figure 66), à une seule occasion¹⁴, le 19 août 1999, c'est à dire pendant la période où la navigation de plaisance (embarcations à moteur, notamment) est à son maximum dans la Baie. A chaque station, des prélèvements étaient réalisés en surface et au fond, à l'aide d'une bouteille à prélèvement.

¹⁴ Les faibles concentrations mesurées ne nous ont pas incité à renouveler cette campagne au cours des étés suivants.

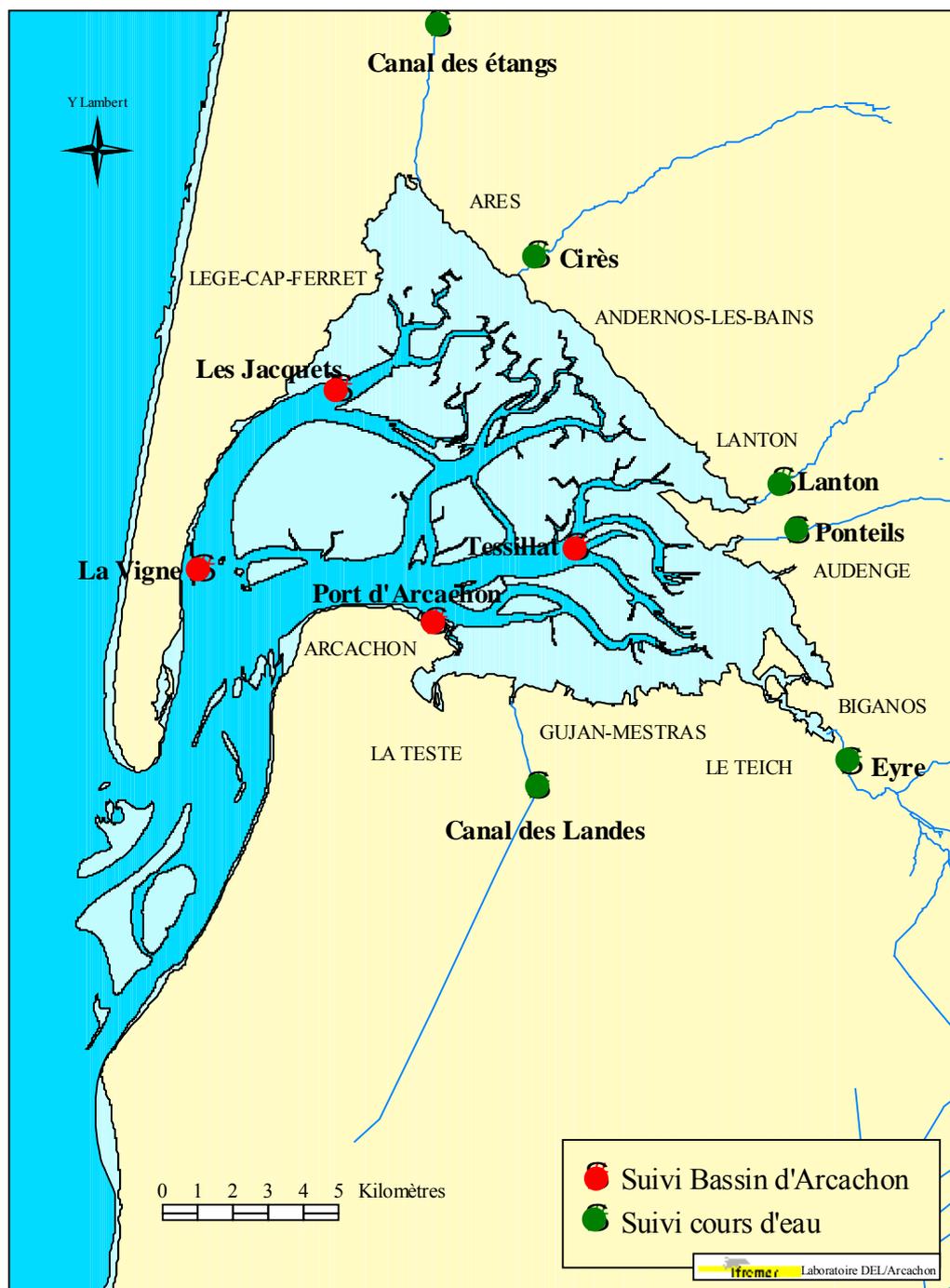


Figure 66 : Localisation des stations de prélèvement pour analyses de HAP (points rouges) et de pesticides (points rouges et points verts) dans le Bassin d'Arcachon et les cours d'eau pendant les étés 1999 à 2001.

NB : Les stations Canal des étangs, Cirès, Ponteils, Canal des Landes n'ont été échantillonnées qu'en 1999.

Les analyses ont été réalisées par H. Budzinski (LPTC - UMR 5472 CNRS, Université Bordeaux I).

Les eaux brutes (2 l -eaux totales **non filtrées**- les eaux étant très peu chargées en particules) sont extraites par extraction liquide/liquide avec du dichlorométhane (2 x 3 x 100 ml). Avant l'extraction, les eaux sont dopées avec des étalons internes HAP perdeutérés : phénanthrène d10, fluoranthène d10, chrysène d12, benzo(a)pyrène d12, benzo(e)pyrène d12, benzo(ghi)pérylène d12. L'extrait organique obtenu est séché sur Na₂SO₄ puis est reconcentré. Cet extrait est analysé directement par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse (CG/SM) en mode de sélection des ions (ions moléculaires des HAP recherchés). La quantification se fait par étalonnage interne après avoir calculé les coefficients de réponse pour chaque composé avec des solutions étalons.

2.2.3. TBT

Les stations de prélèvements échantillonnées au printemps 1992 (stations désignées par des lettres) et pendant les étés 1997 à 2003 (stations désignées par des chiffres) sont présentées sur les figures 67a et 67b. Comme cela apparaît sur les cartes, certaines stations sont communes aux deux plans d'échantillonnage ou sont localisées dans les mêmes zones géographiques. Ces stations ont été choisies de manière à couvrir les principales zones de production ostréicole. Par ailleurs, deux types de ports ont été échantillonnés (toujours en eau : Arcachon ; asséchant à basse mer : Bétéy à Andernos).

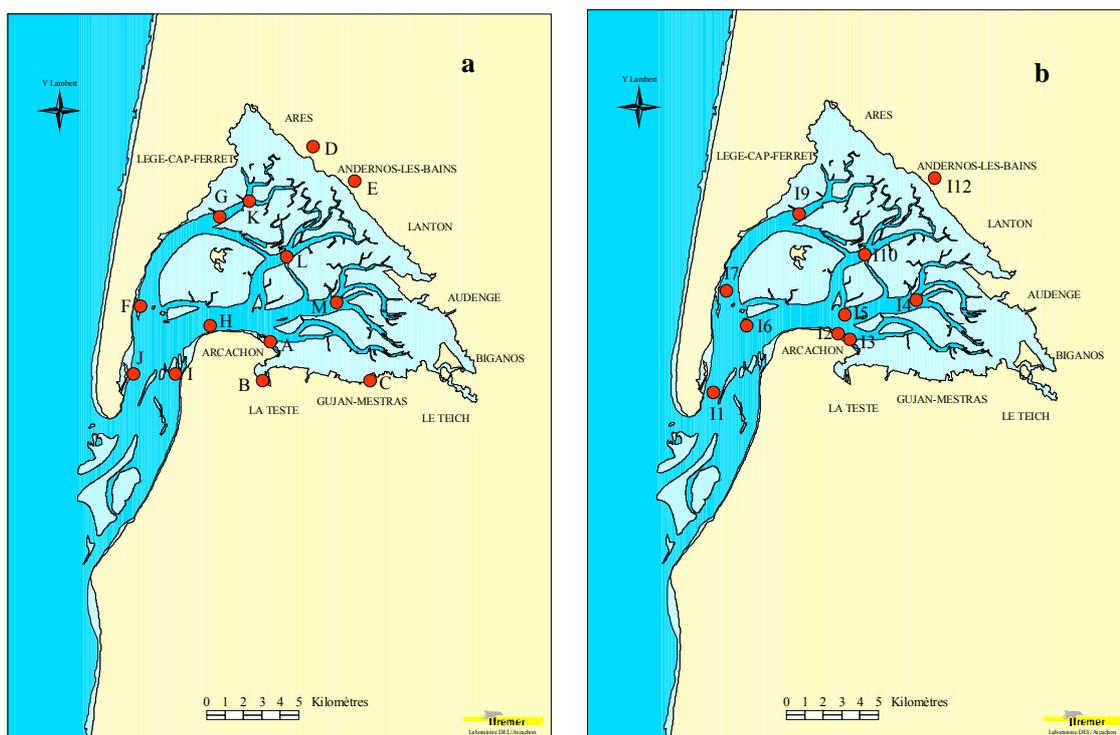


Figure 67 : Carte des points de prélèvements d'eau destinés à l'analyse des organostanniques (a : printemps 1992 ; b : étés 1997, 1998, 2000, 2001 et 2002).

Les prélèvements estivaux ont été réalisés en marée de morte eau, autour de l'étape de haute-mer, à deux reprises au cours de chaque été entre 2000 et 2003.

Les flacons de 500 ml en polycarbonate étaient décontaminés préalablement et testés pour leur absence de contamination résiduelle ainsi que pour leur faible pouvoir adsorbant vis à vis des composés organostanniques. Ils ont été utilisés directement pour les prélèvements sans aucun transfert mettant en jeu d'autres récipients.

La description du matériel de prélèvement est représentée figure 68.

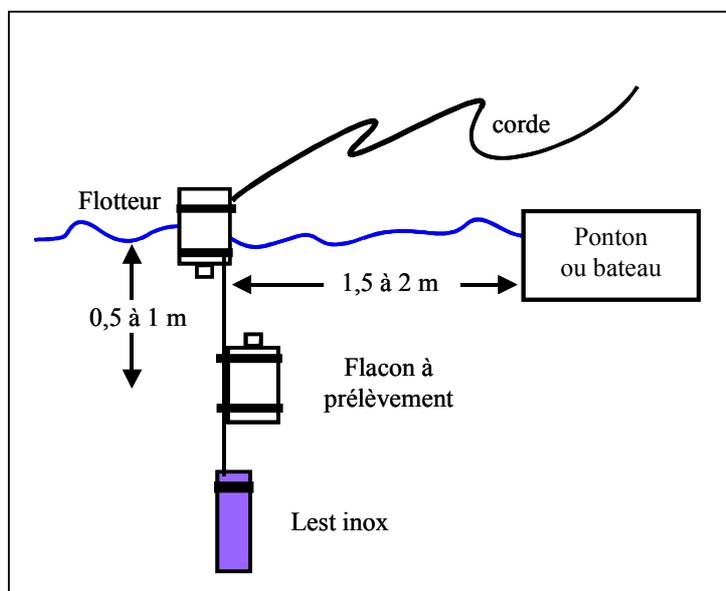


Figure 68 : Schéma de mise en oeuvre du système de prélèvement.

Après le prélèvement, les échantillons étaient bouchés soigneusement et conservés à l'abri de la lumière, au réfrigérateur (température $< 4\text{ }^{\circ}\text{C}$) en attendant le transfert vers le laboratoire d'analyse.

Les analyses ont été réalisées par P. Michel (Laboratoire DEL/PC, Centre IFREMER de Nantes) selon une méthodologie décrite dans Michel et Averty (1991) dont le principe général est le suivant. Après éthylation en phase aqueuse par le tétraéthylborate de sodium et extraction par l'isooctane, les échantillons sont analysés par chromatographie en phase gazeuse.

2.2.4. Pesticides

En ce qui concerne les eaux continentales (pesticides d'origine agro-sylvicole et/ou provenant de l'entretien des espaces verts et de la voirie par les communes riveraines des rivières), l'échantillonnage réalisé au cours de la première année d'étude a porté sur les 6 principaux cours d'eau débouchant dans le Bassin : Canal des Etangs, Cirès, Lanton, Pontails, Eyre et Canal des Landes (Figure 66). Pendant les étés suivants, l'échantillonnage a été restreint aux deux cours d'eau dans lesquels nous avons trouvé, en 1999, les fréquences et les concentrations les plus élevées de pesticides : Lanton et Eyre.

Pour le Bassin, nous avons choisi d'échantillonner les principales zones de captage soit la Vigne, les Jacquets et Tessillat. Par ailleurs, une station supplémentaire localisée dans

le port d'Arcachon a été retenue de façon à mettre en évidence les apports de pesticides provenant des peintures antisalissure (Figure 66).

Les prélèvements dans les cours d'eau et dans le Bassin étaient réalisés en marée de morte eau, le même jour pour les ruisseaux et le Bassin, autour de l'étalement de haute-mer pour les stations du Bassin et pendant le jusant pour les cours d'eau (pour éviter la pénétration des eaux marines). La salinité était mesurée à l'aide d'un thermo-salinomètre.

Cet échantillonnage a été réalisé à six reprises au cours des étés 1999 à 2002 (mi-juin à fin août) et seulement à trois reprises en 2003.

Le volume des échantillons prélevés était différent pour les cours d'eau (4 litres) et le Bassin (10 litres). En effet, pour ce dernier, on pouvait s'attendre à une plus faible concentration en pesticides nécessitant de récolter un volume d'eau plus important pour pouvoir y détecter les matières actives présentes.

Les flacons destinés à prélever et à contenir les échantillons d'eau étaient conditionnés de la manière suivante : lavage au détergent, puis rinçages successifs à l'eau, à l'eau ultra pure et au méthanol.

Sur le terrain, les flacons servant à la fois au prélèvement et à la conservation de l'eau étaient rincés trois fois avec l'eau du milieu, puis remplis. Une fois le prélèvement réalisé, ils étaient recouverts de papier aluminium, afin de prévenir la photodégradation des molécules, puis placés dans une glacière.

Les échantillons étaient ensuite maintenus à l'obscurité et au froid (4 °C) jusqu'à leur réception par le laboratoire d'analyse, puis congelés (-18 °C) jusqu'à leur analyse.

Les analyses de pesticides ont été réalisées par le Groupement Interrégional de Recherche sur les Produits Agropharmaceutiques (GIRPA) à Beaucouzé (49).

Le détail des méthodes d'analyse est consigné dans un rapport précédent (Maurer *et al.*, 2001). Nous ne présentons ici que les principes généraux de ces techniques.

La **majorité des pesticides** a été dosée par une méthode multirésidus, dans laquelle les résidus de pesticides sont extraits de l'eau **non filtrée**¹⁵ par partage liquide/liquide eau/dichlorométhane. Le dosage des résidus est réalisé par chromatographie liquide haute performance sur colonne C₁₈ avec détecteur à barrette de diodes et par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur de masse en tandem sur colonne capillaire.

Les seuils de détection sont rapportés en annexe 8. Ils sont différents selon les substances analysées. Ils varient de 5 à 25 ng/l pour les eaux des rivières et de 2,5 à 10 ng/l pour celles du Bassin.

¹⁵ Les teneurs en MES étaient dans tous les cas très faibles (< 20 mg/l).

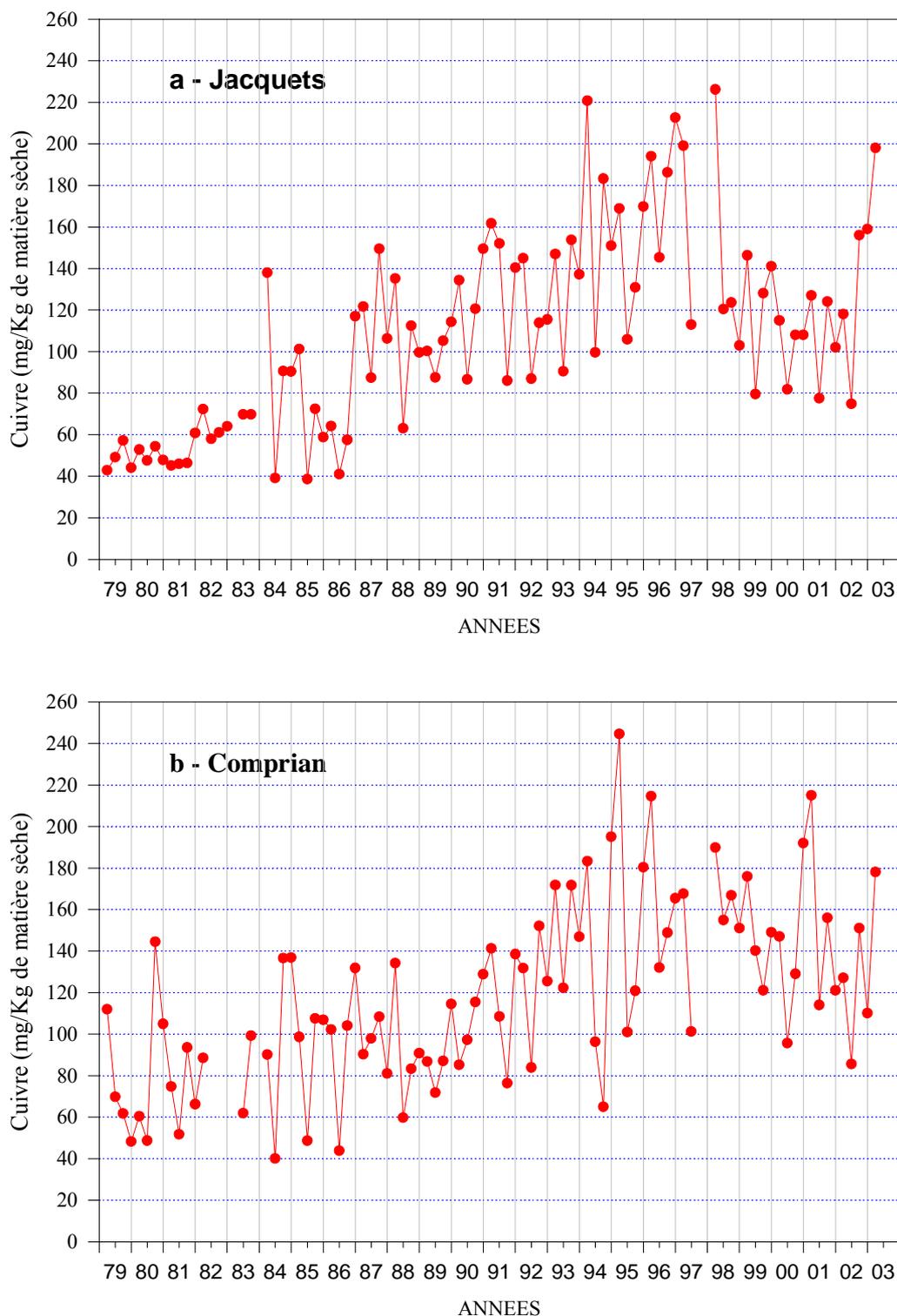


Figure 69 : Evolution des teneurs en cuivre des huîtres des secteurs des Jacquets (a) et Comprian (b) de 1979 à 2003 (mg/kg de matière sèche).

2.3. Tests d'écotoxicologie larvaire

Au cours de l'été 1999, l'impact de la qualité des différentes masses d'eau sur la croissance de larves d'huîtres élevées en laboratoire a été étudié à deux reprises (juillet et août). La méthode et les résultats de ces expériences sont présentés dans l'annexe 7.

3. Résultats et discussion

3.1. Cuivre

3.1.1. Résultats

Comme l'indiquent les figures 69a et 69b (données RNO matière vivante), la teneur en **cuivre** des huîtres de certaines zones de la Baie n'a cessé d'augmenter entre le début des années 1980 et 1997, reflétant, d'après Claisse et Alzieu (1993), les effets de l'utilisation intensive du cuivre dans les peintures antisalissure, en remplacement du TBT.

Les quantités d'oxyde cuivreux intégrées dans ces peintures sont, en effet, élevées : 3 000 à 4 500 litres par an entre 1997 et 1999.

A partir de 1997, aux **Jacquets**, les teneurs en cuivre dans les huîtres ont toutefois fortement diminué. Comme nous l'avons évoqué dans un précédent rapport (Maurer *et al.*, 2001), cette diminution des teneurs en cuivre n'est pas imputable à une réduction du nombre d'embarcations présentes sur le Bassin, mais probablement à une diminution de la concentration en cuivre dans les peintures ainsi que, peut-être, à une modification de son conditionnement (cuivre enrobé). Néanmoins, les dernières analyses effectuées (fin 2002–début 2003) montrent une forte augmentation des teneurs, qui se retrouvent à un niveau proche de celui du milieu des années 1990. Ce phénomène est difficilement explicable.

A **Comprian**, une tendance décroissante était également observée depuis le début de 1998, mais des teneurs importantes ont été mesurées entre la fin de l'année 2000 et le début de 2001. Etant donné la forte influence des apports de l'Eyre dans cette zone, on peut penser que ce phénomène s'explique par des apports continentaux *via* ce cours d'eau, peut être explicable par un important lessivage des sols de culture traités avec cet élément.

3.1.2. Ces concentrations en cuivre peuvent-elles être toxiques pour les larves de l'huître creuse *Crassostrea gigas* ou pour les phytoplanctontes dont elles se nourrissent?

Les résultats obtenus dans le cadre du RNO sont exprimés en quantité de polluant par poids de mollusque. Or, les données écotoxicologiques concernant la toxicité du cuivre pour les microalgues et les larves d'huîtres reposent sur des concentrations en cuivre dans l'eau. Pour transformer les valeurs obtenues dans les huîtres en concentration dans l'eau environnante, il faut disposer d'un facteur de bioaccumulation.

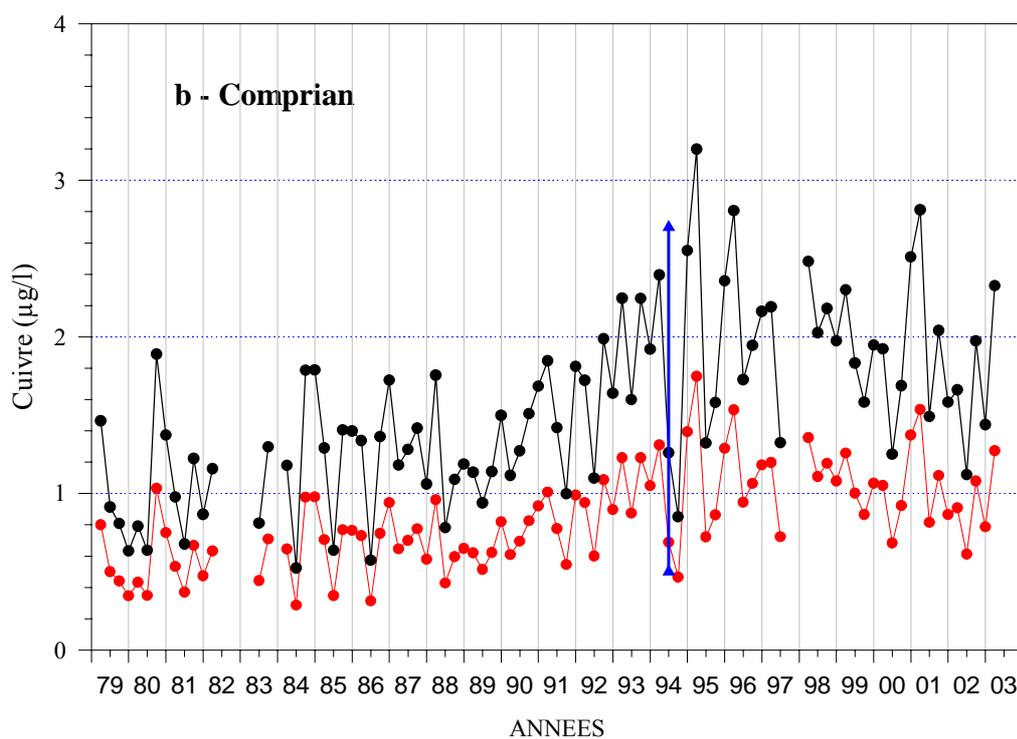
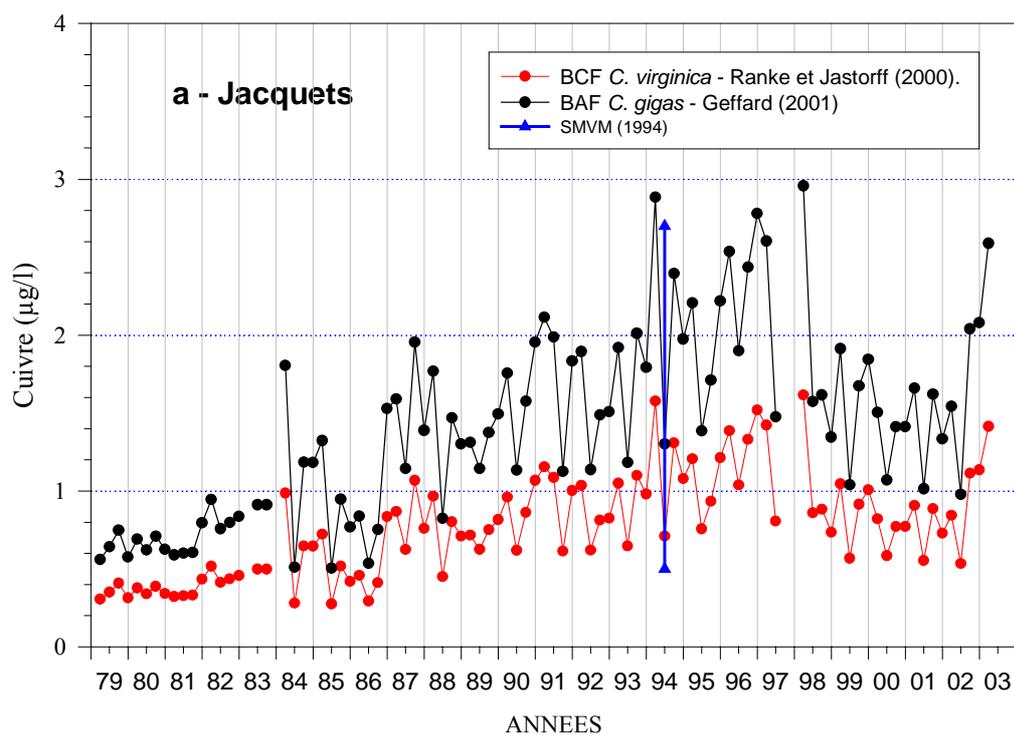


Figure 70 : Evolution des concentrations en cuivre dans l'eau des secteurs des Jacquets (a) et Comprian (b), calculées à partir des teneurs dans les huîtres (RNO) et des facteurs de bioaccumulation de Ranke et Jastorff (2000) et de Geffard (2001).

Ces facteurs sont de deux types :

- Le **BCF** (bioconcentration factor) est égal au rapport entre la concentration du produit dans l'animal (en $\mu\text{g}/\text{Kg}$ de poids humide) et la concentration du produit dans l'eau environnante (en $\mu\text{g}/\text{l}$). Ce facteur est calculé expérimentalement en plaçant l'animal dans une eau filtrée de concentration connue en polluant.
- Le **BAF** (bioaccumulation factor) est obtenu en rapportant les concentrations mesurées dans des populations naturelles à la concentration dans l'eau du milieu dans lequel elles se développent.

Nous disposons d'une valeur de BCF du cuivre par *Crassostrea virginica* qui s'élève à 28 000 (Ranke et Jastorff, 2000).

D'autre part, Geffard (2001) a réalisé des calculs du BAF pour les huîtres de l'estuaire de la Gironde à partir de la comparaison entre des analyses d'eau brute dans l'estuaire et des teneurs dans les huîtres mesurées dans le cadre du RNO ; en moyenne, ce facteur s'élève à 15 300 (Geffard, 2001).

Les courbes présentant l'évolution des concentrations en cuivre dans deux sites de la Baie, extrapolées à partir des concentrations dans les huîtres, ont ainsi pu être établies (Figure 70). Sur ces courbes, nous avons également fait apparaître les teneurs en cuivre dans l'eau réellement mesurées dans le Bassin en 1994 dans le cadre du SMVM (Manaud *et al.*, 1997). Ces valeurs mesurées s'écartent peu des valeurs estimées, ce qui laisse à penser que les facteurs de bioaccumulation utilisés sont satisfaisants.

Les concentrations en cuivre dans les eaux d'Arcachon (hors les ports) se situeraient ainsi entre 0,5 et 1,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ avec le $\text{BCF} = 28\ 000$, et seraient environ deux fois plus élevées si l'on utilise le BAF calculé par Geffard (2001), atteignant près de 3 $\mu\text{g}/\text{l}$ au milieu des années 1990. Ces valeurs sont cohérentes, quoique situées dans les valeurs hautes, avec les données compilées par Hall et Anderson (1999) dans les eaux côtières européennes (moyenne géométrique : 0,68 $\mu\text{g}/\text{l}$).

➤ **Phytoplancton**

Le cuivre est l'un des micronutriments essentiel à la croissance, au métabolisme et à la synthèse d'enzymes chez les algues. Toutefois, à des concentrations élevées, il devient toxique pour ces organismes.

La toxicité du cuivre vis à vis du phytoplancton est liée à sa forme ionique libre Cu^{++} (Sunda, 1975). D'après Voulvoulis *et al.* (1999), le cuivre a tendance à se lier avec des substances particulières ou dissoutes présentes dans l'eau, bloquant les ions Cu^{++} dans des formes chélatées anioniques inertes. La majorité du cuivre présent dans l'eau se trouverait sous cette forme non toxique pour les organismes.

De même, lorsque les tests de toxicité sont réalisés sur des microalgues élevées dans des milieux de culture, le cuivre ajouté a tendance à se lier à certains produits contenus dans ces milieux (fer, manganèse, citrate, silicate, EDTA), réduisant sa toxicité apparente pour les microalgues. Quand les algues sont retirées de leur milieu de culture, lavées et testées dans de l'eau naturelle, leur croissance est généralement beaucoup plus sensible au cuivre (Stauber, 1995).

Comme l'ont montré différentes études, notamment celle d'Interlandi (2002), la toxicité de l'ion Cu^{++} sur le phytoplancton varie, non seulement en fonction des espèces, mais également en fonction des conditions abiotiques dans lesquelles se déroulent les tests (notamment les teneurs en azote et en phosphore dans l'eau). Cet auteur a mis en évidence chez certaines espèces phytoplanctoniques une modification des paramètres de la cinétique croissance vs concentration en nitrate en présence de cuivre : diminution du taux de croissance maximal, augmentation de la concentration en nitrate pour laquelle l'algue présente son taux de croissance optimal (K_s de la relation de Monod).

Toutefois, comme l'indiquent les résultats d'expériences rapportés dans la littérature (parmi lesquels nous présentons quelques exemples), **les concentrations en cuivre toxiques pour les microalgues sont, d'une manière générale, largement supérieures aux teneurs estimées dans l'eau du Bassin d'Arcachon**. En effet, l'ensemble de ces expériences démontre que la croissance de populations naturelles de phytoplancton n'est pas affectée par des teneurs en cuivre inférieures à 10 $\mu\text{g/l}$.

Par exemple, Metaxas et Lewis (1991) ont montré que les diatomées *Skeletonema costatum* et *Nitzschia thermalis* ne se développent plus au dessus de concentrations en cuivre respectivement de 32 $\mu\text{g/l}$ et 38 $\mu\text{g/l}$.

Les tests réalisés par Cid *et al.* (1995) sur la diatomée *Phaeodactylum tricorutum*, élevée dans de l'eau de mer naturelle, ont montré que sa croissance n'est significativement réduite qu'à des concentrations en cuivre supérieures à 50 $\mu\text{g/l}$.

En dépit du fait que, dans les peintures antisalissure, le cuivre est très généralement utilisé avec des pesticides, on ne trouve pas dans la littérature de résultats d'expérimentation visant à établir la toxicité conjointe de ces herbicides (notamment diuron et irgarol) et du cuivre sur le phytoplancton.

A notre connaissance, la seule étude qui ait été menée au sujet de la toxicité conjointe du cuivre et du diuron (un des principaux "boosters" utilisés dans les peintures) concerne *Lemna minor*, la petite lentille d'eau, par Teisseire *et al.* (1999). Ces auteurs mettent en évidence un antagonisme bien marqué de l'effet des deux produits sur la concentration en chlorophylle totale des tissus de la lentilles : relation négative avec la teneur en cuivre (de 0 à 30 $\mu\text{g/l}$) et positive avec la teneur en diuron (de 0 à 30 $\mu\text{g/l}$). En ce qui concerne la croissance, ces auteurs observent globalement une inhibition augmentant en fonction de la concentration des deux produits.

Un tel type d'expérimentation nécessiterait d'être entrepris sur le phytoplancton en utilisant les concentrations en cuivre et en pesticides rencontrés en zone côtière.

➤ Larves d'huîtres

His et Robert (1981, 1982) ont étudié la toxicité du cuivre sur l'embryogénèse et la croissance des premiers stades larvaires de *Crassostrea gigas*. Ces auteurs situent le seuil de sensibilité des œufs et des larves à 6,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$ de cuivre sous forme de sulfate et 4,7 $\mu\text{g.l}^{-1}$ sous forme de chlorure. Ces seuils sont du même ordre de grandeur que celui

calculé par Beiras et Albentosa (2004) sur l'embryogénèse de *Mytilus galloprovincialis* (3,1 µg/l).

Les concentrations maximales en cuivre estimées dans les eaux d'Arcachon seraient donc inférieures au seuil présentant un effet sur le développement des larves d'huîtres.

3.1.3. Conclusion sur le cuivre

Les concentrations en cuivre dans les eaux du Bassin ont globalement augmenté depuis les 20 dernières années, probablement en raison de son utilisation dans les peintures antisalissure en remplacement du TBT. De 3 à 4,5 tonnes seraient utilisées annuellement à cet effet. Néanmoins, d'après les données écotoxicologiques dont nous disposons, les concentrations atteintes dans la Baie resteraient inférieures aux seuils toxiques pour les diatomées (composantes importantes du phytoplancton estival dans le Bassin) et pour les larves d'huîtres elles-mêmes.

3.2. HAP

3.2.1. Résultats

Les résultats des analyses de HAP dans l'eau du Bassin réalisées en août 1999 sont rassemblés dans le tableau 30.

Composés	Concentrations des composés (pg/l)							
	La Vigne		Jacquets		Tessillat		Port Arcachon	
	S	F	S	F	S	F	S	F
Phénanthrène	510	1900	220	1900	nq	1460	70	1100
Anthracène	nq	310	80	200	nq	60	nq	210
Fluoranthène	600	1320	2110	2900	860	1370	2420	1190
Pyrène	830	1650	2220	2950	720	1710	3820	2830
Benz(a)anthracène	220	320	506	710	204	410	560	260
Chrysène + Triphénylène	670	640	1500	1640	400	720	1970	650
Benzofluoranthènes	< LQ	810	890	2210	420	1010	2810	520
Benzo(e)pyrène	< LQ	960	365	860	150	420	890	170
Benzo(a)pyrène	< LQ	540	350	1080	140	560	750	230
Pérylène	< LQ	210	60	220	nq	230	170	60
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	260	460	80	710	20	400	1130	120
Benzo(ghi)pérylène	480	410	160	680	60	410	640	130
TOTAL	3570	9530	8541	16060	2974	8760	15230	7470

Tableau 30 : Concentrations en HAP mesurées en août 1999 dans les eaux du Bassin d'Arcachon. (S = surface ; F = Fond, < LQ = inférieur à la limite de quantification)

Les concentrations mesurées sont très largement en dessous des solubilités théoriques des HAP qui vont de 1 mg/l pour le phénanthrène à moins de 1 µg/l pour les composés penta- et hexa-aromatiques.

A l'exception du port d'Arcachon, les eaux récoltées à proximité du fond apparaissent plus chargées que les eaux de surface, probablement en raison d'une plus forte teneur en matières en suspension.

Par ailleurs, on remarque que la station Jacquets, située dans l'angle nord de la Baie, est plus polluée par les HAP que Tessillat, au sud-est du Bassin.

On peut comparer ces résultats à des données concernant d'autres environnements. Bouloubassi et Saliot (1992), dans le cas des eaux de surface du delta du Rhône, ont trouvé des concentrations en phénanthrène de 2 à 115 ng/l, en pyrène et fluoranthène de 5 à 15 ng/l et allant de quelques centaines de pg/l à quelques ng/l pour les penta-aromatiques (benzofluoranthènes et benzopyrènes).

Boussugue *et al.* (1976) rapportent des concentrations en hydrocarbures aromatiques totaux au large du Cap Blanc (atlantique tropical est) allant de quelques ng/l à quelques centaines de ng/l.

Maki (1991) fait état de valeurs considérées comme bruit de fond pour les HAP d'environ 20 ng/l dans le cas des eaux d'Alaska, dans une étude concernant la marée noire de l'Exxon Valdez.

Les résultats obtenus dans le Bassin se situent dans le même ordre de grandeur mais se positionnent plutôt vers le niveau bas de leurs gammes de concentrations. Les concentrations mesurées apparaissent comme assez faibles et tout à fait compatibles avec un milieu marin relativement peu contaminé en HAP à l'état dissous.

3.2.2. Ces concentrations en HAP peuvent-elles être toxiques pour les larves de l'huître creuse *Crassostrea gigas* ou pour les phytoplanctons dont elles se nourrissent?

Il existe peu de travaux traitant de la toxicité des HAP sur les organismes aquatiques. Notamment, nous n'avons pas trouvé dans la littérature de données concernant l'effet de ces molécules sur le développement du **phytoplancton**.

Par contre, on dispose des résultats récents de travaux réalisés par le laboratoire DEL/PC d'Arcachon au sujet de la toxicité des HAP sur les embryons et les larves d'huîtres creuses (Geffard, 2001).

➤ Tests d'embryotoxicité

Dans ces tests, les œufs fécondés sont placés dans les différents traitements et, après 24 heures, le pourcentage d'anomalie des larves formées est comptabilisé. Ce test présente l'avantage de s'adresser au stade le plus fragile du développement larvaire des bivalves.

La toxicité de deux HAPs (phénanthrène, benzo(a)pyrène), présents dans les eaux du Bassin, a été déterminée à l'aide de tests d'embryotoxicité chez l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Ces trois HAP ont été mis à saturation dans de l'eau de mer, puis testés à différentes dilutions.

Par ailleurs, l'effet de solutions contenant plusieurs HAP a été testé dans les mêmes conditions.

- **Phénanthrène** : ce HAP présente des effets délétères sur le développement embryonnaire de *C. gigas*. La EC50 (concentration appliquée ayant un effet sur 50 % de la population) calculée est de 1,1 mg.l⁻¹ et la NOEC (concentration appliquée la plus forte testée sans effets) est de 0,4 mg.l⁻¹, soit une concentration environ 200 fois supérieure à la valeur maximale que l'on a mesurée dans le Bassin.

- **Benzo(a)pyrène** : à saturation, c'est à dire à la concentration de 3,78 µg.l⁻¹ (seuil de solubilité du produit), aucun effet délétère n'est mis en évidence. Par conséquent, la LOEC (plus faible concentration ayant un effet significatif sur les embryons) se situe au-dessus de cette concentration. Les concentrations maximales mesurées dans le Bassin sont près de 4 fois inférieures au seuil de solubilité de cette molécule.

- **Solution contenant un mélange de HAPs :**

Des études de toxicités ont été réalisées avec des eaux de mer enrichies en HAPs par agitations avec un sédiment naturel, caractérisé par sa contamination en HAP. Cette eau a ensuite été testée sur des embryons et larves de *Crassostrea gigas*.

Les concentrations en HAP de cette eau sont consignées dans le tableau 31.

Composés	Concentration (pg/l)
Phénanthrène	189000
Anthracène	27000
Fluoranthène	326000
Pyrène	417000
Benz(a)anthracène	144000
Chrysène + Triphénylène	170000
Benzo(a)fluoranthènes	401000
Benzo(e)pyrène	130000
Benzo(a)pyrène	189000
Pérylène	55000
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	169000
Benzo(ghi)pérylène	133000
Total (pg/l)	2350000

Tableau 31 : Concentrations totales (dissous + particulaire) en HAP (pg/l) dans l'eau de mer enrichie par agitation de sédiments pollués.

Ce traitement n'a induit aucun effet délétère sur le développement embryonnaire de l'huître *Crassostrea gigas*. Il faut remarquer que les concentrations mesurées dans cette eau sont beaucoup plus élevées que celles qui ont été mesurées dans les eaux du Bassin.

➤ Tests de croissance larvaire

Des tests sur la croissance larvaire de *Crassostrea gigas* (méthode décrite en annexe 7) ont été réalisés avec différentes eaux de mer enrichies en HAPs, dont les concentrations sont rapportées dans le tableau 32.

Ces différents traitements, dans lesquels les concentrations en HAPs sont beaucoup plus élevées que celles mesurées dans les eaux du Bassin, n'ont pas affecté la croissance des larves par rapport à un élevage témoin réalisé sans ajout d'HAP.

Composés	Concentration (pg/l)				
Phénanthrène	141000	238000	297000	327000	311000
Anthracène	55000	76000	0	92000	63000
Fluoranthène	396000	355000	608000	422000	300000
Pyrène	620000	573000	472000	636000	342000
Benz(a)anthracène	124000	169000	172000	167000	42000
Chrysène + Triphénylène	465000	684000	516000	351000	636000
Benzo(fluoranthènes)	649000	589000	538000	610000	410000
Benzo(e)pyrène	227000	205000	196000	219000	151000
Benzo(a)pyrène	316000	299000	276000	315000	200000
Pérylène	76000	76000	73000	77000	57000
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	288000	273000	245000	293000	223000
Benzo(ghi)pérylène	274000	228000	203000	259000	183000
Total (pg/l)	3631000	3765000	3596000	3768000	2918000

Tableau 32 : Concentrations en HAP totaux (dissous + particulaire) (pg/l) dans l'eau de mer enrichie.

Les résultats de ces expériences montrent que les concentrations en HAP mesurées dans les eaux du Bassin pendant l'été ne sont pas susceptibles d'occasionner des troubles dans la croissance des larves de *Crassostrea gigas*.

3.2.3. Conclusion sur les HAP

Les teneurs en HAP mesurées au mois d'août 1999 dans les eaux du Bassin sont basses et caractéristiques d'eaux marines faiblement contaminées.

Nous ne disposons pas de données concernant la toxicité de ces concentrations vis à vis du phytoplancton mais il apparaît qu'elles sont *a priori* inoffensives pour le développement larvaire des huîtres creuses.

3.3. TBT

3.3.1. Résultats

Les résultats des analyses réalisées entre 1992 et 2003 sont réunis dans les tableaux 33 et 34 dans lesquels nous avons fait apparaître en caractères gras les concentrations susceptibles d'avoir un effet biologique sur les organismes marins, selon la classification d'Alzieu et Michel (1998) présentée figure 71.

Station		26/05/92			
		MB	DBT	TBT	TPhT
A	Arcachon – Port de plaisance	4.7	11.4	41	31.2
B	La Teste – Port mixte	5.5	6.5	8.8	3.2
C	Gujan Mestras – port mixte	6.7	5.7	12.7	1.8
D	Andernos – Port mixte	5.8	4.1	6.8	<LQ
E	Andernos – Port de plaisance	5.3	2.7	0.5	<LQ
F	La Vigne – sortie port de plaisance	3	10.2	17.6	12.9
G	Les Jacquets – parcs à huîtres	3	1.2	3.9	<LQ
H	Jetée de la Chapelle	2.8	4.3	2.0	<LQ
I	Jetée du Moulleau	2.2	4.3	0.5	<LQ
J	Cap Ferret	2.5	3.1	0.5	<LQ
K	Balise C1 - Hautebelle	2.8	0.8	0.5	<LQ
L	Balise E2 - Matte Longue	2.8	5.9	0.5	<LQ
M	Balise F0 - Tessillat	3.6	12.9	0.5	<LQ

Tableau 33 : Concentrations en composés organostanniques dans les eaux du Bassin pendant le printemps 1992 (< LQ : inférieur à la limite de quantification). Les résultats sont exprimés en ng/l des ions monobutylétain (MBT), dibutylétain (DBT), tributylétain (TBT) et triphénylétain (TPhT).

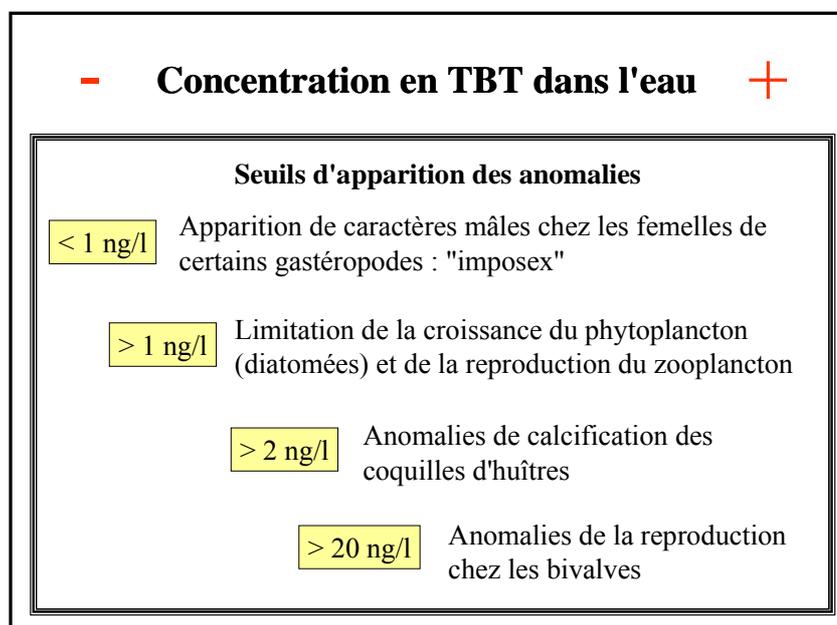


Figure 71 : Seuils (en ng TBT/l) d'apparition des anomalies provoquées par le TBT sur différents groupes végétaux et animaux (d'après Alzieu et Michel, 1998).

Station	Localisation	MBT									
		08/97	08/98	07/00	08/00	07/01	08/01	07/02	08/02	07/03	08/03
1	Entre bouée 13 et Cap Ferret	0,8	-	1,1	0,6	1,7	0,5	3,83	3,34	2,19	1,10
2	Port d'Arcachon station service	2,1	-	2,0	2,6	6,2	7,9	3,27	2,82	<0,37	<0,37
3	Port d'Arcachon face criée	2,1	-	2,0	2,7	4,6	2,9	1,53	3,12	7,85	1,68
4	Chenal Teychan entre J0 et 18	<0,3	-	2,7	2,0	2,1	3,9	1,73	2,96	<0,37	0,46
5	Chenal du Teychan entre 3 et 12	<0,3	-	2,3	2,9	1,1	0,8	1,49	2,70	<0,37	1,83
6	Entre bouée 15 et Grand Banc	<0,3	-	1,3	1,9	1,4	<0,4	3,38	2,15	1,13	<0,37
7	Chenal Piquey Villa algérienne	<0,3	-	1,5	0,7	0,6	<0,4	3,55	1,45	5,08	1,26
8	La Teste Port – Fond darse est	<0,3	-								
9	Chenal d'Arès estey Jacquets	<0,3	-	2,4	1,9	<0,4	2,0	2,63	2,92	7,85	1,01
10	Chenal Girouasse entre 8 et E1	0,4	-	1,9	0,9	1,3	<0,4	1,82	1,98	0,96	0,44
11	Andernos port ostréicole	<0,3	-								
12	Milieu port Bétey Andernos	<0,3	-	1,5	2,3	1,7	0,9	1,24	1,90	1,68	0,78

Station	Localisation	DBT									
		08/97	08/98	07/00	08/00	07/01	08/01	07/02	08/02	07/03	08/03
1	Entre bouée 13 et Cap Ferret	9,2	-	2,7	1,9	0,3	<0,3	2,73	1,86	1,07	0,43
2	Port d'Arcachon station service	11,7	-	6,5	5,5	12,4	1,6	8,52	7,32	4,45	3,25
3	Port d'Arcachon face criée	6,6	-	7,7	7,7	10,4	3,4	5,41	6,12	9,30	6,73
4	Chenal Teychan entre J0 et 18	<0,4	-	1,9	3,5	1,0	3,8	1,79	1,40	0,46	<0,34
5	Chenal du Teychan entre 3 et 12	<0,4	-	3,4	5,1	1,7	0,9	2,04	1,68	0,79	0,75
6	Entre bouée 15 et Grand Banc	<0,4	-	1,8	2,9	0,8	<0,3	3,54	1,62	<0,34	<0,34
7	Chenal Piquey Villa algérienne	5,4	-	1,8	1,7	0,4	0,4	2,79	1,41	2,22	<0,34
8	La Teste Port – Fond darse est	<0,4	-								
9	Chenal d'Arès estey Jacquets	<0,4	-	2,4	2,3	0,7	0,6	2,02	1,84	5,48	<0,34
10	Chenal Girouasse entre 8 et E1	0,5	-	3,7	2,1	0,6	<0,3	2,44	2,62	<0,34	<0,34
11	Andernos port ostréicole	<0,4	-								
12	Milieu port Bétey Andernos	<0,4	-	1,5	3,7	1,6	1,6	1,87	2,06	1,09	0,39

Station	Localisation	TBT									
		08/97	08/98	07/00	08/00	07/01	08/01	07/02	08/02	07/03	08/03
1	Entre bouée 13 et Cap Ferret	1,1	-	0,3	2,4	<0,4	0,8	1,27	<0,35	0,49	<0,34
2	Port d'Arcachon station service	21,9	8,4	15,2	6,0	17,9	5,7	14,20	12,16	8,54	5,84
3	Port d'Arcachon face criée	12,7	4,5	20,9	14,3	11,1	7,1	11,65	14,00	7,36	11,50
4	Chenal Teychan entre J0 et 18	<0,6	<0,4	0,4	0,4	1,5	1,7	0,51	<0,35	<0,38	<0,38
5	Chenal Teychan entre 3 et 12	<0,6	<0,4	0,4	0,6	0,8	0,8	0,52	<0,35	<0,38	<0,38
6	Entre bouée 15 et Grand Banc	2,4	<0,4	0,2	0,6	<0,4	1,1	1,48	<0,35	<0,38	<0,38
7	Chenal Piquey Villa algérienne	0,7	<0,4	0,1	0,4	<0,4	0,8	0,93	<0,35	0,78	<0,38
8	La Teste Port – Fond darse est	<0,6	-	-	-						
9	Chenal d'Arès estey Jacquets	<0,6	<0,4	0,5	0,9	0,4	0,6	0,84	<0,35	0,51	<0,38
10	Chenal Girouasse entre 8 et E1	4,2	<0,4	0,3	0,3	0,5	0,5	0,53	<0,35	<0,38	0,00
11	Andernos port ostréicole	1,2	-	-	-						
12	Milieu port Bétey Andernos	<0,6	<0,4	0,3	0,7	1,5	3,1	3,62	2,49	1,09	0,68

Tableau 34 : Concentrations en composés organostanniques dans les eaux du Bassin entre 1997 et 2003 (< LQ : inférieur à la limite de quantification).

Les résultats sont exprimés en ng/l des ions monobutylétain (MBT), dibutylétain (DBT), tributylétain (TBT) et triphénylétain (TPhT).

► **Ports** (6 stations en 1992 – 5 stations en 1997 – 3 stations en 1998, 2000, 2001, 2002 et 2003)

La contamination actuelle du **port d'Arcachon** se situe dans la moyenne des observations réalisées dans les marinas des côtes atlantiques (Alzieu, 2000). Dans tous les cas, ces concentrations en TBT sont suffisantes pour induire des phénomènes de chambrage ($> 2 \text{ ng.l}^{-1}$) et exceptionnellement pour provoquer des anomalies de la reproduction chez les bivalves ($> 20 \text{ ng.l}^{-1}$). Si les teneurs mesurées pendant la période 1997-2003 sont de 2 à 10 fois moins élevées que celles mesurées au mois de mai 1992, on n'observe pas de tendance décroissante depuis les 7 dernières années. Il est difficile de savoir si ce phénomène traduit un relargage permanent à partir des sédiments portuaires anciennement pollués ou bien une contamination récente par des coques de bateaux utilisant toujours des peintures contenant des organostanniques.

Dans le **port du Bétey à Andernos**, la teneur en TBT n'avait jamais dépassé $0,7 \text{ ng/l}$ entre 1992 et 2000.

Pendant l'été 2001, la concentration en TBT y a été plus élevée, dépassant en juillet le seuil pouvant limiter la croissance phytoplanctonique ($1,5 \text{ ng.l}^{-1}$) et en août celui suffisant pour induire du chambrage ($3,1 \text{ ng.l}^{-1}$). Une rapide enquête réalisée auprès de la capitainerie de ce port avait montré qu'aucun dragage n'avait été réalisé en 2001, excluant l'hypothèse d'un relargage à partir de sédiments contaminés qui auraient été remués.

Le résultat obtenu en janvier 2002 sur ce même port révélait une teneur en TBT inférieure au seuil de détection. Par contre, au cours de l'été 2002, des teneurs supérieures à celles pouvant induire le chambrage ($3,6$ et $2,5 \text{ ng.l}^{-1}$) ont été mesurées au cours des deux campagnes. De même, au cours de l'été 2003, on a mesuré à une occasion une teneur en TBT susceptible d'affecter la croissance du phytoplancton et la reproduction du zooplancton ($1,1 \text{ ng.l}^{-1}$).

Ces résultats mettent en évidence la présence dans ce port, depuis 2001, d'une contamination estivale très probablement due à la fréquentation par un (ou des) bateau(x) saisonniers utilisant une peinture contenant des organostanniques. **Comme ce port ne peut accueillir des navires de plus de 25 m, il s'agit d'une utilisation illégale de ce produit.**

► **Extérieur des ports** (7 stations en 1992 – 7 stations en 1997 – 6 stations en 1998 – 7 stations en 2000, 2001, 2002 et 2003)

En mai **1992**, 2 stations/7 révélaient des teneurs supérieures au seuil (2 ng.l^{-1}) pouvant provoquer le chambrage des huîtres (Jacquets, Jetée de la Chapelle à Arcachon).

En **1997**, 2 stations/7 atteignaient des concentrations supérieures à ce seuil (Cap Ferret, Grand-Banc) et 1 station/7 dépassait le seuil pouvant affecter la croissance du phytoplancton et la reproduction du zooplancton (1 ng.l^{-1}).

En **1998**, aucune des 6 stations échantillonnées ne présentait de concentrations en TBT supérieures à 1 ng/l .

En **2000**, on a observé à une seule reprise, au Cap Ferret et en août, le dépassement du seuil susceptible d'engendrer le chambrage des huîtres.

En **2001**, le seuil susceptible d'affecter la croissance du phytoplancton et la reproduction du zooplancton (1 ng.l^{-1}) a été dépassé à 3 occasions, dont 1 fois devant le Grand Banc

en août et 2 fois au Tessillat, station dans laquelle on n'avait jamais mesuré de teneurs supérieures au seuil analytique entre 1992 et 2000.

Il a été supposé que ces dépassements pouvaient être dus à des dépôts de dragage de sédiments portuaires situés dans la zone intertidale à proximité de cette station (Auby *et al.*, 2001).

On peut remarquer que ces teneurs en TBT un peu élevées n'ont eu aucun impact apparent sur les populations phyto- et zooplanctoniques, les abondances de ces différents groupes à Tessillat ne présentant pas de valeurs particulièrement basses en 2001 (Chapitres 6 et 7)

En **2002**, le seuil susceptible d'affecter la croissance du phytoplancton et la reproduction du zooplancton a été dépassé à 2 occasions, au Cap Ferret en juillet et au Grand Banc en août.

En **2003**, aucun échantillon n'a présenté de concentration en TBT susceptible de présenter un effet biologique.

Les dépassements des valeurs seuil en zone ouverte se situent généralement dans les parties profondes du Bassin, où circulent parfois des navires de grande dimension (vedettes destinées à l'exportation, bateaux de guerre, ...). Il est probable que ces bouffées ponctuelles de TBT correspondent aux relargage de bateaux de ce type qui seraient passés dans les eaux depuis peu de temps.

On observe peu d'évolution du nombre et de l'intensité de ces bouffées depuis 10 ans.

3.3.2. Ces concentrations en TBT peuvent elles être toxiques pour les larves de l'huître creuse *Crassostrea gigas* ou pour les phytoplanctontes dont elles se nourrissent?

➤ Phytoplancton

Les concentrations en TBT susceptibles de limiter la croissance du phytoplancton sont dépassées en permanence dans le port d'Arcachon, et assez régulièrement dans le port du Bététy à Andernos.

En zone ouverte, les teneurs mesurées dépassent ce seuil assez régulièrement (dans 10 échantillons sur 69 analysés depuis 1997).

➤ Larves d'huîtres

Les concentrations en TBT susceptibles de provoquer des anomalies de la reproduction chez les bivalves ne sont qu'exceptionnellement atteintes dans le port d'Arcachon (1 fois en août 1997) et jamais dans le port d'Andernos ni dans les autres sites de la Baie.

3.3.3. Conclusion sur le TBT

Le TBT est toujours détecté dans le Bassin d'Arcachon, du fait d'une utilisation légale ou illégale et de sa remise en solution à partir de certains sédiments portuaires. Pour cette raison, au moins jusqu'à une période récente, les populations de certains gastéropodes du Bassin étaient toujours affectées par l'imposex, anomalie provoquée par de faibles teneurs (1 ng/l) en cette molécule (Fernandez-Castro *et al.*, 1995).

Si les teneurs mesurées dans l'eau des zones ouvertes (non portuaires) n'atteignent jamais des valeurs pouvant affecter la reproduction des mollusques, la valeur seuil de limitation de la croissance du phytoplancton et de la reproduction du zooplancton est assez fréquemment dépassée (dans 14 % des échantillons prélevés pendant l'été).

La récente nouvelle restriction d'usage du TBT dans les peintures antisalissure devraient encore limiter sa présence dans les eaux du Bassin.

3.4. Pesticides

3.4.1. Résultats

Le détail des résultats d'analyses des pesticides réalisées entre 1999 et 2003 sont présentés en annexe 8. Par ailleurs, dans l'annexe 9, sont rapportées pour les principales molécules, leurs propriétés physico-chimiques, les concentrations mesurées dans d'autres sites et les données écotoxicologiques relatives à ces produits.

➤ Cours d'eau

Dans les rivières, au cours des 5 années d'étude, 21 molécules ont été détectées, ainsi que 3 métabolites, formes de dégradation de certains de ces composés (Tableau 35).

Cours d'eau		Fréquence dans les échantillons (%)				
Molécule	Propriété	1999	2000	2001	2002	2003
2,4 D	Herbicide	< LD	8	NR	17	< LD
2,4 MCPA	Herbicide	40	17	NR		< LD
Chlorocrésol		NR	8	< LD	8	< LD
Carbofuran	Insecticide	< LD	< LD	< LD	8	17
Alachlore	Herbicide	11	17	33	8	67
Acétochlore	Herbicide	NR	NR	NR	< LD	50
Amitrole	Herbicide	3	NR	NR	NR	NR
Atrazine	Herbicide	14	92	100	25	< LD
DEA		< LD	< LD	33	< LD	17
DIA		< LD	< LD	< LD	< LD	17
Chlorpyriphos-éthyl	Insecticide	< LD	< LD	17	< LD	17
Dichlofluanid	Fongicide	20	< LD	< LD	< LD	50
Dimethenamid	Herbicide	< LD	< LD	< LD	< LD	50
Diuron	Herbicide	6	< LD	< LD	< LD	17
Folpel	Fongicide	9	< LD	< LD	NR	NR
Irgarol	Herbicide	< LD	< LD	8	17	17
Lindane	Insecticide	3	< LD	< LD	8	17
Métolachlor	Herbicide	14	50	42	33	84
Néburon	Herbicide	< LD	< LD	< LD	25	< LD
Oxadiazon	Herbicide	11	50	42	33	33
Simazine	Herbicide	11	< LD	17	< LD	33
Tébutame	Herbicide	6	8	< LD	< LD	17
Terbutylazine	Herbicide	3	< LD	8	< LD	17
DET		6	< LD	< LD	< LD	17
Nombre total d'échantillons		35	12	12	12	6

Tableau 35 : Fréquence d'apparition (%) des molécules recherchées dans les eaux des cours d'eau (salinité = 0) débouchant dans le Bassin d'Arcachon au cours des étés 1999 à 2003 (< LD : inférieur à la limite de détection, c'est-à-dire recherché mais non détecté – NR : non recherché).

Dans leur grande majorité, ces produits sont des **herbicides** (15 substances sur 21), dont les plus fréquemment détectés sont l'atrazine, le métolachlore, l'alachlore, la terbuthylazine (tous quatre utilisés sur les cultures de maïs) et l'oxadiazon (principalement utilisé comme herbicide sélectif sur les gazons).

Plus rarement, on observe dans les eaux d'autres **herbicides** utilisés en maïsiculture, comme la simazine et l'acétochlore à partir de 2003.

Le 2,4 MCPA, **herbicide** sélectif (usage agricole et sur les gazons) qui était très fréquemment détecté en 1999 dans les cours d'eau a été beaucoup plus rare dans les prélèvements des années suivantes.

Par ailleurs, 2 **insecticides** ont été détectés à quelques occasions dans les rivières : le lindane et le chlorpyriphos-éthyl (utilisé notamment à forte dose dans les traitements préventifs anti-termite).

► Bassin d'Arcachon

Dans le Bassin, au cours des 5 années d'étude, 21 molécules ont été détectées, ainsi que 3 métabolites, formes de dégradation de ces composés (Tableau 36).

Bassin d'Arcachon		Fréquence dans les échantillons (%)				
Molécule	Propriété	1999	2000	2001	2002	2003
2,4 MCPA	Herbicide	77	4	NR	17	< LD
2,4 D	Herbicide	< LD	< LD	< LD		< LD
Acétochlore	Herbicide	NR	NR	NR	< LD	8
Alachlore	Herbicide	18	4	29	17	33
Atrazine	Herbicide	41	91	100	46	< LD
DEA		< LD	< LD	25	13	< LD
DIA		< LD	< LD	< LD	< LD	25
Bromoxynil	Herbicide	< LD	22	< LD	< LD	< LD
Chlorpyriphos-éthyl	Insecticide	< LD	< LD	< LD	4	25
Dimethenamid	Herbicide	5	< LD	< LD	< LD	< LD
Diuron	Herbicide	41	65	50	71	67
Folpel	Fongicide	< LD	4	< LD	NR	NR
Irgarol	Herbicide	41	39	63	46	83
Lindane	Insecticide	5	< LD	< LD	< LD	30
Linuron	Herbicide	5	< LD	< LD	< LD	< LD
Métolachlor	Herbicide	41	70	38	42	58
Neburon	Herbicide	< LD	4	< LD	< LD	< LD
Oxadiazon	Herbicide	5	4	8	4	< LD
Simazine	Herbicide	5	< LD	4	4	< LD
Sulcotrione		< LD	< LD	< LD	< LD	12
Tebutame	Herbicide	9	< LD	< LD	< LD	< LD
Terbutylazine	Herbicide	9	22	46	< LD	25
DET		< LD	< LD	13	< LD	25
Nombre total d'échantillons		22	23	24	24	12

Tableau 36 : Fréquence d'apparition (%) des molécules recherchées dans les eaux des stations du Bassin d'Arcachon (salinités comprises entre 29,5 et 34,5) au cours des étés 1999 à 2003. (< LD : inférieur à la limite de détection, c'est-à-dire recherché mais non détecté – NR : non recherché).

Comme dans les rivières, la plupart des substances détectées dans le Bassin sont des **herbicides**, notamment ceux qui sont fréquemment détectés dans les cours d'eau : atrazine, alachlore, métolachlor, oxadiazon, terbuthylazine et 2,4 MCPA en 1999.

Par ailleurs, un autre **désherbant** sélectif des gazons de graminées, le bromoxynil, a été détecté fréquemment dans les eaux du Bassin en 2000, alors qu'il n'apparaissait pas dans l'Eyre. Au cours des autres étés, le bromoxynil n'a été détecté dans aucun échantillon.

Deux autres **herbicides** dont l'origine semble plutôt nautique (recensés dans les pesticides entrant dans la composition des peintures antisalissure et concentrations plus élevées dans les eaux du port d'Arcachon) sont également fréquents dans les eaux du Bassin : diuron et irgarol.

Comme dans les cours d'eau, deux **insecticides** ont été détectés dans les eaux du Bassin au cours de certains étés : le lindane et le chlorpyrifos-éthyl.

➤ **Fréquence et abondance des principaux pesticides dans les eaux**

◆ **Atrazine** : Jusqu'en 2001, la présence de cette molécule était très fréquemment décelée dans les eaux des rivières, dans lesquelles elle atteignait souvent des concentrations de quelques dizaines de ng/l et exceptionnellement une teneur supérieure au µg/l.

Cette molécule a été détectée beaucoup plus rarement dans les cours d'eau en 2002 et n'a été mise en évidence dans aucun des échantillons prélevés en 2003.

De même, dans les eaux du Bassin, l'atrazine était très fréquemment mise en évidence entre 1999 et 2001, à des concentrations généralement comprises entre 5 et 30 ng/l. Sa fréquence et ses teneurs ont diminué en 2002 et elle n'est apparue dans aucun des échantillons de 2003.

Cette diminution s'explique par les récentes dispositions françaises visant à réglementer de façon drastique l'utilisation de cet herbicide : la vente de l'atrazine a été prohibée à partir du 1^{er} octobre 2002 et son utilisation a été interdite à partir du 30 septembre 2003.

◆ **Métolachlor et alachlore** : Ces deux herbicides ont régulièrement été détectés pendant les 5 étés à la fois dans les cours d'eau, à des concentrations pouvant atteindre respectivement 170 et 122 ng/l, et dans le Bassin, généralement à des teneurs inférieures à 10 ng/l.

◆ **Diuron** : Cet herbicide n'est qu'assez rarement détecté dans les cours d'eau. Il n'a notamment jamais été mis en évidence dans l'Eyre. Il est par contre très fréquent dans le Bassin d'Arcachon, notamment dans le port d'Arcachon où il atteint souvent des concentrations supérieures à 100 ng/l. Dans les zones internes de la Baie (Tessillat et Jacquets), le diuron présente des concentrations comprises entre 5 et 40 ng/l. Il est beaucoup plus rarement détecté dans le site le plus océanique (Vigne).

	Date	Tessillat					Jacquets				
		Diuron	Atrazine	Irgarol	somme	Moyenne estivale	Diuron	Atrazine	Irgarol	somme	Moyenne estivale
1999	05/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ		<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	19/07/99	<LQ	<LQ	9,3	9,3		20	<LQ	<LQ	20	
	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ		20	<LQ	<LQ	20	
	17/08/99	17	5	<LQ	22	7,8	<LQ	3	4	7	11,7
2000	27/06/00	32	15	8	55		37	14	6	57	
	10/07/00	16	10	3	29		17	9	<LQ	26	
	26/07/00	17	20	4	41		21	16	40	77	
	08/08/00	19	19	<LQ	38		19	19	<LQ	38	
	22/08/00	15	13	<LQ	28	38,2	12	11	<LQ	23	44,2
2001	27/06/01	<LQ	7	3	10		<LQ	5	<LQ	5	
	11/07/01	17	8	4	29		<LQ	5	4	9	
	31/07/01	<LQ	10	3	13		24	8	<LQ	32	
	14/08/01	20	7	<LQ	27		<LQ	7	3	10	
	28/08/01	19	6	3	28	21,4	20	7	5	32	17,6
2002	08/07/02	17	4	5	26		13	3	3	19	
	22/07/02	14	<LQ	<LQ	14		14	3	<LQ	17	
	05/08/02	11	<LQ	3	14		13	<LQ	3	16	
	19/08/02	15	18	<LQ	33	21,7	18	<LQ	<LQ	18	17,5
2003	08/07/03	9	<LQ	4	13		<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	28/07/03	5	<LQ	4	9		5	<LQ	5	10	
	19/08/03	4	<LQ	4	8	10	5	<LQ	3	8	6

Tableau 37 : Concentrations en diuron, atrazine et irgarol dans les stations Jacquet et Tessillat, pendant les étés 1999 à 2003.

♦ **Irgarol** : Ce biocide est rarement décelé dans les cours d'eau, seulement dans le Lanton (résidus de carénage sur les rives du ruisseau ?). Il est par contre très régulièrement détecté dans le Bassin. Dans le port d'Arcachon, cette molécule présente des teneurs moyennes estivales comprises entre 20 et 50 ng/l, atteignant parfois des valeurs plus élevées (jusqu'à 100 ng/l.) Dans les autres stations de la Baie, les concentrations d'irgarol sont généralement inférieures à 10 ng/l mais peuvent atteindre exceptionnellement 40 ng/l.

♦ **Terbuthylazine** : La vente de la terbuthylazine a été interdite à partir du 1^{er} octobre 2002 et son utilisation interdite à partir du 30 septembre 2003.

Parfois décelée dans les cours d'eau et dans le Bassin entre 1999 et 2002, cet herbicide n'avait jamais atteint de concentrations élevées (au maximum respectivement 34 et 5 ng/l). Les échantillons provenant des zones non portuaires du Bassin de juillet 2003 présentaient une contamination plus forte en cette molécule (112 à 166 ng/l) ainsi qu'en son métabolite (5 à 12 ng/l). Ce pic de pollution était concomitant avec celui de chlorpyriphos-éthyl (cf paragraphe suivant) et d'un métabolite de l'atrazine, le DIA (117 à 172 ng/l), indiquant peut-être un déversement accidentel de ces substances dans les eaux du Bassin.

♦ **Chlorpyriphos-éthyl** : Jusqu'en 2002, cet insecticide était rencontré très sporadiquement et en faibles doses dans les eaux des rivières et du Bassin. En juin **2001**, il a été détecté pour la première fois, simultanément dans l'Eyre et le Lanton, à de faibles concentrations (respectivement 8 et 12 ng/l) mais pas dans le Bassin. En **2002**, il n'a été mis en évidence dans aucun échantillon provenant des rivières, mais apparaissait à une occasion, à Tessillat, à la concentration de 20 ng/l.

En **2003**, le chlorpyriphos-éthyl a été détecté en une seule occasion dans le Lanton, en août (5 ng/l). Au cours du même été 2003, il est apparu une seule fois, le 8 juillet, à de très fortes concentrations dans toutes les stations du Bassin (Vigne : 111 ng/l ; Jacquets : 159 ng/l ; Tessillat : 786 ng/l).

On suspecte que la présence discrète mais régulière de ce biocide dans les eaux est liée aux traitements anti-termites (Annexe 9 – chapitre 15). Les concentrations exceptionnellement élevées mesurées en juillet 2003 pourraient cependant être dues à un déversement accidentel.

♦ **Oxadiazon** : Cette molécule est fréquemment détectée dans le Lanton, à des concentrations pouvant atteindre 173 ng/l, et beaucoup plus rarement dans l'Eyre. Cette molécule n'est que rarement détectée dans le Bassin, à des concentrations maximales de 10 ng/l.

Ces résultats permettent de mettre en évidence que la contamination estivale des eaux arcachonnaises par les pesticides n'est pas particulièrement élevée en comparaison avec la situation d'autres zones ostréicoles atlantiques : Baie de l'Aiguillon ou de Bourgneuf (Tronczynski *et al.*, 1999). Elle est très inférieure aux niveaux de pollution mesurés dans la rade de Brest (Arzul et Durand, 1999).

Par ailleurs, les résultats des cinq années d'étude montrent qu'il existe une certaine variabilité de la contamination en herbicides (notamment atrazine et diuron), avec des valeurs minimales en 1999 et 2003 et maximale en 2000 (Tableau 37).

3.4.2. Ces concentrations en pesticides peuvent-elles être toxiques pour les larves de l'huître creuse *Crassostrea gigas* ou pour les phytoplanctontes dont elles se nourrissent?

➤ **Phytoplancton**

D'une façon générale, les teneurs en herbicides mesurés dans le Bassin sont largement inférieures aux EC50 calculés sur des populations microalgales élevées dans des conditions nutritives optimales. Néanmoins, les concentrations en irgarol dépassent parfois la NOEC calculée pour une communauté phytoplanctonique du lac Léman (8 à 27 ng/l) (Nyström *et al.*, 2002).

Par ailleurs, les teneurs en certains herbicides (notamment atrazine et diuron) présents pendant la plus grande partie de l'été dans les sites internes (Tessillat, Jacquets) dépassent parfois les valeurs pouvant limiter la croissance d'une microalgue (*Chaetoceros gracilis*) placée expérimentalement en conditions trophiques minimales, c'est à dire dans une eau pauvre en nutriments (Arzul et Durand, 1999).

En effet, dans ces conditions, ces auteurs ont montré qu'à des concentrations de 25 ng/l d'atrazine et de diuron, la croissance de cette microalgue est réduite respectivement de 70 % et 88 %.

Ces conditions trophiques minimales sont observées pendant l'été dans le Bassin, ainsi que dans la plupart des zones côtières. Pour cette raison, le résultat de tests réalisés dans ces conditions est mieux approprié pour caractériser l'effet des herbicides sur les populations phytoplanctoniques estivales.

De plus, il est nécessaire de prendre en compte que le phytoplancton est exposé à la toxicité cumulée des différents herbicides qui se trouvent dans l'eau. Comme l'ont démontré les travaux de Faust *et al.* (2001), la toxicité d'un mélange d'herbicides (triazines en l'occurrence) pour les micro-algues excède celle du composé le plus toxique. Ces auteurs ont proposé une formule permettant de prédire, à partir de la concentration des différentes triazines dans le mélange et de leur EC50 individuel, la valeur du EC50 du mélange. Dans les deux cas étudiés par ces auteurs, les EC50 mesurées et calculées du mélange de triazines sont proches et compris entre la NOEC et la EC5 des différentes substances présentes dans le mélange.

Il n'est donc pas exclu que le mélange d'herbicides présents dans les eaux du Bassin pendant l'été puisse avoir un impact sur les populations phytoplanctoniques se développant dans un environnement pauvre en nutriments.

Ainsi, on peut se demander si la contamination en herbicides des eaux en 2000, permanente et plus élevée qu'au cours des autres étés (Tableau 37), ne pourrait pas constituer un élément d'explication de la faible abondance des grands eucaryotes au cours de cet été là.

En effet, comme nous l'avons abordé chapitre 6, l'été 2000 s'avère atypique vis à vis de la relation entre les abondances de ce groupe nanoplanctonique et la température (en rouge sur la figure 72), les grands eucaryotes présentant en 2000 des effectifs plus faibles que ne laisse prévoir la relation générale.

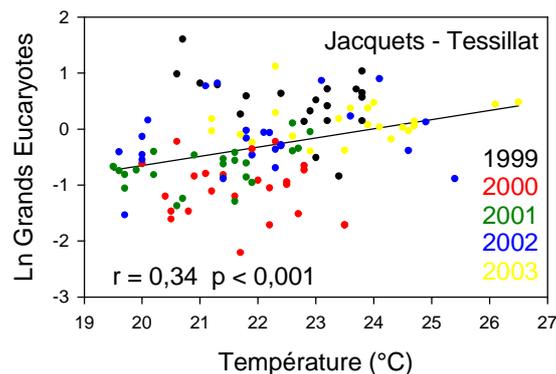


Figure 72 : Relation linéaire entre la température de l'eau et l'effectif des grands eucaryotes (Ln) (stations internes – 5 étés).

Cette particularité de l'été 2000 ne se retrouve pas pour les plus petites cellules, indiquant que si les plus fortes teneurs en herbicides de l'été 2000 ont réellement eu un effet négatif sur le petit phytoplancton, seules les plus grandes cellules (grands eucaryotes) ont été affectées.

Cette hypothèse n'est pas complètement aberrante au regard des rares résultats expérimentaux concernant les réponses des différentes classes de taille phytoplanctoniques à un polluant. Petersen et Gustavson (1998) ont en effet montré que les divers groupes cytométriques sont inégalement affectés par le TBT et que le picoplancton présente une tolérance deux fois plus importante au TBT (EC50 deux fois plus élevé) que le nanoplancton.

L'impact des concentrations en herbicides mesurées dans le Bassin d'Arcachon sur l'abondance des grands eucaryotes, dont on pense qu'ils constituent la source majeure de nourriture pour les larves d'huîtres, devra être étudiée expérimentalement.

➤ Larves d'huîtres

D'après la revue bibliographique de His *et al.* (1999) sur la toxicité de différents polluants, notamment organiques, sur les embryons et les larves d'huîtres creuses, les seuils de toxicité (NOEC) des pesticides seraient, pour le large panel de molécules testées, supérieures à 1 µg/l.

Les teneurs en pesticides mesurées dans les eaux du Bassin d'Arcachon sont, pour la plupart, très largement inférieures à cette valeur, excluant la possibilité d'un impact direct des pesticides sur les embryons et les larves d'huîtres dans ces conditions "normales" de contamination. Même un épisode aigu de pollution par les pesticides, comme celui que nous avons mis en évidence en juillet 2003 pour le chlorpyriphos-éthyl, n'a eu a priori aucun impact sur la survie de la cohorte larvaire qui se développait à cette période, ni même un effet marqué sur l'abondance des copépodes peuplant les zones internes du Bassin.

3.4.3. Conclusion sur les pesticides

La contamination estivale des eaux arcachonnaises en pesticides, principalement constituée par des herbicides, n'est pas élevée par rapport à d'autres sites côtiers. Elle provient de plusieurs sources (agriculture, entretien de la voirie et des espaces verts, activité nautique, *via* les peintures antisalissure). Si l'on peut suspecter un possible impact de ces molécules sur le développement du petit phytoplancton servant de nourriture pour les larves, la présence de ces pesticides n'a probablement aucun effet négatif sur le développement larvaire à proprement parler.

4. Conclusion

La contamination estivale des eaux du Bassin présente deux origines et l'on peut distinguer les principales molécules attachées à chacune de celles-ci.

➤ La première source de contamination est d'origine **terrestre**.

- Elle est notamment liée à l'**activité agricole** et la pollution induite est principalement constituée par des herbicides sélectifs (atrazine, métolachlor, acétochlor). Cette contamination est probablement chronique depuis que l'agriculture intensive s'est installée sur les bassins versants de la Baie (années 1970) et elle a du progresser avec l'augmentation des surfaces cultivées jusqu'au début des années 1990 (Laplana *et al.*, 1993). Depuis cette époque, on peut penser que l'apport de ces pesticides agricoles a peu évolué en raison de la stabilité des surfaces cultivées et de la mise en œuvre de mesures agri-environnementales visant à réduire l'impact des cultures (pesticides, azote) sur le Bassin.

La récente interdiction de l'atrazine devrait entraîner la disparition de la contamination légère mais permanente par ce produit observé, non seulement dans le Bassin, mais également dans toutes les zones côtières européennes. Toutefois, cet herbicide interdit est déjà remplacé par d'autres molécules (notamment acétochlore, bromoxynil, nicosulfuron, sulcotrione, mésotrione, foramsulfuron, isoxadifen-ethyl), dont il s'agira de suivre les teneurs dans les eaux à l'avenir.

On peut remarquer que les concentrations atteintes par l'atrazine sont proches des valeurs pouvant limiter la croissance d'une microalgue (*Chaetoceros gracilis*) placée en conditions trophiques minimales, ce qui n'est pas le cas pour le métolachlor.

- Quelques autres molécules ont une origine terrestre plus diffuse, c'est à dire qu'on les trouve dans le Bassin, parfois à des concentrations relativement élevées (2,4 MCPA en 1999, bromoxynil en 2000, terbuthylazine en 2001 et 2003) alors qu'elles sont peu ou pas détectées dans les cours d'eaux. Il s'agit d'herbicides pour la plupart, provenant probablement de l'**entretien des espaces verts et/ou du désherbage des rues**. D'après les résultats des tests d'écotoxicologie dont on dispose, les concentrations en ces molécules, mesurées dans le Bassin ces dernières années, ne sont pas toxiques pour les microalgues.

➤ La seconde origine du pool de contaminants présents pendant l'été dans les eaux du Bassin est liée à la **navigation**, *via* les peintures antisalissure utilisées pour protéger les

carènes des bateaux. Des herbicides (diuron, irgarol) et des métaux (cuivre, TBT) sont relargués dans le milieu à partir de cette source.

- La réglementation de l'utilisation du **TBT**, en 1982, a induit une forte diminution de sa teneur dans les eaux de la Baie à partir de cette date. En dépit de la restriction de son usage, ce produit est toujours détecté dans les eaux du Bassin. La contamination par les organo-étains est toujours assez importante dans le port d'Arcachon, dans lequel on n'observe pas de diminution des teneurs depuis 1997. Par ailleurs, au cours de l'été 2001, on a observé des contaminations faibles mais constantes dans deux sites non contaminés antérieurement, l'un portuaire (Andernos Bétey), l'autre extérieur aux ports (Tessillat), ce dernier s'avérant être situé dans la meilleure zone de captage du Bassin. Dans ce site, les concentrations en TBT mesurées en juillet et août dépassaient le seuil pouvant affecter la croissance du phytoplancton et la reproduction du zooplancton.

Ces contaminations de nouveaux sites reflètent l'utilisation illicite de ce produit et/ou de dépôts de dragage de sédiments portuaires en zone intertidale.

L'impact de la contamination en TBT observée au Tessillat au cours de l'été 2001 est difficile à estimer. On peut toutefois remarquer que les abondances des copépodes ont été, en 2001, moins élevées à Tessillat qu'aux Jacquets, alors que tel n'était pas le cas en 2000. Par contre, le développement des larves d'huîtres s'est déroulé normalement dans cette zone.

- La concentration en **cuivre** dans les huîtres des sites internes du Bassin avait beaucoup augmenté depuis le début des années 1980 aux Jacquets et depuis 1990 à Comprian. Cette augmentation a été attribuée à l'utilisation massive du cuivre dans les peintures antisalissure. Néanmoins, entre 1998 et 2001, les teneurs ont eu tendance à régresser, ce phénomène n'étant pas dû à une diminution du nombre de bateaux mais peut être à une modification du mode de conditionnement du cuivre dans les peintures. Récemment, on a observé une ré-augmentation des teneurs dans les huîtres des Jacquets, sans que l'on dispose d'une explication à ce phénomène.

Les concentrations en cuivre calculées (d'après les concentrations dans les huîtres) dans les eaux des sites orientaux du Bassin, Comprian et Jacquets, même au plus fort de la contamination, n'auraient jamais atteint des valeurs suffisantes pour limiter le développement microalgal ou perturber le développement des larves d'huîtres.

- L'introduction de biocides potentialisant l'effet du cuivre dans les peintures est relativement récente (fin des années 1980, début des années 1990). Dans les eaux du Bassin d'Arcachon, deux composés provenant de cette source sont détectés, le diuron et l'irgarol. Leur présence est également régulièrement observée dans de nombreux sites portuaires et côtiers mondiaux échantillonnés depuis quelques années. Quoique ces deux "boosters" ne soient pas les plus utilisés dans les peintures vendues localement (par rapport au chlorothalonil par exemple), leur présence dans les eaux s'explique à la fois par leur forte affinité pour la phase aqueuse et leur très lente dégradabilité par rapport aux autres "boosters" utilisés dans les peintures.

Ces deux biocides sont plus toxiques pour les microalgues que l'atrazine. Dans le Bassin, leur concentration n'atteint pas un niveau susceptible d'affecter le développement de microalgues placées dans des conditions trophiques optimales. Néanmoins, comme nous l'avons souligné à plusieurs reprises, les teneurs en diuron dans les sites internes (Tessillat, Jacquets) sont proches des valeurs pouvant limiter la

croissance de la microalgue *Chaetoceros gracilis* (présente pendant l'été dans le Bassin) placée en conditions trophiques minimales. On peut d'ailleurs remarquer que certains pays (Suède, Danemark, USA) ont restreint l'usage du diuron et de l'irgarol aux bateaux de plus de 25 mètres (Thomas *et al.*, 2002).

Cette contamination n'est pas particulièrement élevée si on la compare avec les rares sites côtiers ayant fait l'objet de cet effort d'échantillonnage (Rade de Brest, par exemple).

D'ailleurs, en l'état actuel de nos connaissances, aucun des contaminants suivis dans le cadre de cette étude n'atteint dans le Bassin (hors zones portuaires) un niveau suffisamment élevé pour affecter directement la survie des larves d'huîtres.

Par contre, le constat est moins favorable en ce qui concerne l'impact possible de certains polluants sur le nanoplancton dont se nourrissent les larves.

- Le cuivre ne semble pas atteindre de concentrations suffisantes pour limiter la croissance du nanoplancton. Toutefois, on ne dispose pas du résultat de tests écotoxicologiques de son impact cumulé avec les autres polluants en présence, sur le nanoplancton.

- Le TBT dépasse encore fréquemment (14 % des échantillons non portuaires) dans les eaux les teneurs susceptibles de limiter la croissance du phytoplancton.

- Les herbicides détectés dans les eaux n'atteignent pas un niveau susceptible d'affecter le développement de microalgues placées dans des conditions trophiques optimales.

Par contre, comme nous l'avons souligné à plusieurs reprises, les teneurs en certains herbicides (et a fortiori de leur somme) présents pendant tout l'été dans les sites internes (Tessillat, Jacquets) sont proches des valeurs pouvant limiter la croissance d'une microalgue (*Chaetoceros gracilis*) placée expérimentalement en conditions trophiques minimales, comme c'est le cas pendant l'été dans le Bassin ainsi que dans la plupart des zones côtières.

L'occurrence fréquente et les concentrations un peu plus élevées en herbicides dans les eaux au cours de l'été 2000 sont d'ailleurs peut être un élément d'explication de la relative pauvreté en nourriture disponible pour les larves et leurs compétiteurs, réduisant la survie des premières et l'abondance des secondes.

Au regard des problèmes générés par le TBT sur le captage à la fin des années 1970, ayant probablement agi *via* la nourriture nécessaire aux larves, il convient de rester vigilant quant à l'utilisation des produits susceptibles d'affecter ce compartiment. Une expérimentation adaptée (populations phytoplanctoniques naturelles, conditions trophiques estivales) devrait être mise en œuvre pour préciser l'impact réel de ces produits sur les populations phytoplanctoniques. Par ailleurs, un certain nombre de précautions devront être prises concernant notamment la mise en dépôt de sédiments portuaires et la vérification d'absence d'utilisation de molécules interdites. Enfin, en raison de l'amplification du nautisme sur le plan d'eau, une réflexion devra être menée sur la possibilité d'interdire, à l'instar d'autres pays européens, les substances biocides les plus rémanentes et les plus toxiques contenues dans les peintures antisalissure.

Synthèse et conclusion générale

L'objectif initial de cette étude était de déterminer si le très mauvais captage observé en 1998 résultait de causes naturelles (par exemple mauvaises conditions climatiques, diminution du stock de géniteurs) ou découlait d'une situation accidentelle (par exemple diminution de la fécondité de la population de géniteurs, pollution ou maladie émergente atteignant les larves).

Pour atteindre cet objectif, il fallait proposer un modèle d'explication du captage c'est-à-dire tout d'abord déterminer les paramètres relatifs aux populations larvaires rendant compte de la variabilité du captage, puis identifier les facteurs susceptibles d'influer sur ces paramètres et les hiérarchiser. Ainsi, il deviendrait possible de déterminer si le très mauvais captage de 1998 s'inscrivait, ou non, dans le schéma défini. Par ailleurs, ce modèle permettrait d'apprécier les éventuelles tendances d'évolution de l'intensité du captage au cours du temps.

Pour apprécier la variabilité du captage dans le Bassin d'Arcachon et ses causes, il fallait pouvoir analyser une série de données suffisamment longue, concernant à la fois les paramètres descriptifs de la reproduction et les facteurs susceptibles de les influencer.

Les données à long terme dont nous disposions concernaient notamment l'hydrologie, la maturation des géniteurs, les concentrations en certains polluants et les suivis de la reproduction des huîtres dans ce Bassin (larves et naissains). En ce qui concerne les résultats des pêches de larves, cette étude a été l'occasion d'améliorer la technique d'échantillonnage, de comparer les résultats ainsi obtenus avec ceux de la méthode employée auparavant et de pouvoir, après certaines transformations, utiliser les séries de données anciennes.

Par ailleurs, il a été nécessaire d'acquérir, sur une durée suffisamment longue, des données supplémentaires relatives à d'autres facteurs explicatifs de la variabilité du captage, concernant la nourriture disponible pour les larves, les polluants non considérés par le passé et une maladie virale connue pour provoquer de fortes mortalités chez les larves d'écloserie.

A cet égard, les 5 années qu'ont duré cette étude se sont avérées nécessaires (et sans doute suffisantes) pour discriminer l'impact de ces facteurs, et ce d'autant plus que le captage a présenté une variabilité importante entre 1999 et 2003 (excellent en 1999, 2001 et 2003 ; moyen en 2000 ; très mauvais en 2002).

Ce travail a permis de démontrer que l'intensité du captage est fonction, tout d'abord, de la survie des larves au cours de leur développement et, en second lieu, de l'abondance des larves "petites" formées à l'issue des frais principaux.

Il s'agissait alors d'apprécier et éventuellement d'expliquer la variabilité des différents facteurs (Figure 10) susceptibles d'agir sur ces deux paramètres.

Ce chapitre est composé de deux parties.

- Dans la première, l'étude de l'impact des différents facteurs est synthétisée, pour finalement aboutir à un schéma explicatif ne retenant que les facteurs dont l'effet a été démontré.
- La seconde partie traite de l'évolution temporelle des paramètres explicatifs du captage de manière à déceler une éventuelle tendance évolutive et à caractériser les 6 dernières années par rapport aux précédentes.

1. Facteurs susceptibles d'expliquer la variabilité du captage dans le Bassin d'Arcachon

Rappelons que l'impact des différents facteurs sur les paramètres larvaires ne peut être considéré que dans les limites des conditions testées (pour les résultats d'expérience) ou mesurées (pour les observations réalisées dans le milieu).

1.1. Facteurs susceptibles d'expliquer la variabilité du nombre de larves "petites" formées (importance des frais)

➤ Evolution des stocks de géniteurs (1985-2003)

Les stocks d'huîtres dans le Bassin, en tant que géniteurs, participent évidemment à l'explication de l'intensité des frais. La question qui se pose est d'évaluer si ces stocks ont diminué au cours du temps (entre 1985 et 2003 en l'occurrence), situation qui pourrait participer à l'explication des faibles captages de 1998 et 2002.

La surface de parcs concédés n'a cessé de diminuer au cours du temps. En 1985, il restait environ 1000 ha concédés, 900 ha en 1996, 800 ha en 2000 et 757 ha en 2003. Cette diminution des surfaces d'environ 20 % en 20 ans s'est probablement répercutée sur le stock en élevage. On ne dispose de données quantitatives sur ces stocks qu'entre 1985 et 1988, période pendant laquelle ils ont varié entre 29500 et 38 000 tonnes.

Cependant, il faut ajouter aux stock d'huîtres en élevage, le stock des huîtres sauvages qui participe aussi à l'effort de reproduction. Les accumulations d'huîtres sauvages se forment, soit à partir des gisements "naturels" du Bassin, soit sur les parcs non entretenus (ou ayant été abandonnés), à la suite en particulier des captages pléthoriques où les naissains se fixent sur tous les supports disponibles (chantiers, coquilles d'huîtres...).

Nous ne disposons pas d'évaluation des stocks d'huîtres sauvages au début de la période si ce n'est en 1985, la valeur de 7 000 t sur les parcs non entretenus mais encore concédés (Maurer *et al.*, 1987).

A la suite des captages très intenses des années 1994 à 1997, puis d'une année sur deux de 1999 à 2003, la biomasse sauvage a atteint des tonnages élevés, récemment estimés par de Montaudouin (comm. pers.) à 37 000 tonnes, soit une quantité équivalente aux

stocks en élevage pendant les années 1980. Tebar (2001) a par ailleurs montré que les gisements naturels sont constitués à plus des deux tiers d'individus jeunes (hauteur inférieure à 6 cm) mais déjà aptes à participer à la reproduction.

Il est donc probable que même si le stock d'huîtres en élevage a diminué depuis une vingtaine d'années, en raison de la diminution des surfaces concédées, le stock d'huîtres sauvages s'est accru pendant le même temps grâce aux années de captage pléthorique.

On n'a donc pas de raison de penser que le stock de géniteurs potentiels a décliné dans le Bassin depuis 20 ans, provoquant une diminution de l'intensité des frais.

Période : 1985 - 2003

Le stock de géniteurs est l'un des facteurs déterminant le nombre de larves "petites" formées, *via* l'intensité des pontes. Mais ce stock a probablement peu varié entre 1985 et 2003, excluant l'hypothèse de l'impact de sa diminution sur la quantité de larves "petites" observées dans les grandes cohortes des différents étés.

➤ *Maturation*

Nous avons montré que l'indice de condition des huîtres de Laurence et Scott (1982), calculé au mois de juin, pouvait être utilisé comme paramètre d'évaluation de l'effort de reproduction des géniteurs (production de gamètes), sur la série chronologique longue de 1985 à 2003.

Au cours de ces années, l'indice de Lawrence et Scott a présenté des valeurs comprises entre 60 et 96. Sa variabilité inter-annuelle est bien expliquée par celle de la biomasse phytoplanctonique moyenne des mois de février à juin ($r = 0,72$), qui fluctue, selon les années, entre 1,5 et 3,6 $\mu\text{g/l}$.

Par ailleurs, le nombre moyen de larves "petites" dans les grandes cohortes larvaires des différents étés est positivement lié à cet indice ($r = 0,61$ si l'on exclut 1986, 1995 et 2002 de l'analyse).

Enfin, la variabilité du nombre moyen de larves "petites" dans les grandes cohortes larvaires des différents étés est bien expliquée par celle de la biomasse phytoplanctonique moyenne des mois de février à juin ($r = 0,49$).

Période : 1985 - 2003

L'effort de reproduction des géniteurs (production de gamètes), apprécié sur la base de l'indice de condition de Laurence et Scott, est variable selon les années. La production de gamètes serait conditionnée par la richesse du milieu en phytoplancton des mois de février à juin. Le nombre moyen de larves "petites" des grandes cohortes d'un été dépendrait donc de la nourriture disponible pour les huîtres pendant la fin de l'hiver et le printemps précédant la saison de reproduction.

1.2. Facteurs susceptibles d'expliquer la variabilité de la survie larvaire

➤ Localisation des géniteurs

Les résultats de la modélisation numérique montrent l'importance de la localisation des populations de géniteurs, à l'origine des frais, sur le risque d'expulsion des larves hors du Bassin à l'issue du temps nécessaire à leur développement. Au terme de 20 jours de vie pélagique, les larves provenant de frais localisés dans la zone sud-est du Bassin (Comprian) sont beaucoup moins expulsées vers l'extérieur du Bassin (au maximum 4 %) que les larves provenant des pontes des populations plus proches de l'entrée de la Baie (au maximum 39 %).

La provenance des pontes principales agit ainsi sur la survie apparente des différentes cohortes. Il convient de rappeler qu'en moyenne, entre le stade "petites" et "fixation", la mortalité totale d'une cohorte s'élève à 99,68 %. Au pire, l'expulsion n'expliquerait donc que le tiers de la mortalité totale d'une cohorte moyenne.

Le déplacement de zones cultivées vers l'entrée du Bassin (Arguin) et l'abandon progressif des parcs situés vers le fond du Bassin pourraient laisser penser que l'essentiel du stock de géniteurs se trouve actuellement dans des zones où les frais conduisent à une plus forte expulsion des larves. Toutefois, une partie importante du stock d'huîtres sauvages se trouve justement dans les (ou à proximité des) zones internes délaissées par l'ostréculture. Pour cette raison, on peut penser, qu'actuellement, il n'y a pas de plus fortes proportions d'expulsion des larves produites par le cheptel arcachonnais qu'auparavant.

Il convient néanmoins de rappeler que l'intérêt de garder un stock d'huîtres conséquent dans les zones orientales du Bassin ne réside pas seulement dans le fait de limiter l'expulsion des larves, mais que ce maintien permet également de générer des cohortes larvaires plus précoces que celles issues des populations situées à l'entrée de la Baie, accroissant ainsi les chances de la réussite du captage.

Période : 1985 – 2003

Théoriquement, la localisation des populations de géniteurs présente un effet sur la proportion de larves expulsées à l'extérieur du Bassin.

Toutefois, le stock total de géniteurs (huîtres cultivées et huîtres sauvages) et sa distribution dans le Bassin ont probablement peu varié depuis 20 ans. Pour cette raison, la proportion de larves expulsées à l'extérieur du Bassin n'a pas de raison d'être plus élevée qu'auparavant.

➤ Coefficient de marée lors des pontes principales

Les résultats de la modélisation montrent que le coefficient de marée au moment des pontes principales influe sur le pourcentage de larves expulsées hors du Bassin, leur proportion doublant approximativement entre une ponte en morte eau (faible coefficient) et en vive eau (fort coefficient).

Les pontes ayant abouti à la constitution des grandes cohortes larvaires de 1985 à 2003 s'étant produites à des coefficients de marée très divers, l'on peut se demander si ce facteur participe à l'explication de la survie des cohortes, *via* une expulsion plus ou moins importante à l'extérieur du Bassin.

L'analyse de ces données n'indique aucune relation significative entre la survie des cohortes larvaires et l'amplitude des coefficients de marée pendant les 10 jours suivants la ponte.

Si l'on effectue une régression multiple utilisant la température et le coefficient de marée pour expliquer la variabilité de la survie larvaire, le paramètre coefficient de marée n'est pas retenu dans l'analyse car il n'améliore pas le modèle.

L'effet du coefficient de marée sur l'expulsion des larves pendant les 10 jours suivant la ponte, même s'il est avéré, ne constitue donc qu'un facteur mineur d'explication de la variabilité de la survie larvaire.

Période : 1985 – 2003

Théoriquement, le coefficient de marée le jour de la ponte détermine la proportion de larves expulsées à l'extérieur du Bassin.

Toutefois, dans la plupart des cas, cette expulsion n'explique qu'une part relativement faible de la mortalité totale subie par les cohortes larvaires.

Pour cette raison, les fluctuations de ce facteur n'apportent aucun élément d'explication à la variabilité de la survie des cohortes.

➤ *Température de l'eau*

Selon les étés, la température de l'eau dans laquelle se développent les cohortes larvaires est variable : 20,9 à 26,2 °C entre 1987 et 2003.

La croissance des larves de *Crassostrea gigas* élevées expérimentalement est fortement influencée par la température entre 15 et 30 °C, augmentant graduellement en fonction de ce paramètre (His *et al.*, 1989). On ne dispose pas de résultats expérimentaux relatifs à la survie des larves en fonction de la température.

Dans le milieu (suivi de l'évolution des cohortes des années 1985 à 2003), la survie larvaire est d'autant plus importante, et la durée de développement des cohortes d'autant plus courte, que la température est élevée (entre 20,9 et 26,2 °C). Les modèles simples utilisant la température de l'eau comme variable explicative rendent compte de 43 % de la variabilité de Ln M/P (paramètre caractérisant la survie) et 41 % de la variabilité de dPM (paramètre caractérisant la vitesse de croissance).

De plus, il a été démontré expérimentalement (Scholtz *et al.*, 1984) que le taux de fixation des larves "en fixation" est également fortement dépendant de la température : 15 % à 15 °C, 39 % à 20 °C, 67 % à 25 °C.

La température de l'eau s'avère comme étant un facteur positif primordial d'explication de la survie des larves, en augmentant leur métabolisme (et ainsi leur vitesse de

croissance), ce qui permet de limiter leur mortalité et leur expulsion à l'extérieur du Bassin.

Période : 1987 - 2003

Il a été démontré expérimentalement que l'augmentation de la température, entre 15 et 30 °C, influe positivement sur la croissance des larves d'huîtres. Entre 1987 et 2003, les grandes cohortes larvaires se sont développées à des températures variant entre 20,9 à 26,2 °C. La variabilité de ce facteur explique à elle seule une part très importante (43 %) de la variabilité de la survie des cohortes larvaires.

➤ *Salinité*

Selon les étés, la salinité de l'eau dans laquelle se développent les cohortes larvaires varie de 27,1 à 33,8 (1987 à 2003). La majorité des cohortes s'est développée à une salinité supérieure à 31.

Dans des élevages expérimentaux, la salinité (entre 15 et 39) n'a pas d'impact sur la survie des véligères de *Crassostrea gigas* lors des six premiers jours de leur développement (Nell et Holliday, 1988) et peu d'impact sur leur croissance. Celle-ci serait maximale entre 19 et 27 d'après Nell et Holliday (1988) et entre 25 et 30 d'après His *et al.* (1989), le taux de croissance diminuant légèrement en-deçà et au-delà de ces valeurs.

Dans le milieu (suivi des cohortes 1985 à 2003), ni la survie des larves, ni leur temps de développement ne sont affectés par les différences de salinité (entre 27,1 et 33,8).

Dans la gamme de salinités mesurées dans le Bassin, la salinité semble n'avoir aucun impact sur la survie et la croissance des larves de *Crassostrea gigas*.

Période : 1987 - 2003

Il a été démontré expérimentalement que la survie des larves d'huîtres n'est pas affectée par la salinité entre 15 et 39, que leur croissance est maximale entre 18 et 30 et n'est que faiblement ralentie entre 30 et 35.

Dans le Bassin d'Arcachon, entre 1987 et 2003, les grandes cohortes larvaires se sont développées à des salinités variant entre 27,1 et 33,8. La variabilité de ce facteur n'explique aucune part de la variabilité de la survie des cohortes larvaires.

➤ *Nourriture*

Une étude détaillée des bactéries et des populations phytoplanctoniques estivales du Bassin d'Arcachon, en différenciant diverses catégories algales en fonction de leur taille, a permis de faire les premières observations sur le picoplancton (taille < 2 µm) du Bassin d'Arcachon et d'approfondir les connaissances sur le nanoplancton (taille < 20 µm).

Tous ces organismes unicellulaires constituent une source potentielle de nourriture pour les larves d'huîtres.

La structure de la population phytoplanctonique estivale du Bassin d'Arcachon est typique d'une eau marine côtière du fait de la dominance du **picoprocaryote** d'origine océanique, *Synechococcus*, et de l'existence d'une importante communauté de **picoeucaryotes** (Partensky *et al.*, 1996). Elle est aussi caractérisée par un **nanoplancton** abondant et diversifié (Auby *et al.*, 2000).

Le **picoprocaryote** *Synechococcus*, très représenté dans les eaux de l'entrée du Bassin, pénètre largement dans la Baie au cours de l'été.

Les **grands eucaryotes** (environ 4 à 20 μm) sont plus spécifiques des eaux internes où ils se développent d'autant plus que la température est élevée. Toutefois, les faibles effectifs de l'année 2000 ne semblent pas pouvoir être expliqués seulement par la température.

Les **picoeucaryotes** (< 2 μm) sont plus ubiquistes, et se développent dans les secteurs internes en apparence opposition avec *Synechococcus* et le nanoplancton.

D'après la littérature, la croissance du nanoplancton est favorisée l'été du fait de son adaptation à des températures élevées et à un rayonnement important. Nos observations vont dans le même sens. Cependant, les causes de l'apparente opposition entre les développements du nanoplancton et des picoeucaryotes ne sont pas clarifiées, de même que le rôle joué par les sels nutritifs.

A l'échelle de l'été, nous constatons globalement que les effectifs de **bactéries** et de ***Synechococcus*** sont élevés et qu'il varient dans de faibles proportions d'une année à l'autre. Leur évolution est intimement liée à celle de la température.

Les **picoeucaryotes** sont très florissants à partir de 2000 et abondent particulièrement lors de la saison de mauvais captage 2002.

Les **petits eucaryotes**, excepté en 1999 où ils sont très abondants, montrent par la suite des variations inter-annuelles peu marquées. En revanche, les **grands eucaryotes** présentent des variations d'effectifs importantes selon les années, avec une forte abondance les années de bon captage (1999, 2001 et 2003) et une relative pauvreté dans les cas contraires (2000 et 2002).

Ces observations, associées aux données de la littérature, nous conduisent à penser que les bactéries et les *Synechococcus*, toujours abondants, ne représenteraient qu'un complément alimentaire pour les véligères de *Crassostrea gigas* dans le Bassin d'Arcachon. De la même façon, les picoeucaryotes et les petits eucaryotes, dont il nous semble parfois observer la consommation par les larves, ne joueraient qu'un rôle secondaire dans l'alimentation des larves du Bassin, d'autant plus important que les larves sont petites et que les cellules algales de taille plus grande sont rares.

En revanche, les grands eucaryotes (cellules d'environ 4 à 20 μm) constitueraient la source majeure de nourriture des larves. En effet, ces phytoplanctontes sont les seuls dont l'abondance présente des fluctuations pouvant être mises en relation avec celles de la survie des populations larvaires. La place principale occupée par cette catégorie d'algues pourrait s'expliquer d'un point de vue énergétique, les larves ayant intérêt à ingérer quelques grandes cellules plutôt que beaucoup de petites, minimisant ainsi les pertes de temps et d'énergie.

Pour une des cohortes (celle de l'année 2000), la faiblesse des effectifs pourrait être à l'origine d'un taux de survie inférieur à ce que laisserait attendre la température.

Période 1999 – 2003 :

Les différentes sources de nourriture potentielle pour les larves d'huîtres, bactéries, *Synechococcus*, picoeucaryotes, petits eucaryotes et grands eucaryotes (par ordre croissant de taille), ne présentent pas toutes des fluctuations inter-annuelles aussi marquées.

Globalement, les effectifs de bactéries, *Synechococcus* et petits eucaryotes varient soit assez peu, soit indépendamment du développement des larves de *C. gigas*. Les picoeucaryotes, très florissants à partir de l'année 2000, abondent particulièrement lors de la saison de mauvais captage 2002. Seuls les grands eucaryotes (4 à 20 µm) ont des effectifs variant en relation avec le taux de survie des cohortes larvaires. Ils constitueraient la source majeure de nourriture des larves d'huîtres en été dans le Bassin d'Arcachon. Ceci pourrait s'expliquer d'un point de vue énergétique, les larves ayant intérêt à ingérer de grandes cellules (moins de perte de temps et d'énergie que pour attraper beaucoup de petites proies).

Les variations d'abondance des grands eucaryotes sont liées positivement à celles de la température, l'année 2000 faisant cependant exception à ce schéma.

➤ *Zooplanctontes potentiellement prédateurs des larves*

Les zooplanctontes prédateurs des larves sont constitués par trois taxons principaux : noctiluques, cladocères et chaetognathes.

Ces prédateurs sont plus abondants à l'entrée qu'au fond de la Baie, traduisant leur origine néritique. Toutefois, l'analyse des résultats obtenus ne montre pas clairement que les fortes salinités génèrent une meilleure pénétration de ces espèces dans le Bassin.

Les effectifs élevés de prédateurs en 2002 et 2003 s'expliquent par le fort développement de deux groupes aux exigences thermiques différentes : en 2002 (été froid), les noctiluques sont très nombreuses et dominantes alors qu'en 2003 (année chaude), la dominance est assurée par les cladocères qui sont plus représentés que les autres années.

Nos résultats ne permettent pas de mettre en évidence un impact de l'abondance des zooplanctontes prédateurs sur la survie des larves d'huîtres.

Période 2000 – 2003 :

Les effectifs de zooplanctontes potentiellement prédateurs des larves d'huîtres présentent une forte variabilité inter-annuelle.

Ces fluctuations semblent liées à la température, qui agit positivement sur l'abondance de certains taxons (cladocères) et négativement sur d'autres (noctiluques).

La variabilité de l'abondance des zooplanctontes prédateurs n'a pas d'impact sur celle de la survie des larves d'huîtres.

➤ *Zooplanc tones compétiteurs*

Les principaux taxons compétiteurs des larves d'huîtres sont les nauplii de copépodes et les larves de gastéropodes. Globalement, ces compétiteurs ne présentent pas de différences d'abondance marquée entre l'entrée et le fond de la Baie. En effet, les nauplii de copépodes appartiennent aussi bien à des espèces néritiques (provenant du large) qu'à des espèces autochtones (se développant dans le Bassin). Par contre, les larves de gastéropodes sont plus nombreuses dans le fond de la Baie qu'à son entrée.

L'effectif de ces deux groupes principaux de compétiteurs est lié à la fois à la température et à la quantité de nourriture disponible (ces deux facteurs étant également corrélés entre eux), ce qui explique qu'ils aient été plus représentés au cours de l'été le plus chaud (2003). En 2000, leur abondance aurait pu être limitée, plus par la faible quantité de nourriture que par la température.

Alors que la quantité de nourriture disponible pour les larves d'huîtres participe à l'explication de leur survie, nos résultats n'indiquent aucun effet de l'abondance des compétiteurs sur cette nourriture, ni d'impact de la part consommée par ces compétiteurs sur la survie et le temps de développement des grandes cohortes larvaires.

Tout se passe donc comme si :

- soit la nourriture est insuffisante à la fois pour les larves (faible survie) et leurs compétiteurs (faibles abondances),
- soit elle est suffisante à la fois pour les larves (forte survie) et leurs compétiteurs (fortes abondances),

Période 2000 – 2003 :

L'abondance des zooplanctones potentiellement compétiteurs des larves d'huîtres présente une forte variabilité inter-annuelle.

Ces fluctuations semblent liées à la température et à la quantité de nourriture disponible, qui agissent positivement sur l'abondance de ces taxons.

La variabilité de l'abondance des zooplanctones compétiteurs n'a pas d'impact sur la celle de la survie des larves d'huîtres.

➤ *Maladie*

L'Ostreid Herpes virus OsHV-1, dont la responsabilité dans des mortalités de larves élevées en écloserie a été démontrée à plusieurs reprises, n'a été mis en évidence qu'une seule fois dans les populations larvaires naturelles du Bassin. En effet, parmi les nombreux échantillons de larves analysés dans le cadre de cette étude pluriannuelle, seul celui prélevé le 9 août 2000, sur le point Arams s'est révélé positif. Il contenait des larves âgées de l'unique cohorte importante de l'été 2000.

Cette cohorte larvaire a présenté une faible survie par rapport à la température à laquelle elle s'est développée. Néanmoins, une autre explication, relative au manque de nourriture disponible pour ces larves, peut être invoquée pour expliquer ce phénomène.

Période 1999 – 2003 :

L'occurrence très rare de ce virus dans nos échantillons ne permet pas de tirer de conclusion quant à son impact possible sur la survie des larves se développant dans le milieu naturel.

➤ *Polluants*

Les polluants détectés pendant l'été dans les eaux du Bassin d'Arcachon proviennent à la fois du bassin versant, sous forme d'herbicides utilisés à des fins agricoles et pour l'entretien des espaces verts, et des bateaux qui fréquentent la Baie, *via* les 10 000 litres de peintures antisalissure utilisées annuellement pour protéger leurs carènes, sous forme d'herbicides, de cuivre et de tributylétain (TBT).

La concentration des herbicides d'origine agricole (atrazine, alachlore, métolachlor, acétochlor) a probablement augmenté entre 1970 et 1990, en relation avec l'augmentation des surfaces cultivées sur les bassins versants. Depuis cette époque, on peut penser que l'apport de ces pesticides agricoles a peu évolué en raison de la stabilité des surfaces cultivées et de la mise en œuvre de mesures agri-environnementales visant à réduire l'impact des cultures (pesticides, azote) sur le Bassin. La récente interdiction de l'atrazine devrait entraîner à moyen terme la disparition de la contamination légère mais permanente par ce produit observée, non seulement dans le Bassin, mais également dans toutes les zones côtières européennes. Toutefois, cet herbicide interdit est déjà remplacé par d'autres molécules (notamment acétochlore, bromoxynil, nicosulfuron, sulcotrione, mésotrione, foramsulfuron, isoxadifen-ethyl).

La concentration des herbicides provenant apparemment de l'entretien des espaces verts, publics ou privés, et du désherbage des rues (2,4 MCPA, bromoxynil, terbuthylazine) a pu augmenter au cours de ces dernières années, en raison de l'intensification de l'urbanisation sur les bordures du Bassin d'Arcachon et de l'utilisation généralisée de désherbants sélectifs sur les gazons.

L'ajout d'herbicides (diuron, irgarol) potentialisant l'effet du cuivre dans les peintures antisalissure est une pratique relativement récente (fin des années 1980, début des années 1990). La concentration de ces molécules a probablement augmenté dans les eaux depuis cette époque, en raison du développement important du nautisme dans le Bassin d'Arcachon. Les résultats acquis au cours de cette étude montrent que leurs teneurs dans les eaux sont relativement variables d'un été à l'autre.

La réglementation de l'utilisation du TBT en 1982 a induit une forte diminution de sa teneur dans les eaux du Bassin depuis cette date mais ce produit y est toujours détecté. La contamination par les organo-étains est toujours assez importante dans le port d'Arcachon, dans lequel on n'observe pas de diminution des concentrations depuis 1997. Par ailleurs, au cours de l'été 2001 (et 2002-2003 dans le port d'Andernos), on a observé des contaminations faibles mais constantes dans deux sites non atteints antérieurement, l'un portuaire (Andernos Bétey), l'autre extérieur aux ports (Tessillat). Ce dernier s'avère être situé dans la meilleure zone de captage du Bassin. Ces contaminations de nouveaux sites reflètent l'utilisation illicite de ce produit et/ou de dépôts de dragage de sédiments portuaires en zone intertidale.

La concentration en cuivre dans les huîtres des sites internes du Bassin avait beaucoup augmenté depuis le début des années 1980 aux Jacquets et depuis 1990 à Comprian.

Cette augmentation a été attribuée à l'utilisation massive du cuivre dans les peintures antisalissure. Néanmoins, entre 1998 et 2001, les teneurs ont eu tendance à régresser, ce phénomène n'étant pas dû à une diminution du nombre de bateaux mais peut être à une modification du mode de conditionnement du cuivre dans les peintures. Récemment, on a observé une ré-augmentation des teneurs dans les huîtres des Jacquets, sans que l'on puisse donner d'explication à ce phénomène.

En l'état actuel de nos connaissances, aucun des contaminants suivis dans le cadre de cette étude n'atteint, dans le Bassin (hors zones portuaires), un niveau suffisamment élevé pour affecter directement le développement des larves d'huîtres.

Par contre, le constat est moins favorable en ce qui concerne l'impact possible de certains polluants sur le nanoplancton dont se nourrissent les larves.

- Le cuivre ne semble pas atteindre de concentrations suffisantes pour limiter la croissance du nanoplancton. Toutefois, on ne dispose pas de résultats de tests écotoxicologiques de son impact cumulé avec les autres polluants présents dans les eaux du Bassin, sur le nanoplancton.

- Le TBT dépasse encore fréquemment (14 % des échantillons non portuaires) des teneurs dans l'eau susceptibles de limiter la croissance du phytoplancton.

- Les herbicides détectés dans les eaux de la Baie n'atteignent pas un niveau susceptible d'affecter le développement de microalgues placées dans des conditions trophiques optimales. Par contre, comme nous l'avons souligné à plusieurs reprises, les concentrations en certains herbicides (et a fortiori leur somme) présents pendant tout l'été dans les sites internes (Tessillat, Jacquets) sont proches des valeurs pouvant limiter la croissance d'une microalgue (*Chaetoceros gracilis*) placée expérimentalement en conditions trophiques minimales, comme c'est le cas pendant l'été dans le Bassin ainsi que dans la plupart des zones côtières.

L'occurrence fréquente et les concentrations un peu plus élevée en herbicides dans les eaux au cours de l'été 2000 est d'ailleurs peut être un élément d'explication de la faible quantité de nourriture disponible pour les larves et leurs compétiteurs, réduisant la survie des premières et l'abondance des seconds.

La contamination estivale des eaux du Bassin d'Arcachon est caractérisée par la présence de molécules organiques et inorganiques présentant des propriétés herbicides.

Si les concentrations en TBT dans les eaux ont diminué depuis la fin des années 1970, la teneur en cuivre a augmenté depuis le début des années 1980. Les concentrations en herbicides provenant du Bassin versant et des peintures antisalissure ont probablement augmenté respectivement depuis 1970 et la fin des années 1980. Au cours des dernières années, les teneurs estivales en herbicides ont été assez variables.

Dans les conditions observées entre 1999 et 2003 (1982-2003 pour le cuivre), cette contamination n'est pas suffisante pour agir directement sur la survie des larves d'huîtres.

Par contre, dans les conditions de pauvreté estivale en nutriments, les herbicides pourraient influencer sur l'abondance de leur nourriture (nanoplancton) au cours de certains étés (2000).

En conclusion à cette première partie, nous pouvons proposer un nouveau schéma d'explication de la variabilité du captage dans le Bassin d'Arcachon, en ne retenant que les facteurs pour lesquels nous avons la certitude (ou de fortes présomptions sur le fait) qu'ils ont influé, au cours de la période de temps étudiée, sur l'intensité du recrutement.

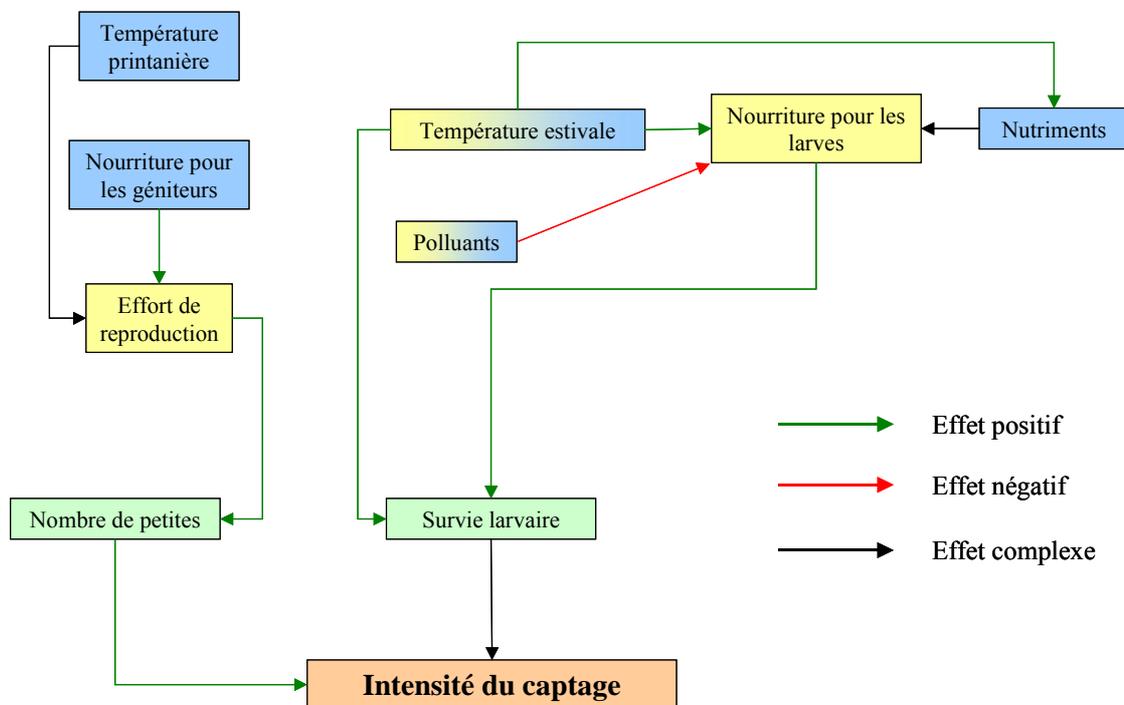


Figure 73 : Schéma conceptuel des différents facteurs (en jaune et en bleu) expliquant la variabilité des deux paramètres, survie larvaire et nombre de larves "petites" formées pendant l'été (en vert), qui déterminent l'intensité du captage (en orange).

En comparaison du schéma de départ (Chapitre 2), un certain nombre de facteurs susceptibles d'expliquer la variabilité du captage ont été éliminés soit parce qu'ils n'ont pas ou peu varié sur la période de temps considérée (stock et distribution spatiale des géniteurs), soit parce que leur impact n'a pas été mis en évidence (coefficient de marée lors des pontes, abondance des zooplanctontes compétiteurs et prédateurs, salinité de l'eau lors du développement des cohortes, maladie).

En ce qui concerne les facteurs explicatifs retenus, un certain nombre de remarques peuvent être faites.

La variabilité de la biomasse phytoplanctonique printanière explique une part non négligeable (25 %) de la variabilité du nombre de "petites", *via* la quantité de gamètes produits par les géniteurs. On peut supposer que l'effort de reproduction dépend également de la température, pouvant diminuer à la fois lorsque celle-ci est trop basse (réduction de l'assimilation et du métabolisme des huîtres) ou trop élevée par rapport à la nourriture disponible (dépenses énergétiques plus importantes réduisant la part

consacrée à la reproduction). Cette question ne pourra être élucidée qu'en étudiant précisément le métabolisme de la maturation des huîtres dans les conditions rencontrées dans le milieu.

De plus, il serait utile de s'intéresser à l'influence de la qualité de la nourriture (espèces responsable des blooms) sur la maturation des huîtres. Cette problématique pourrait être étudiée sur la base des données récoltées dans le cadre du Réseau PHYtoplanctonique de l'IFREMER (REPHY) depuis 1987.

Par ailleurs, il conviendrait d'éclaircir les causes du déterminisme des blooms phytoplanctoniques printaniers à l'entrée du Bassin (provenant du large) et les raisons pour lesquelles ces blooms s'étendent ou ne s'étendent pas, selon les années, vers l'intérieur de la Baie.

La température joue un rôle clef dans l'explication de la survie larvaire (43 % de la variabilité expliquée par ce facteur), non seulement en influant sur le métabolisme larvaire, mais également en conditionnant, en partie ($r = 0,34$), la quantité de nourriture disponible pour ces organismes. Il faudra élucider les raisons de l'effet positif de la température sur les grands eucaryotes, en prenant en compte les phénomènes de compétition entre les différents groupes phytoplanctoniques, et notamment déterminer le rôle des nutriments dans ces équilibres.

Par ailleurs, il sera nécessaire d'étudier l'impact des herbicides sur les populations phytoplanctoniques naturelles, dans les conditions physico-chimiques où elles se développent pendant l'été dans le Bassin.

2. Les 6 dernières années par rapport aux précédentes

Si les 6 dernières années de reproduction, marquée par deux saisons de très mauvais captage (1998 et 2002), présentaient une anormalité récurrente par rapport aux précédentes, cette anormalité pourrait avoir une cause, soit "naturelle" (faible biomasse phytoplanctonique au printemps et/ou basse température pendant le temps de développement des cohortes au cours de ces 6 années) soit "accidentelle" (facteurs modifiant la relation entre les paramètres larvaires et leurs principaux facteurs explicatifs au cours de ces 6 années).

Dans le premier cas, on devrait observer des valeurs plus faibles des facteurs explicatifs lors de ces 6 dernières années.

Dans le second cas, devrait être observée une modification de la relation entre les paramètres larvaires caractérisant le captage (nombre moyen de larves "petites" dans les grandes cohortes de l'été et survie des cohortes) et leurs principaux facteurs explicatifs (chlorophylle printanière et température de l'eau pendant le développement des cohortes).

Afin de mettre en évidence cette éventuelle modification, les résidus des corrélations entre ces deux séries de facteurs, c'est-à-dire la distance entre la variable mesurée et la variable prédite par le modèle, peuvent être utilisés. Si le résidu est positif, la variable présente une valeur réelle plus élevée que celle prédite par la relation générale, et plus faible si le résidu est négatif.

Ainsi, si le nombre de "petites" formées était, ces dernières années, plus faible, indépendamment de la teneur en chlorophylle printanière, les résidus correspondant aux années 1998 à 2002 devraient être systématiquement en dessous de la moyenne.

De même, si la survie larvaire était, ces dernières années, plus faible, indépendamment de la température, les résidus correspondant aux années 1998 à 2002 devraient être systématiquement en dessous de la moyenne.

➤ *Abondance moyenne des larves "petites" et teneur en chlorophylle a entre février et juin*

● Les biomasses phytoplanctoniques moyennes printanières ne montrent pas d'évolution particulière entre 1985 et 2003. Elles ont présenté des valeurs plus faibles que la normale entre 1996 et 1999, et légèrement supérieures à la moyenne depuis 2000 (Figure 74).

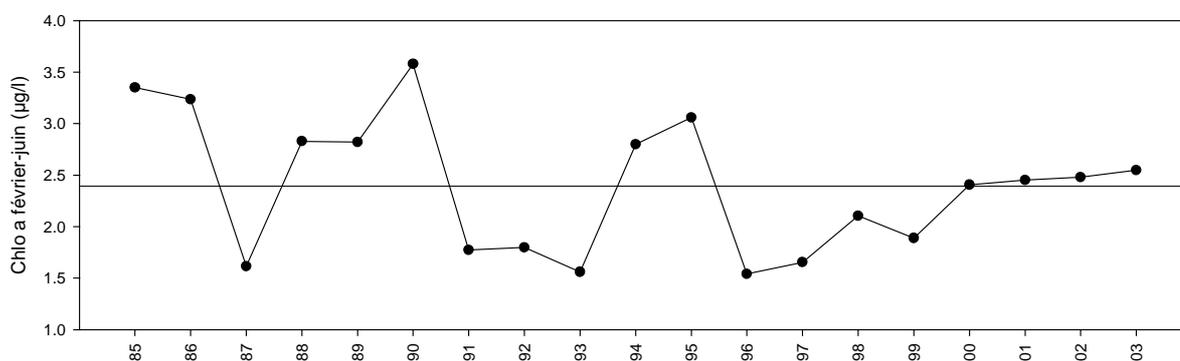


Figure 74 : Evolution des concentrations moyennes en chlorophylle *a* de février à juin des années 1985 à 2003.

● Les résidus de la corrélation Ln P vs Chlorophylle *a* entre février et juin se distribuent de part et d'autre de la moyenne depuis 1987, indiquant qu'aucune diminution récente de l'effort de reproduction par rapport à la quantité de nourriture disponible pour les géniteurs ne peut être mise en évidence (Figure 75).

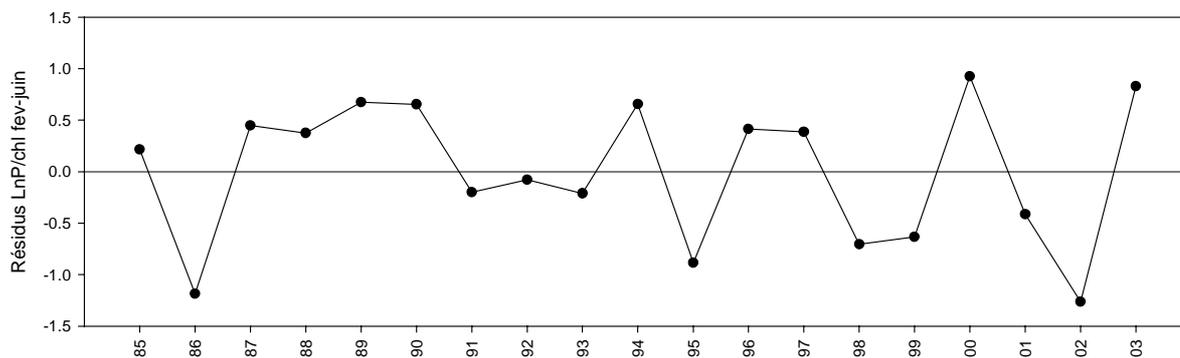


Figure 75 : Evolution des résidus issus de la relation linéaire effectif de larves "petites" (Ln P) et chlorophylle *a* de février à juin, des années 1985 à 2003.

➤ *Survie larvaire et température de l'eau lors du développement des cohortes*

● Les températures de l'eau pendant le temps de développement des cohortes ne présentent pas d'évolution particulière entre 1987 et 2003 (Figure 76). Les cohortes des années 1998 à 2001 ont bénéficié d'une température moyenne, celles de 2002 d'une température très froide et la dernière cohorte de 2003 d'une température exceptionnellement élevée.

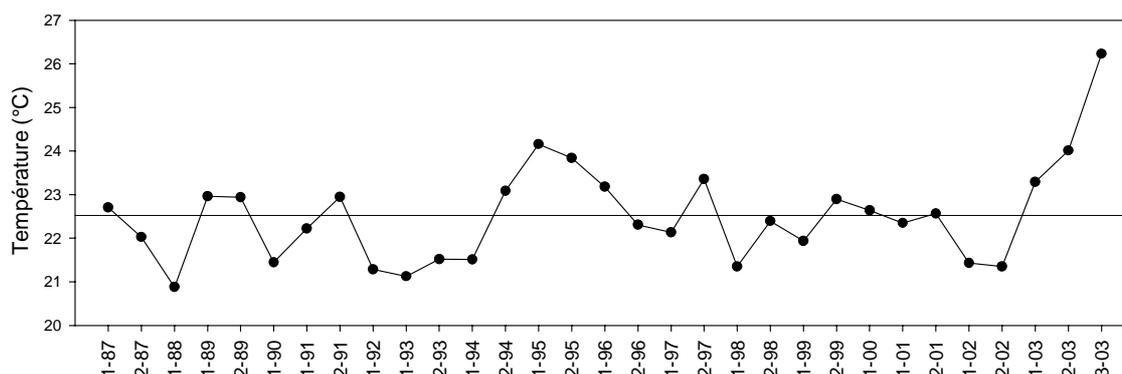


Figure 76 : Evolution de la température moyenne de l'eau pendant le temps de développement des cohortes au cours des saisons de reproduction 1987 à 2003.

● La courbe des résidus de la corrélation $\ln M/P$ vs température ne présente pas d'évolution particulière depuis 1987, notamment dans le sens d'une faiblesse de la survie au cours de ces dernières années (Figure 77). Les survies larvaires semblent même assez régulièrement meilleures que ne le prédit le modèle entre 2001 et 2003.

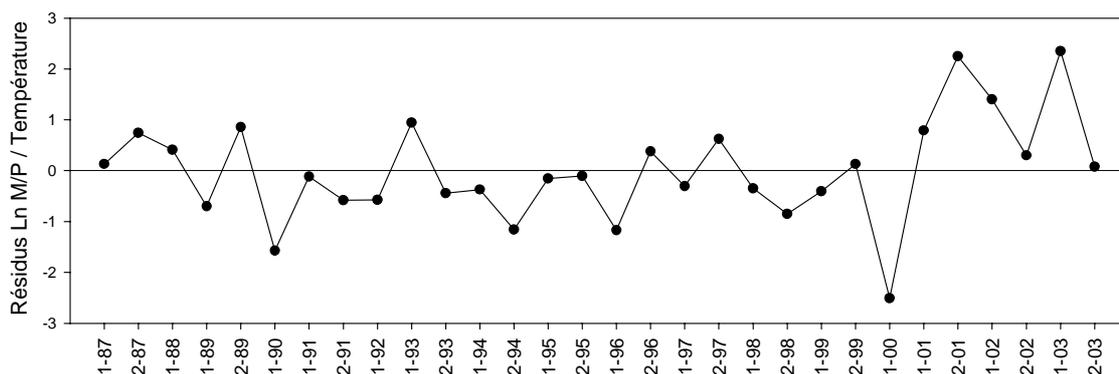


Figure 77 : Evolution des résidus issus de la relation linéaire survie des larves ($\ln M/P$) et température, des années 1987 à 2003.

Par contre, comme nous l'avons déjà souligné, la survie de l'unique cohorte de l'été 2000 présente une valeur nettement inférieure à celle prédite par le modèle, peut être en raison d'un manque de nourriture pour les larves au cours de cet été (peut être attribuable à une teneur en herbicides plus élevée cette année-là).

L'examen de la figure 78, dans laquelle sont intégrées les données des "années TBT" (1977 à 1981) montrent bien quelle peut être l'allure de la courbe des résidus lorsque le milieu est affecté par une pollution qui influe sur la survie (Figure 91).

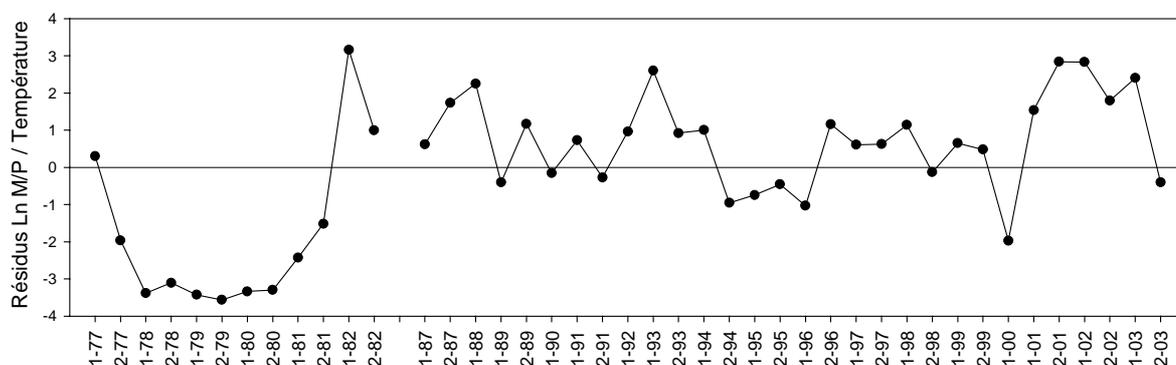


Figure 78 : Evolution des résidus issus de la relation linéaire survie des larves (Ln M/P) et température, des années 1977 à 1982 et 1987 à 2003.

Ces observations indiquent que les années de très mauvais captage 1998 et 2002 s'inscrivent dans la variabilité normale du recrutement de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon, avec peu de larves "petites" formées lors des pontes principales, en liaison avec la faible biomasse phytoplanctonique entre février et juin en 1998, et une survie peu importante des cohortes larvaires du fait des températures très basses (2002) ou moyennes (1998) au cours de leur développement.

Conclusion générale

Etant donné la forte variabilité inter-annuelle du captage, la multiplicité des facteurs mis en cause pour l'expliquer et la complexité de leurs interactions, il était nécessaire de disposer de séries de données longues pour tenter d'en déterminer les origines.

En premier lieu, cette étude a pu bénéficier des séries de données à long terme concernant l'hydrologie du Bassin (Réseau Ifremer ARCHYD), les abondances larvaires (série débutée à l'initiative de l'Office des pêches, ancêtre de l'Ifremer) et les résultats du captage, acquises depuis de nombreuses années par le laboratoire Ifremer d'Arcachon. En second lieu, grâce à nos financeurs, l'étude de facteurs supplémentaires a été réalisée pendant une période suffisamment longue (5 ans) pour permettre de prendre aussi en compte leur variabilité inter-annuelle.

Ce travail a permis de démontrer que l'intensité du captage est fonction, tout d'abord, de la survie des larves au cours de leur développement et, en second lieu, de l'abondance des larves "petites" formées à l'issue des frais principaux.

Un modèle a ainsi pu être établi pour expliquer la variabilité du captage (nombre de naissains fixés par tuile) dans le Bassin d'Arcachon, en fonction du nombre moyen de larves "petites" dénombrées à l'issue des pontes importantes d'un été et de leur survie jusqu'au stade "moyennes" :

$$\text{Ln captage} = -4,84 + 0,69 * \text{Ln M/P} + 0,95 * \text{Ln P}$$

$$r = 0,77 \quad p < 0,001$$

$$n = 19$$

Pour les années 1991 à 1997, pour lesquelles on ne dispose pas de dénombrements précis, le nombre de naissains fixés par tuile a été estimé d'après les notes de J.P. Deltreil et C. Pellier.

Cette relation signifie que près de 60 % ($r^2 = 0,59$) de la variabilité du captage entre le milieu des années 1980 et 2003 peut être expliquée par ces deux paramètres.

Les années de fort captage sont caractérisées par des valeurs élevées du nombre de larves "petites" et de leur survie tandis que ces deux paramètres présentent des valeurs particulièrement faibles les années de très mauvais captage.

Le nombre de larves "petites" d'un été dépend de l'effort de reproduction des géniteurs, qui est lui-même conditionné par la biomasse phytoplanctonique lors de la fin de l'hiver et du printemps précédant les pontes. Ainsi, la biomasse phytoplanctonique printanière explique une part non négligeable (25 %) de la variabilité du nombre de larves "petites". Il est probable que ce modèle pourrait être amélioré par la prise en compte du rôle d'autres facteurs influant sur la maturation (température) et le caractère partiel ou total des pontes.

La survie des cohortes dépend de la température de l'eau dans laquelle elles se développent, à la fois directement (en influant sur leur métabolisme) et indirectement (en influant sur la quantité de nourriture disponible pour ces larves).

La température estivale est déterminante pour la réussite du captage, puisqu'à elle seule, elle explique 43 % de la variabilité du nombre de naissains fixés :

$$\mathbf{\ln \text{ captage} = -22,60 + 1,32 * \text{température}}$$

$$r = 0,65 \quad p = 0,004$$

$$n = 17$$

Par le passé, il a été mis en évidence que la survie larvaire pouvait parfois être extrêmement réduite lors d'épisodes de pollution, n'atteignant d'ailleurs pas directement les larves mais leur nourriture. Ainsi, de 1977 à 1981, les très faibles survies larvaires ont été expliquées par l'effet du TBT sur le nanoplancton. De la même façon, on peut se demander si le développement du nanoplancton n'a pas été affecté par les herbicides, au cours de l'été 2000, expliquant la faible survie de l'unique cohorte de cette saison-là.

A l'inverse des étés 1977 à 1981 et 2000, les étés 1998 et 2002 (très mauvais captage) et 2003 (captage pléthorique) ne s'individualisent pas par rapport aux autres, c'est à dire que l'intensité du recrutement s'explique assez bien par les valeurs atteintes par les paramètres explicatifs "chlorophylle printanière" et surtout "température pendant le développement des cohortes" au cours de ces années.

Références bibliographiques

- Adelman D., Hinga K.R., Pilson M.E.Q.** (1990). Biochemistry of butyltins in an enclosed marine ecosystem. *Environ. Sci. Technol.*, **24**, 1027-1032.
- Albanis T.A., Danis T.G., Kourgia M.K.** (1994). Transportation of pesticides in estuaries of the Axios, Loudias and Aliakmon rivers (Thermaikos Gulf), Greece. *The Science of the total environment*, **156**, 11-22.
- Alzieu C.** (2000). Impact of tributyltin on marine invertebrates. *Ecotoxicology*, **9**, 71-76.
- Alzieu C., Michel P.** (1998). L'étain et les organoétains en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. *Repères Océan*, édit IFREMER, **15**, 104 p.
- Alzieu Cl., Héral M., Dréno J.P.** (1989). Les peintures marines antisalissure et leur impact sur l'ostréiculture. *Equinoxe*, **24**, 22-31.
- Aminot A., Chaussepied M.** (1983). Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, BNDO/Documentation Brest, 395 p.
- Arsalane W., Paresys G., Duval J.C, Wilhem C., Conrad R., Büchel C.** (1993). A new fluorometric device to measure the in-vivo chlorophyll-a fluorescence yield in microalgae and its use as a herbicide monitor. *Eur. J. Phycol.*, **28**, 247-252.
- Arzul G., Durand G.** (1999). Effet des herbicides sur la croissance in vitro du phytoplancton marin. In Actes de colloque "Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral », Saint-Brieuc, septembre 1999. Editions IFREMER, 86-94.
- Arzul I., Nicolas J.-L., Davison A. J., Renault T.** (2001a). French scallops : a new host for Ostreid herpesvirus-1. *Virology*, **290**, 342-349.
- Arzul I., Renault T., Lipart C., Davison A. J.** (2001b). Evidence for interspecies transmission of oyster herpesvirus in marine bivalves. *Journal of General Virology*, **82**, 865-870.
- Arzul I., Renault T., Lipart C.** (2001c). Experimental herpes-like viral infections in marine bivalves : demonstration of interspecies transmission. *Diseases of Aquatic Organisms*, **46**, 1-6.
- Arzul I., Renault T., Thébault A., Gérard A** (2002). Detection of oyster herpesvirus DNA and proteins in asymptomatic *Crassostrea gigas* adults. *Virus Research*, **84**, 151-160.
- Auby I., Manaud F., Maurer D., Trut G.** (1994). Etude de la prolifération des algues vertes dans le Bassin d'Arcachon. IFREMER-CEMAGREF-SSA-SABARC, rapport d'Etude pour le S.I.B.A., 163 p. + annexes.
- Auby I., Trut G., D'Amico F., Beliaeff B.** (1999). Réseau hydrologique du Bassin d'Arcachon. Synthèse des résultats 1988-1997. *Rapport Ifremer DEL/AR/99-09*, 60 p.
- Auby I., Maurer D., Masson N., D'Amico F., Deynu D., Tournaire M.P., Trut G., Cantin C., Pellier C.** (2000). Etude des causes du faible captage de naissain d'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon en 1998. *Rapport Ifremer DEL/AR*, 139 p. + Annexes

- Auby I., Maurer D., Masson N., Sautour B., Taris N., Valvason M.L., d'Amico F., Guillard F., Guegen C. Trut G., Cantin C., Pellier C.** (2002a). Etude de la reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon- Année 2001. *Rapport Ifremer RST.DEL/02.03/ARCACHON*, 160 p.+ Annexes
- Auby I., Maurer D., Valvason M.L., Gueguen C., Guillard F.** (2002b). Mise au point d'une nouvelle méthode de suivi de la reproduction de l'huître creuse. Comparaison avec la méthode traditionnelle. *Rapport Ifremer RST.DEL/02.01/ARCACHON*, 22 p.
- Baek S.O., Field R.A., Goldstone M.E., Kirk P.W., Lester J.N., Perry R.** (1991). A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons : sources, fate and behavior. *Water, Air and Soil Pollution*, **60**, 279-300.
- Baldwin B.S.** (1991). Ingestion of natural plankton by oyster larvae : the relative importance of different cell size fractions. *Am. Zool.* **31** (5), 7A.
- Baldwin B.S.** (1995). Selective particle ingestion by oyster larvae (*Crassostrea virginica*) feeding on natural seston and cultured algae. *Mar. Biol.*, **123**, 95-107.
- Baldwin B.S., Newell R.I.E.** (1991). Omnivorous feeding by planktotrophic larvae of the Eastern oyster *Crassostrea virginica*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **78**, 285-301.
- Baldwin B.S., Newell R.I.E., Jones T.W.** (1989). Omnivorous feeding by *Crassostrea virginica* larvae : a consumption of naturally occurring phytoplankton, protozoa and bacteria. *J. Shellfish Res.*, **8** (2), 473.
- Baldwin B.S., Newell R.I.E.** (1995a). Relative importance of different size food particles in the natural diet of oyster larvae (*Crassostrea virginica*). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **120** (1-3), 135-145.
- Baldwin B.S., Newell R.I.E.** (1995b). Feeding rate response of oyster larvae (*Crassostrea virginica*) to seston quantity and composition. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **189**, 77-91.
- Ballschmitter K.** (1992). Transport and fate of organic compounds in the global environment. *Angew. Chem. Int. Ed. Engl.*, **31**, 487-515.
- Batailler N., Bernard L., Courties C., Fajon C., Lebaron P.** (1998). Flow cytometric assessment of microbial diversity in aquatic environment: example of pico- and phytoplanktonic populations. *Océanis*, **24**, 335-363.
- Beiras R., Albentosa M.** (2004). Inhibition of embryo development of the commercial bivalves *Ruditapes decussatus* and *Mytilus galloprovincialis* by trace metals ; implications for the implementation of seawater. *Aquaculture* **230**, 205-213.
- Bell J.L.** (1991). Food resources for larval growth : patches and picoplankton. *Pac. Sci.*, **45** (1), 87.
- Berthelin C., Kellner K., Mathieu M.** (2000). Storage metabolism in the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) in relation to summer mortalities and reproductive cycle (West Coast of France). *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part B., **125**, 359-369.
- Biagianti-Risbourg S., Bastide J.** (1995). Hepatic perturbations induced by a herbicide (atrazine) in juvenile grey mullet *Liza ramada* (Mugilidae Teleostei) : an ultrastructural study. *Aquatic Toxicology*, **31**, 217-229.

- Blanchot J., Guillou L., Partensky F., Simon N., Vaultot D.** (1998). Le petit peuple du grand large. *Biofutur*, **179**, 22-24.
- Bode A., Castro C.G., Doval M.D., Varela M.** (2002). New and regenerated production and ammonium regeneration in the western Bransfield Strait region (Antarctica) during phytoplankton bloom conditions in summer. *Deep-Sea Research II*, **49**, 787-804.
- Bodoy A., Prou J., Berthomé J.P.** (1986). Etude comparative de différents indices de condition chez l'huître creuse (*Crassostrea gigas*). *Haliotis*, **15**, 173-182.
- Boidron-Métairon I.F.** (1995). Larval nutrition. In : Marine Invertebrate Larvae, Ed. L. McEdward, CRC Press, Boca Raton New-York Mondon Tokyo, 223-248.
- Borde F.** (1929). Observations sur la production de naissain dans le Bassin d'Arcachon. *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **1** (2), 106-112.
- Borde F.** (1930). Observations sur la production du naissain dans le Bassin d'Arcachon en 1929. *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **3**(2), 177-180.
- Borde F.** (1931). Observations sur la production du naissain dans le Bassin d'Arcachon en 1929. *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **4**(3), 297-301.
- Borde F.** (1932). Observations sur la production du naissain dans le Bassin d'Arcachon en 1931. *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **5**(3), 381-386.
- Borde F.** (1935). Observations sur la production du naissain dans le Bassin d'Arcachon en 1932, 1933 et 1934. *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **8**(1), 102-111.
- Borde F.** (1936). Observations sur la production du naissain dans le Bassin d'Arcachon en 1935. *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **11**(1), 97-100.
- Borneuf D.** (1968). Etude hydrogéologique et géochimique de la nappe phréatique à l'Est du Bassin d'Arcachon. *Thèse 3ème Cycle*, Université de Bordeaux I, 96 pp.
- Bouloubassi I., Saliot A.** (1992). Rôle des fleuves dans les apports de contaminants organiques aux zones côtières : cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le delta du Rhône. *Océanis*, **18**, 549-562.
- Boury M.** (1928). Etude sur la reproduction des huîtres. *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **1** (2), 87-98.
- Boussugue C., Goutx M., Saliot A., Tissier M. J.** (1979). Acides gras et hydrocarbures aux interfaces eau de mer-sédiment et eau interstitielle - sédiment en Atlantique tropical est. In "Géochimie organique des sédiments marins profonds (ORGON III)", Eds Arnould M., Pelet R., Editions du CNRS, Paris, 303-352.
- Brown M.R., Jeffrey S.W., Garland C.D.** (1989). Nutritional aspects of microalgae used in mariculture. A literature review. *CSIRO Marine Laboratories, Report 205*, 44 p.
- Calabrese A., Davis H.C.** (1967). Effects of soft detergents on embryos and larvae of the American oyster (*Crassostrea virginica*). *Proc. Natn. Shellfish Ass.*, **57**, 11-16.
- Calabrese A., Collier R.S., Nelson D.A., Mac Innes J.R.** (1973). The toxicity of heavy metals to embryos of the American oyster *Crassostrea virginica*. *Mar. Biol.*, **18**, 162-166.

- Calabrese A., Mac Innes J.R., Nelson D.A., Miller J.E.** (1977). Survival and growth of bivalve larvae under heavy metal stress. *Mar. Biol.*, **41**, 179-183.
- Campbell L., Vaultot D.** (1993). Photosynthetic picoplankton community structure in the subtropical North Pacific Ocean near Hawai (station ALOHA). *Deep-Sea Research*, **40** (10), 2043-2060.
- Caroppo C.** (2000). The contribution of picoplankton to community structure in a Mediterranean brackish environment. *J. Plankton Research*, **22** (2), 381-397.
- Carruesco C., Alvinerie J.** (1990). Le Bassin d'Arcachon. Environnement lagunaire de la côte landaise en constante évolution. Actes colloque "Le littoral gascon et son arrière-pays". *Soc. Hist. et Archéo. Arcachon et pays de Buch*, 47-68.
- Cassou-Mounat** (1975). La vie humaine sur le littoral des Landes de Gascogne : le milieu et l'homme, la diversité des cadres de vie vers l'aménagement. Cartes et croquis. *Thèse de Doctorat*, Institut de Géographie, Univ. Bordeaux II, 905 p + annexes.
- Castel J., Courties C.** (1982). Composition and differential distribution of zooplankton in Arcachon Bay. *J. Plankt. Res.*, **4** (3), 417-433.
- Caux P.Y., Kent R.A., Bergeron V., Fan G.T., MacDonald D.D.** (1995). Environmental fate and effects of MCPA : A Canadian perspective. *Critical Reviews in Environment Science and Technology*, **25** (4), 313-376.
- Chapelle A., Ménesguen A., Deslous-Paoli J.M., Souchu P., Mazouni M., Vaquer A., Millet B.** (2000). Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of oysters farming and inputs from the watershed. *Ecological Modelling*, **127**, 161-181.
- Chesworth J.C., Donkin M.E., Brown M.T.** (2004). The interactive effects of the antifouling herbicides Irgarol 1051 and diuron on the seagrass *Zostera marina* (L.). *Aquatic toxicology*, **66**, 293-305.
- Chisholm S.W.** (1992). Phytoplankton size. In : Primary productivity and biochemical cycles in the sea. Ed. P.G. Falkowski and A.D. Woodhead, Plenum Press, New-York, 213-237.
- Chlomag** (1992). Les maximums profonds de chl *a* en mer des Sargasses. Données physiques, chimiques et biologiques. Campagne Chlomag 14 septembre-13 octobre 1987. *Campagnes Océanographiques Françaises*, **17**, 138 p.
- Chrétiennot-Dinet M.J., Robert R., His E.** (1986). Utilisation des "algues-fourrage" en aquaculture. *Ann. Biol.*, T. XXV, Fasc. **2**, 97-119.
- Chrétiennot-Dinet M.J. et Courties C.** (1997). Biodiversity of unicellular algae : example of pico- and ultraplanktonic eucaryotes of the Thau Lagoon. *Vie Milieu*, **47** (4), 317-324.
- Christaki U., Giannakourou A., Van Wambeke F., Gregori G.** (2001). Nanoflagellate predation on auto- and heterotrophic picoplankton in the oligotrophic Mediterranean Sea. *J. Plankton. Res.*, **23**, 1297-1310.
- Ciba Geigy** (1988). Irgarol 1051. In : Emulsion Paints. *Technical Bulletin* 03/88-31.

- Cid A., Herrero C., Torres E., Abalde J.** (1995). Copper toxicity on the marine microalga *Phaeodactylum tricornutum* : effects on photosynthesis and related parameters. *Aquatic toxicology*, **31**, 165-174.
- Claisse D., Alzieu C.** (1993). Copper Contamination as a result of antifouling paint regulations? *Mar. Pollut. Bull.*, **26** (7), 395-397.
- Cochlan W.P., D.A. Bronk, K.H. Coale** (2002). Trace metal and nitrogenous nutrition of Antarctic phytoplankton : experimental observations in the Ross Sea. *Deep-Sea Research (Part II, Topical Studies in Oceanography)*, **49** (16), 3365-3390.
- Comps M., Bonami J.R., Vago C., Campillo A.** (1976) Une virose de l'huître portugaise (*Crassostrea angulata* Lmk). *C. R. Hebd. Séanc. Acad. Sc.*, **282**, 1991-1993.
- Comps M., Bonami J.R.** (1977). Infection virale associée à des mortalités chez l'huître *Crassostrea angulata*. *C. R. Acad. Sc., D*, **285**, 1139-1140.
- Comps M., Duthoit J.L.** (1979). Infections virales chez les huîtres *Crassostrea angulata* (Lmk) et *C. gigas* (Th.). *Haliotis*, **8**, 301-308.
- Comps M., Cochenec N.** (1993). A herpes-like virus from the European oyster *Ostrea edulis* L. *Journal of Invertebrate Pathology*, **62**, 201-203.
- Courties C., Vaquer A., Troussellier M., Lautier J., Chrétiennot-Dinet M.J., Neveux J., Machado C.** (1994). Smallest eukaryotic organism. *Nature*, **370**, 255.
- Cullimore D.R.** (1975). The in vitro sensitivity of some species of Chlorophyceae to a selected range of herbicides. *Weed. Res.*, **15**, 401-406.
- Dahl B., Blanck H.** (1996). Toxic effects of the antifouling agent Irgarol 1051 on periphyton communities in coastal waters microcosms. *Mar. Poll. Bull.*, **32** (4), 342-350.
- Davis H.C.** (1961). Effects of some pesticides on eggs and larvae of oysters (*Crassostrea virginica*) and clams (*Venus mercenaria*). *Comm. Fish. Rev.*, **23**, 8-23.
- Davis H.C., Calabrese A.** (1964). Combined effects of temperature and salinity on development of eggs and growth of larvae of *M. mercenaria* and *C. virginica*. *U.S. Fish Wildl. Serv., Fish. Bull.*, **63**, 643-655.
- Devauchelle N., Thielley M., Salaun G.** (1995). Estimation des stades de maturité de mollusques Bivalves. La Reproduction Naturelle et Contrôlée des Bivalves Cultivés en France, Nantes (France), 14-15 Nov 1995. IFREMER Rapp. Interne DRV/RA/RST/ 97-11 RA/Brest, 81-90.
- Dinet M.J., Guillocheau N.** (1987). Etude de Diatomées d'écosystèmes marins côtiers. Observations nouvelles en microscopie électronique. *Cah. Biol. Mar.*, **28**, 271-279.
- Douillet P.** (1993a). Bacterivory in Pacific oyster *Crassostrea gigas* larvae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **98**, 123-134.
- Douillet P.** (1993b). Carbon contribution through bacterivory in larvae of the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **102**, 303-314.
- E.R.E.A.** (1995). La pêche professionnelle et la pêche de loisir. Note à la Commission SMVM "Pêche et Cultures Marines", 8 Fev.1995, 16 p.

- El Jay A., Ducruet J.M., Duval J.C., Pelletier J.P.** (1997). A high-sensitivity chlorophyll fluorescence assay for monitoring herbicide inhibition of photosystem II in the chlorophyte *Selenastrum capricornutum* : Comparison with effect on cell growth. *Arch. Hydrobiol.*, **140**, 273-286.
- Elston R., Wilkinson M.T.** (1985). Pathology, management and diagnosis of oyster velar virus disease (OVVD). *Aquaculture*, **48**, 189-210.
- Elston R.A.** (1979). Virus-like particles associated with lesions in larval Pacific oysters (*C. gigas*). *J. Invert. Pathol.*, **33**, 71-74.
- Escande-Labrousche F.** (1964). Etude statistique et systématique du phytoplancton du Bassin d'Arcachon. *Thèse 3^o cycle, Université Bordeaux*, 82 p.
- Fairchild J.F., Ruessler D.S., Haverland P.S., Carlson A.R.** (1997). Comparative sensitivity of *Selenastrum capricornutum* and *Lemna minor* to sixteen herbicides. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **32**, 353-357.
- Farley C. A., Banfield W. G., Kasnic G., Foster W. S.** (1972). Oyster herpes-type virus. *Science*, **178**, 759-760.
- Farley C.A.** (1976). Ultrastructural observations on epizootic neoplasia and lytic virus infection in bivalve mollusks. *Prog. Exp. Tumor Res.*, **20**, 283-294.
- Farley C.A.** (1978). Viruses and virus-like lesions in marine molluscs. *Mar. Fish. Rev.*, **40**, 18-20.
- Faust M., Altenburger R., Backhaus T., Black H., Boedeker W., Gramatica P., Hamer V., Scholze M, Vighi M, Grimme L.H.** (2001). Predicting the joint algal toxicity of multi-component s-triazine mixtures at low-effect concentrations of individual toxicants. *Aquatic Toxicology*, **56**, 13-32.
- Fernandez-Castro N., His E., Cantin C.** (1995). Contamination par le tributylétain (TBT) du Bassin d'Arcachon évaluée à l'aide d'un indicateur biologique : l'imposex chez *Ocenebra erinacea*, Mollusque gastéropode. Poster, *XXI Coll. Union Océan. France, Cherbourg*, 6-8 décembre 1995.
- Ferrer I., Ballesteros B., Marco P., Barcelo D.** (1997). Pilot survey for determination of the antifouling agent Irgarol 1051 in enclosed seawater samples by a direct enzyme-linked immunosorbent assay and solid-phase extraction followed by liquid chromatography-diode array detection. *Environ. Sci. Technol.*, **31**, 3530-3535.
- Ferrier-Pagès C., Furla P.** (2001). Pico- and nanoplankton biomass and production in the two largest atoll lagoons of French Polynesia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **211**, 63-76.
- Fisher N.S., Carpenter E.J., Remsen C.C., Wurster C.F.** (1974). Effects of PCB on interspecific competition in natural and gnotobiotic phytoplankton communities in continuous and batch cultures. *Microb. Ecol.*, **1**, 39-50.
- Fleury P.G., Simonne C., Claude S., Palvadeau H., Guilpain P., d'Amico F., Le Gall P., Vercelli C., Pien S.** (2003). REMORA : Résultats des stations nationales – Année 2002. *Rapport Ifremer DRV/RA/RST/2003-04*, 49 p.

- Fotel F.L., Jensen N.J., Wittrup L., Hansen B.W.** (1999). *In situ* and laboratory growth of a population of blue mussel (*Mytilus edulis* L.) from a Danish embayment, Knebel Vig. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **233**, 213-230.
- Gaffney P.M., O'Beirn F.X.** (1996). Nuclear DNA markers for *Crassostrea* species identification. *J. Shellfish Res.*, **15**(2), 510-511.
- Gallager S.M.** (1988). Visual observations of particle manipulation during feeding in larvae of a bivalve mollusc. *Bull. Mar. Sci.*, **44**, 344-365.
- Gallager S.M., Mann R., Sasaki G.** (1986). Lipid as an index of growth and viability in three species of bivalve larvae. *Aquaculture*, **56** (2), 81-103.
- Gallager S.M., Waterbury J.B., Stoecker D.K.** (1994). Efficient grazing and utilization of the marine cyanobacterium *Synechococcus* sp. by larvae of the bivalve *Mercenaria mercenaria*. *Mar. Biol.*, **119** (2), 251-259.
- Galtsoff P.S.** (1964). The American oyster, *Crassostrea virginica* Gmelin. *Fish. Bull. natn. Mar. Fish. Serv., U.S.*, **64**, 480 p.
- Gassiat L.** (1989). Hydrodynamique et évolution sédimentaire d'un système lagune-flèche littorale. Le Bassin d'Arcachon et la flèche du Cap Ferret. *Thèse Université de Bordeaux I*, 228 pp.
- Geffard A.** (2001a). Réponses du biota à la contamination polymétallique d'un milieu estuarien, la Gironde, Fr: exposition, imprégnation, induction d'une protéine de détoxification, la métallothionéine, impact au niveau individuel et populationnel. *Thèse de Doctorat*, Université de Nantes, 252p.
- Geffard O.** (2001b). Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés : Evaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires. *Thèse de Doctorat*, Université Bordeaux I, 351 p.
- Gérard A., Naciri-Graven Y., Boudry P., Launay S., Heurtebise C., Ledu C., Phelipot P.** (1995). Contrôle de la gamétogénèse des huîtres creuses et plates. Relation entre reproduction et génétique. La Reproduction Naturelle et Contrôlée des Bivalves Cultivés en France, Nantes (France), 14-15 Nov 1995. IFREMER Rapp. Interne DRV/RA/RST/ 97-11 RA/Brest, 99-112.
- Gough M.A., Fothergill J., Hendrie J.D.** (1994). A survey of Southern England coastal waters for the s-triazine antifouling compound Irgarol 1051. *Mar. Poll. Bull.*, **28** (10), 613-620.
- Gouletquer P.** (1995). Cycle de reproduction naturelle de l'huître creuse *Crassostrea gigas*. La Reproduction Naturelle et Contrôlée des Bivalves Cultivés en France, Nantes (France), 14-15 Nov 1995. *Rapport Ifremer DRV/RA/RST/ 97-11 RA/Brest*, 7-19.
- Grimalt J., Albaigés J.** (1988). Aerosol transport of polynuclear aromatic hydrocarbons over the Mediterranean Sea. *Naturwissenschaften*, **75**, 39-42.
- Guillocheau N.** (1988). Répartition spatio-temporelle du phytoplancton du Bassin d'Arcachon. *Thèse Université Aix-Marseille II*, 156 p.
- Guillocheau N., Dinet M.J.** (1988). Assemblages et succession de populations de Diatomées dans le Bassin d'Arcachon. *Mem. Soc. Roy. Bot. Belg.* **10**, 55-62.

- Gustavson K., Wangberg S.A.** (1995). Tolerance induction and succession in microalgae communities exposed to copper and atrazine. *Aquatic toxicology*, **32**, 283-302.
- Hall J.A., Vincent W.F.** (1990). Vertical and horizontal structure in the picoplankton communities of a coastal upwelling system. *Mar. Biol.*, **106**, 465-471.
- Hall J.A., Vincent W.F.** (1994). Vertical and horizontal structure of the picoplankton community in a stratified coastal system of New Zealand. *New Zealand J. Mar. Freshwater Research*, **28**, 299-308.
- Hall L.W., Anderson R.D.** (1999). A deterministic ecological risk assessment for copper in European saltwater environments. *Marine Pollution Bulletin*, **38**(3), 207-218.
- Hall., Giddings J.M., Solomon K.R., Balcomb R.** (1999). An ecological risk assessment for the use of Irgarol 1051 as an algaecide for antifoulant paints. *Critical Reviews in Toxicology*, **29** (4), 367-347.
- Hattula M.L., Reunanen H., Arstila A.U.** (1978). The toxicity of MCPA to fish. Light and electron microscopy and the chemical analysis of the tissue. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **19** (4), 465-470.
- Haynes D., Müller J., Carters S.** (2000). Pesticide and herbicide residues in sediments and seagrasses from the Great Barrier Reef World Heritage area and Queensland coast. *Mar. Poll. Bull.*, **41**(7-12), 279-287.
- Hine P. M., Thorne E.T.** (1997). Replication of herpes-like virus in haemocytes of adult flat oysters *Ostrea angasi* (Sowerby, 1871) : an ultrastructural study. *Diseases of Aquatic Organisms*, **29** (3), 197-204.
- Hine P.M., Wesney B., Hay B. E.** (1992). Herpesvirus associated with mortalities among hatchery-reared larval Pacific oysters, *C. gigas*. *Dis. aquat. Org.* **12**(2), 135-142.
- His E.** (1970). L'émission des gamètes chez l'huître portugaise (*Crassostrea angulata* Lmk). *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **34**(1), 17-22.
- His E.** (1973). La reproduction de *Crassostrea gigas* Thunberg dans le Bassin d'Arcachon : bilan de deux années d'observation. *C.I.E.M., CM/K:17*, 9 pp.
- His E.** (1975). La détection des pontes dans le milieu naturel : application de l'ostréographie à l'étude de la reproduction des huîtres. *Haliotis*, **5**, 206-213.
- 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 3^o cycle*, Université Bordeaux I, 63 pp.
- His E.** (1984). Synthèse des données relatives aux numérations de larves de *Crassostrea gigas* dans le plancton du Bassin d'Arcachon. *Rapp. interne I.F.R.E.MER Arcachon*, 37 pp.
- His E.** (1991). Biologie et écotoxicologie des véligères de *Crassostrea gigas* (Thunberg) dans le Bassin d'Arcachon. *Thèse Doctorat Etat*, Université Bordeaux I, 192 pp.
- His E., Robert R.** (1980). Action d'un sel organo-métallique, l'acétate de tributyle-étain sur les oeufs et les larves D de *Crassostrea gigas* (Thunberg). *CIEM, Com. Mar.* 1980/F/27, 6 p.

- His E., Robert R.** (1981). Effects of copper chloride on the eggs and D larvae of *Crassostrea gigas* (Thunberg). Preliminary results. *Cons. int. Explor. Mer, Mariculture Commitee*, C.M. 1981/F:43, 14 p.
- His E., Robert R.** (1982). Le danger des traitements par le sulfate de cuivre en zone conchylicole : toxicité vis-à-vis des oeufs et des jeunes larves de *C. gigas*. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **42** (2), 117-125.
- His E., Robert R., Chrétiennot-Dinet M.J.** (1985). Nouvelle méthode pour étudier la nutrition de jeunes larves de *Crassostrea gigas* (Thunberg) en milieu naturel. Premières données expérimentales. *C.R. Acad. Sc. Paris*, t. 300, Série III, n°8, 319-321.
- His E., Robert R.** (1987). L'isolement des véligères de *Crassostrea gigas* du milieu naturel : un nouveau mode d'investigation sur la nutrition des larves d'huîtres. *Haliotis*, **16**, 573-575.
- His E., Maurer D.** (1988). Shell growth and gross biochemical composition of *Crassostrea gigas* larvae in the natural environment. *Aquaculture*, **69**, 185-194.
- His E., Robert R., Dinet M.J.** (1989). Combined effects of temperature and salinity on fed and starved larvae of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* and the Japanese oyster *Crassostrea gigas*. *Mar. Biol.*, **100**, 455-463.
- His E., Seaman M.N.L.** (1992). Effects of temporary starvation on the survival, and on subsequent feeding and growth of oyster (*Crassostrea gigas*) larvae. *Mar. Biol.*, **114**, 277-279.
- His E., Seaman M.N.L.** (1993). Effects of twelve pesticides on larvae of oysters (*Crassostrea gigas*) and on two species of unicellular marine algae (*Isochrysis galbana* and *Chaetoceros calcitrans*). *Inter. Counc. Explor. Sea*, CM/1993:E, **22**, 8 p.
- His E., Beiras R., Seaman M.N.L.** (1999). The assesment of marine pollution bioassays with bivalve embryos and larvae. *Adv. In Mar. Biol.*, **37**, 1-178.
- House W.A., Leach D., Long J.L.A., Cranwell P., Smith C., Bharwaj L., Meharg A., Ryland G., Orr., D.O., Wright J.** (1997). Micro-organics compounds in the Humber rivers. *The Science of the Total Environment*, **194-195**, 357-371.
- Huang, C; Qi, Y** (1997). The abundance cycle and influence factors on red tide phenomena of *Noctiluca scintillans* (Dinophyceae) in Dapeng Bay, the South China Sea. *J. Plankton Res.*, **19**, 3, 303-318,
- Idee, BCOM** (2000). Maîtrise de la prolifération sauvage des huîtres dans le Bassin d'Arcachon – Etude de faisabilité. Rapport ENS 80 734 D, 76 pp + cartes.
- Interlandi S.J.** (2002). Nutrient toxicant interactions in natural and constructed phytoplankton communities : results of experiments in semi-continuous and batch cultures. *Aquatic Toxicology*, **61**, 35-51.
- Iriarte A., Purdie D.** (1994). Size distribution of chlorophyll *a* biomass and primary production in a temperate estuary (Southampton Water): the contribution of photosynthetic picoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **115**, 283-297.
- Kirby M.F., Sheahan D.A.** (1994). Effects of atrazine, isoproturon, and mecoprop on the macrophyte *Lemna minor* and the Alga *Scenedesmus subspicatus*. *Bull. Environ. Cotam. Toxicol.*, **53**, 120-126.

- Korringa P.** (1940). Experiments and observations on spawning, swarming, pelagic life and setting in the European flat oyster, *Ostrea edulis*. *Arch. Neerl. Zool.*, **5**, 99-249.
- Kuosa H.** (1991). Picoplanktonic algae in the northern Baltic Sea : seasonal dynamics and flagellate grazing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **73**, 269-273.
- Kuylenstierna M., Karlson B.** (1994). Seasonality and composition of pico- and nanoplanktonic cyanobacteria and protists in the Skagerrak. *Botanica Marina*, **37**, 17-33.
- Ladouce R.** (1938a). Observations sur la production du naissain dans le Bassin d'Arcachon en 1937. *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **11**(2), 207-211.
- Ladouce R.** (1938b). Observations sur la production du naissain dans le Bassin d'Arcachon en 1938. *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **11**(4), 493-502.
- Lafuste J., Le Dantec J., Marteil L. Trochon P.** (1957). La reproduction de l'huître portugaise (*Gryphaea angulata* Lmk) dans les centres de captage de la côte atlantique. *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **21**(3), 401-414.
- Lampert L.** (2001). Dynamique saisonnière et variabilité pigmentaire des populations phytoplanctoniques dans l'Atlantique nord (Golfe de Gascogne). Thèse de Doctorat, Spécialité Océanographie Biologique, Univ. Bretagne Occidentale, 294 p + annexes.
- Lango Reynoso F., Devauchelle N., Le Pennec M., Hatt P.J.** (1999). Elements of reproductive strategy in oysters, *Crassostrea gigas*, from the "Rade de Brest", France. *Invertebrate Reproduction and development*, **36** (1-3), 141-144.
- Laplana R., Billy F., Beuffe H., Fleuranceau J.** (1993). Localisation, quantification et dynamique des apports de nutriments au Bassin d'Arcachon. *Rapport CEMAGREF*, étude **66**, 86 p.
- Lartiges S.** (1994). Analyse et devenir de pesticides organophosphorés et organoazotés dans l'environnement aquatique. *Thèse de Doctorat*, Université Bordeaux I, 172 pp.
- Lawrence D.R., Scott G.I.** (1982). The determination and the use of condition index of oysters. *Estuaries*, **5** (1), 23-27.
- Le Dantec J.** (1968). L'ostréiculture dans le Bassin d'Arcachon et ses rapports avec les variations du milieu. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **32** (3), 240-362.
- Le Dantec J., Lubet P.** (1957). Cycle sexuel de *Gryphea angulata* dans le Bassin d'Arcachon. *C.I.E.M. Copenhagen*.
- Le Deuff R. M.** (1995). Contribution à l'étude de virus de mollusques marins apparentés aux Iridoviridae et aux Herpèsviridae. *Thèse de Doctorat*. Université Bordeaux II, 234 pp.
- Le Deuff R.-M., Nicolas J.-L., Renault T., Cochenec N.** (1994). Experimental transmission of herpes-like virus to axenic larvae of Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Bulletin of European Association of Fish Pathologists*, **142** (2), 69-72.
- Le Deuff R.M., Renault T., Gerard A.** (1996). Effects of temperature on herpes-like virus detection among hatchery-reared larval Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Diseases of Aquatic organisms*, **24** (2), 149-157.

- Le Deuff R.M., Renault T.** (1999). Purification and partial genome characterisation of a herpes-like virus infecting the Japanese oyster, *Crassostrea gigas*. *Journal of General Virology*, **80**, 1317-1322.
- Lefebvre A., Guelorget O., Perthuisot J.P., Courties C., Millet B.** (1997). Hydrobiological organization of a bahira type paralic basin: Kalloni Bay (Lesbos, Greece). *Oceanol. Acta*, **20** (5), 757-768.
- Legendre L., Courties C., Troussellier M.** (2001). Flow cytometry in Oceanography 1989-1999: Environmental challenges and research trends. *Cytometry*, **44**, 164-172.
- Lehotay S.J., Harman-Fetcho J.A., McConnell L.L.** (1998). Agricultural pesticide residues in oysters and water from two Chesapeake Bay tributaries. *Marine Pollution Bulletin*, **37**(1-2), 32-44.
- Li W.K.W.** (1994). Primary production of prochlorophytes, cyanobacteria, and eucaryotic ultraphytoplankton : measurements from flow cytometric sorting. *Limnol. Oceanogr.*, **39**, 169-175.
- Li W.K.W.** (1995). Composition of ultraphytoplankton in the central North Atlantic. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **122**, 1-8.
- Li W.K.W., Dickie P.M., Harrison W.G., Irwin B.D.** (1993a). Biomass and production of bacteria and phytoplankton during the spring bloom in the western North Atlantic Ocean. *Deep-Sea Research*, **40** (1-2), 307-327.
- Li W.K.W., Zohary T., Yacobi Y.Z., Wood A.M.** (1993b). Ultraphytoplankton in the eastern Mediterranean Sea : towards deriving phytoplankton biomass from flow cytometric measurements of abundance, fluorescence and light scatter. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **102**, 79-87.
- Lipart C., Renault T.** (2002). Herpes-like virus detection in infected *Crassostrea gigas* spat using DG-labelled probes. *Journal of Virological Methods*, **101**, 1-10.
- Liu B., McConnell L.L., Torrents A.** (2001). Hydrolysis of chlorpyrifos in natural waters of thr Chesapeake Bay. *Chemosphere*, **44**, 1315-1323.
- Liu D., Pacepavicius G.F., Maguire R.J., Lau Y.L., Okamura H., Aoyama I.** (1999). Survey for the occurrence of the new antifouling compound Irgarol 1051 in the aquatic environment. *Water Resarch*, **33** (12), 2833-2843.
- Longhurst A.R., Koike I., Li W.K.W., Rodriguez J., Dickie P., Kepay P., Partensky F., Bautista B., Ruiz J., Wells M., Bird D.F.** (1992). Sub-micron particles in the northwest Atlantic shelf water. *Deep-Sea Research*, **39** (1), 1-7.
- Loosanoff V.L., Davis H.C.** (1963). Rearing of bivalve molluscs. *In* : Advances in Marine Biology, Russel F.C. Ed., Academic Press, New-York, 1-136.
- Lorenzen C.J.** (1967). Determination of chlorophyll and pheopigments : spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, **12**, 343-346.
- Lough R.G.** (1975). A reevaluation of the combined effects of temperature and salinity on survival and growth of bivalve larvae using response surface techniques. *Fishery Bulletin*, **73**(1), 86-94.
- Louis E.** (1998). Les pollutions de la plaisance. *Environnement.*, **4**.

- Lubet P.E.** (1981). Influence des facteurs externes sur la reproduction des Lamellibranches. *Oceanis*, **6** (5), 469-489.
- Lucas A.** (1982). La nutrition des larves de bivalves. *Oceanis.*, **8**, 363-388.
- Lugomela C., Wallberg P., Nielsen T.G.** (2001). Plankton composition and cycling of carbon during the rainy season in a tropical coastal ecosystem, Zanzibar, Tanzania. *J. Plankton. Res.*, **23**, 1121-1136.
- L'Yavanc J.** (1995). Evolutions bathymétrique et morphologique du Bassin d'Arcachon. Rapport interne IFREMER pour l'Etude Intégrée du Bassin d'Arcachon, 82 pp. + cartes et annexes.
- Macalady D.L., Wolfe N.L.** (1985). Effects of sediment sorption and abiotic hydrolysis . 1. organophosphorothioate esters. *J. Agric. Food Chem.*, **33**, 167-173.
- Magazzu G., Decembrini F.** (1995). Primary production, biomass and abundance of phototrophic picoplankton in the Mediterranean Sea : a review. *Aquat. Microb. Ecol.*, **9**, 97-104.
- Maki A. W.** (1991). The Exxon Valdez oil spill : initial environmental impact assessment. *Environmental Science and Technology*, **25**, 24-29.
- Malone T.C.** (1971). The relative importance of nanoplankton and netplankton as primary producers in the California current system. *Fish. Bull.*, **69** (4), 799-820.
- Manaud F.** (1974). Etude et Synthèse - Bassin d'Arcachon. C.N.E.X.O. 106 pp + atlas.
- Manaud F., Bouchet J.M., Deltreil J.P., Maurer D., Trut G., Auby I., Dreno J.P., L'Yavanc J., Masson N., Pellier C.** (1997). Etude intégrée du Bassin d'Arcachon. Tome 5 : Activités ressources vivantes. Rapport interne DEL/Arcachon, 5 classeurs.
- Marie D., Partensky F., Jacquet S., Vaultot D.** (1997). Enumeration and cell cycle analysis of natural populations of marine picoplankton by flow cytometry using the nucleic acid stain SYBR Green I. *Appl. Environ. Microbiol.*, **63**, 186-193.
- Marie D., Simon N., Guillou L., Partensky F., Vaultot D.** (2000). Flow cytometry analysis of marine picoplankton. In: Diamond RA, DeMaggio S. editors. *In Living Colors : Protocols in Flow Cytometry and Cell sorting*. Springer Verlag, 421-454.
- Martinez K., Ferrer I., Hernando M.D., Fernandez-Alba A.R., Marcé R.M., Borrull F., Barcelo D.** (2001). Occurrence of antifouling biocides in the spanish mediterranean marine environment. *Environmental Technology*, **22**, 10 p.
- Masclat P., Mouvier G.** (1988). La chimie atmosphérique des hydrocarbures aromatiques polycycliques. *Pollution atmosphérique*, Janvier-Mars, 25-31.
- Masson-Neaud N.** (1998). Réseau de surveillance du phytoplancton (REPHY). Observations sur le Bassin d'Arcachon de 1991 à 1994. *Rapport Ifremer DEL/98-01/Arcachon*, 53 pp.
- Maurer D., His E., Robert R.** (1984). Observations sur le phytoplancton du Bassin d'Arcachon en période estivale. Rôle potentiel dans la nutrition des larves de *Crassostrea gigas*. C.I.E.M., Comm. CM/L : **14**, 9 p.

- Maurer D., Héral M., His E., Razet D.** (1985). Influence d'une peinture antisalissure à base de sels organo-métalliques de l'étain sur le captage en milieu naturel de l'huître *Crassostrea gigas*. *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **47**(3-4), 239-248.
- Maurer D., Borel M.** (1986). Croissance, engraissement et cycle sexuel de *Crassostrea gigas* dans le Bassin d'Arcachon : comparaison des huîtres âgées de 1 et 2 ans. *Haliotis*, **15**, 125-134.
- Maurer D., Borel M., Dreno J.P.** (1987). Estimation de la biomasse d'huîtres *Crassostrea gigas* en élevage dans le Bassin d'Arcachon – Été 1985. *Rapport Ifremer DRV-87.017-RA/ARCACHON*, 31 pp.
- Maurer D., Parache A., Dreno J.P.** (1988). Estimation de la biomasse d'huîtres *Crassostrea gigas* en élevage dans le Bassin d'Arcachon – Été 1986 et 1987. *Rapport Ifremer DRV-87.025-RA/ARCACHON*, 24 pp.
- Maurer D., Auby I., Masson N., Sautour B., D'Amico F., Deynu D., Tournaire M.P., Trut G., Cantin C., Pellier C.** (2001). Etude de la reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon. Année 2000. *Rapport Ifremer DEL/AR*, 132 pp. + Annexes.
- Maurer D., Auby I., Masson N., Sautour B., Glé C., d'Amico F., Guegen C., Tournaire M.P., Trut G., Cantin C.** (2003). Etude de la reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon- Année 2003. *Rapport IFREMER RST.DEL/03.02/ARCACHON*, 248 pp.+ Annexes.
- Mazoyer V.** (1998). Classification des risques phytosanitaires pour la conchyliculture du littoral charentais. Mémoire E.S.I.P.T.A., IFREMER – INRA, 48 p + annexes.
- McElroy A., Farrington J., Teal J.** (1989). In "Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment", Ed. U. Varanasi, CRC Press, Inc, Boca Raton, Floride, USA, 1-39.
- Metaxas A., Lewis A.G.** (1991). Copper tolerance of *Skeletonema costatum* and *Nitzschia thermalis*. *Aquat Toxicol*, **19**, 265-280.
- Meyers T. R.** (1979). A reo-like virus isolated from juvenile American oysters (*Crassostrea virginica*). *J. Gen. Virol.*, **46**, 203-212.
- Michel P., Averty B.** (1991). Tributyltin analysis in seawater by GC-FPD after direct aqueous phase ethylation using sodium tetraethylborate. *Applied Organomet. Chem.*, **5**, 393-397.
- Michel P., Averty B.** (1996). Bilan 1992 de la contamination des eaux côtières françaises par les composés organostanniques. *Rapport IFREMER, DEL/96.06/Nantes*, 12 pp.
- Michel P., Averty B.** (1998). Bilan 1997 de la contamination des eaux côtières françaises par les composés organostanniques. *Rapport IFREMER, DEL/98.05/Nantes*, 39 pp.
- Molander S., Dahl B., Blanck H., Jonsson J., Sjoström M.** (1992). Combined effects of Tri-n-butyl Tin (TBT) and diuron on marine periphyton communities detected as pollution-induced community tolerance. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **22**, 419-427.

- Nicolas J. L., Comps M., Cochenne N.** (1992). Herpes-like virus infecting Pacific oyster larvae, *Crassostrea gigas*. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, **12**(1), 11-13.
- Nitschke L., Wilk A., Schlüssler W., Metzner G., Lind G.** (1999). Biodegradation in laboratory activated sludge plants and aquatic toxicity of herbicides. *Chemosphere*, **39**(13), 2313-2323.
- Nyström B., Becker-Van Slooten K., Bérard A., Grandjean D., Druart J.C., Leboulanger C.** (2002). Toxic effects of Irgarol 1051 on phytoplankton and macrophytes in Lake Geneva. *Water Research*, **36**, 2020-2028.
- Okamura H.** (2002). Photodegradation of the antifouling compounds irgarol 1051 and diuron released from a commercial antifouling paint. *Chemosphere*, **48**, 43-50.
- Okamura H., Aoyama I., Liu D., Maguire R.J., Pacepavicius G.J., Lau Y.L.** (2000). Fate and ecotoxicity of the new antifouling compound irgarol 1051 in the aquatic environment. *Wat. Res.*, **34**(14), 3523-3530.
- Olson R.J., Chisholm S.W., Zettler E.R., Armbrust E.V.** (1988). Analysis of *Synechococcus* in the sea using single and dual beam flow cytometry. *Deep-Sea Research*, **35** (3), 425-440.
- Olson R.R., Olson M.H.** (1989). Food limitation of planktotrophic marine invertebrate larvae : does it control recruitment success. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **20**, 225-247.
- Olson R.J., Zettler E.R., Anderson O.K.** (1989). Discrimination of eukaryotic phytoplankton cell types from light scatter and autofluorescence properties measured by flow cytometry. *Cytometry*, **10**, 636-644.
- Olson R.J., Chisholm S.W., Zettler E.R., Armbrust E.V.** (1990). Pigments, size and distribution of *Synechococcus* in the North Atlantic and Pacific Oceans. *Limnol. Oceanogr.*, **35** (1), 45-58.
- Partensky F., Blanchot J., Lantoine F., Neveux J., Marie D.** (1996). Vertical structure of picoplankton at different trophic sites of the tropical northeastern Atlantic Ocean. *Deep-Sea Research*, **43** (8), 1191-1313.
- Pempkowiak J., Tronczynski J., Pazdro K.** (2000). Spatial and temporal gradients of triazines in the Baltic Sea off Poland. *Marine Pollution Bulletin*, **40**(12), 1082-1089.
- Petersen S., Gustavson K.** (1998). Toxic effects of tri-butyl-tin (TBT) on autotrophic pico-, nano-, and microplankton assessed by a size fractionated pollution-induced community tolerance (SF-PICT) concept. *Aquatic Toxicology*, **40**, 253-264.
- Peterson H.G., Boutin C, Martin, P.A., Freemark K.E., Ruecker** (1994). Aquatic phyto-toxicity of 23 pesticides applied at expected environmental concentrations. *Aquat. toxicol.*, **28**(3-4), 275-292.
- Pouvreau S., Pierre S., Enriquez M.** (2003). Analyse bioénergétique de la reproduction de l'huître creuse *Crassostrea gigas* en condition contrôlée : implication dans le syndrome des mortalités estivales. Rapport d'avancement 2002, Défi Morest, 53 pp.
- Prieur D.** (1983). Ingestion et digestion de bactéries par les larves de la moule *Mytilus edulis*. *J. Molluscan Stud. (Supply)*, **12A**, 149-153.

- Quevedo M., Anadon R.** (2000). Spring microzooplankton composition, biomass and potential grazing in the central Cantabrian coast (southern Bay of Biscay). *Oceanol. Acta*, **23**, 297-309.
- Raby D., Mingelbier M., Dodson J.J., Klein B., Lagadeuc Y., Legendre L.** (1997). Food-particle size and selection by bivalve larvae in a temperate embayment. *Mar. Biol.*, **127**, 665-672.
- Raillard O.** (1991). Etude des interactions entre les processus physiques et biologiques intervenant dans la production de l'huître creuse *Crassostrea gigas* (Thunberg) du Bassin de Marennes-Oléron : essais de modélisation. *Thèse Université Paris VI*, 216 pp.
- Ramirez M.E.V., Le Pennec M., Dorange G., Devauchelle N., Nonnotte G.** (1999). Assessment of female gamete quality in the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Invertebrate Reproduction and development*, **36** (1-3), 73-78.
- Ranke J., Jastorff B.** (2000). Multidimensional risk analysis of antifouling biocides. *Environ. Sci. & Poll. Res.*, **7**(2), 105-114.
- Readman J.W., Kwong L.L.W., Grondin D., Bartocci J., Villeneuve J.P., Mee L.D** (1993). Coastal water contamination from a triazine herbicide used in antifouling paints. *Environmental Science & Technology*, **27**, 1940-1942.
- Renault T.** (1998). Infections herpétiques chez les invertébrés : détection de virus de type herpès chez les mollusques bivalves marins. *Virologie*, **2**, 401-403.
- Renault T., Cochenec N., Le Deuff R.M., Chollet B.** (1994a). Herpes like virus infecting Japanese oyster (*Crassostrea gigas*) spat. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, **14** (2), 64-66.
- Renault T., Le Deuff R.M., Cochenec N., Maffart P.** (1994b). Herpèsvirus associated with mortalities among Pacific oyster *Crassostrea gigas*, in France : comparative study. *Revue de Médecine Vétérinaire*, **145** (10), 735-742.
- Renault T., Le Deuff R.-M., Lipart C., Chollet B., Haffner P.** (1997). Programme herpèsvirus : synthèse des travaux réalisés au laboratoire IFREMER de La Tremblade - Mars 1996/Février 1997, *Note IFREMER*, 67 pp.
- Renault T., Le Deuff R.M., Lipart C., Cholet B., Haffner P.** (1997). Synthèse des travaux réalisés au laboratoire IFREMER de La Tremblade. Mars 1996-février 1997. *Rapport* 60 pp.
- Renault T., Lipart C.** (1998). Diagnosis of herpes-like virus infections in oysters using molecular techniques. *European Aquaculture Society. Special Publication* **26**, 235-236.
- Renault T., Lipart C., Arzul I.** (1999). Development of an internal standard for PCR detection of herpes-like virus infecting Bivalves. *Résumé des présentations. EAFP* 19-24 Septembre 1999. Rhodes. p104.
- Renault T., Le Deuff R.-M., Cochenec N., Delsert C.** (2000a). Development of a PCR procedure for the detection of a herpes-like virus infecting oysters in France. *Journal of Virological Methods*, **88**, 41-50.

- Renault T., Le Deuff R.-M., Chollet B., Cochenec N., Gérard A.** (2000b). Concomitant herpes-like virus infections in hatchery-reared larvae and nursery-cultured spat *Crassostrea gigas* and *Ostrea edulis*. *Dis. aqua. Org.* **42**(3), 173-183.
- Renault T., Lipart C., Arzul, I.** (2001a). A herpes-like virus infects a non-ostreid bivalve species: virus replication in *Ruditapes philippinarum* larvae. *Dis. aqua. Org.*, **45**, 1-7.
- Renault T., Lipart C., Arzul, I.** (2001b). A herpes-like virus infecting *Crassostrea gigas* and *Ruditapes philippinarum* larvae in France. *J. Fish Dis.*, **24**, 369-376.
- Riegmann R., Kuipers B.R., Noordeloos A.A.M., White H.J.** (1993). Size-differential control of phytoplankton and the structure of plankton communities. *Netherlands J. Sea Res.*, **31** (3), 255-265.
- Riisgard H.U., Randlov A., Kristensen P.S.** (1980). Rates of water processing, oxygen consumption and efficiency of particle retention in veligers and young post-metamorphic *Mytilus edulis*. *Ophelia*, **19**, 37-47.
- Robert R.** (2003). Microalgae as food for molluscs. *In* live feeds in marine aquaculture. J.G. Stottrup & L.A. McEvoy Ed., Blackwell Publishing, 254-263.
- Robert R., His E.** (1988). Observations on the feeding behaviour of *Crassostrea gigas* larvae in the bay of Arcachon (France). *Aquat. Living Resour.*, **1**, 133-139.
- Robert R., Trintignac P.** (1997). Microalgues et nutrition larvaire en éclosion de mollusques. *Haliotis*, **26**, 1-13.
- Saint-Pé M.A.** (1966). Etude hydrogéologique et géochimique : la nappe phréatique du Nord-Est du Bassin d'Arcachon et son influence sur l'alimentation des aquifères sous-jacents. *Thèse 3ème Cycle* Université de Bordeaux I, 73 pp. + cartes.
- Salomon J.C., Breton M.** (1995). Arcachon - L'Hydrodynamique par la modélisation mathématique. *Rapport interne* IFREMER/DEL/HS.12.96, 23 pp + 54 fig.
- Samain F., Saout C., Soudant P., Le Coz J.R., Segueineau C., Quere C., Connan J.P., Mazuret M., Miner P., Muzellec M.L., Marty Y., Moal J., Paulet Y.M., Robert R.** (1995). Nutrition et reproduction des Bivalves. La Reproduction Naturelle et Contrôlée des Bivalves Cultivés en France, Nantes (France), 14-15 Nov 1995. *Rapport Ifremer* DRV/RA/RST/ 97-11 RA/Brest, 137-148.
- Sarradin P. M., A. Astruc, V. Dezauniers, R. Pinel, M. Astruc** (1991). Butyltin pollution in surface sediments of Arcachon Bay after ten years of restricted use of TBT-based paints. *Environm. Technol.* **12**, 537-543.
- Sauriau P.G., Baud J.P.** (1994). Artificial filament breakage of the diatom *Skeletonema costatum* intended for mollusc aquaculture. *Aquaculture*, **123**, 69-81.
- Sautour B.** (1991). Populations zooplanctoniques dans le Bassin de Marennes-Oléron; dynamique de population, nutrition et production des copépodes dominants. *Thèse de Doctorat* Université Bordeaux I, 283 pp.
- Scarlett A., Donkin M.E., Fileman T.W., Donkin P.** (1997). Occurrence of the marine antifouling agent irgarol 1051 within the Plymouth Sound locality : Implications for the green macroalga *Enteromorpha intestinalis*. *Mar. Poll. Bull.*, **34** (8), 645-651.

- Scarlett A., Donkin M.E., Fileman T.W., Evans S.V. Donkin P.** (1999). Risk posed by the antifouling agent Irgarol 1051 to the seagrass *Zostera marina*. *Aquatic Toxicology*, **45** (2-3), 159-170.
- Scholtz A.J., Cooke W.A., Cooper K.L., Donaldson J.** (1984). Beach setting of eyed oyster larvae *Crassostrea gigas* (Thunberg) in Puget sound Washington. *Abstracts, 1984 NSA West Coast Section Meeting. Belhingham, Washington, Sept 7-8 1984*, 53.
- Shimida A., Hasegawa T., Umeda I., Kadoya N., Maruyama T.** (1993). Spatial mesoscale patterns of West Pacific picophytoplankton as analysed by flow cytometry : their contribution to subsurface chlorophyll maxima. *Mar. Biol.*, **115**, 209-215.
- Sieburth J.McN., Smetacek V., Lenz J.** (1978). Pelagic ecosystem structure : heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.*, **23** (6), 1256-1263.
- Simon D., Helliwell S., Robards K.** (1998). Analytical chemistry of chlorpyrifos and diuron in aquatic ecosystems. *Analytica Chimica acta*, **360**, 1-16.
- Smayda T.J.** (1970). The suspension and sinking of phytoplankton in the sea. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, **8**, 353-414.
- Sommer F., Stibor H., Sommer U., Velimirov B.** (2000). Grazing by mesozoopankton from Kiel Bight, Baltic Sea, on different sized algae and natural seston size fractions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **199**, 43-53.
- Sondergaard M., Jensen L.M., Aertebjerg G.** (1991). Picoalgae in danish coastal waters during summer stratification. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **79**, 139-149.
- Soudant P., Van Ryckeghem K., Marty Y., Moal J., Samain J.F., Sorgeloos P.** (1999). Comparison of the lipid class and fatty acid composition between a reproductive cycle in nature and a standard hatchery conditioning of the Pacific Oyster *Crassostrea gigas*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part B*, **123**, 209-222.
- Stangroom S.J., Collins C.D., Lester J.N.** (1998). Sources of organic micropollutants to lowland rivers. *Environmental Technology*, **19**, 643-666.
- Stauber J.L.** (1995). Toxicity testing using marine and freshwater unicellular algae. *Australasian J Ecotoxicol*, **1**, 15-24.
- Stewart C., de Mora S.J.** (1990). A review on the degradation of tri(n butyl)tin in marine environment. *Environ. Technol.*, **11**, 565-570.
- Stolte W., McCollin T., Noordeloos A.A.M., Riegman N.** (1994). Effect of nitrogen source on the size distribution within marine phytoplankton populations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **184**, 83-97.
- Sunda W.** (1975). The relationship between cupric iron activity and the toxicity of copper to phytoplankton. *PhD thesis*, MIT.
- Takano H.** (1968). On the Diatom *Chaetoceros calcitrans* (Paulsen) emend. and its dwarf form *pumilus forma nov.* *Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab.*, **55**, 1-7.
- Tebar E.** (2001). Caractérisation des gisements naturels d'huîtres dans le chenal de Comprian. *Rapport de Maîtrise Sciences de l'Environnement*, Université Bordeaux 1, 24 pp + annexes.

- Teisseire H., Couderchet M., Vernet G.** (1999). Phytotoxicity of diuron alone and in combination with copper or folpet on duckweed (*Lemna minor*). *Environmental pollution*, **106**, 39-45.
- Thébault A.** (1999). Bilan du Repamo 1998. Rapport IFREMER, 60 pp.
- Thomas K.V., McHugh M., Walcock M.** (2002). Antifouling paint booster biocides in UK waters : inputs, occurrence and environmental fate. *The Science of the Total Environment*, **123**(1), 153-151.
- Thomas K.V., McHugh M., Hilton M., Waldock M.** (2003). Increased persistence of antifouling paint biocides when associated with paint particles. *Environmental Pollution*, **123**, 153-161.
- Tomaru Y., Kawabata Z., Nakano S.** (2000). Consumption of picoplankton by the bivalve larvae of Japanese pearl oyster *Pinctada fucata martensii*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **192**, 195-202.
- Tronczynski J.** (1990). Programme de recherche sur les produits phytosanitaires en zones littorales et estuariennes. Rapport IFREMER DEL/PC Nantes, 39 pp.
- Tronczynski J., Moisan K., Bocquené G., Maggi P., Grison J.** (1999). Etude des zones côtières exposées à la contamination par les produits phytosanitaires. *Rapport d'étude* IFREMER DEL/PC, 33 p + annexes.
- Troussellier M., Courties C., Vaquer A.** (1993). Recent applications of flow cytometry in aquatic microbial ecology. *Biol. of the Cell*, **78**, 111-121.
- Troussellier M., Courties C., Lebaron P., Servais P.** (1999). Flow cytometric discrimination of bacterial populations in seawater based on Syto 13 staining of nucleic acids. *FEMS Microbiology Ecology*, **29**, 319-330.
- Vanucci S., Acosta Pomar L.M.C., Maugeri T.L.** (1994). Seasonal pattern of phototrophic picoplankton in the eutrophic coastal waters of the northern Adriatic Sea. *Botanica Marina*, **37**, 57-66.
- Vaquer A., Troussellier M., Courties C., Bibent B.** (1996). Standing stock and dynamics of picophytoplankton in the Thau Lagoon (northwest Mediterranean coast). *Limnol. Oceanogr.*, **41**, 1821-1828.
- Vaulot D., Ning Xiuren** (1988). Abundance and cellular characteristics of marine *Synechococcus* spp. In the dilution zone of the Changjiang (Yangtze River, China). *Continental Shelf Research*, **8**, 1171-1186.
- Vaulot D., Courties C., Partensky F.** (1989). A simple method to preserve oceanic phytoplankton for cytometric analyses. *Cytometry*, **10**, 629-635.
- Vaulot D., Partensky F.** (1992). Photosynthetic picoplankton of the north west Mediterranean Sea in summer : comparison with the winter situation. In J.H. Martin and H. Barths (eds), Eros 2000 (European river ocean system). *Water Pollut. Res. Rep.* **28**. CEC, 173-181.
- Vincent D., Sautour B., Dupuy C., Courties C., Auby I., Maurer D.** (2002b). Do microplankton metazoans compete for food resources during periods of high meroplankton production ? Study case in an oyster farming area, Arcachon Bay, France. Soumis.

Vincent D., Sautour B., Dupuy C., Courties C., Auby I., Maurer D. (2002c). *In situ* predation of copepod developmental stages on plankton protists in a semi-enclosed coastal lagoon (Arcachon Bay, France). Soumis.

Vincent D., Sautour B., Dupuy C., Masson N., Auby I., Maurer D. (2002a). Summer plankton communities of a shallow coastal ecosystem, Arcachon Bay, France : Characterization and short-term dynamics of plankton community structure, abundance and biomass with special emphasis on space and time variability. *J. Plankton Research*, soumis.

Voulvoulis N., Scrimshaw M.D., Lester J.N. (1999). Alternative antifouling biocides. *Applied Organometallic Chemistry*, **13**, 135-143.

Woodburn K.B., Hansen S.C., Roth G.A., Strauss K. (2003). The bioconcentration and metabolism of chlorpyrifos by the eastern oyster *Crassostrea virginica*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **22**(2), 276-284.

Yoo S.K., Ryu H. Y. (1985). Occurrence and survival rate of the larvae of Pacific oyster *Crassostrea gigas* in Hansan Bay. *Bull. Korean Fish. Soc.*, **18** (5), 471-476.

Zertal A., Sehili T., Boule P. (1999). Phototransformation of 4-chloro-2-méthylphenoxy acetic acid (MCPA). *Zeitschrift für Physikalische Chemie*, **213**, 87-92.

Etude de la reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon

Rapport final

Annexes



Etude de la reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon

Rapport final

Annexes

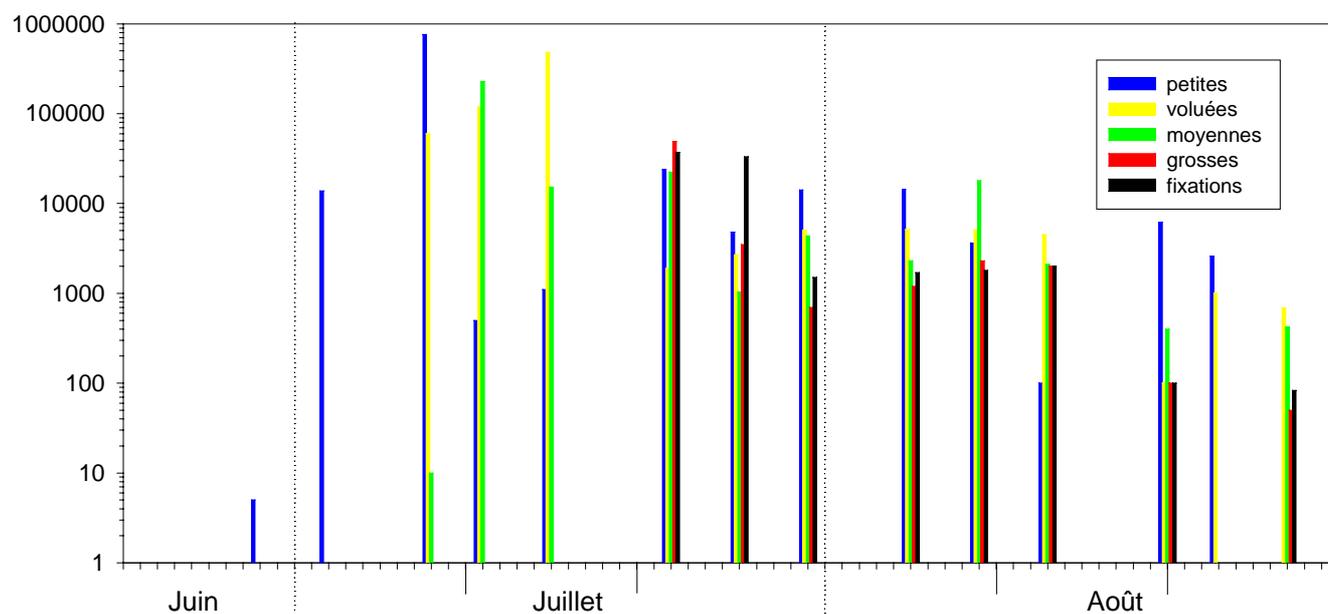
Sommaire

ANNEXE 1 : RESULTATS DES COMPTAGES LARVAIRES DANS LES SECTEURS EST ET OUEST DU BASSIN ENTRE 1985 ET 2003.....	7
ANNEXE 2 : DISTINCTION DES GRANDES COHORTES LARVAIRES DE 1985 A 2003	27
ANNEXE 3 : PRESENTATION DU BASSIN D'ARCACHON ET DE SES MASSES D'EAU PRESENTATION DU RESEAU ARCHYD	33
ANNEXE 4 : CARACTERISTIQUES ANNUELLES DES PARAMETRES DE CROISSANCE ET DE MATURATION DE L'HUITRE <i>CRASSOSTREA GIGAS</i> DANS LE BASSIN D'ARCACHON DE 1985 A 1996	43
ANNEXE 5 : RESULTATS DES COMPTAGES DE ZOOPLANCTON DANS TROIS SECTEURS DU BASSIN AU COURS DES ETES 2000 A 2003.	45
ANNEXE 6 : DESCRIPTION DES ECHANTILLONS DE LARVES ANALYSES EN PCR POUR LA RECHERCHE DE L'HERPES VIRUS.....	67
ANNEXE 7 : TESTS D'ECOTOXICOLOGIE LARVAIRE REALISES PENDANT L'ETE 1999	73
ANNEXE 8 : RESULTATS DES ANALYSES DE PESTICIDES DANS LES COURS D'EAU ET DANS LE BASSIN D'ARCACHON PENDANT LES ETES 1999 A 2003.	79
ANNEXE 9 : DONNEES RELATIVES AUX PESTICIDES MIS EN EVIDENCE DANS LE BASSIN D'ARCACHON ET SES PRINCIPAUX TRIBUTAIRES	93

Annexe 1 :
Résultats des comptages larvaires dans les secteurs
est et ouest du Bassin entre 1985 et 2003.

Larves secteur est - 1985

Nombre de larves



Nombre de larves

Larves secteur ouest - 1985

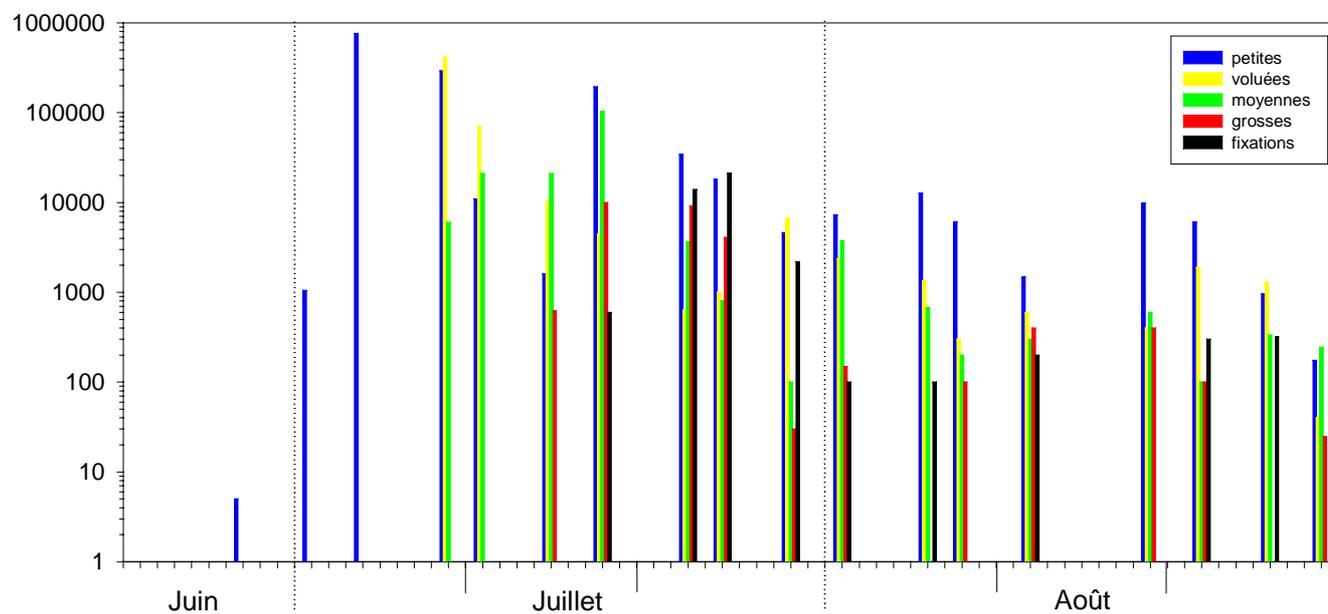
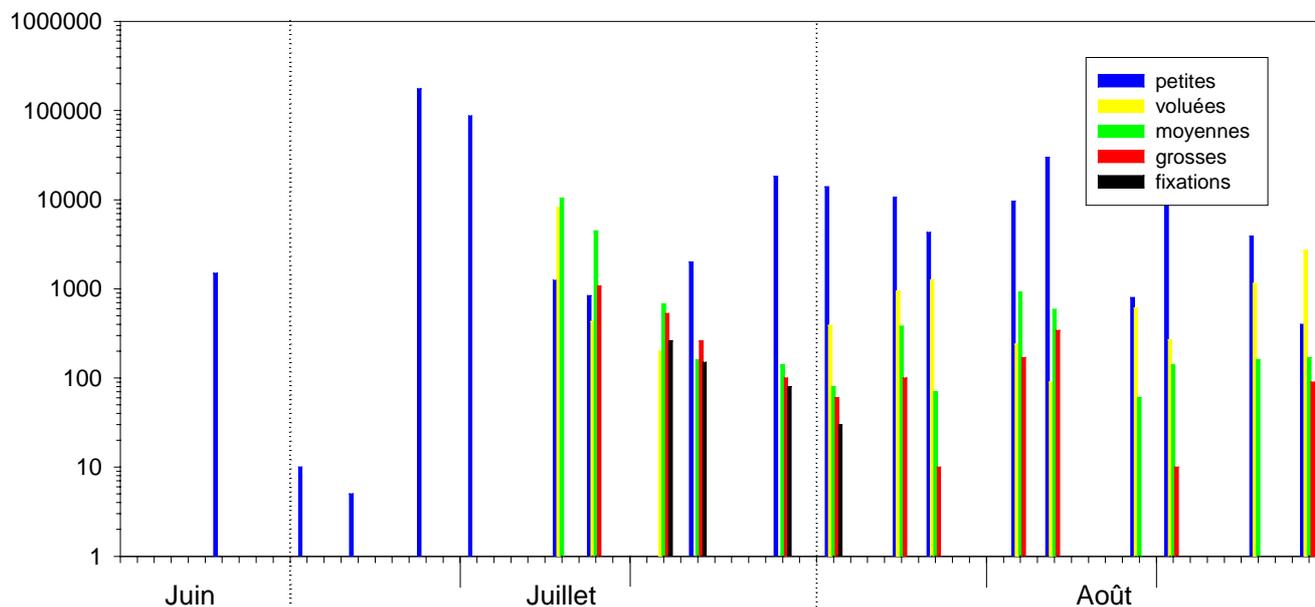


Figure A : Résultats des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 1985.

Larves secteur est - 1986

Nombre de larves



Larves secteur ouest - 1986

Nombre de larves

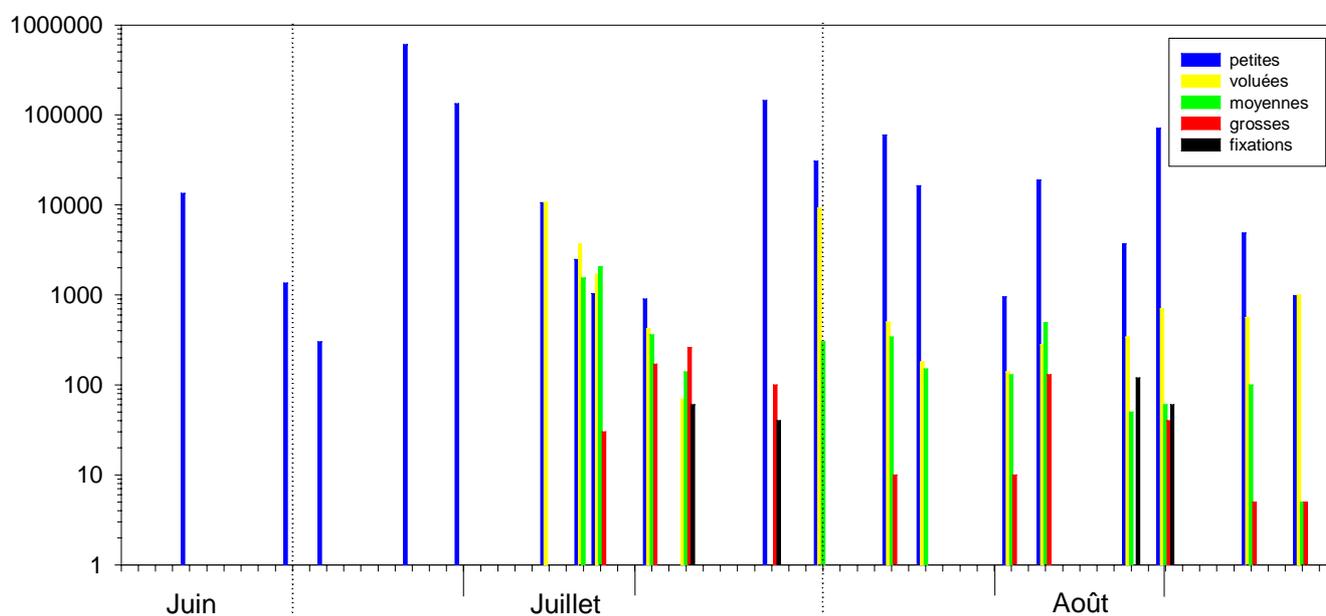
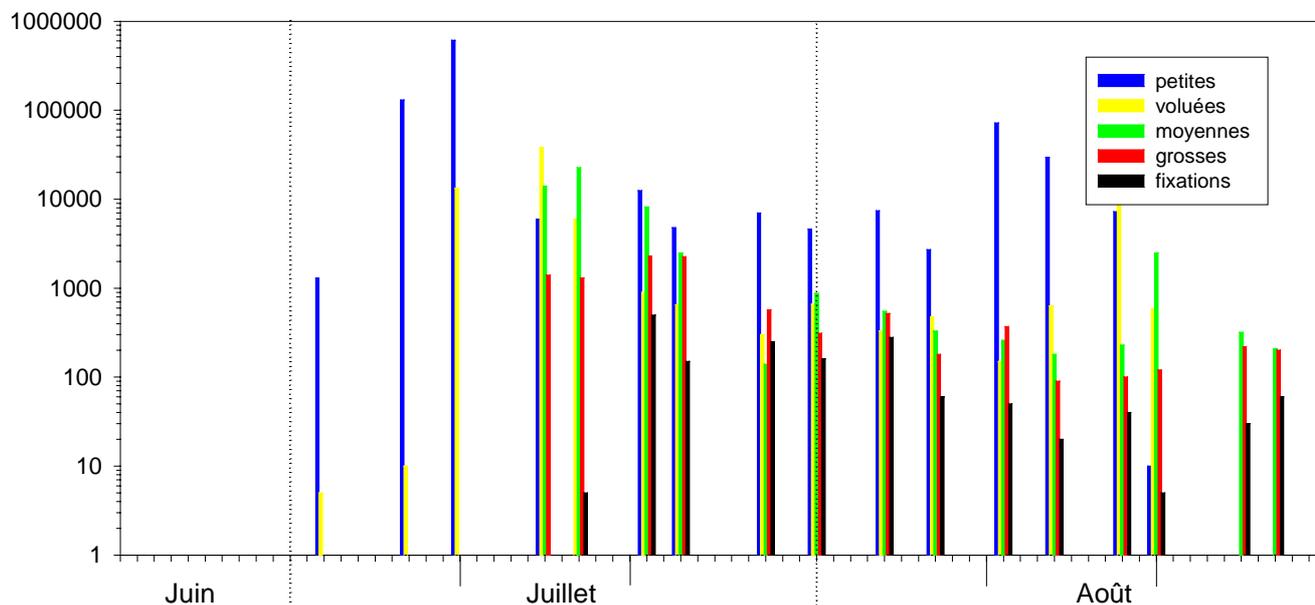


Figure B : Résultats des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 1986.

Larves secteur est - 1987

Nombre de larves



Nombre de larves

Larves secteur ouest - 1987

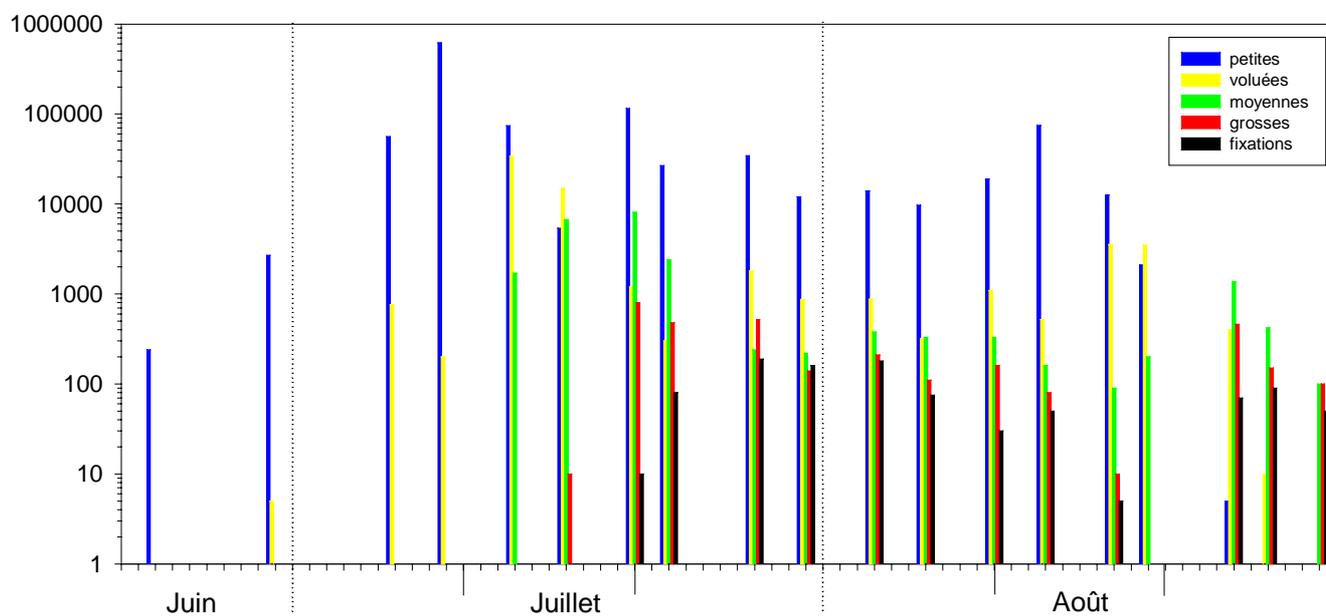
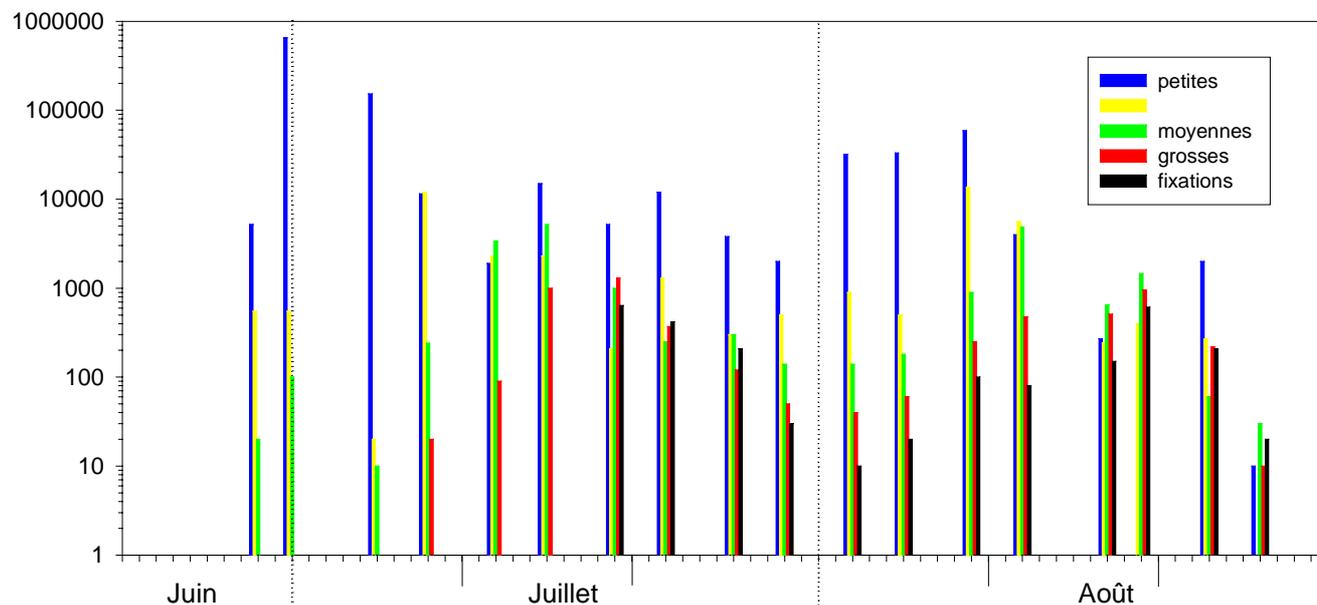


Figure C : Résultats des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 1987.

Larves secteur est - 1988

Nombre de larves



Nombre de larves

Larves secteur ouest - 1988

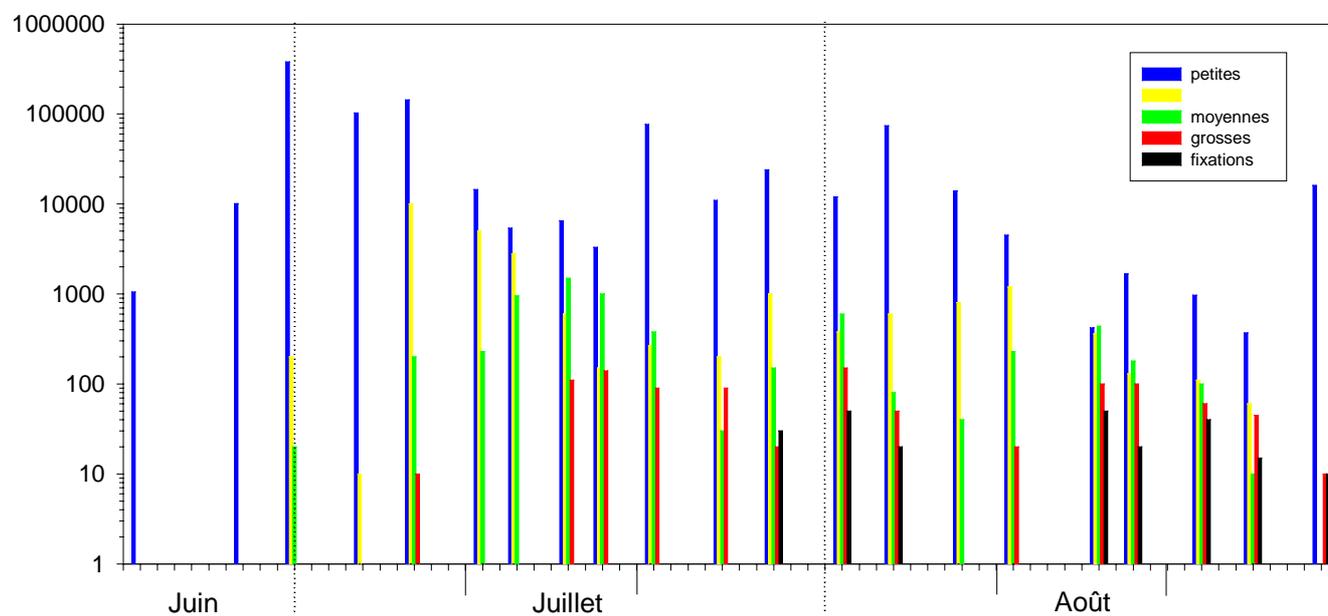
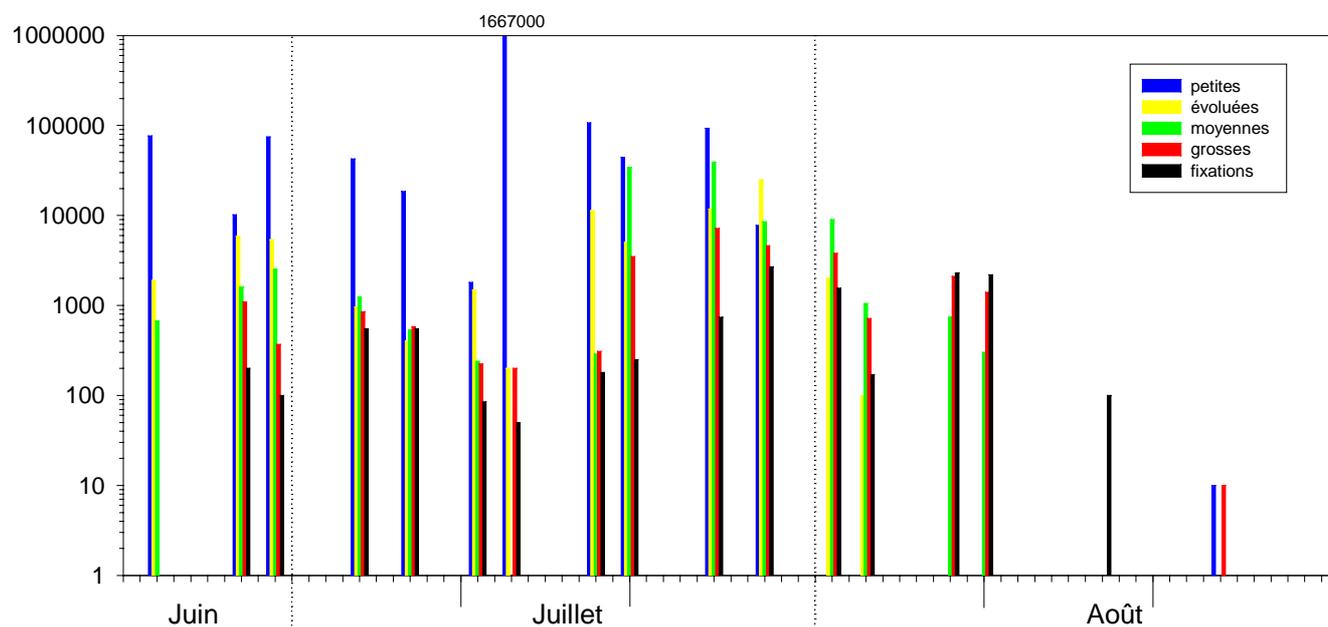


Figure D : Résultats des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 1988

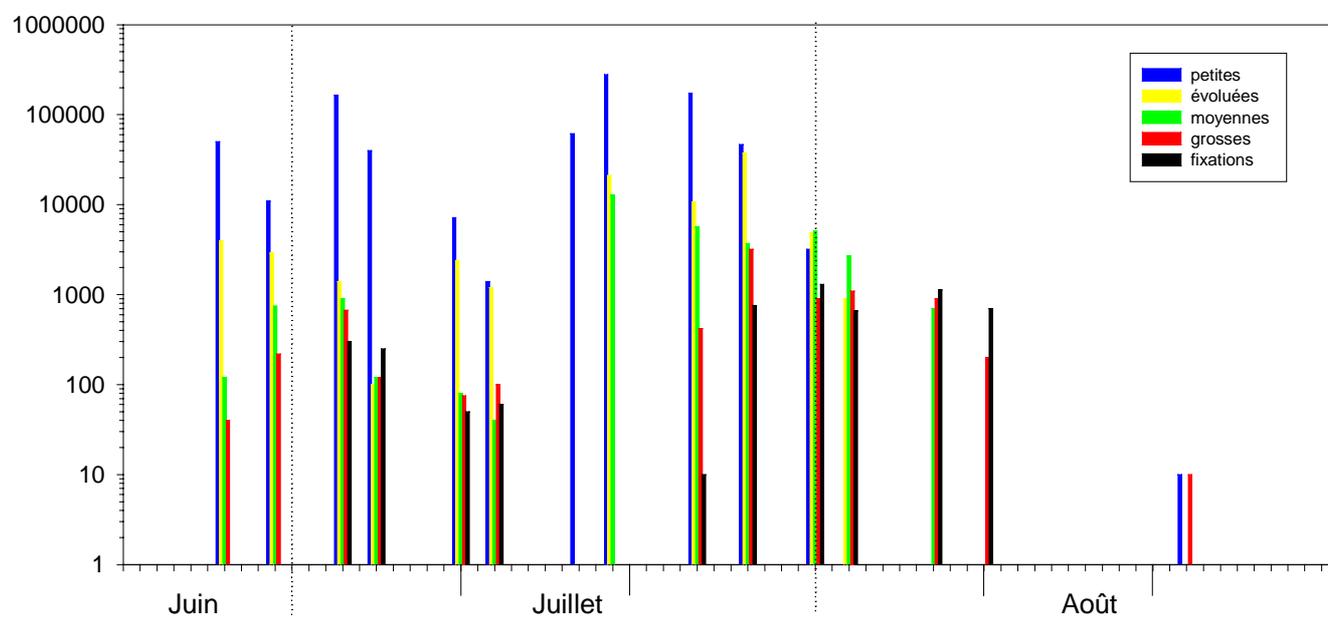
Nombre de larves

Larves secteur est - 1989



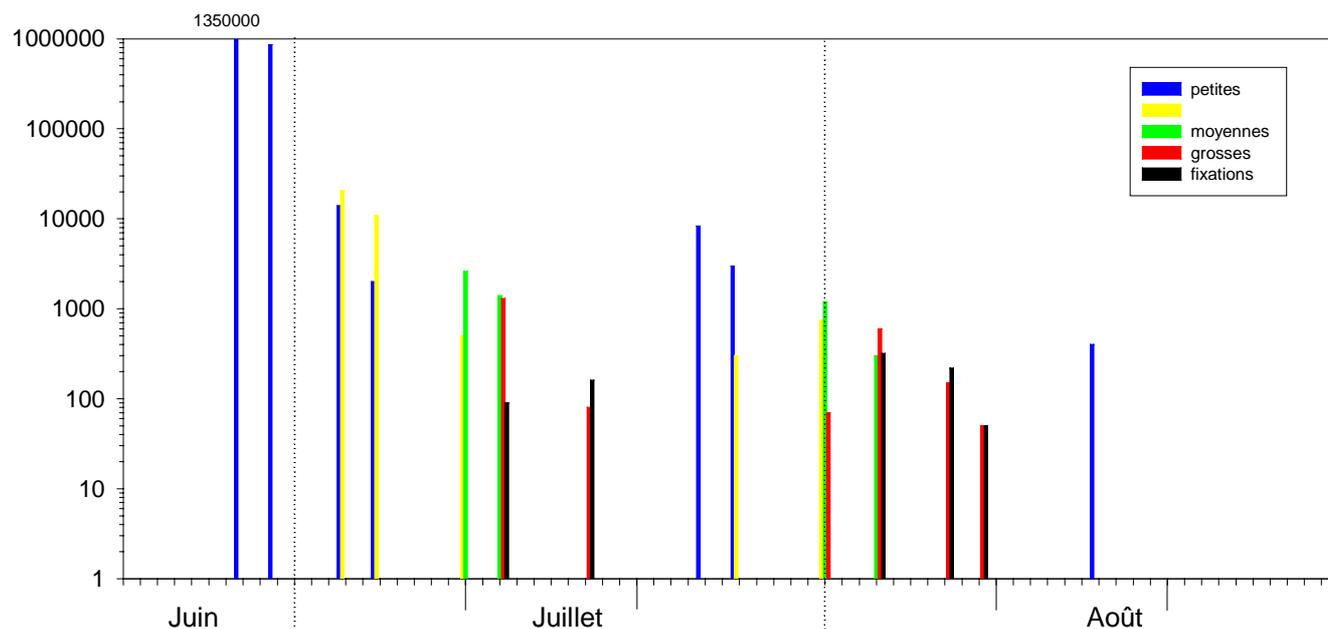
Nombre de larves

Larves secteur ouest - 1989



Nombre de larves

Larves secteur est - 1990



Nombre de larves

Larves secteur ouest - 1990

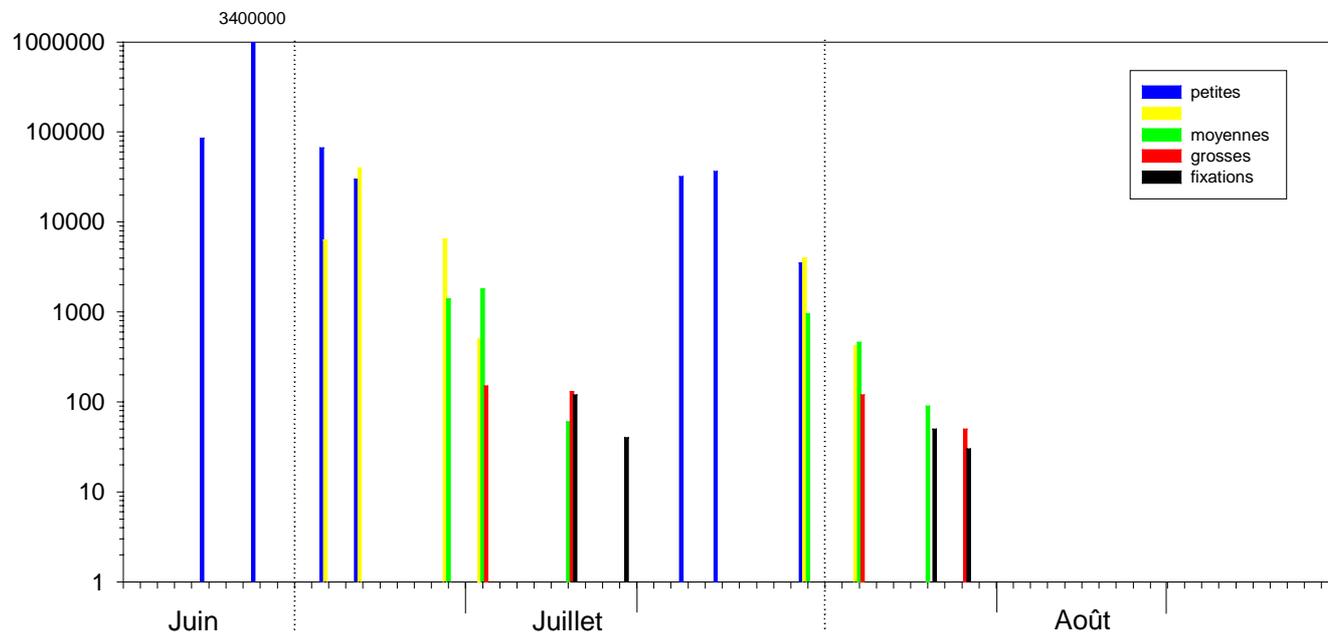
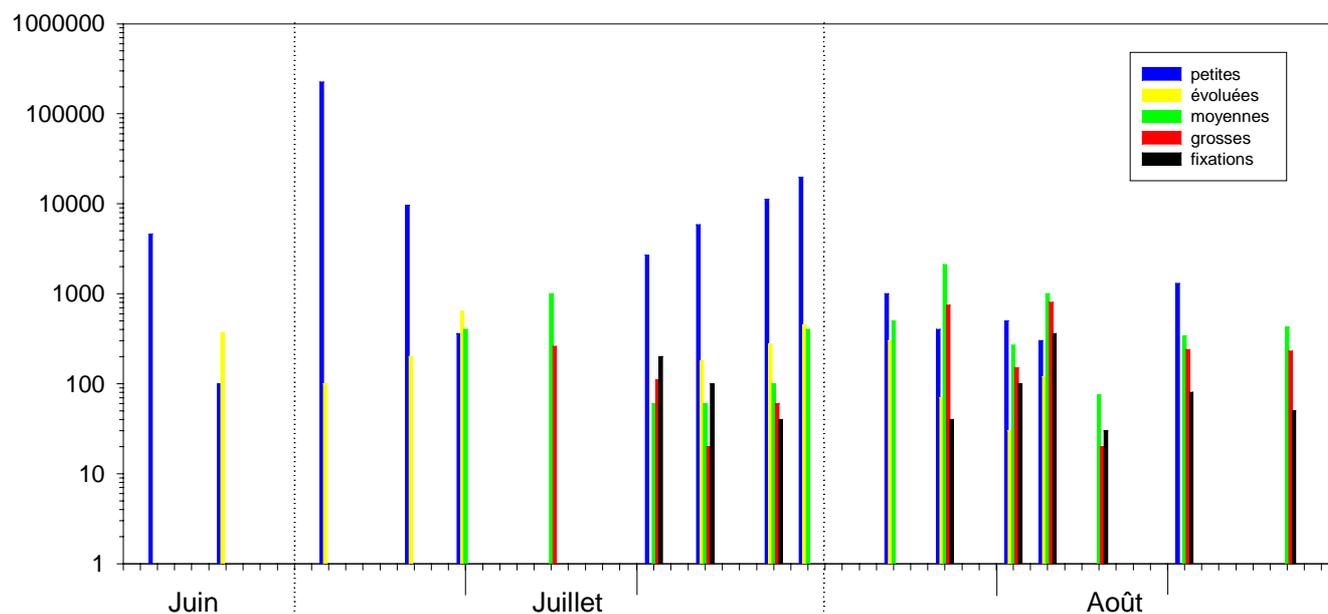


Figure F : Résultats des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 1990.

Nombre de larves

Larves secteur est - 1992



Nombre de larves

Larves secteur ouest - 1992

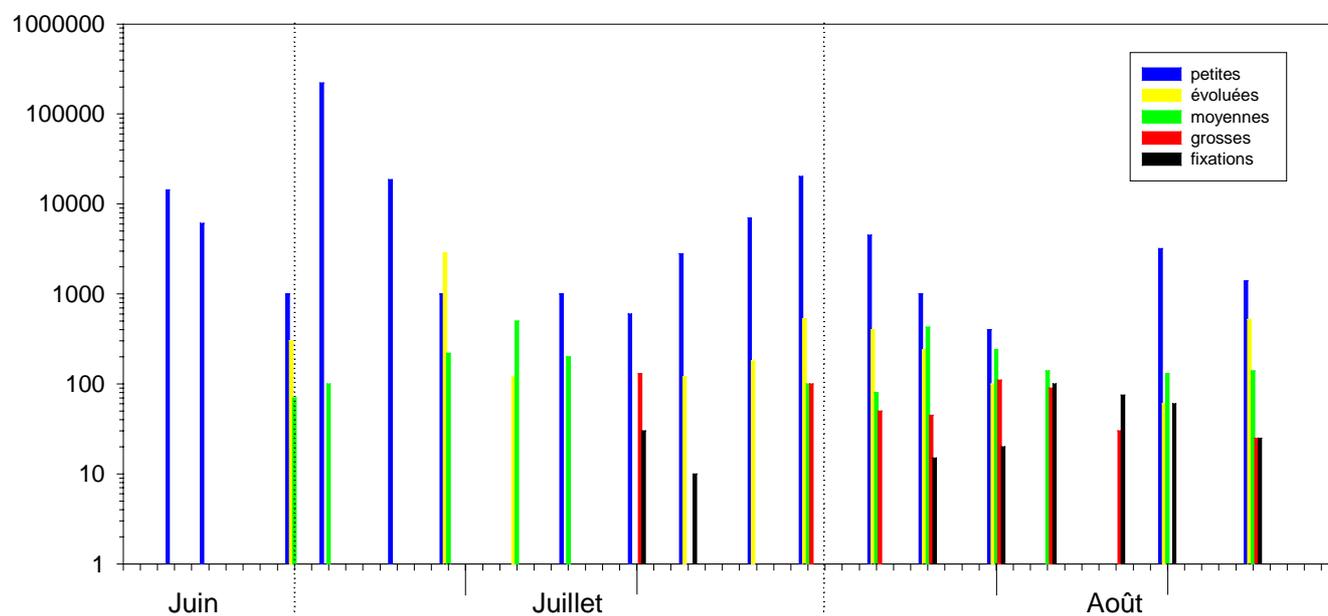
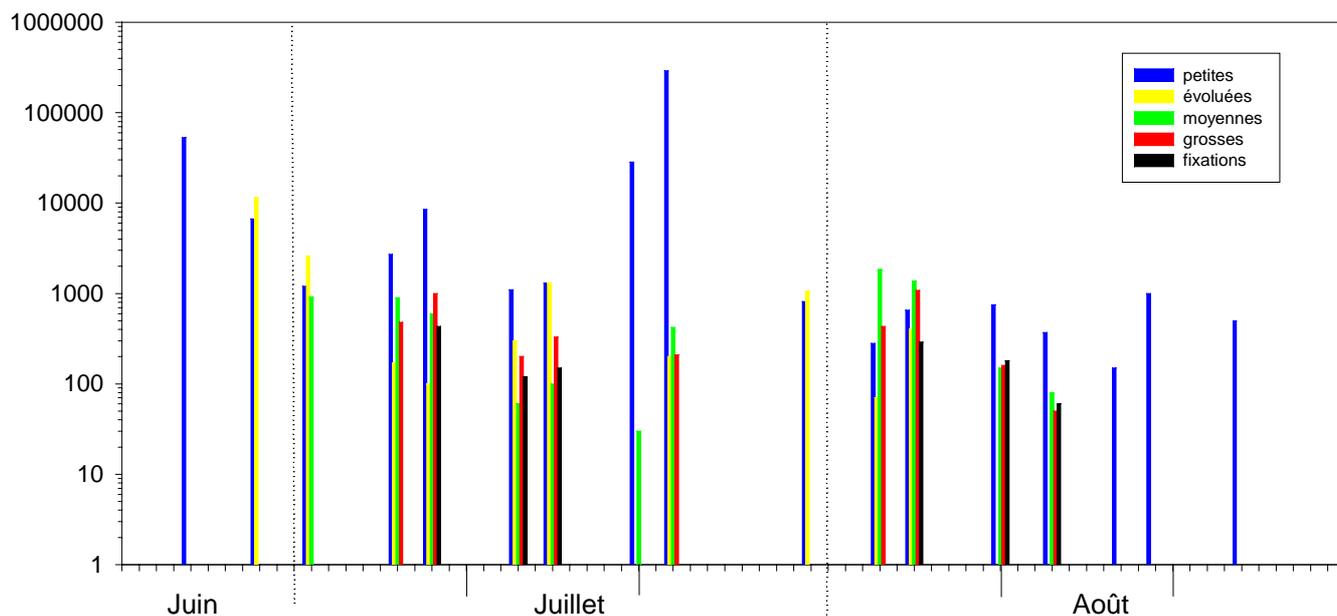


Figure H : Résultats des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 1992.

Nombre de larves

Larves secteur est - 1993



Nombre de larves

Larves secteur ouest - 1993

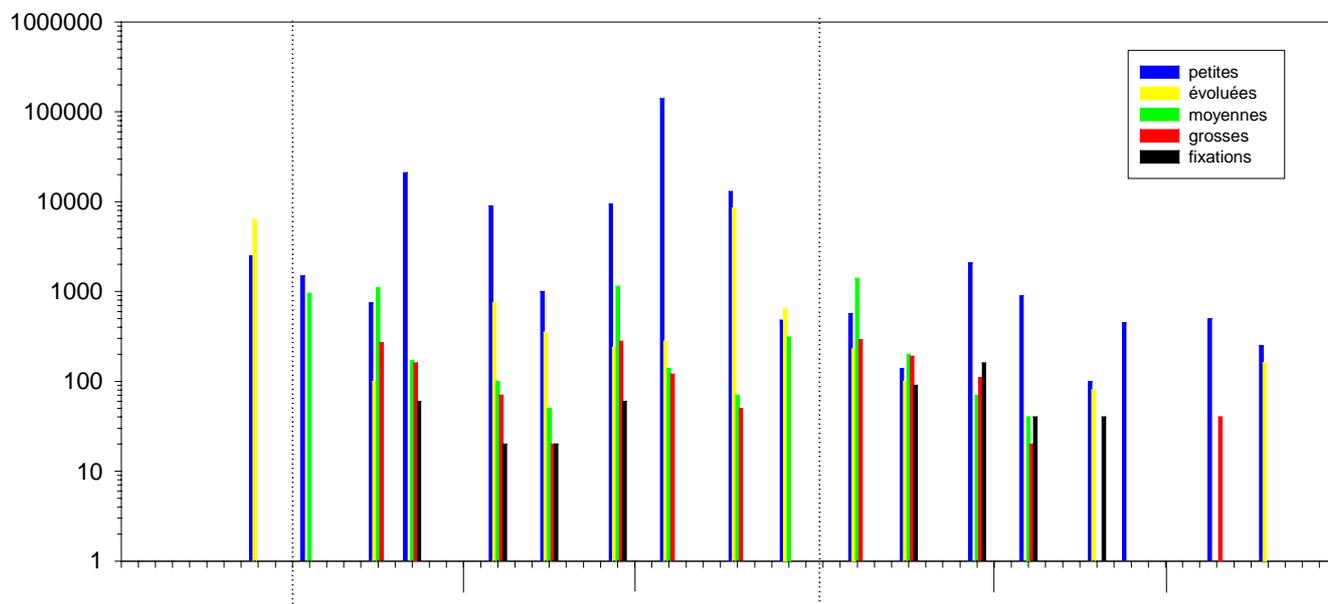
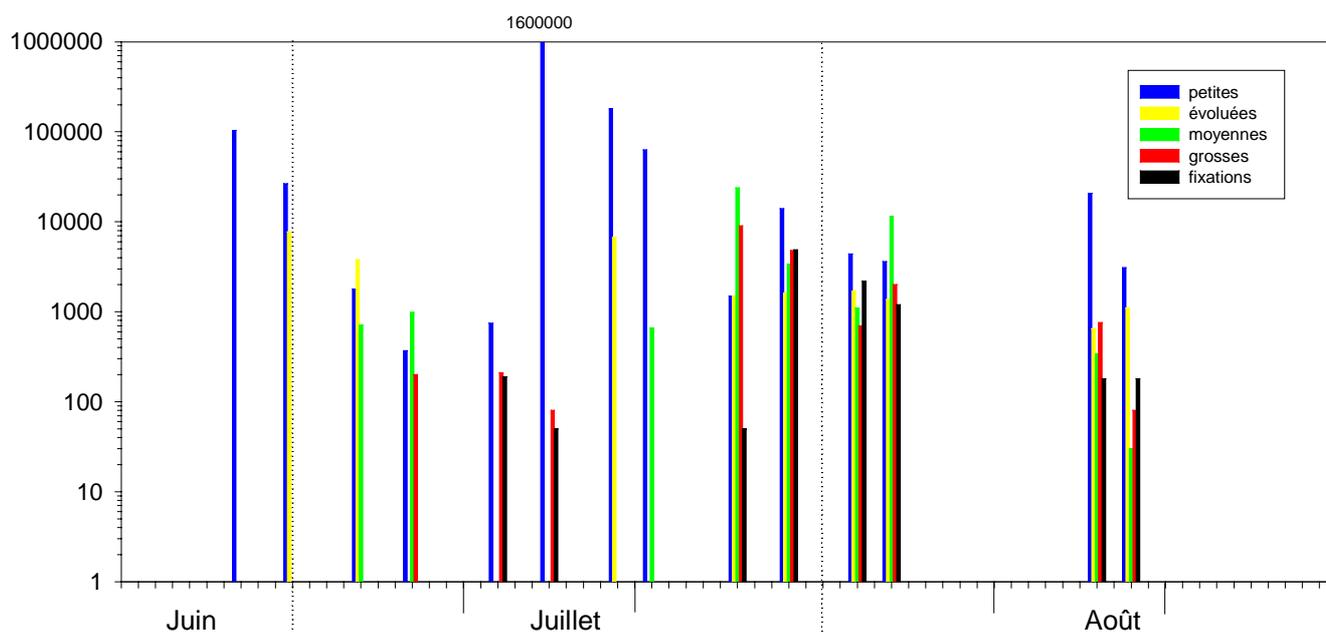


Figure I : Résultats des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 1993.

Nombre de larves

Larves secteur est - 1994



Nombre de larves

Larves secteur ouest - 1994

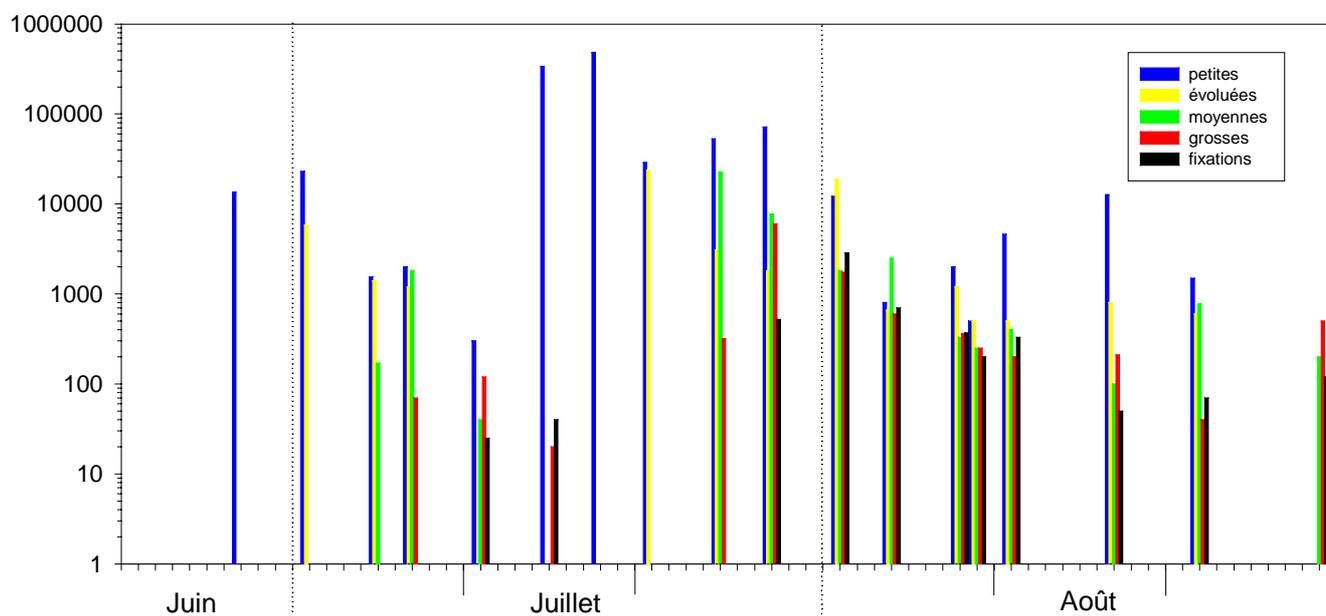
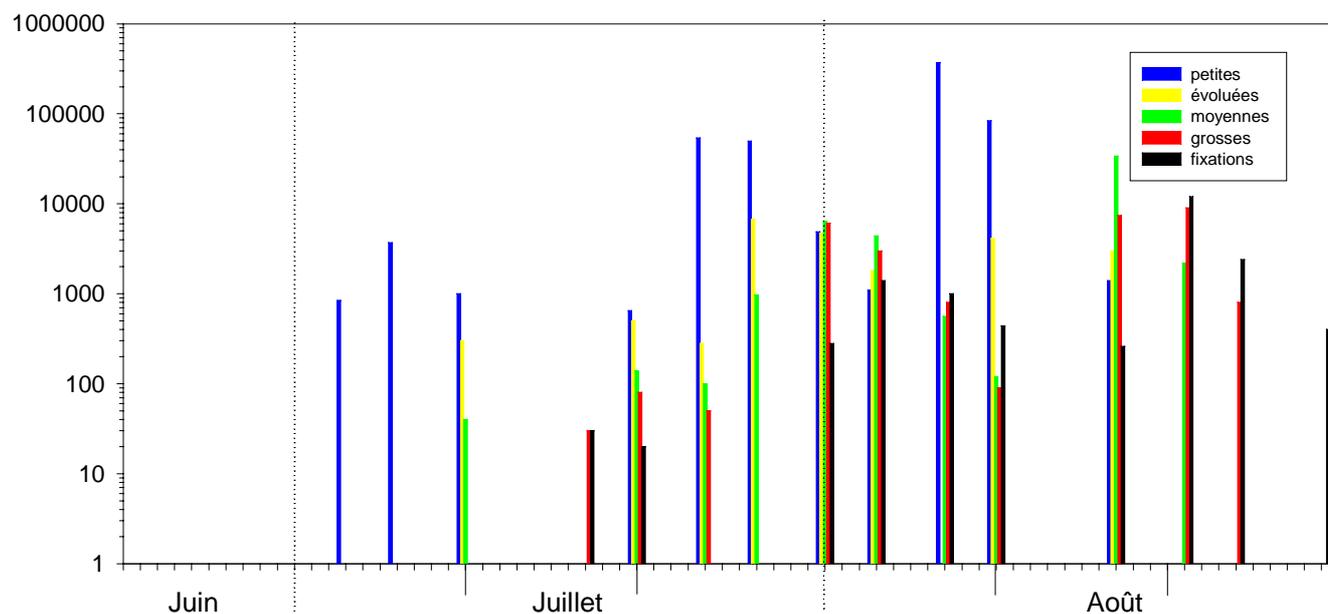


Figure J : Résultats des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 1994.

Nombre de larves

Larves secteur est - 1995



Nombre de larves

Larves secteur ouest - 1995

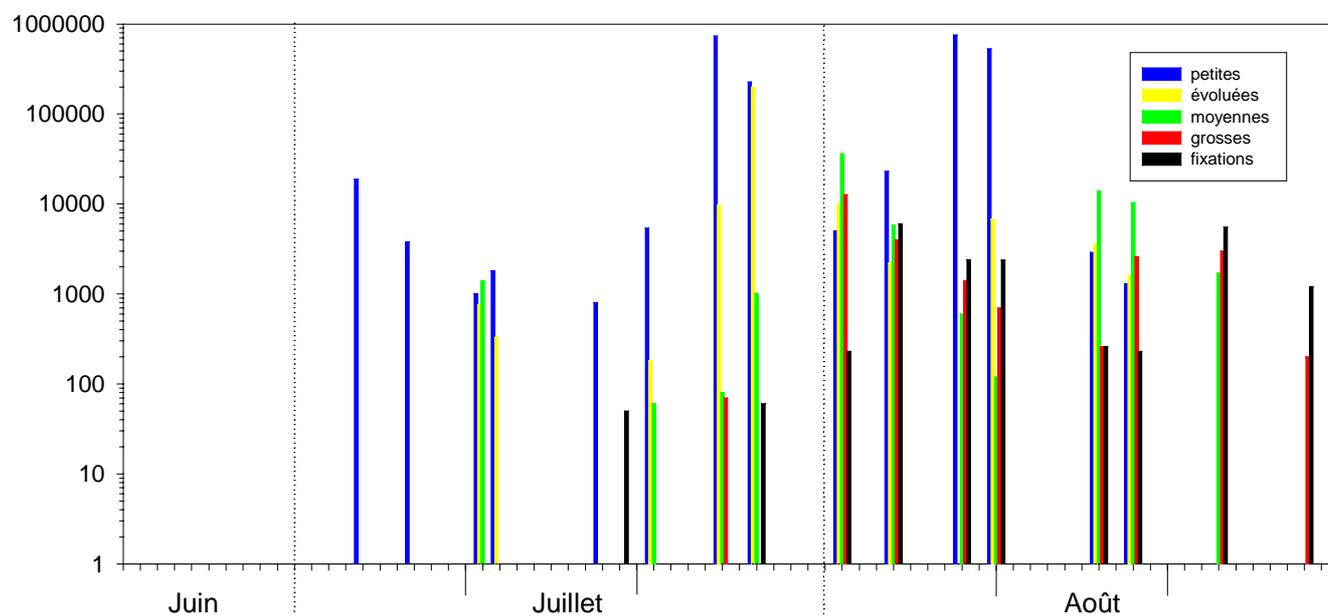


Figure K : Résultats des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 1995.

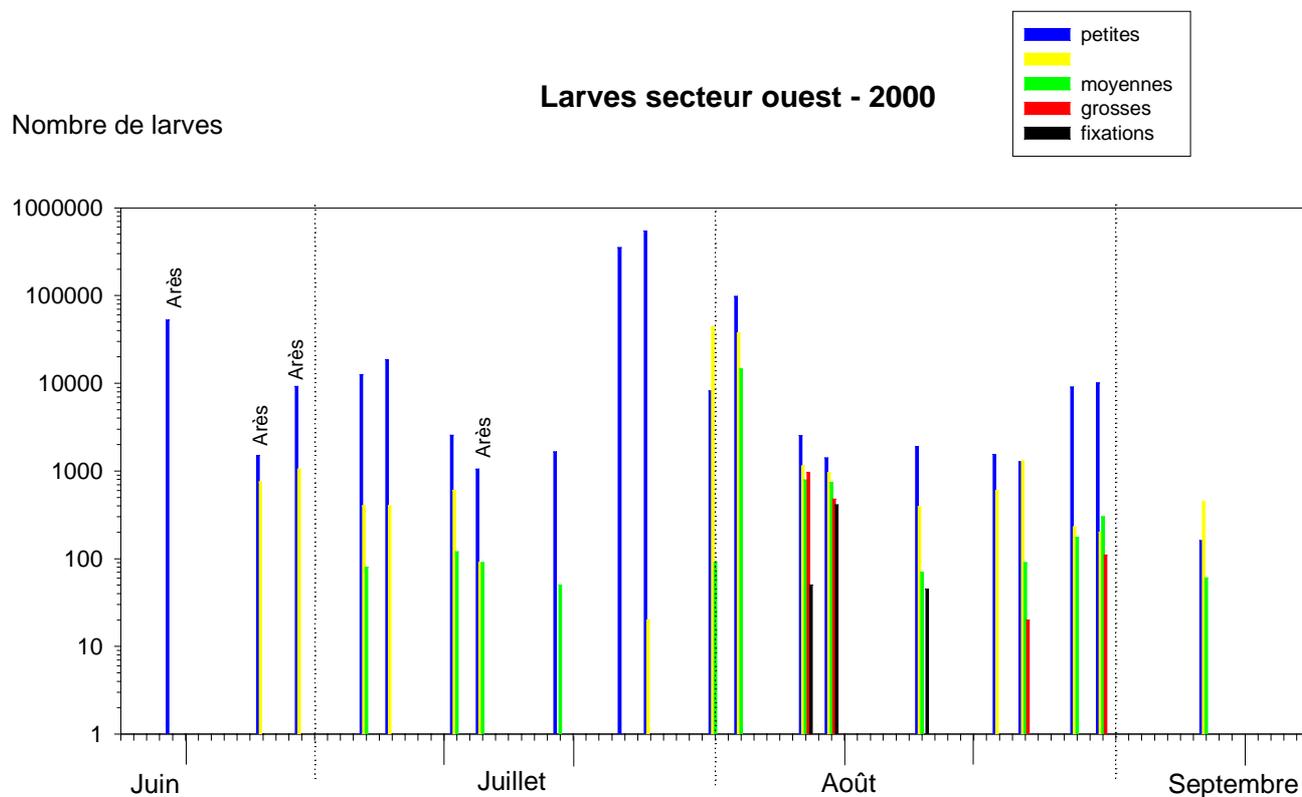
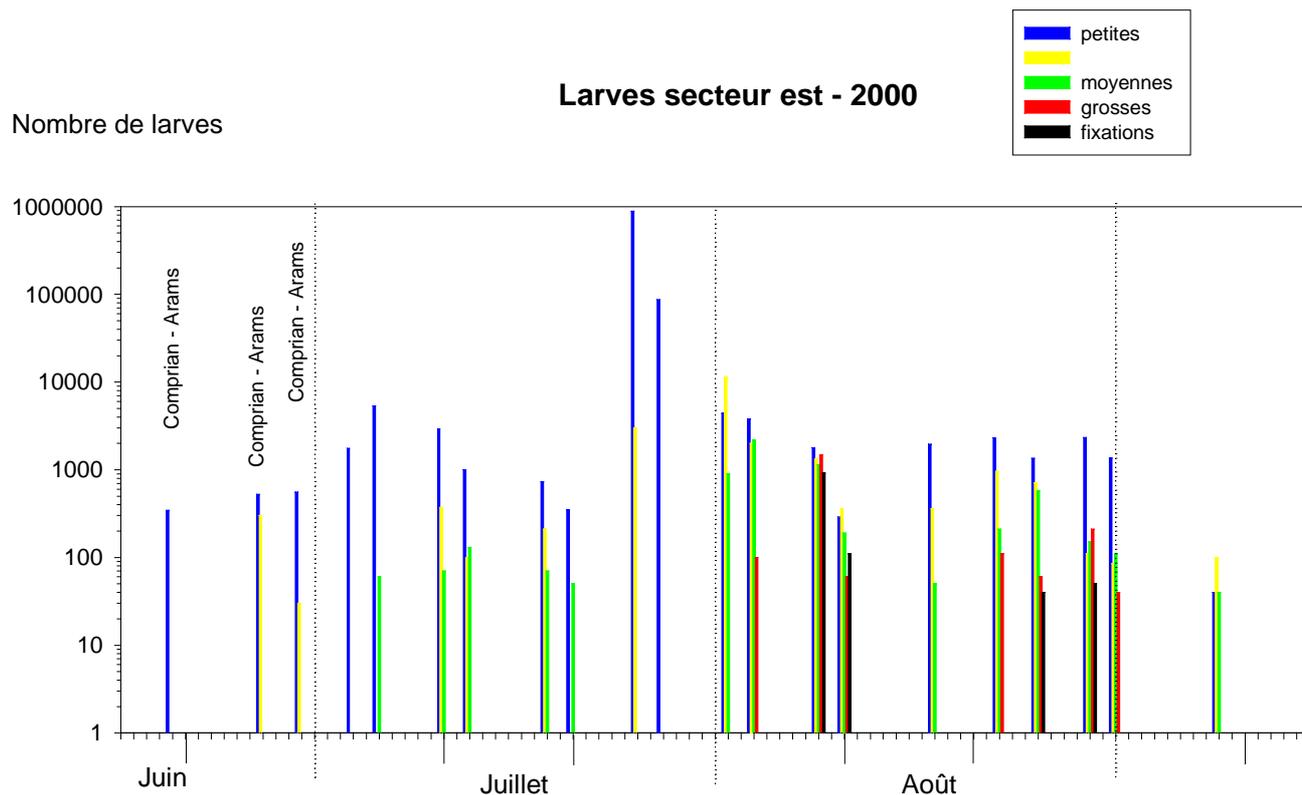
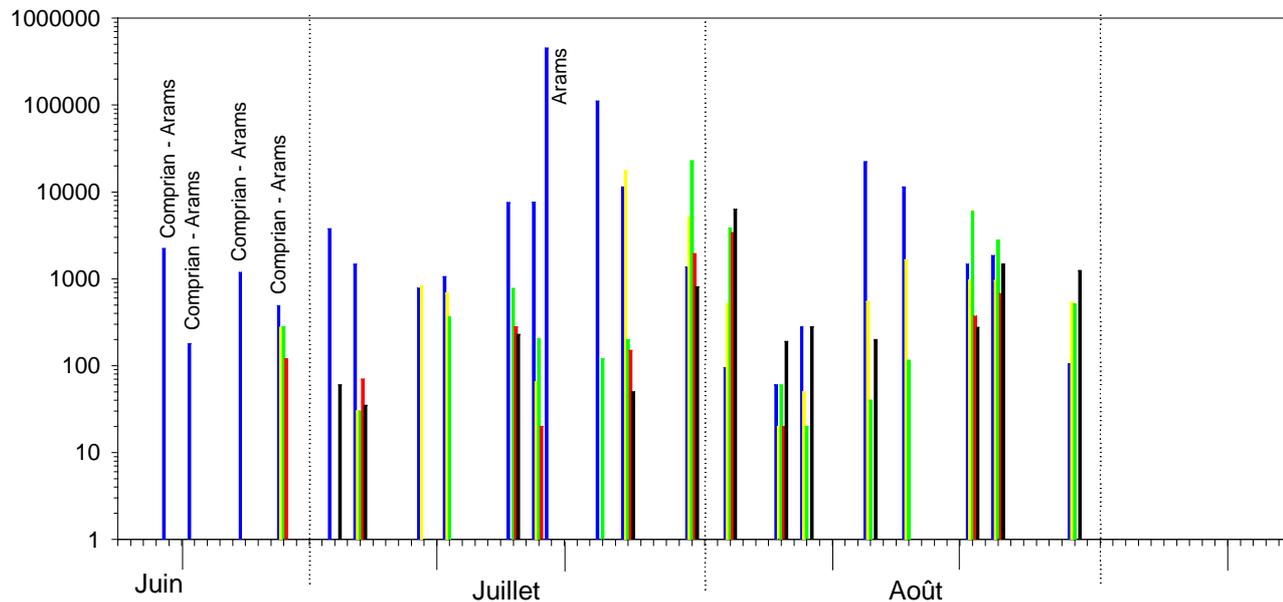


Figure P : Résultats des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 2000.

Larves secteur est - 2001

Nombre de larves



Larves secteur ouest - 2001

Nombre de larves

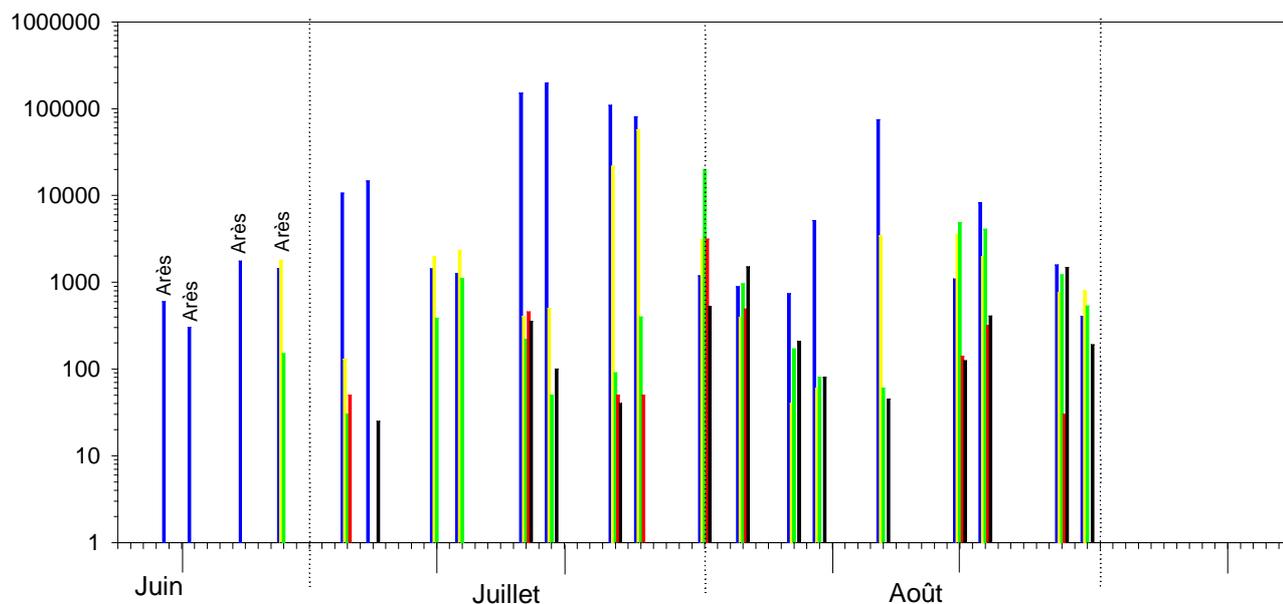
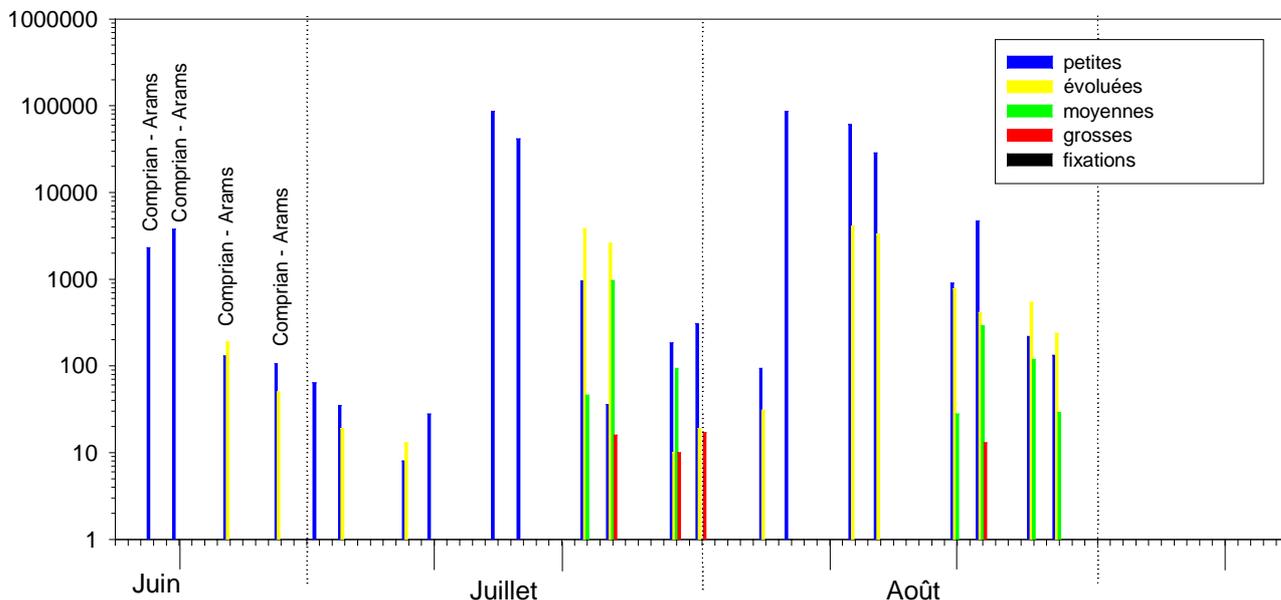


Figure Q: Résultat des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 2001.

Larves secteur est - 2002

Nombre de larves / 1,5 m³



Larves secteur ouest - 2002

Nombre de larves / 1,5 m³

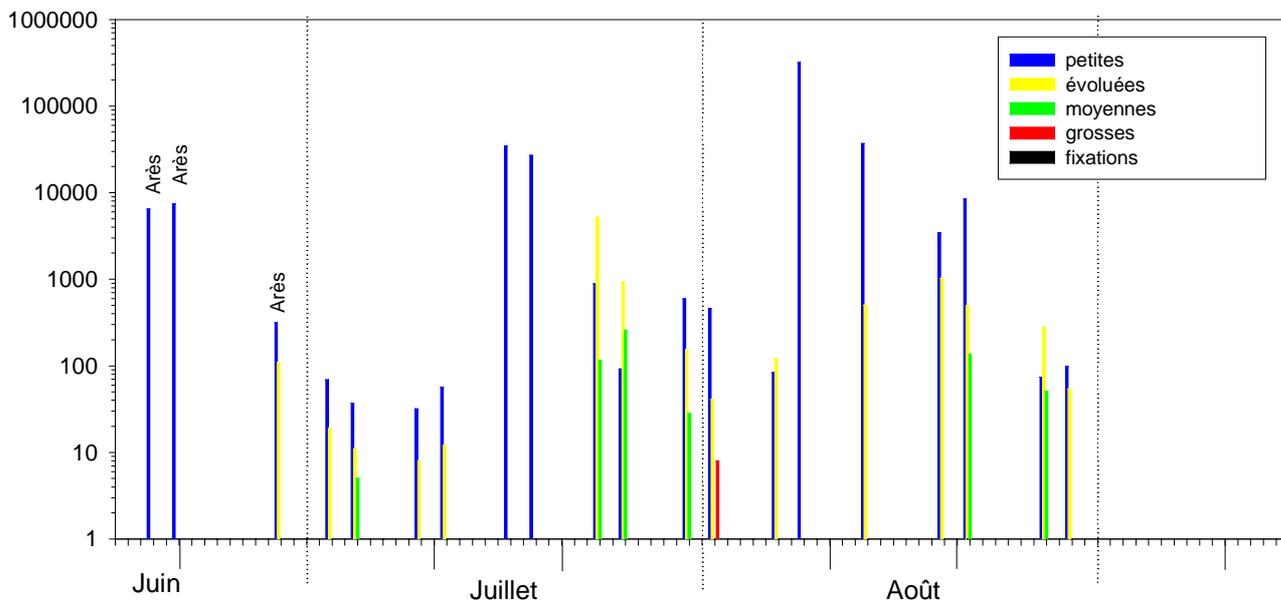


Figure R: Résultat des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 2002.

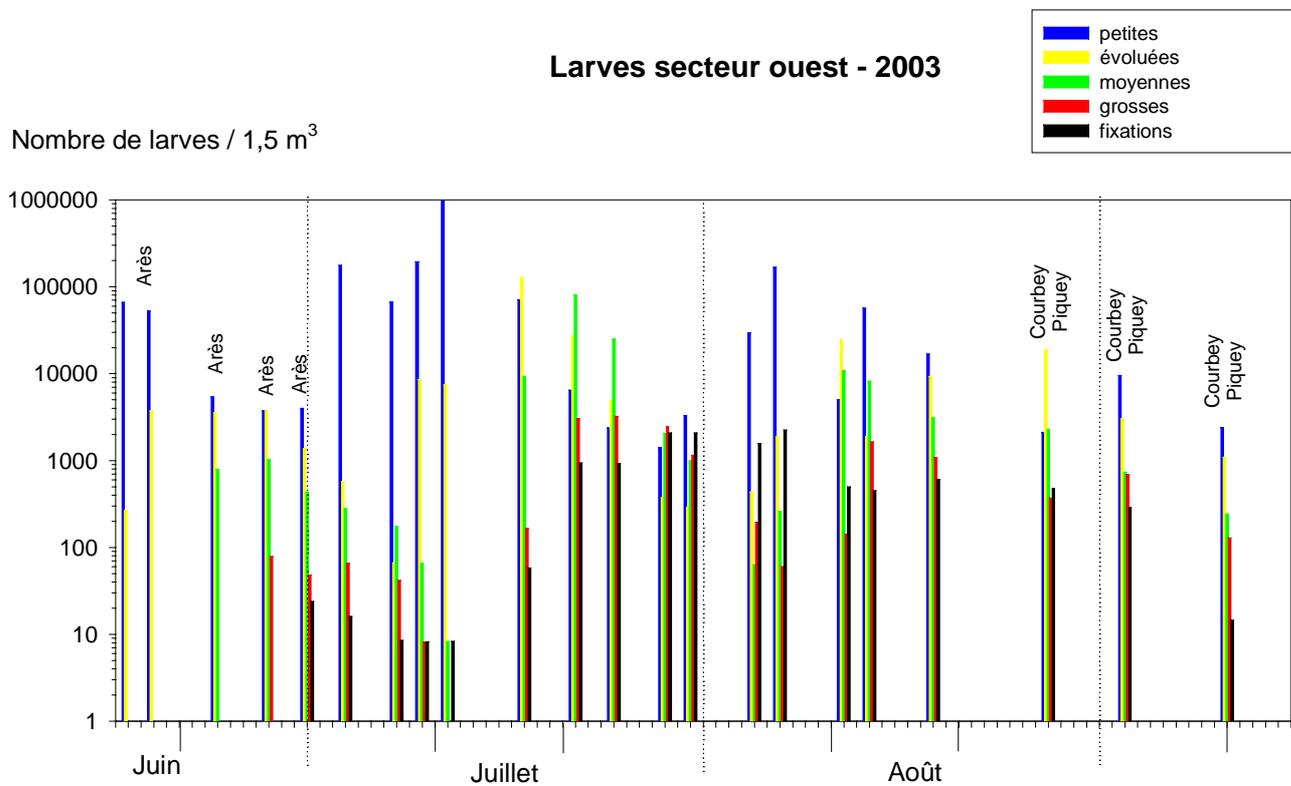
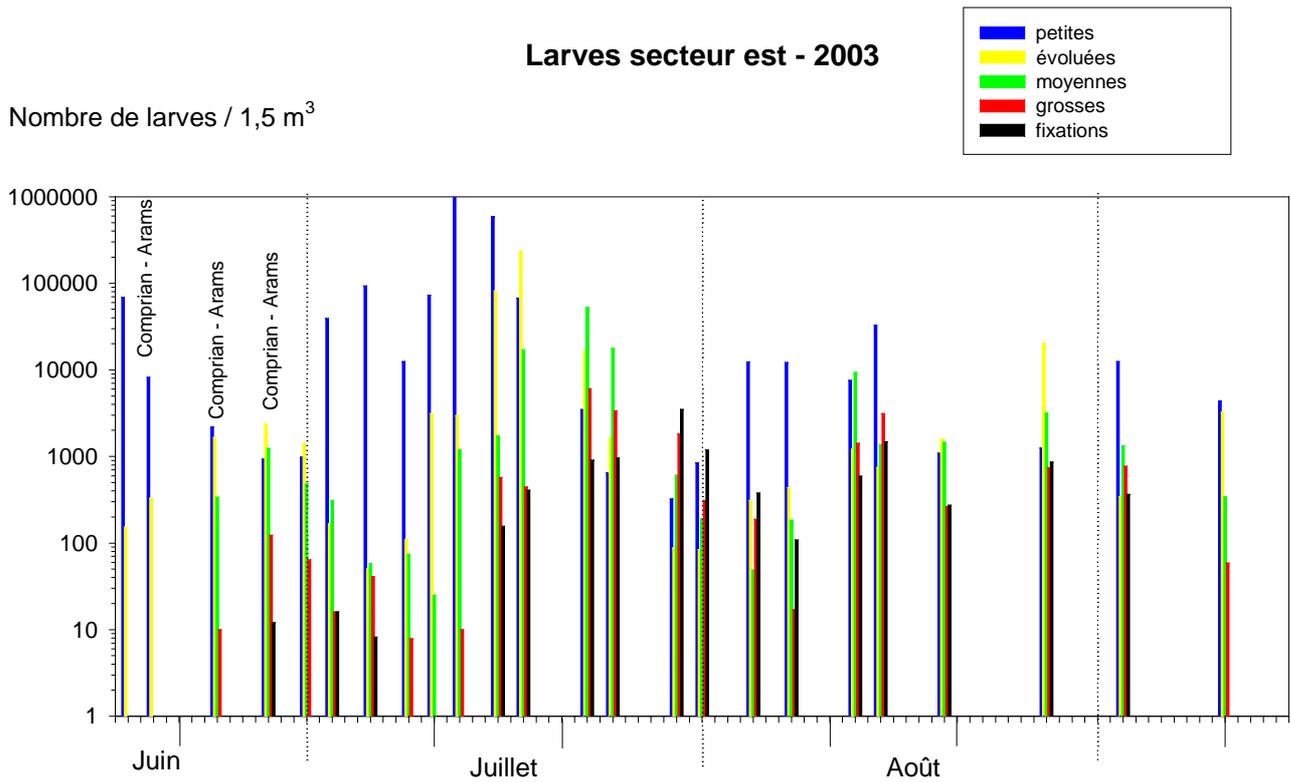


Figure S: Résultat des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 2003.

Annexe 2 :
Distinction des grandes cohortes larvaires
de 1985 à 2003

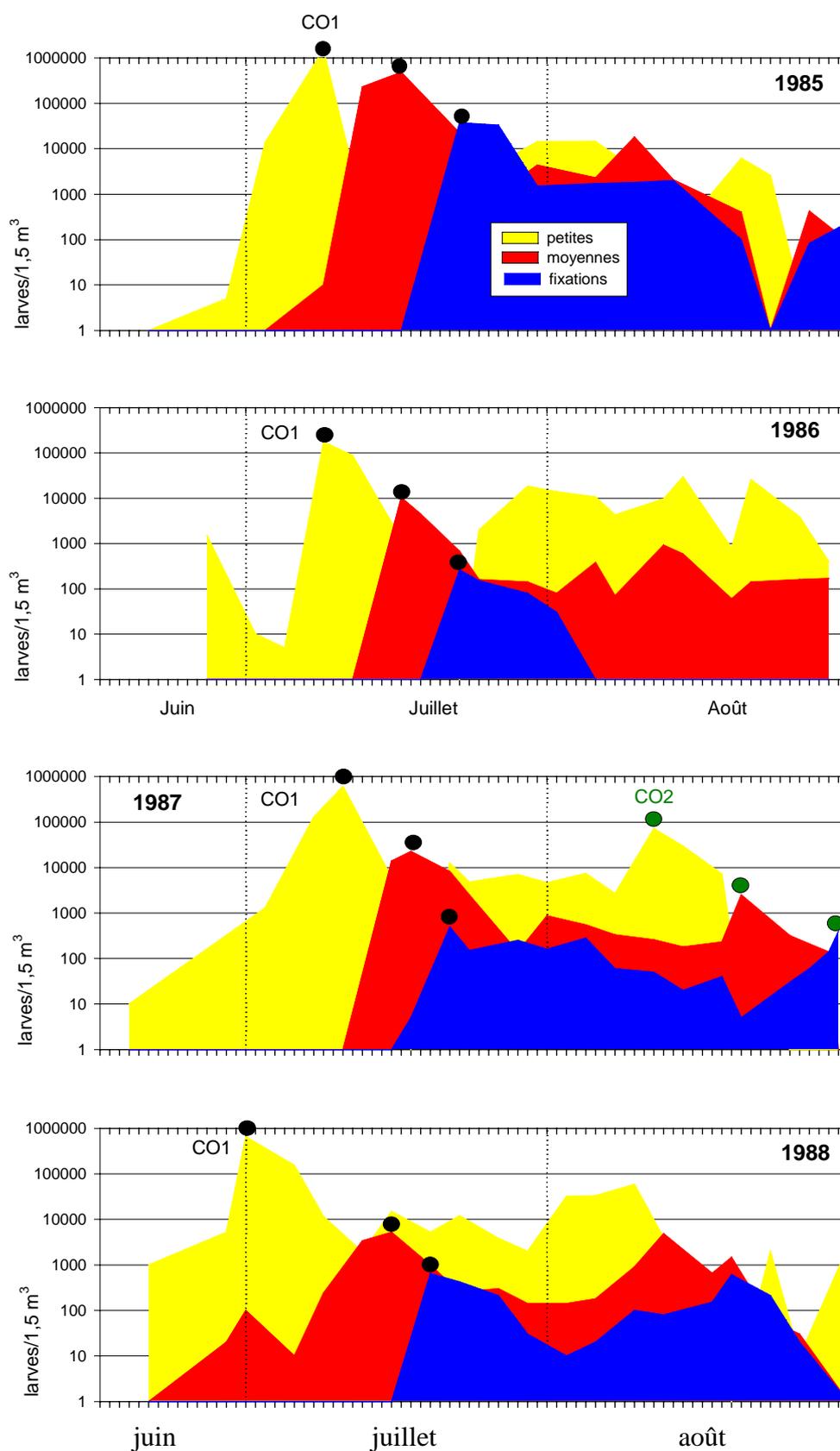


Figure T : Valeurs retenues pour caractériser les grandes cohortes larvaires des années 1985 à 1988 (pics de « petites », »moyennes « et « fixations », durée en jours entre les différents pics).

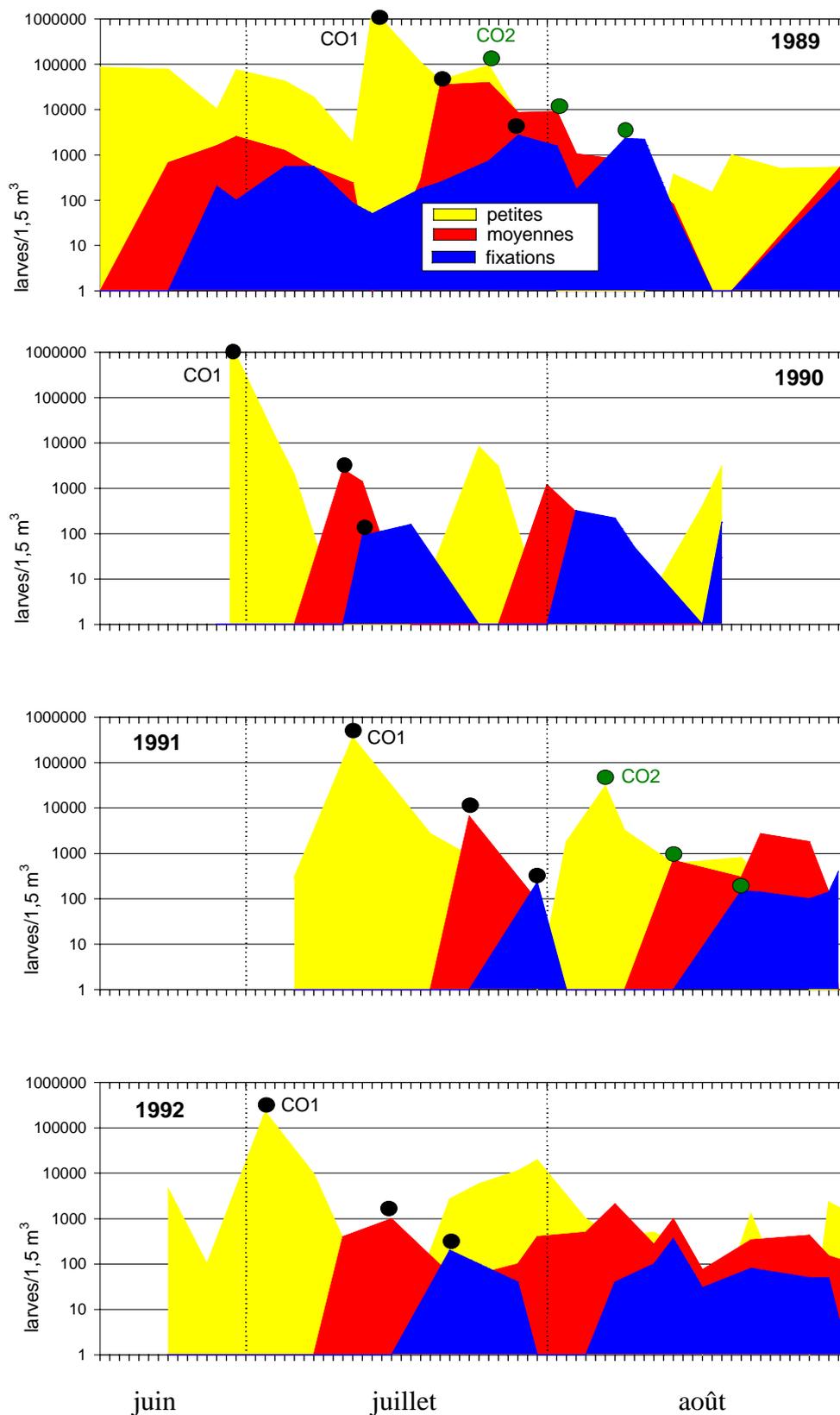


Figure U : Valeurs retenues pour caractériser les grandes cohortes larvaires des années 1989 à 1992 (pics de « petites », « moyennes » et « fixations », durée en jours entre les différents pics).

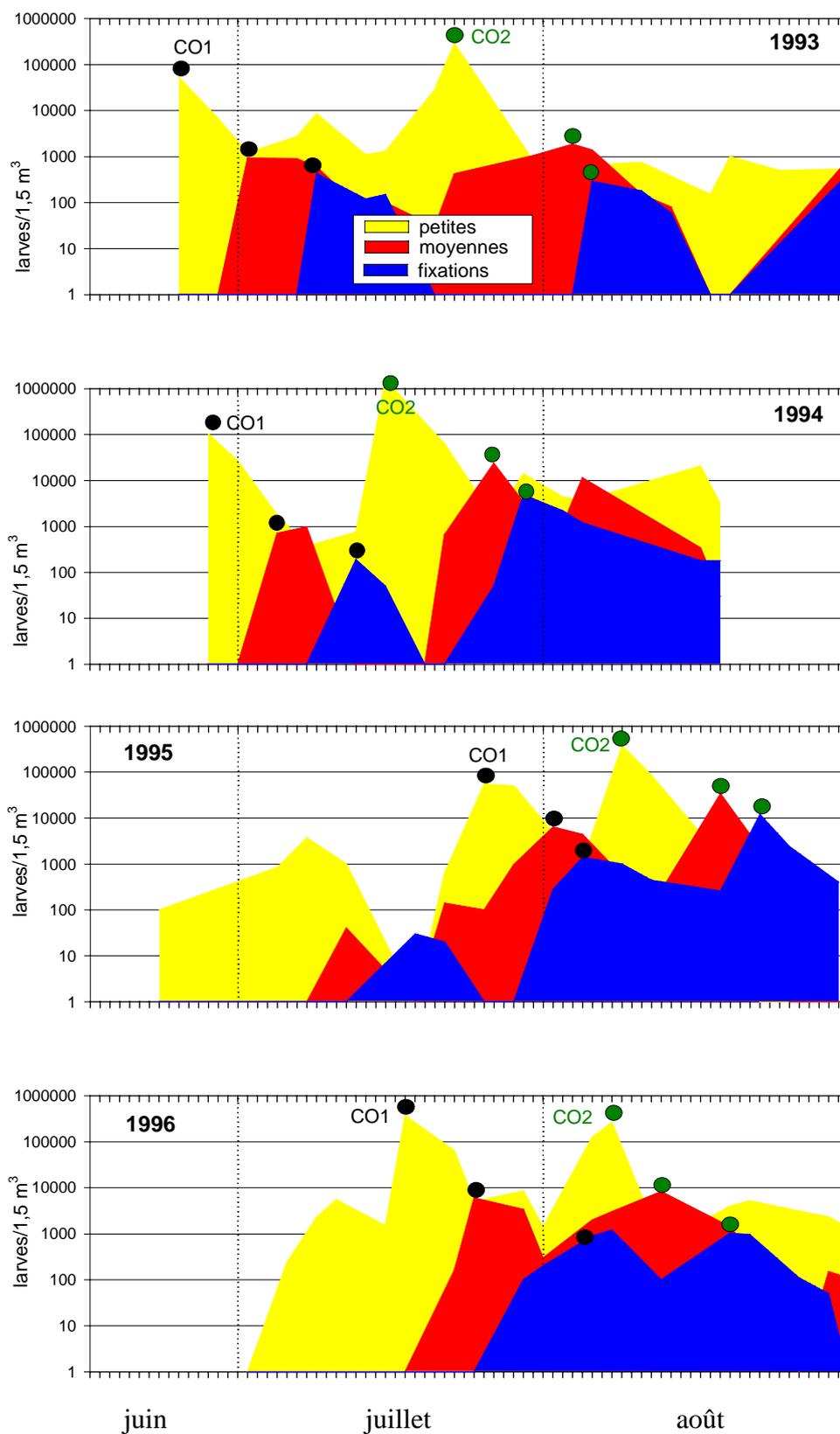


Figure V: Valeurs retenues pour caractériser les grandes cohortes larvaires des années 1993 à 1996 (pics de « petites », « moyennes » et « fixations », durée en jours entre les différents pics).

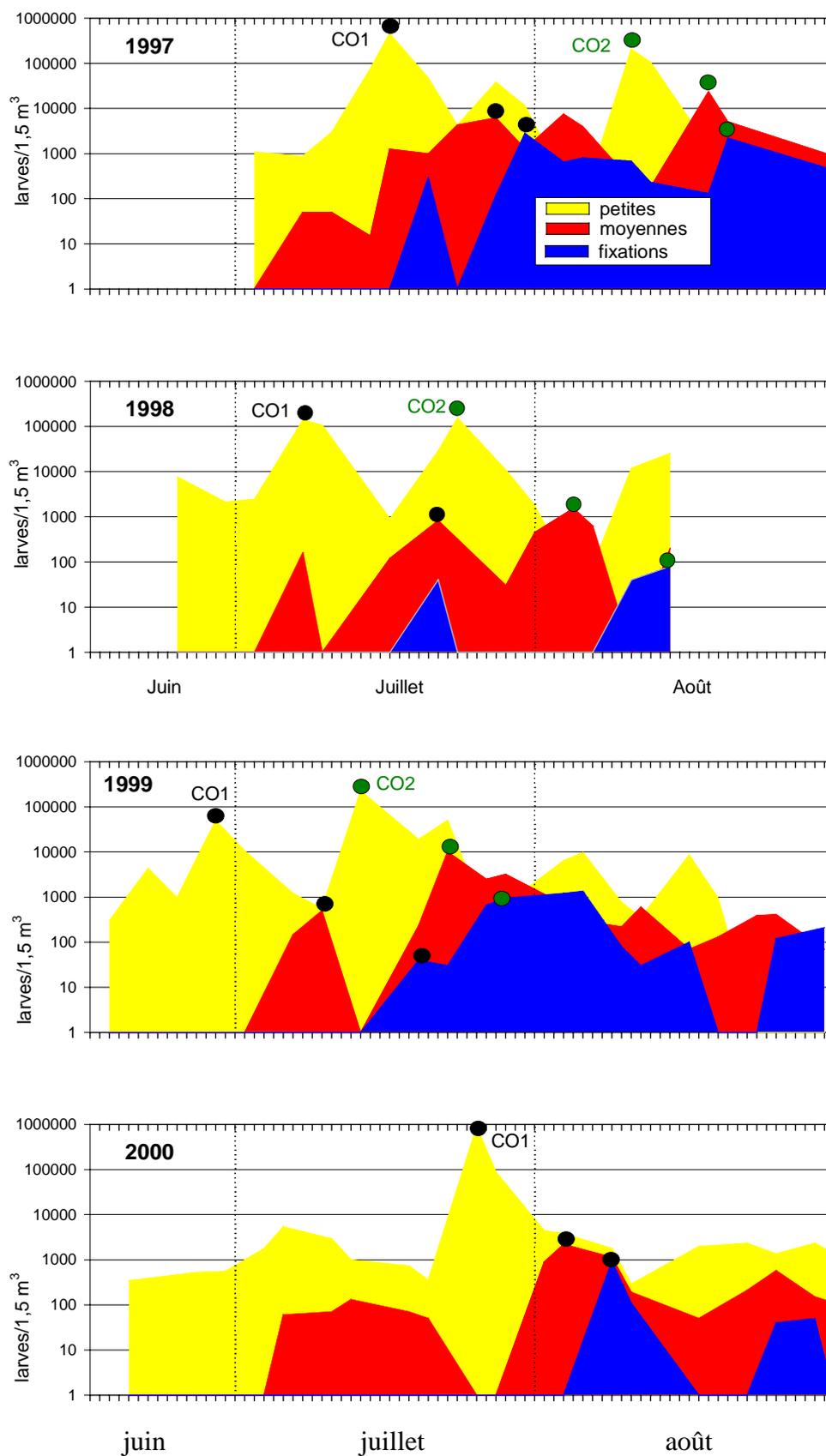


Figure W : Valeurs retenues pour caractériser les grandes cohortes larvaires des années 1997 à 2000 (pics de « petites », « moyennes » et « fixations », durée en jours entre les différents pics).

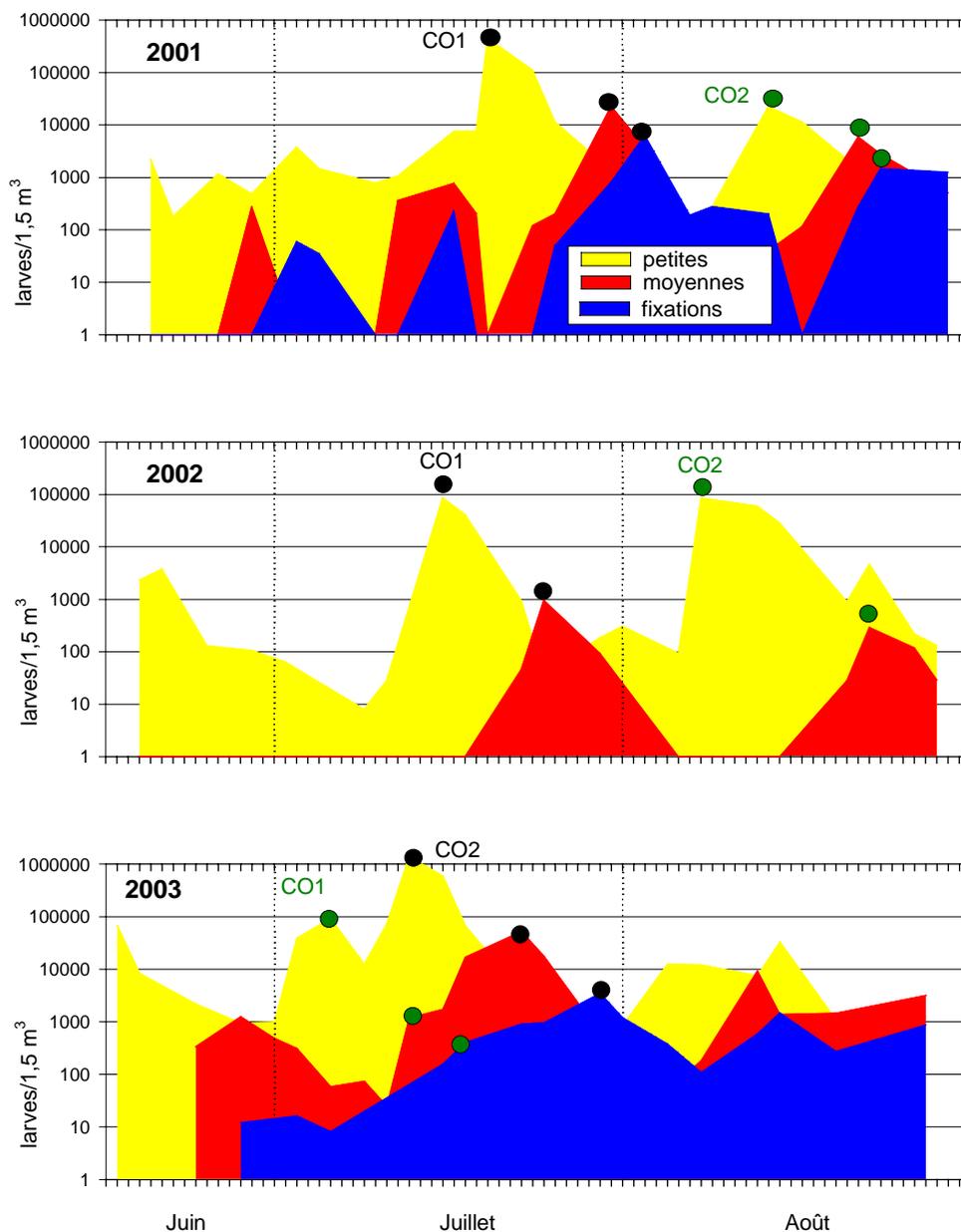


Figure X : Valeurs retenues pour caractériser les grandes cohortes larvaires des années 2001 à 2003 (pics de « petites », « moyennes » et « fixations », durée en jours entre les différents pics).

Annexe 3 :
Présentation du Bassin d'Arcachon et de ses masses d'eau
Présentation du réseau ARCHYD

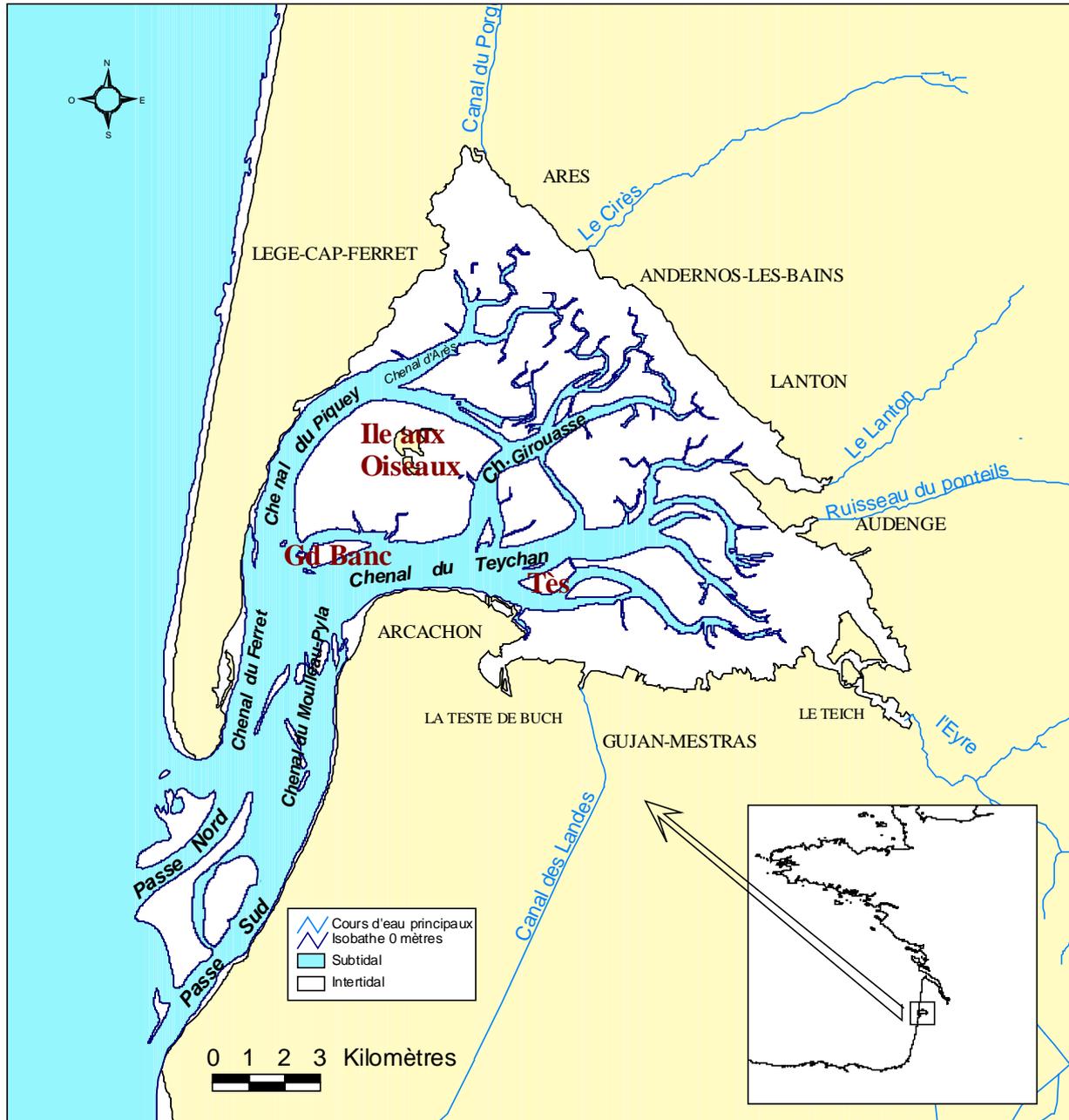


Figure Y : Présentation générale du Bassin d'Arcachon.

Présentation du Bassin d'Arcachon et de ses masses d'eau

1. Généralités

Le Bassin d'Arcachon est une lagune côtière mésotidale, de forme triangulaire, située sur le littoral aquitain en bordure du Golfe de Gascogne par 44°40' N de latitude et 1°10' W de longitude, et qui communique avec l'Océan Atlantique par l'intermédiaire de deux passes étroites (Figure Y).

La superficie totale de la lagune est de 156 km² dont environ 1/3 est occupée par les chenaux et 2/3 par la zone intertidale.

Les chenaux principaux (surface : 41 km²), dont la profondeur maximale est de 20 m, sont prolongés par un réseau de chenaux secondaires peu profonds (surface : 11 km²) désignés localement sous le terme d'"esteyes".

La zone intertidale (surface : 104 km²) est constituée de plages sableuses à sablo-vaseuses. La plus grande partie de cet estran (70 km²) est peuplée par des herbiers de zostères naines (*Zostera noltii*). Par ailleurs, le schorre ou pré-salé, peuplé notamment par les spartines et les salicornes, occupe 7,1 km².

2. Marées et volumes d'eau

Les marées sont de type semi-diurne et présentent un marnage variant entre 1,10 m pour un coefficient 20 et 4,95 m pour un coefficient 120 (Gassiat, 1989). En vive eau, la marée est quasiment symétrique, avec une durée moyenne du flot de 6 h 20 et de 6 h pour le jusant. En morte eau, la marée est nettement asymétrique, le montant présentant une durée moyenne de 7 h et le descendant durant 5 h 25 en moyenne (L'Yavanc, 1995).

Le volume d'ensemble des chenaux (sous le zéro des cartes marines et au nord d'une ligne Phare du Cap Ferret - Moulleau), s'élève à 176,8.10⁶ m³. Le volume oscillant, au nord de la même limite, est de 194.10⁶ m³ pour un coefficient de 45 et de 438.10⁶ m³ pour un coefficient de 120 (L'Yavanc, 1995).

3. Circulation des eaux dans le Bassin

Les courants de marée peuvent atteindre 1,75 m.s⁻¹ dans les chenaux des passes et dans la partie médiane du Bassin. Dans cette zone, la trajectoire des particules peut dépasser largement les 12 km par cycle de marée (Salomon et Breton, 1995). Au fond du Bassin, les courants sont beaucoup plus faibles (< 1 m.s⁻¹) et la trajectoire des particules beaucoup plus limitée (1 à 2 km). Pour cette raison, le temps de renouvellement des eaux du Bassin est relativement long : compris entre 10 jours (période de crue des cours d'eau) et 24 jours (période d'étiage) (Manaud *et al.*, 1997).

La vitesse des courants est particulièrement faible dans les chenaux transversaux, chenal du Courbey notamment (valeurs maximales pour un coefficient moyen : 0,2 - 0,4 m.s⁻¹) (Salomon et Breton, 1993). Ceci explique que le fond de ces chenaux soit composé principalement de sables fins envasés.

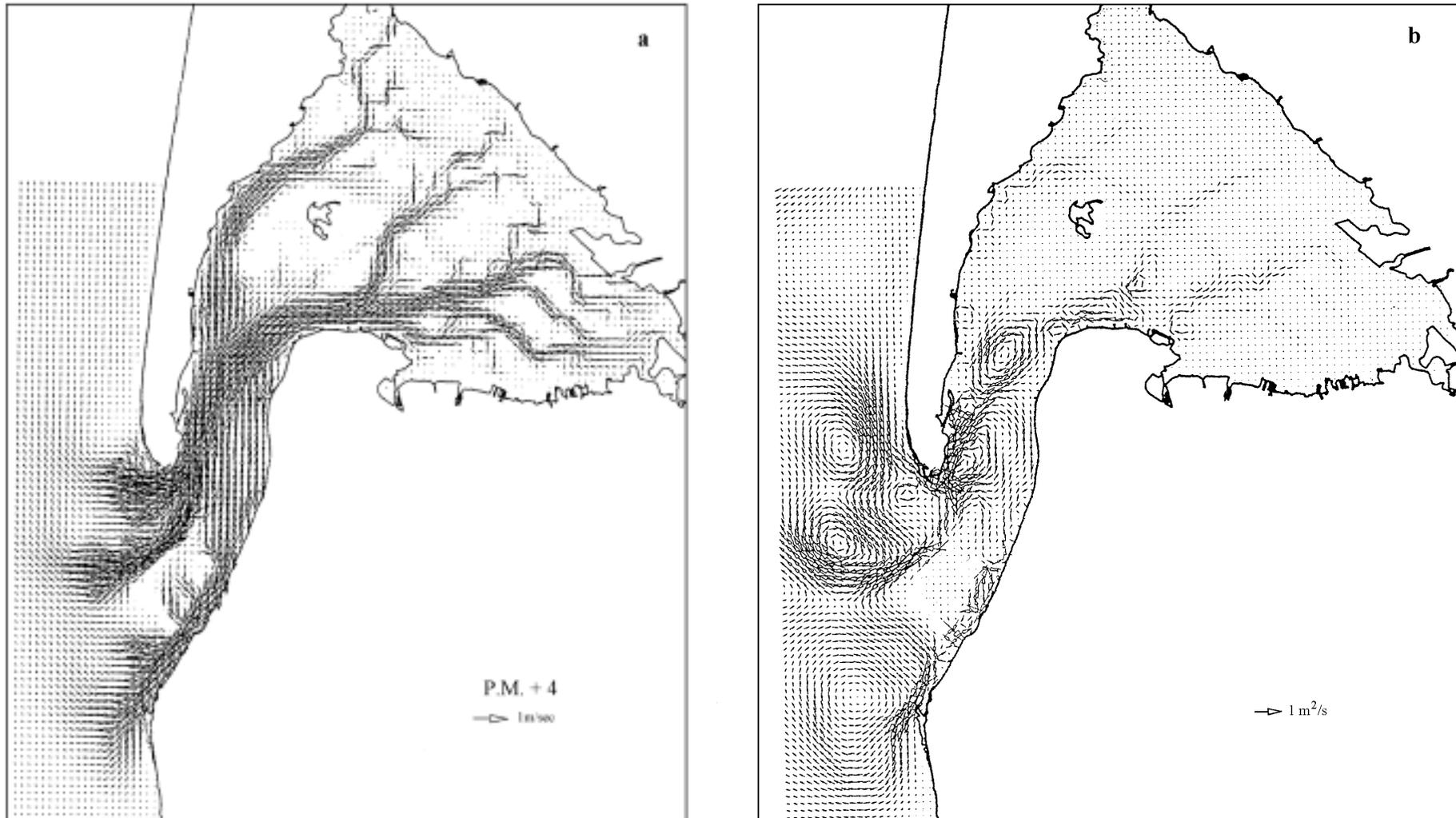


Figure Z : Courants de jusant (a) et flux résiduels (b) dans le Bassin d'Arcachon (Salomon et Breton, 1993)

La distribution des courants au cours du jusant (Figure Za) montre clairement que l'essentiel des eaux provenant du secteur sud-ouest de la baie longe la pointe du Cap Ferret. L'étude des flux résiduels¹ (Figure Zb) montre que le mouvement résiduel de jusant se situe dans la partie nord de la passe, le long du Cap Ferret, et qu'il est compensé par une entrée d'eau diffuse au centre et au sud (Salomon et Breton, 1993).

4. Les eaux continentales : cours d'eau et bassins versants

Le **bassin versant** total affluent au Bassin d'Arcachon couvre une superficie de 4138 km², dont 1136 km² de bassin de type indirect via les lacs (2 bassins, l'un au nord, l'autre au sud) et 3000 km² de bassins de type direct via les cours d'eau (18 bassins). Le bassin de l'Eyre constitue à lui seul 70 % de la surface des bassins de type direct, soit 2141 km².

En 1990, les bassins versants de type direct étaient occupés à 95 % par l'activité agro-sylvicole, dont 2516 km² de forêts et 339 km² de cultures, intensives en grande majorité (97 % de la surface agricole utile) (Laplana *et al.*, 1993).

L'embouchure de l'Eyre, au sud-est, et le canal du Porge, au nord assurent au Bassin la majorité (65 %) des apports d'eau douce. Ces apports se trouvent renforcés par le débouché du canal des Landes, au sud et de 26 petits ruisseaux et "crastes" sur les côtes orientales et méridionales (Figure Y ; Tableau 1). Le débit moyen de l'ensemble de ces cours d'eau s'élève à 33 m³ s⁻¹.

Environ 4/5 des apports des cours d'eau arrivent dans l'angle sud-est de la Baie.

	Débit moyen annuel (m ³ .s ⁻¹)
Eyre	15,20
Canal du Porge	6,25
Canal des Landes	0,52
Cirès	0,63
Lanton	0,28
Ponteils	0,23

Tableau 1 : Débit moyen annuel (m³.s⁻¹) entre 1989 et 1993 dans les cours d'eau principaux débouchant dans le Bassin (Auby *et al.*, 1994).

Selon les années, les débits des cours d'eau varient en fonction de l'importance des précipitations sur le bassin versant.

Au total et en moyenne, l'apport annuel d'eau douce par les cours d'eau s'élèverait à 1,04.10⁹ m³ (Manaud *et al.*, 1997).

Le Bassin d'Arcachon comporte un **réseau des chenaux intérieurs** qui peut être subdivisé en trois groupes reliés chacun à un groupe de cours d'eau.

- **le groupe Nord** prolonge le canal de Lège, les ruisseaux d'Arès (Machinotte, Garguehos, Cirès) par les chenaux de Lège, Graveyron, Ville, réunis dans le Chenal

¹ Somme des produits de la vitesse du courant par la hauteur d'eau.

d'Arès qui se prolonge, après son confluent avec le chenal de l'Ile, sous le nom de **chenal de Piquey** (bassin versant terrestre : direct 27 217 ha + lacs : 82 900 ha)

- **le groupe Centre**, formé des chenaux de Maubinot-Platissey, Andernos et Mouchtalette, réunis dans le chenal de Girouasse, qui ne reçoit que de minuscules ruisseaux (Betey, Mauret) (bassin versant : 2 601 ha).
- **le groupe Sud**, enfin, prolonge essentiellement l'Eyre, mais aussi le ruisseau de Cassy, de Lanton et tous les ruisseaux d'Audenge à Biganos par les chenaux de Lanton, d'Audenge, de Touze et de Comprian réunis dans le Teychan.

Les chenaux de Gujan et du Passant, reçoivent les ruisseaux de la rive Sud, dont le Canal des Landes, et rejoignent le Teychan à l'entrée de la Rade d'Eyrac.

Le bassin versant terrestre desservi est de loin le plus considérable : 257 557 ha.

Par ailleurs, le Bassin reçoit des apports d'eau douce assurés par les pluies et les apports phréatiques.

Les **précipitations directes** sur le plan d'eau apportent, si l'on considère la moyenne annuelle des précipitations entre 1989 et 1997, soit 840 mm, 133 millions de m³.

Les apports d'eau douce par la **nappe phréatique** ont été estimés par différents auteurs. Selon les études, les valeurs sont très variables : de 72.10⁶ m³ (pour l'année 1965 : Saint-Pé, 1966 ; Borneuf, 1968) à 32.10⁶ m³ (pour une année "moyenne" : Carruesco et Alvinerie, 1990).

Matériel et méthodes utilisées pour les mesures hydrologiques dans le Bassin d'Arcachon (Réseau ARCHYD)

1. Echantillonnage

Les points de prélèvement du réseau hydrologique ARCHYD sont présentés sur la figure AA.

Le nombre et la position des sites d'échantillonnage ont été déterminés de façon à apprécier la variabilité spatiale des différents paramètres en fonction du gradient apports océaniques - apports continentaux.

Sept stations sont échantillonnées depuis 1988 : *Arès, Comprian, Girouasse, Jacquets, Tès, Ferret, Bouée 11*.

Il faut signaler que la station *Comprian* a été déplacée en février 1992 de la localisation "Comprian 1" à "Comprian 2". En effet, cette seconde position permet de mieux caractériser la qualité de l'eau du sud-est de la Baie, influencée non seulement par l'Eyre, mais également par le Lanton et le Ponteils (Figure Y).

La station *Courbey* est échantillonnée depuis mars 1989. Cette station est caractéristique des chenaux transversaux exclus des grands axes hydrauliques, caractérisés par des sédiments riches en éléments fins (Manaud *et al.*, 1997).

La station *Bouée 7* a été ajoutée au réseau depuis janvier 1994 dans le but de caractériser la qualité des eaux de la passe sud du Bassin.

Depuis 1998, le réseau hydrologique local comporte neuf stations réparties sur l'ensemble du Bassin. Ces points sont échantillonnés à une fréquence hebdomadaire, à la mi-journée, alternativement autour de la basse mer de vive eau et de la haute mer de morte eau.

Les prélèvements sont réalisés en sub-surface à l'aide d'une bouteille à prélèvement. Les échantillons sont conservés dans des flacons en polyéthylène à l'obscurité pendant 3 heures au maximum avant leur traitement au laboratoire, sauf les échantillons destinés au dosage de l'azote ammoniacal, qui sont fixés immédiatement après le prélèvement.

Pour chaque point, les décalages horaires par rapport à la marée à Eyrac ont été calculés à partir du schéma de propagation de la phase M2 de l'onde de marée (Tableau 2).

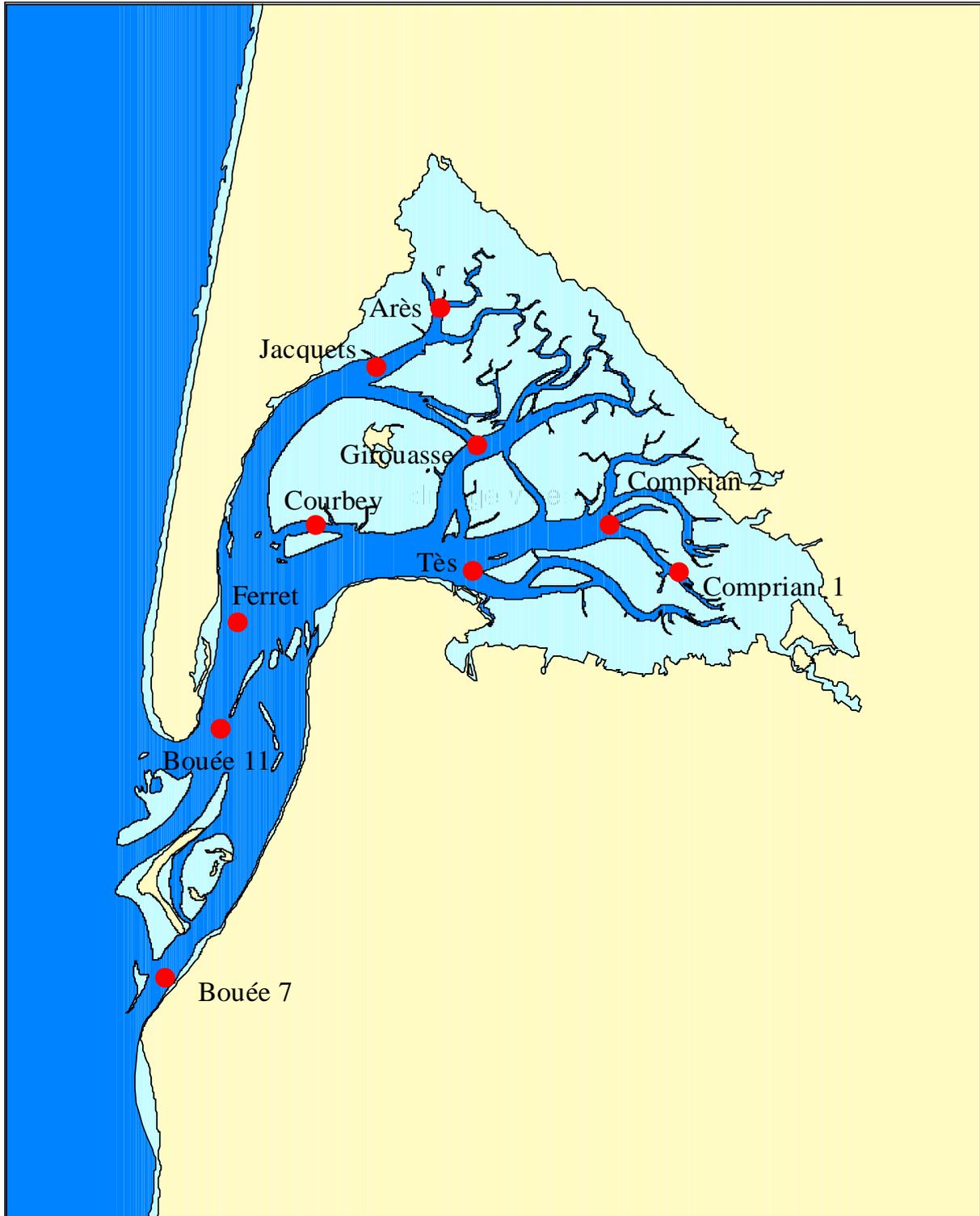


Figure AA : Localisation des stations échantillonnées.

Stations	Onde de marée		Tournée hydrologique	
	Phase de M2 (degrés)	Décalage/marée (minutes)	Décalage/marée (minutes)	Décalage du prélèvement (minutes)
<i>Bouée 7</i>	89	- 52	- 60	- 8
<i>Ferret</i>	107	- 15	- 30	- 15
<i>Arès</i>	121	+ 15	0	- 15
<i>Tès</i>	115	+ 2	+ 25	+ 23
<i>Comprian</i>	123	+ 18	+ 33	+ 15

Tableau 2 : Décalage des stations de prélèvement par rapport au point référence d'Eyrac.

Comme l'indique ce tableau, compte tenu du temps de déplacement de cette onde, tous les prélèvements sont effectués avec moins de trente minutes d'écart par rapport à la basse mer ou à la pleine mer.

Par ailleurs, des mesures en continu de la température de l'eau dans la rade d'Eyrac, chenal bordant au nord la ville d'Arcachon, ont été réalisées à l'aide de sondes entre 1988 et 2000 par Météo-France (sonde située devant le port d'Arcachon) et entre 1998 et 2003 par la station Ifremer d'Arcachon (sonde située sous la jetée d'Eyrac).

2. Méthodes de mesure et d'analyse

Température - Salinité

Dans le cadre du réseau ARCHYD, la température et la salinité sont mesurées à l'aide d'un conductimètre à microprocesseur WTW modèle LF 196 (précision : 0,1 unité). La mesure de ces deux paramètres est réalisée en surface et au fond.

Les mesures de température en continu réalisées sous la jetée d'Eyrac sont réalisées avec une sonde SEAMON MINI (précision : 0,1 unité).

Matières en suspension : Matière organique et matière minérale

N.B. : L'eau destinée au dosage des matières en suspension est préfiltrée sur une maille de 200 µm, afin d'éliminer les fragments d'algues et/ou de zostères, abondants dans l'eau du Bassin, qui pourraient se trouver dans l'échantillon.

Les échantillons (1000 ml) sont filtrés sur des filtres WHATMAN GF/C séchés au four à moufle 1 h à 450 °C puis pré-pesés (P₀). Après une nuit passée à l'étuve (60 °C), les filtres sont pesés à nouveau (P₁). La concentration en matières en suspension est calculée en soustrayant P₀ de P₁ et en rapportant cette valeur au volume filtré.

Les filtres sont ensuite placés dans le four à moufle (1 h, 500 °C) puis pesés (P₂). La teneur (%) en matière organique dans les suspensions est calculée de la façon suivante : $P_2 - P_1 / P_0 - P_1 \times 100$.

Nutriments

N.B : L'eau destinée au dosage du phosphate et du nitrate est filtrée sur membrane GF/C. Le dosage de l'azote ammoniacal est réalisé sur de l'eau non pré filtrée.

Avant analyse, les échantillons d'eau (silicate, nitrate, phosphate) et les filtres (chlorophylle a) sont conservés au congélateur (-22 °C).

Azote ammoniacal

Ce nutriment est suivi depuis juillet 1989.

L'azote ammoniacal est dosé le lendemain du prélèvement en utilisant la méthode de Koroleff (1969) d'après Aminot et Chaussepied (1983). Les échantillons sont fixés dans les minutes qui suivent leur prélèvement (solution de phénol nitroprussiate et solution alcaline d'hypochlorite).

Phosphate

Jusqu'en octobre 1993, le phosphate a été dosé sur une chaîne d'analyse en flux continu de type Skalar équipée de cuves de 50 mm de trajet optique.

Depuis novembre 1993, le phosphate est dosé manuellement selon une méthode dérivée de celle de Murphy et Riley (1962) d'après Aminot et Chaussepied (1983).

Nitrate

Jusqu'en mai 1994, le nitrate est dosé sur une chaîne d'analyse en flux continu de type Skalar équipée de cuves de 50 mm de trajet optique.

A partir de juin 1994, la concentration en nitrate est mesurée sur une chaîne Alliance à flux continu. Dans les deux cas, la méthode utilisée est fondée sur le dosage des ions nitrite obtenus par réduction quantitative (sur colonne de cadmium traité au cuivre) des ions nitrate.

Silicate

Le silicate n'a fait l'objet de mesures que jusqu'à novembre 1993. Les dosages ont été réalisés sur une chaîne d'analyse en flux continu de type Skalar équipée de cuves de 30 mm de trajet optique, selon la méthode de Mullin et Riley (1955) d'après Aminot et Chaussepied (1983).

Chlorophylle a et phéopigments a phytoplanctoniques

La chlorophylle *a* et les phéopigments *a* sont dosés par fluorimétrie (fluorimètre Turner, modèle 112) en utilisant la méthode et les formules de calcul de Lorenzen (1967) d'après Aminot et Chaussepied (1983).

Annexe 4 :
Caractéristiques annuelles des paramètres de
croissance et de maturation
de l'huître *Crassostrea gigas* dans le Bassin d'Arcachon
de 1985 à 1996

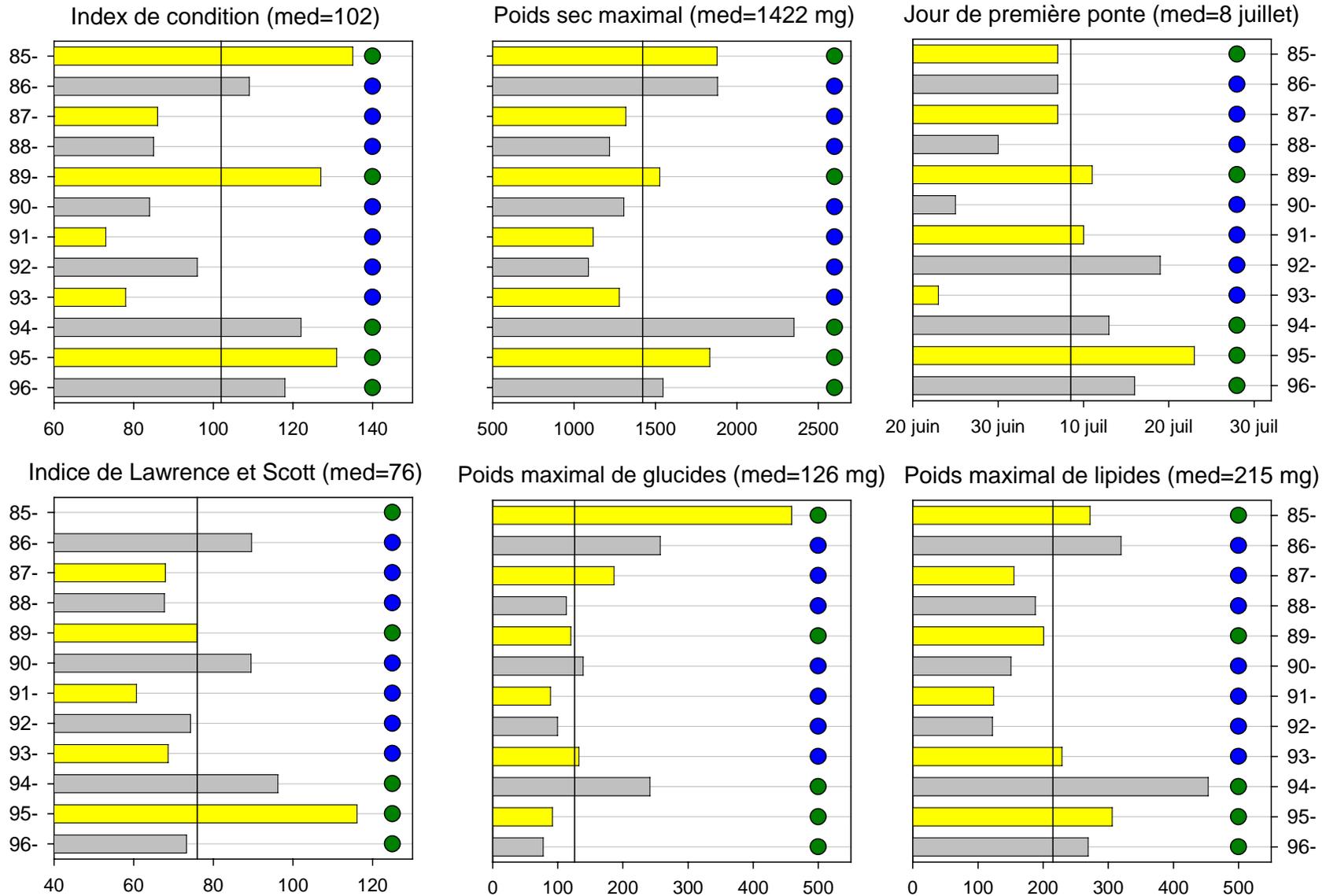


Figure AB : Caractéristiques annuelles des paramètres de croissance et de maturation de l'huître *Crassostrea gigas* dans le Bassin d'Arcachon de 1985 à 1996. (vert : année d'excellent captage, bleu : année de captage moyen).

Annexe 5 :
Résultats des comptages de zooplancton dans
trois secteurs du Bassin au cours des étés 2000 à 2003.

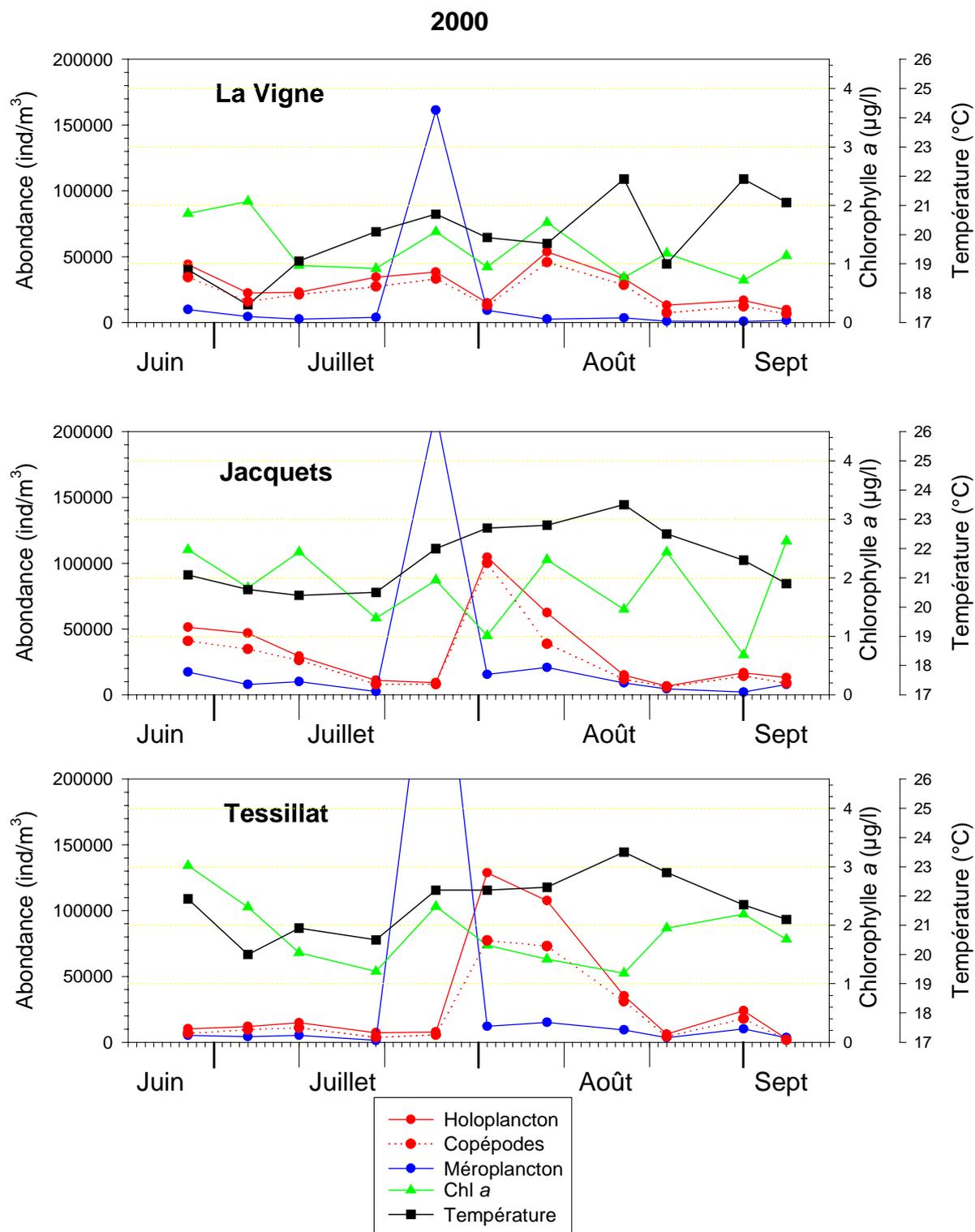


Figure AC : Variations de la température, de la teneur en chlorophylle *a* et des abondances zooplanctoniques totales (filet 63 µm), holoplanctoniques, copépodiennes et méroplanctoniques pendant l'été 2000.

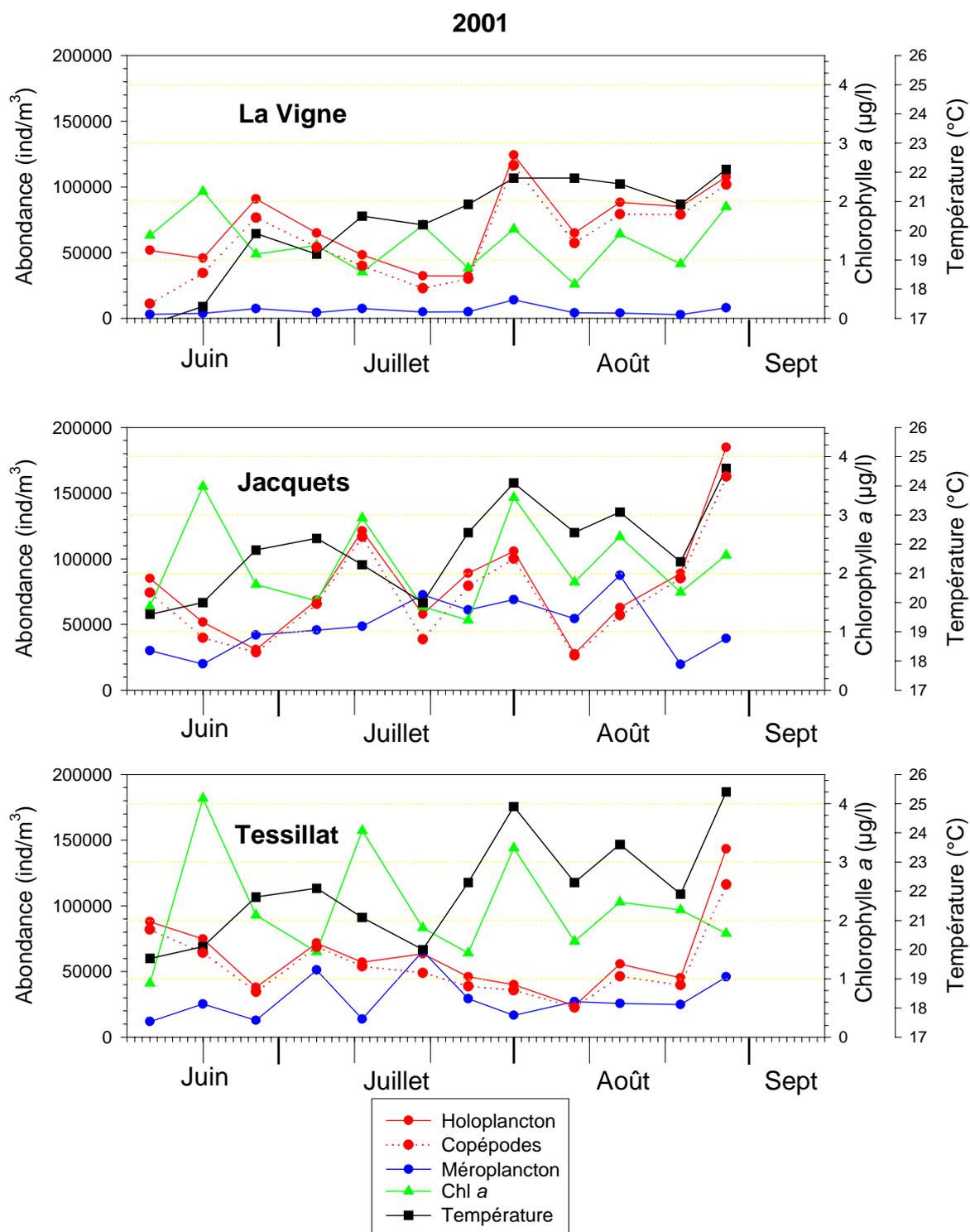


Figure AD : Variations de la température, de la teneur en chlorophylle *a* et des abondances zooplanctoniques totales (filet 63 µm), holoplanctoniques, copépodiennes et méroplanctoniques pendant l'été 2001.

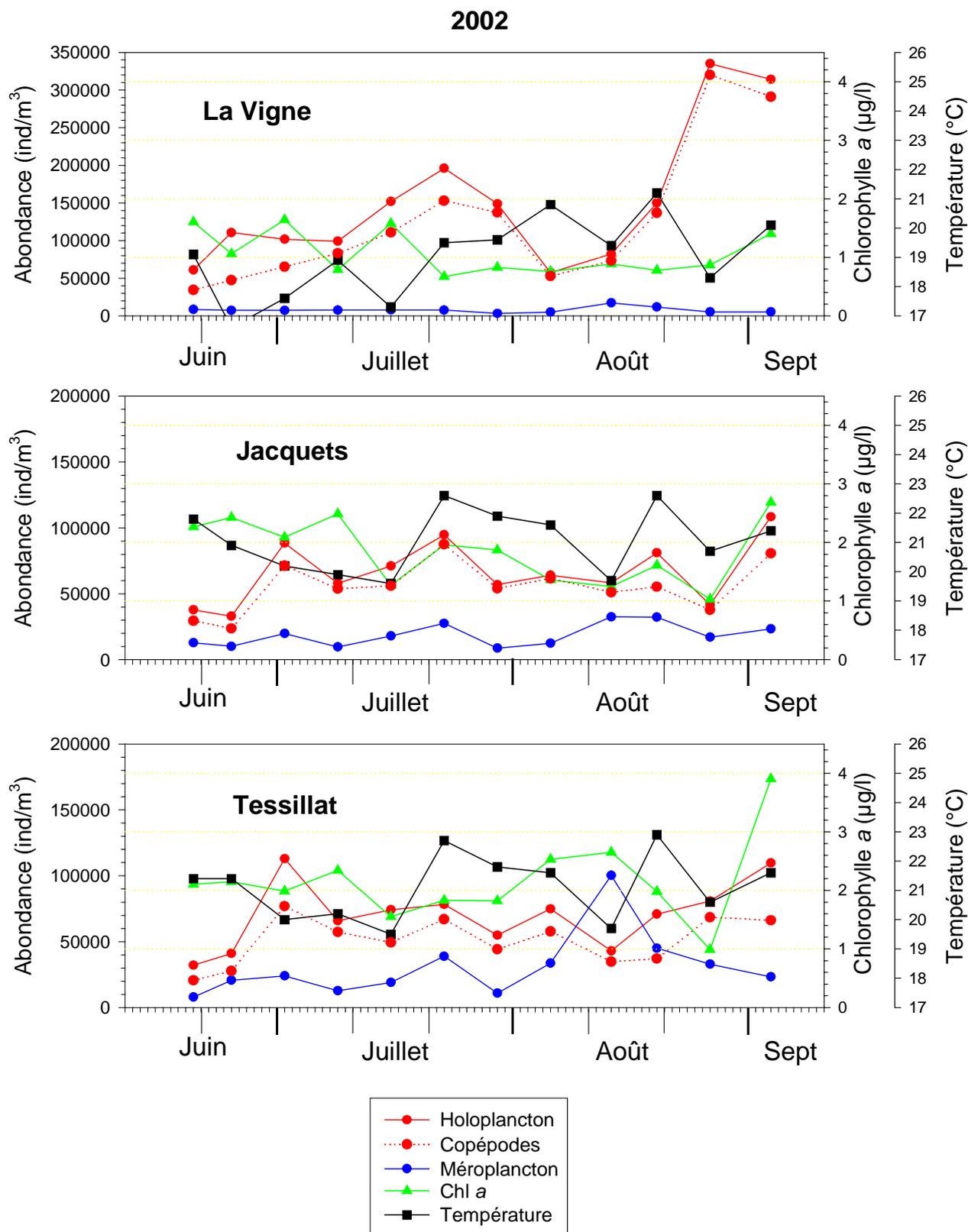


Figure AE : Variations de la température, de la teneur en chlorophylle *a* et des abondances zooplanctoniques totales (filet 63 µm), holoplanctoniques, copépodiennes et méroplanctoniques pendant l'été 2002.

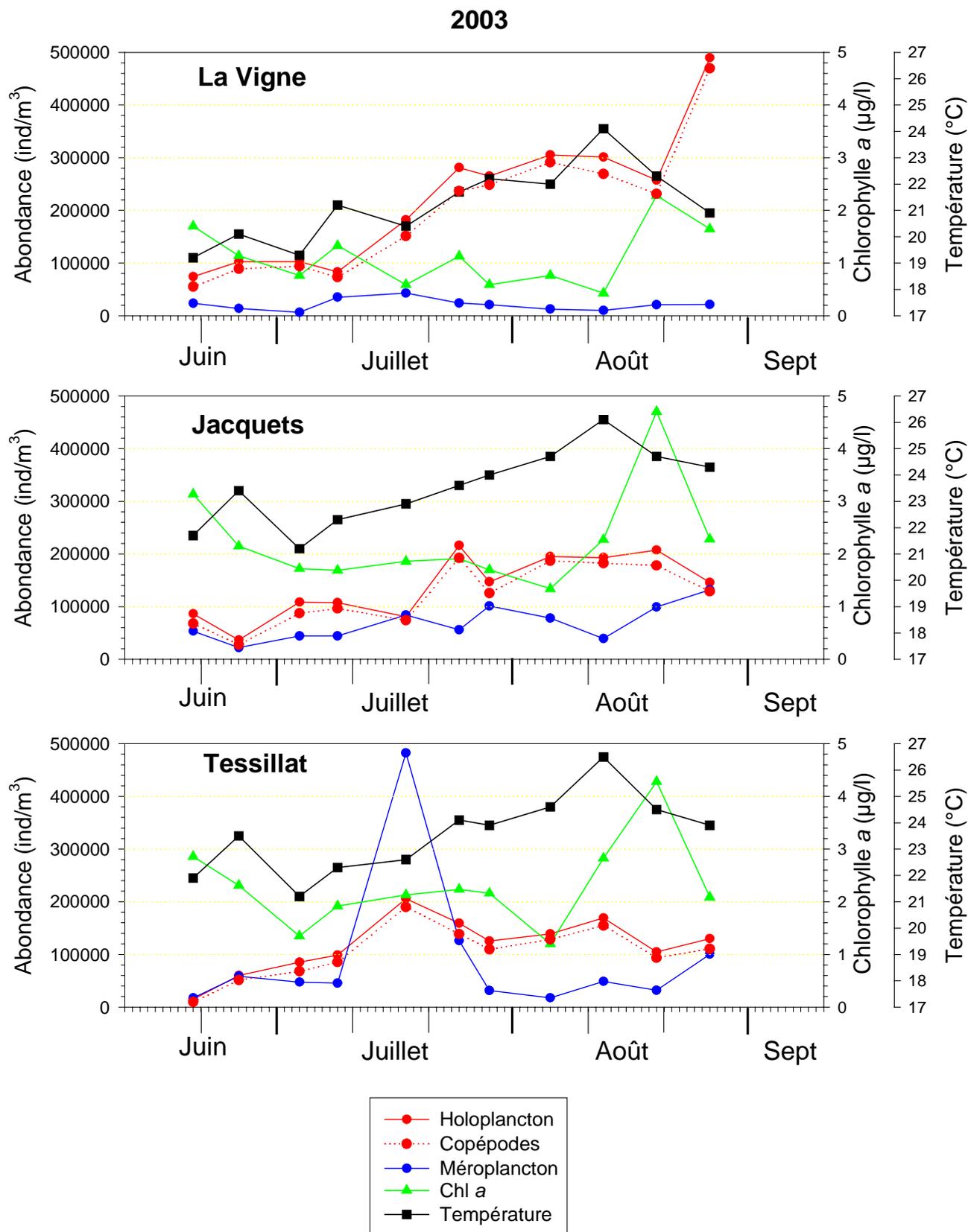


Figure AF : Variations de la température, de la teneur en chlorophylle *a* et des abondances zooplanctoniques totales (filet 63 µm), holoplanctoniques, copépodiennes et méroplanctoniques pendant l'été 2003.

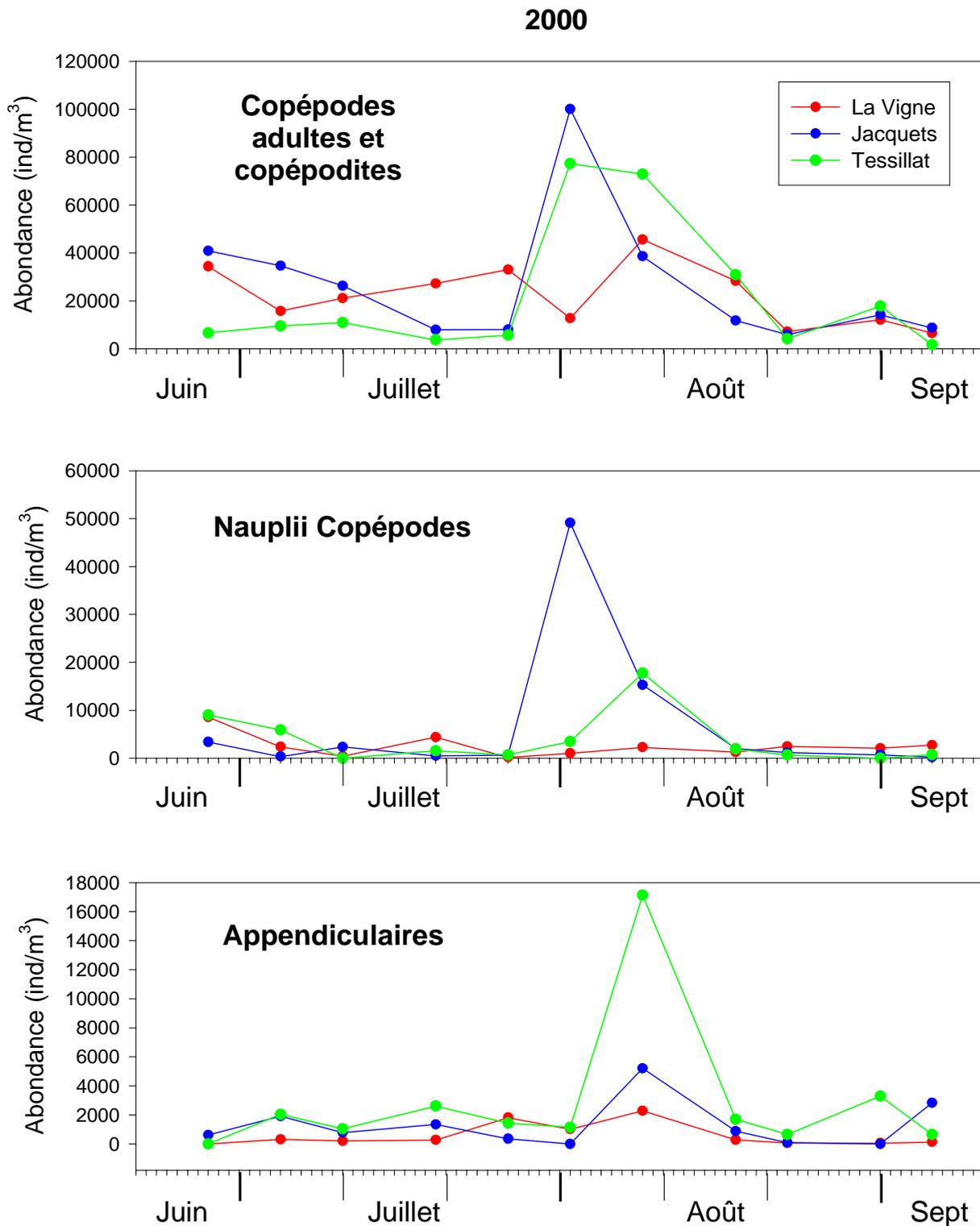


Figure AG : Variations des abondances de quelques groupes holoplanctoniques (filet 63 μ m), pendant l'été 2000.

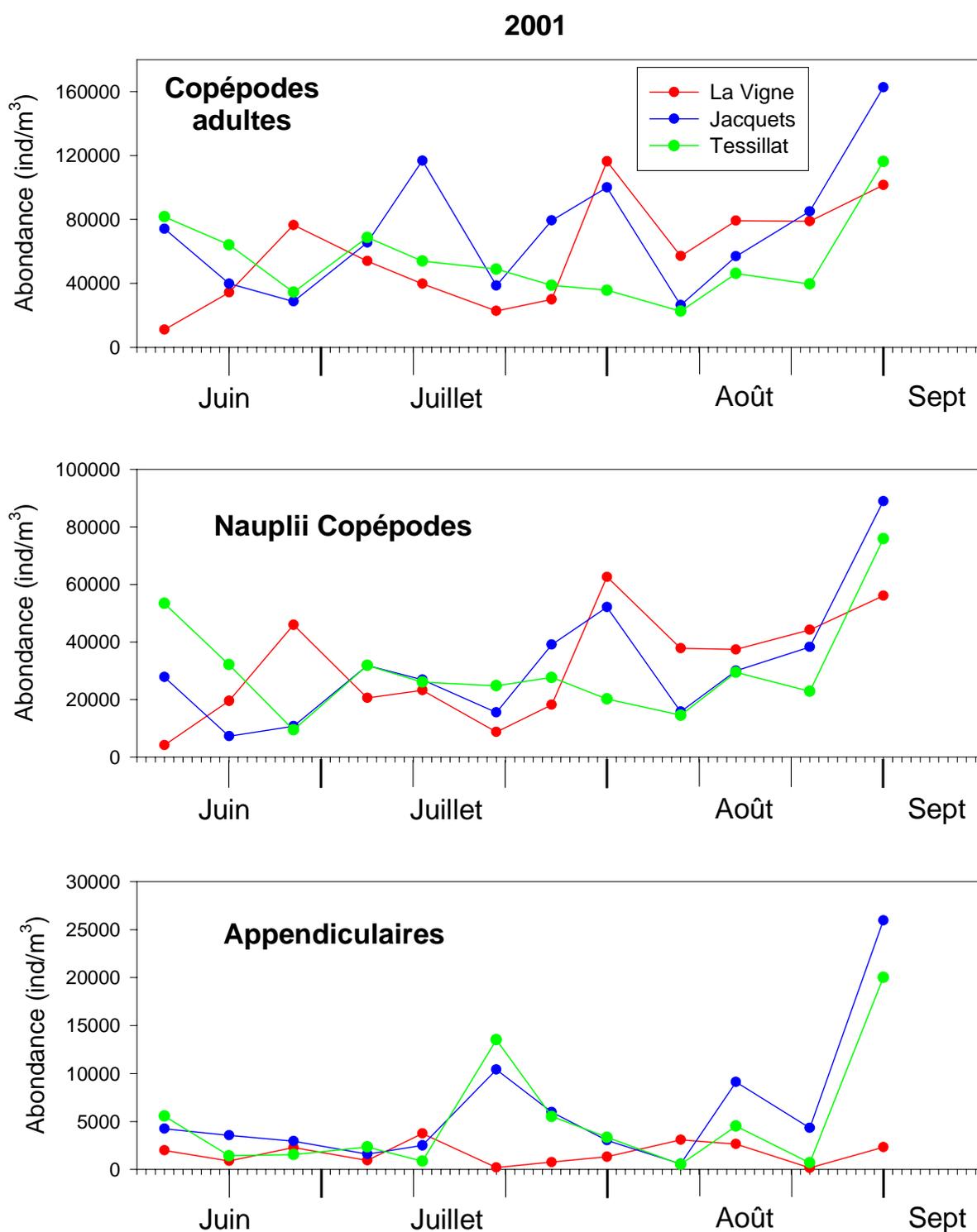


Figure AH : Variations des abondances de quelques groupes holoplanctoniques (filet 63 μ m), pendant l'été 2001.

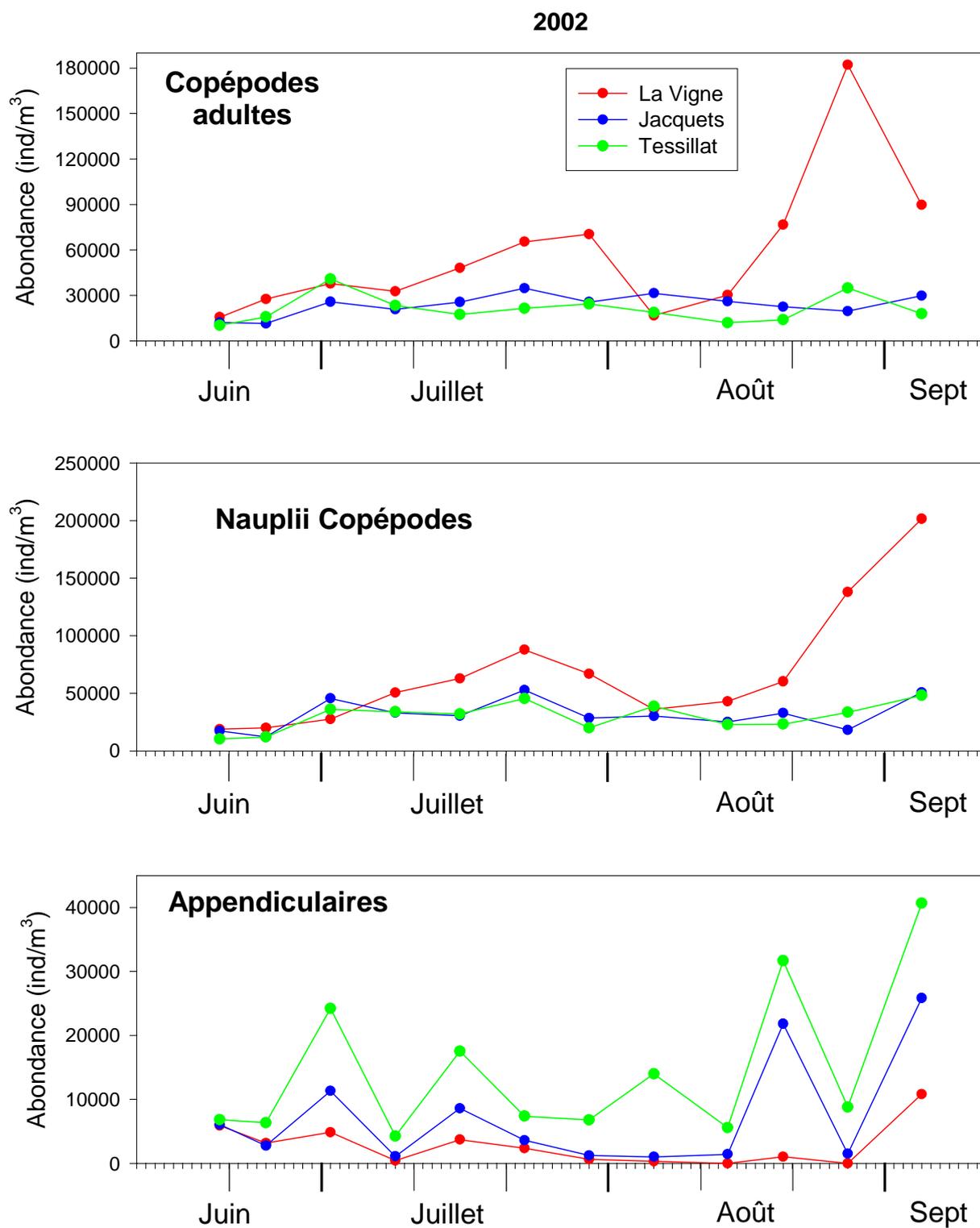


Figure AI : Variations des abondances de quelques groupes holoplanctoniques (filet 63 μm), pendant l'été 2002.

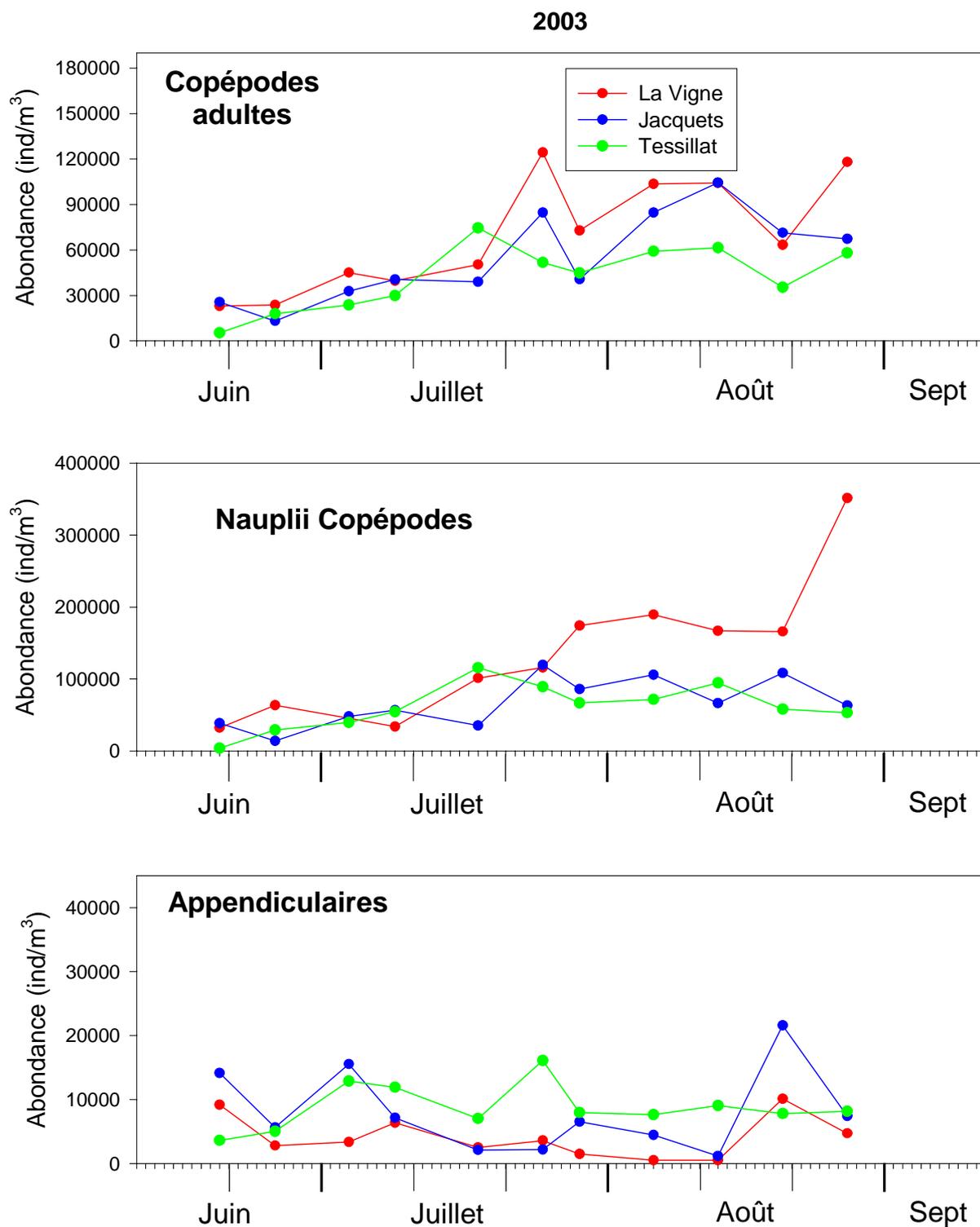


Figure AJ : Variations des abondances de quelques groupes holoplanctoniques (filet 63 μ m), pendant l'été 2003.

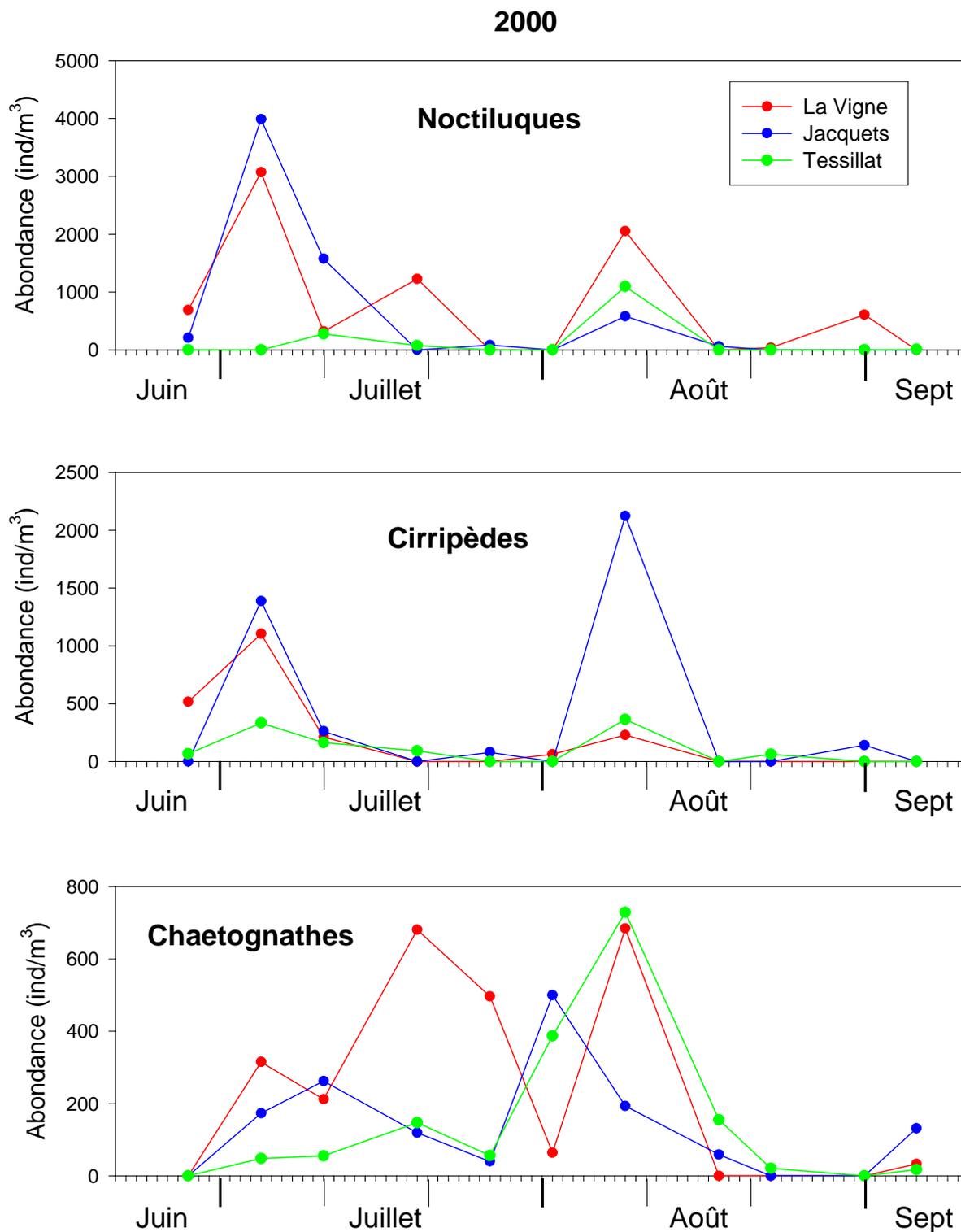


Figure AK : Variations des abondances de quelques groupes holoplanctoniques (filet 63 μm), pendant l'été 2000.

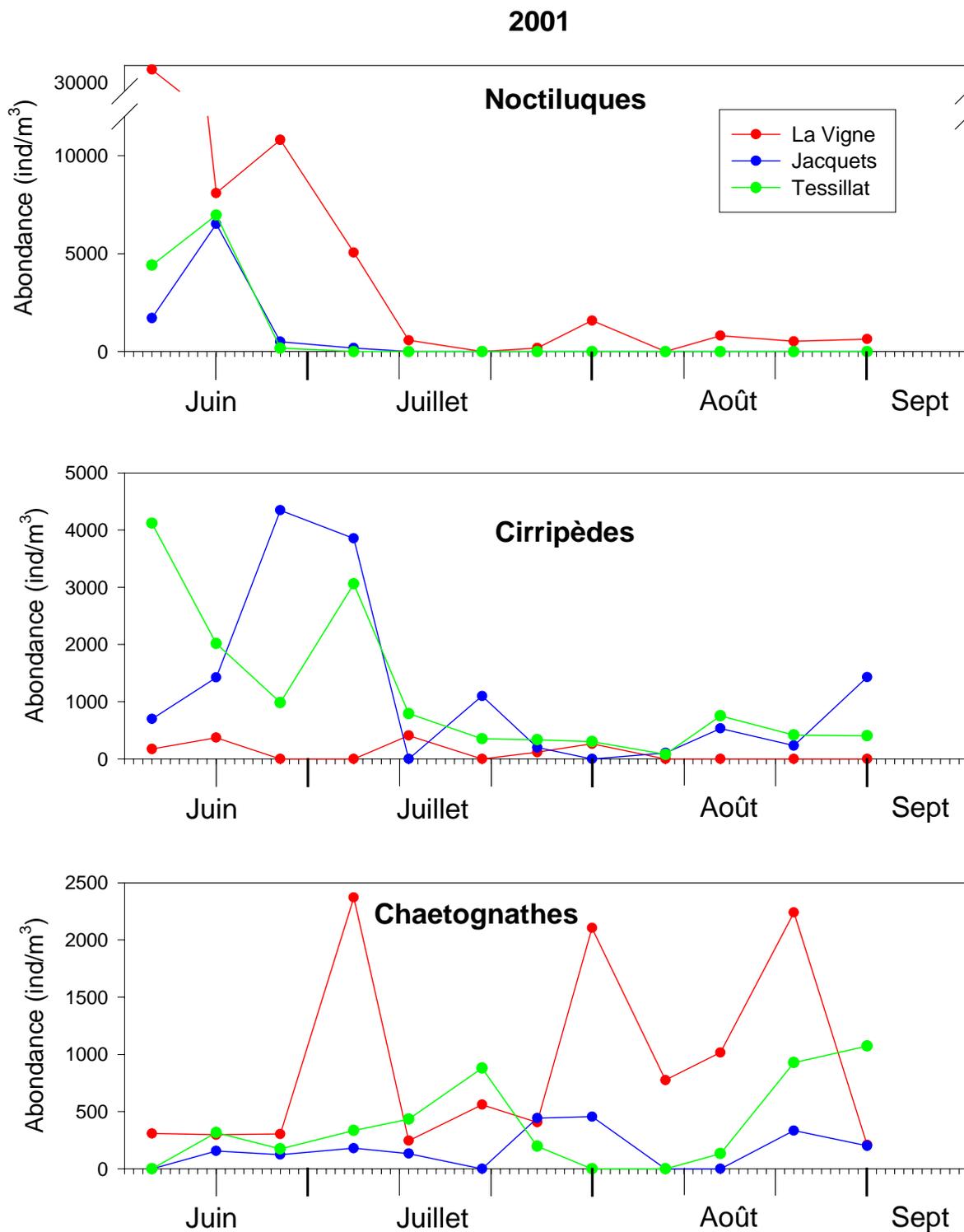


Figure AL : Variations des abondances de quelques groupes holoplanktoniques (filet 63 μm), pendant l'été 2001.

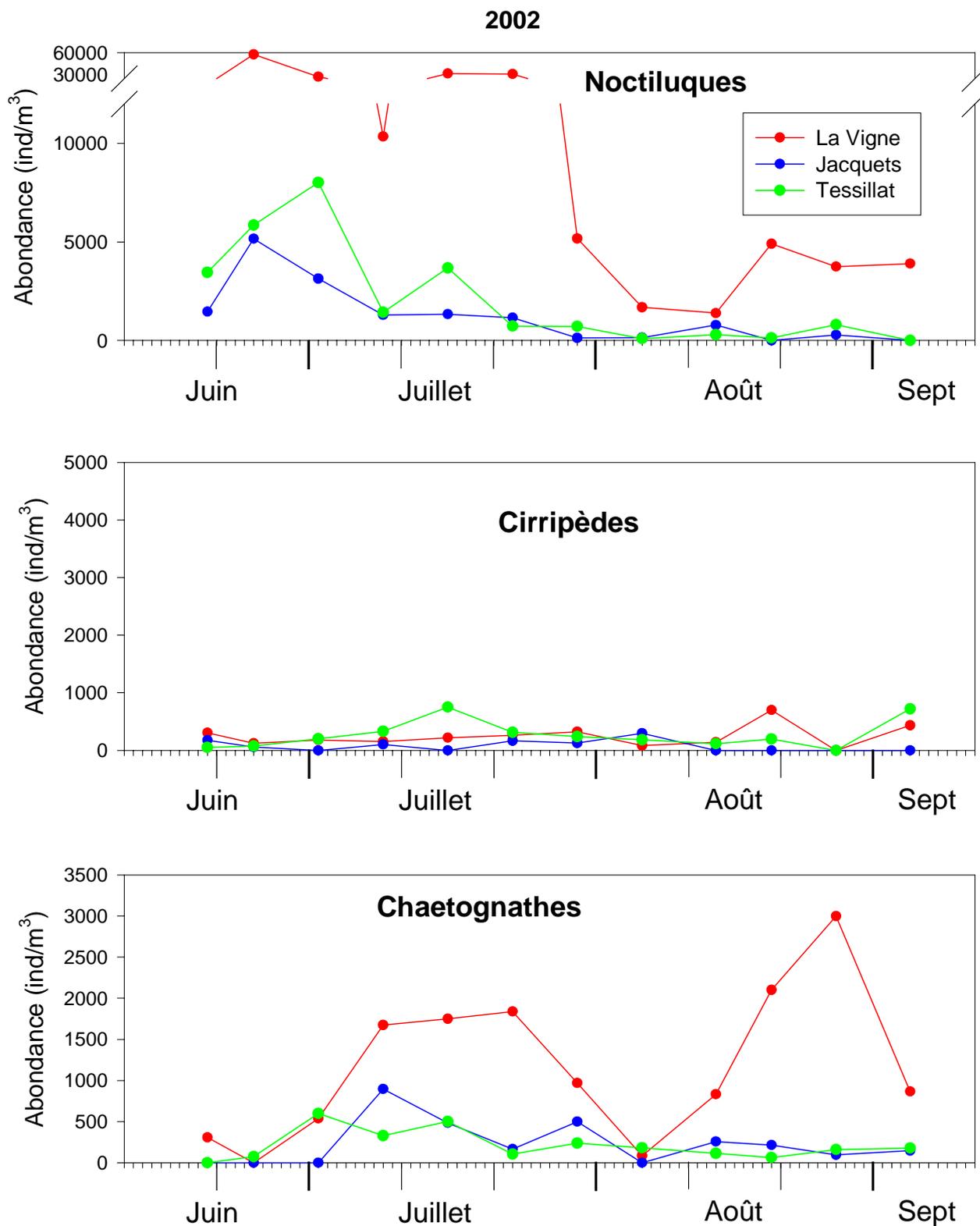


Figure AM : Variations des abondances de quelques groupes holoplanktoniques (filet 63 μm), pendant l'été 2002.

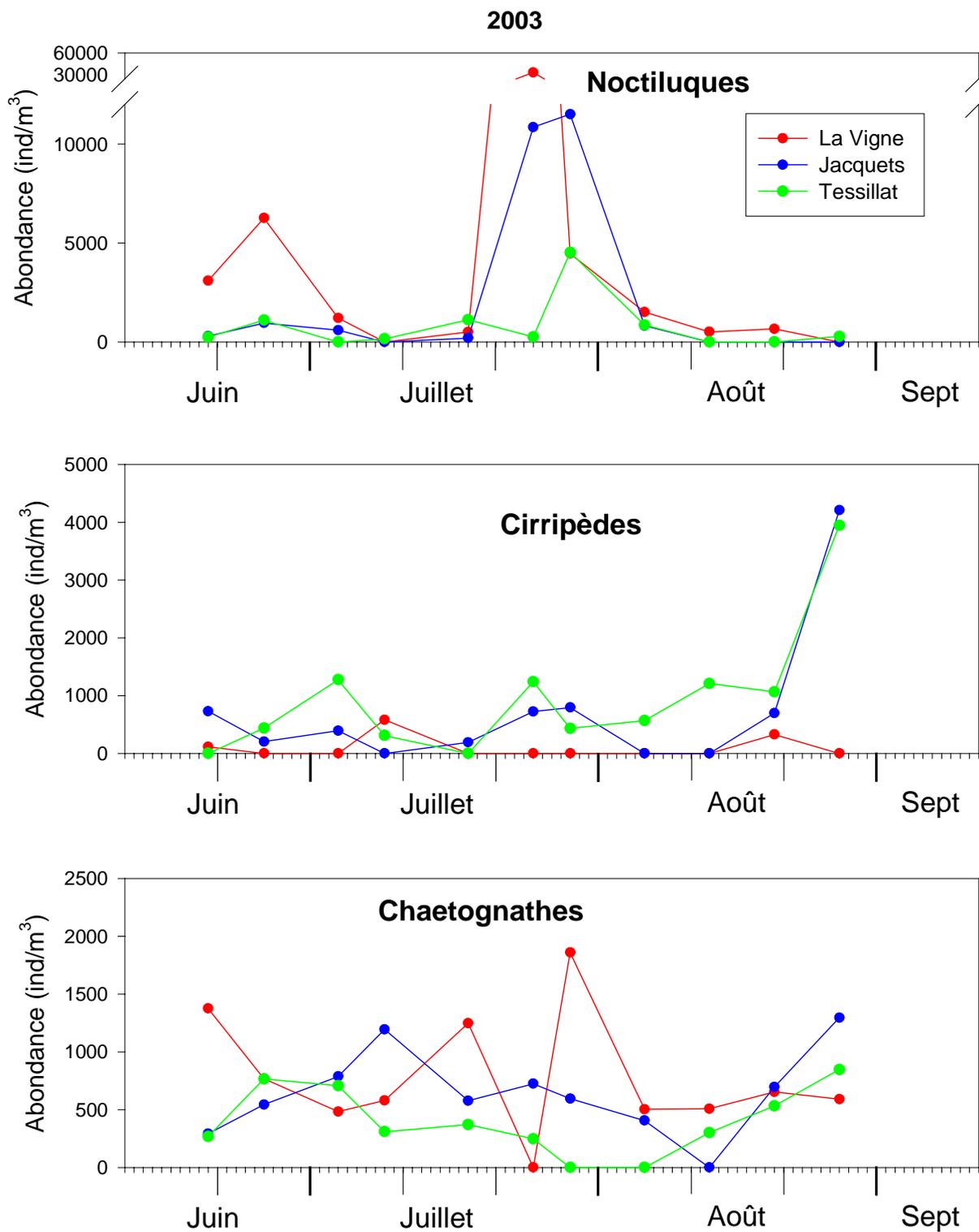


Figure AN : Variations des abondances de quelques groupes holoplanctoniques (filet 63 μm), pendant l'été 2003.

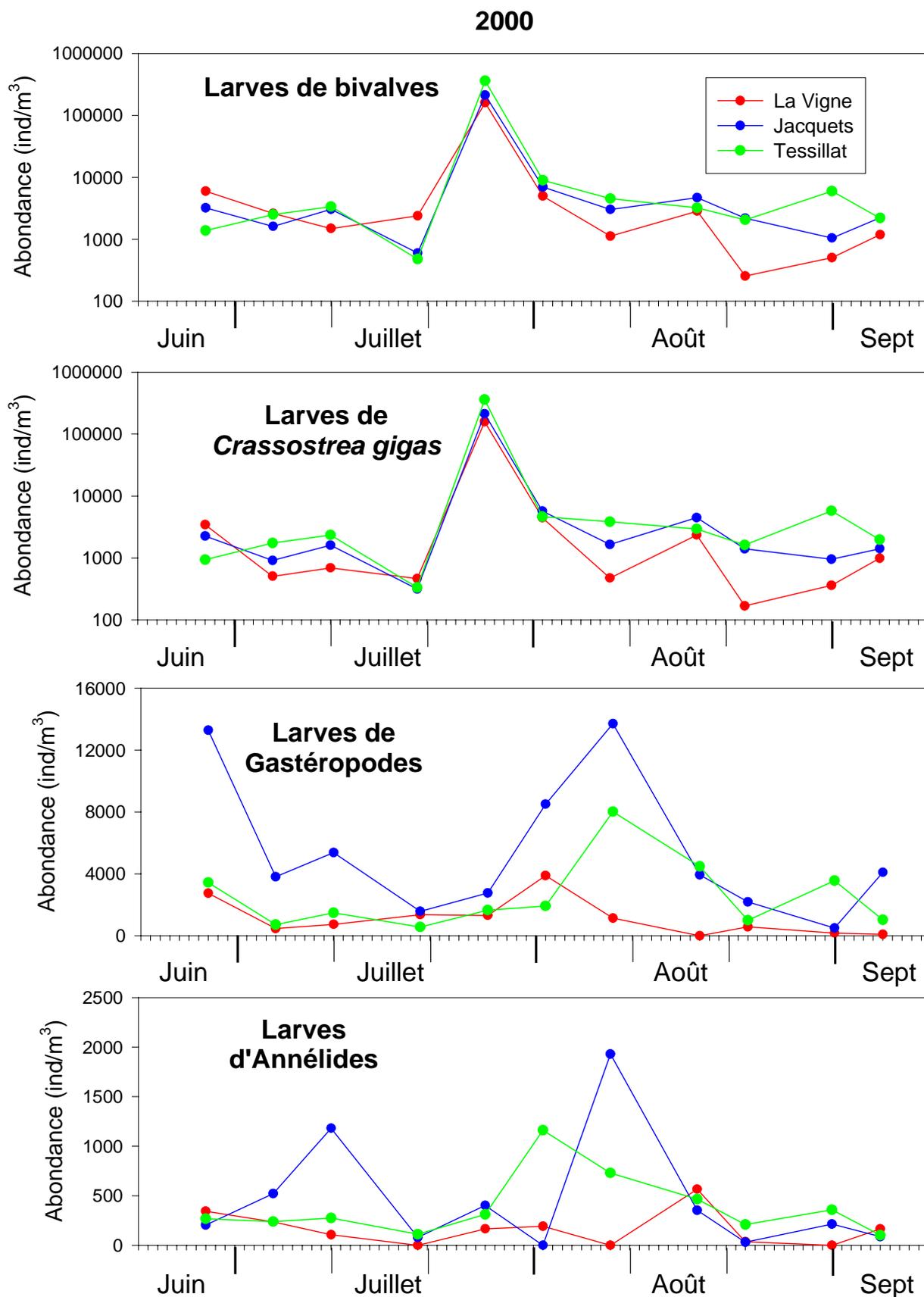


Figure AO : Variations des abondances de quelques groupes méroplanctoniques (filet 63 μ m), pendant l'été 2000.

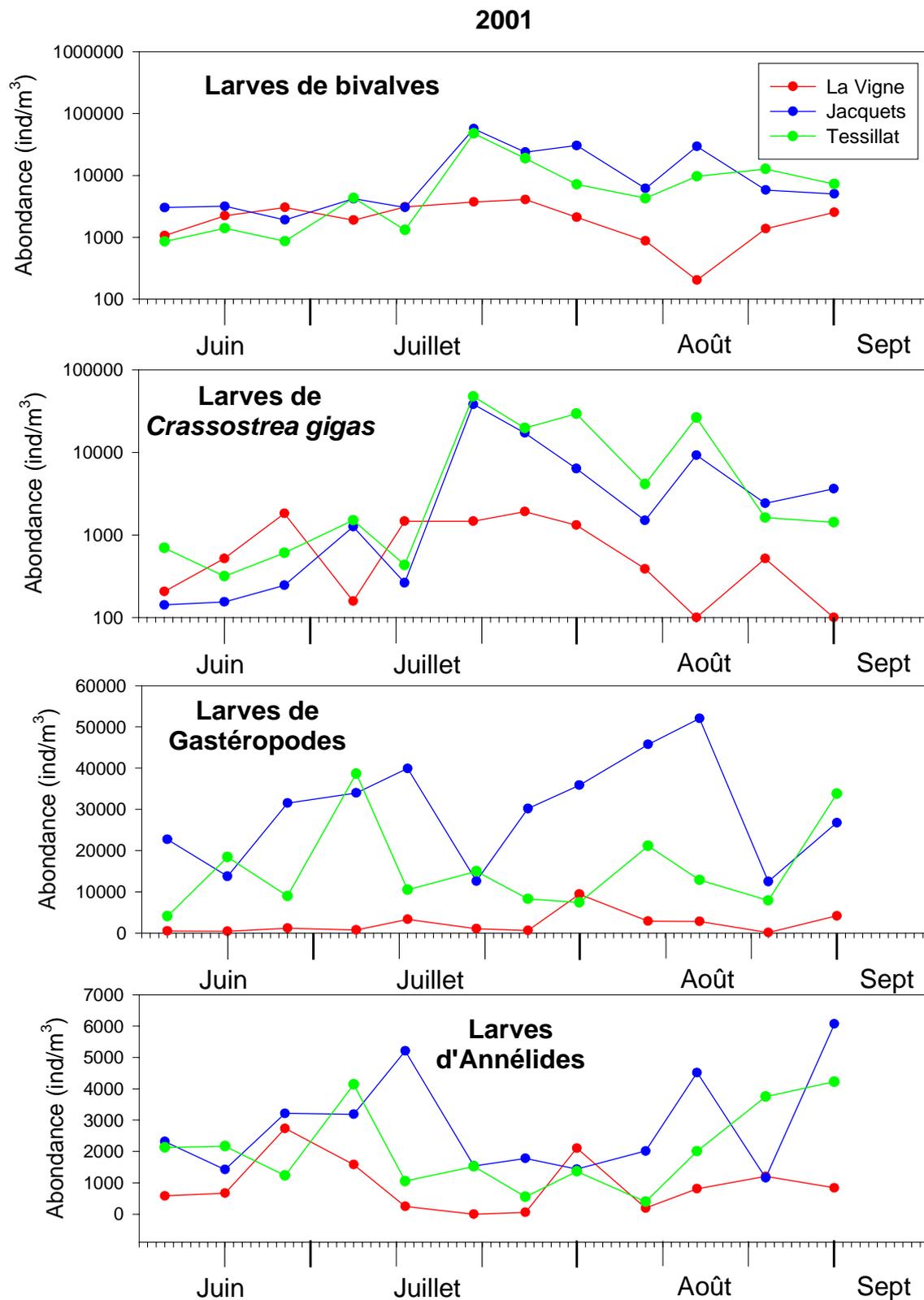


Figure AP : Variations des abondances de quelques groupes méroplanctoniques (filet 63 μ m), pendant l'été 2001.

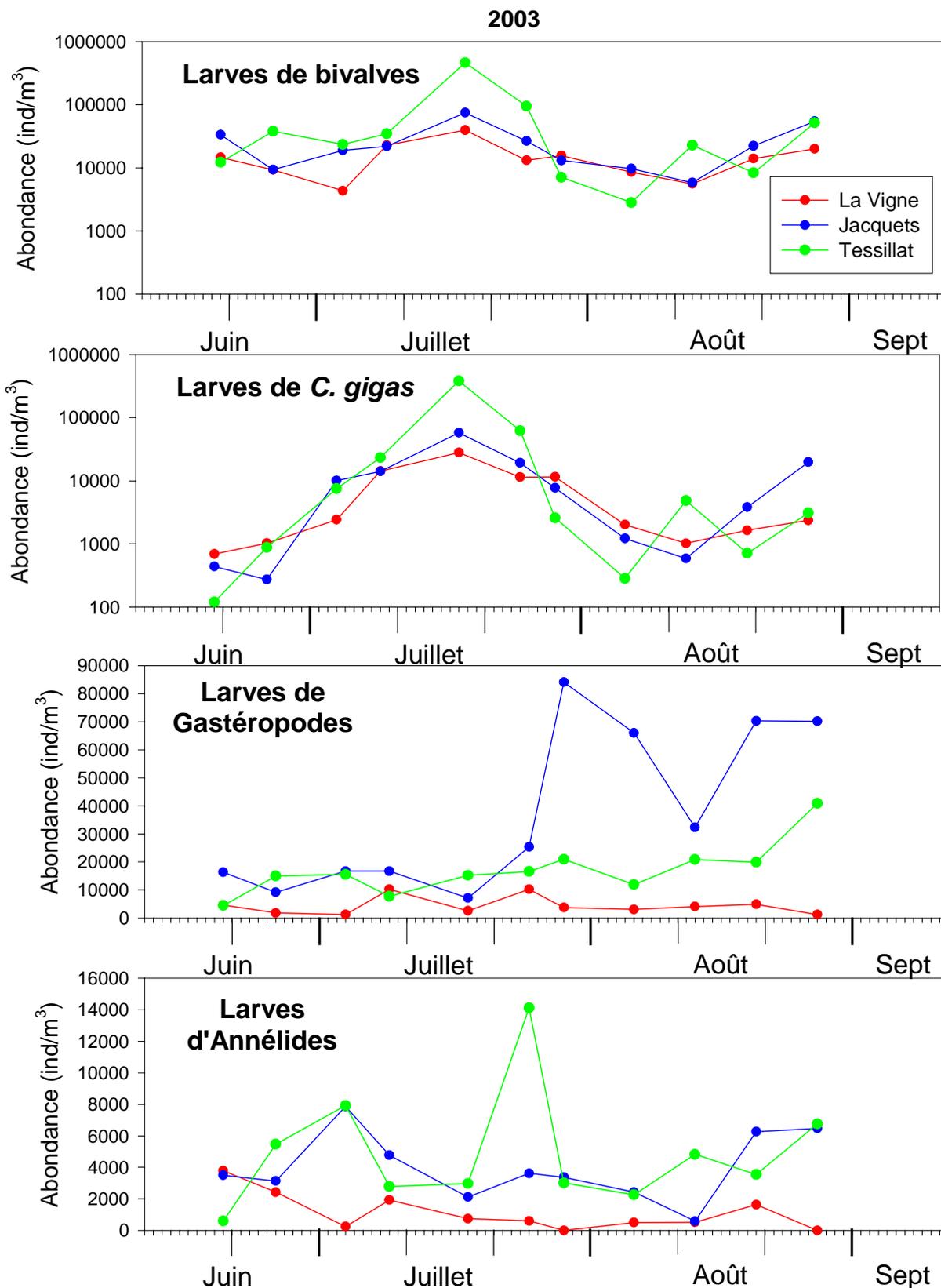


Figure AR: Variations des abondances de quelques groupes méroplanctoniques (filet 63 μm), pendant l'été 2003.

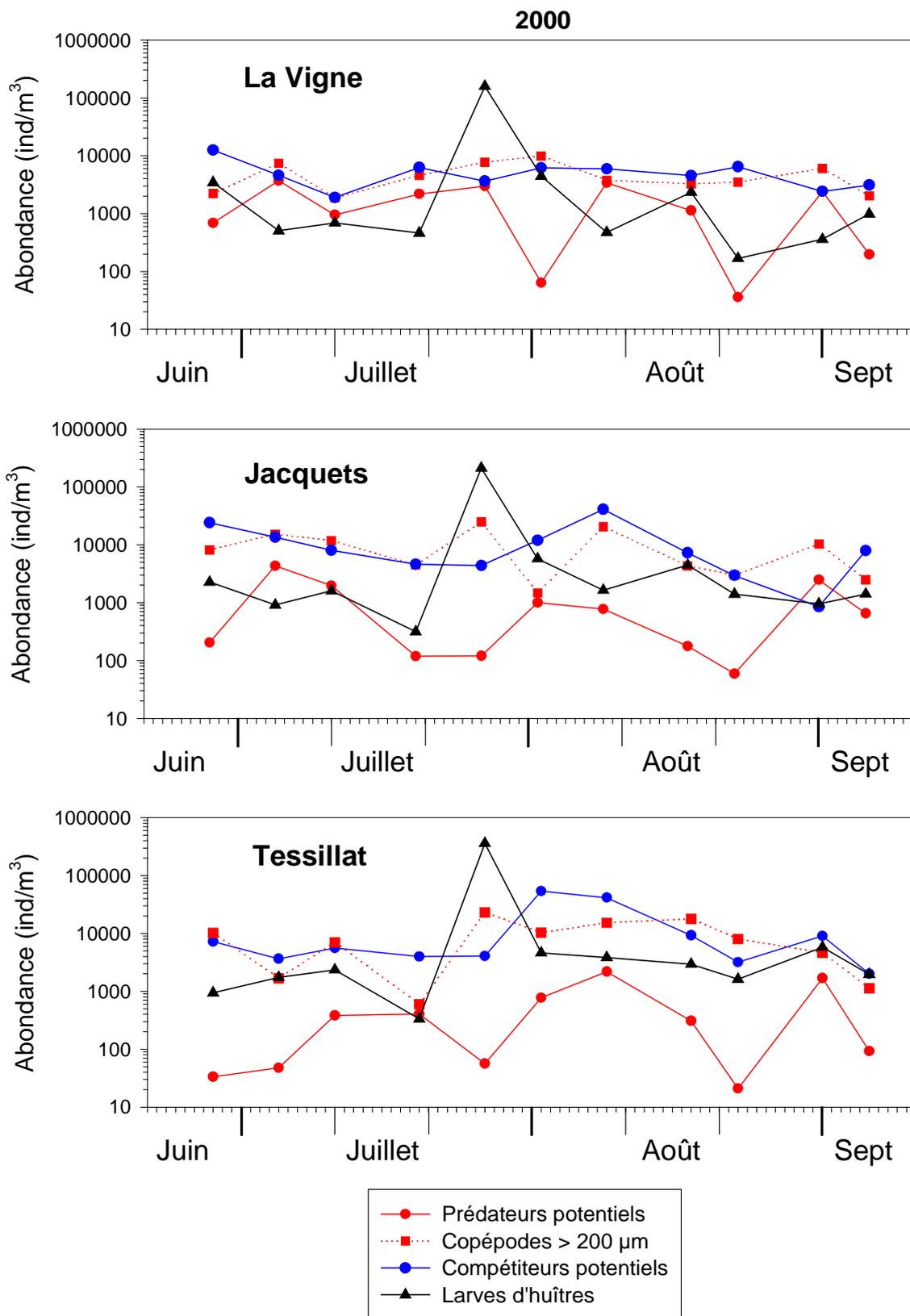


Figure AS : Variations temporelles en 2000 dans les trois sites échantillonnés des abondances (ind.m⁻³) des groupes trophiques considérés comme "compétiteurs" et/ou "prédateurs" des larves de bivalves.

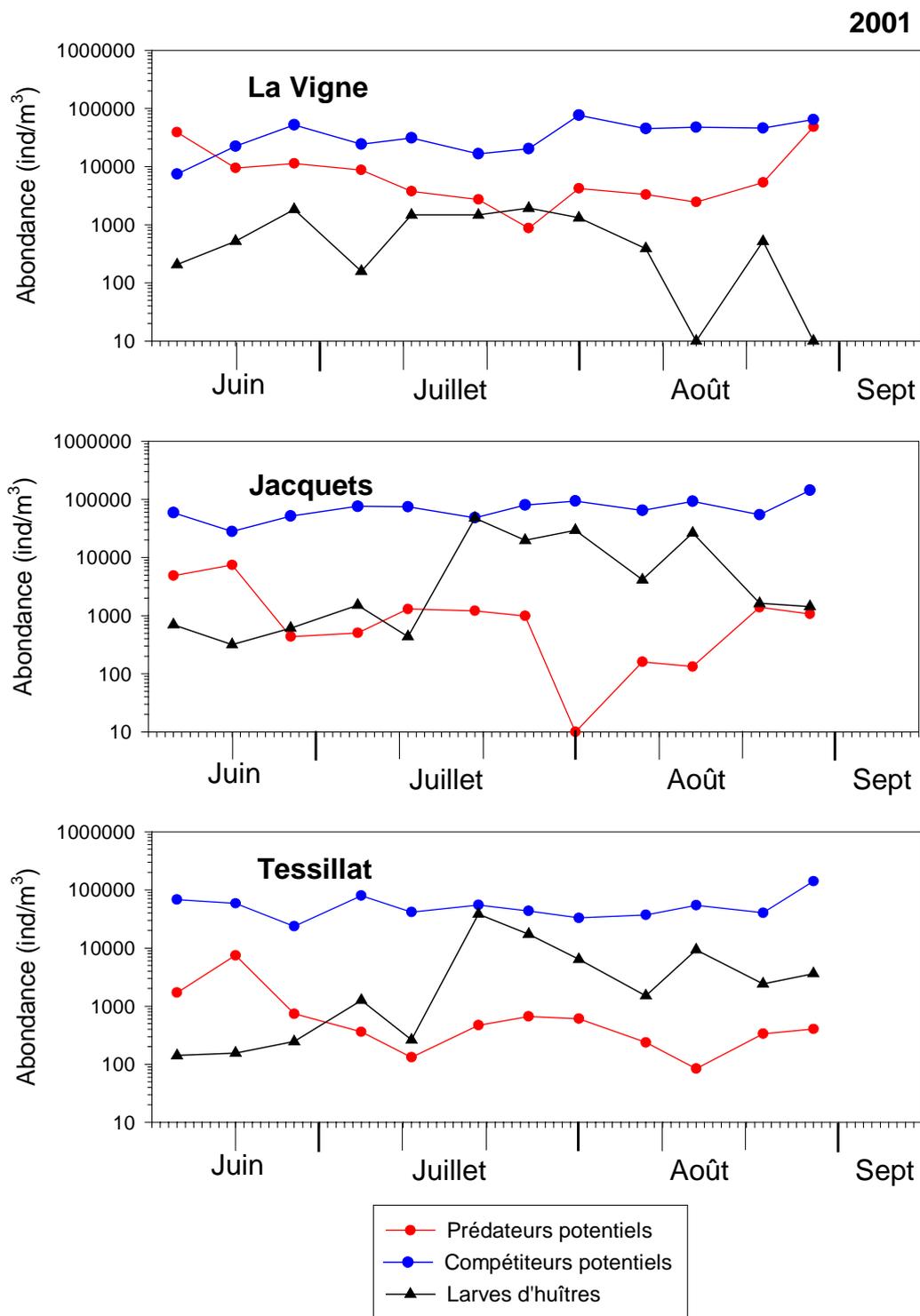


Figure AT : Variations temporelles en 2001 dans les trois sites échantillonnés des abondances (ind.m⁻³) des groupes trophiques considérés comme "compétiteurs" et/ou "prédateurs" des larves de bivalves.

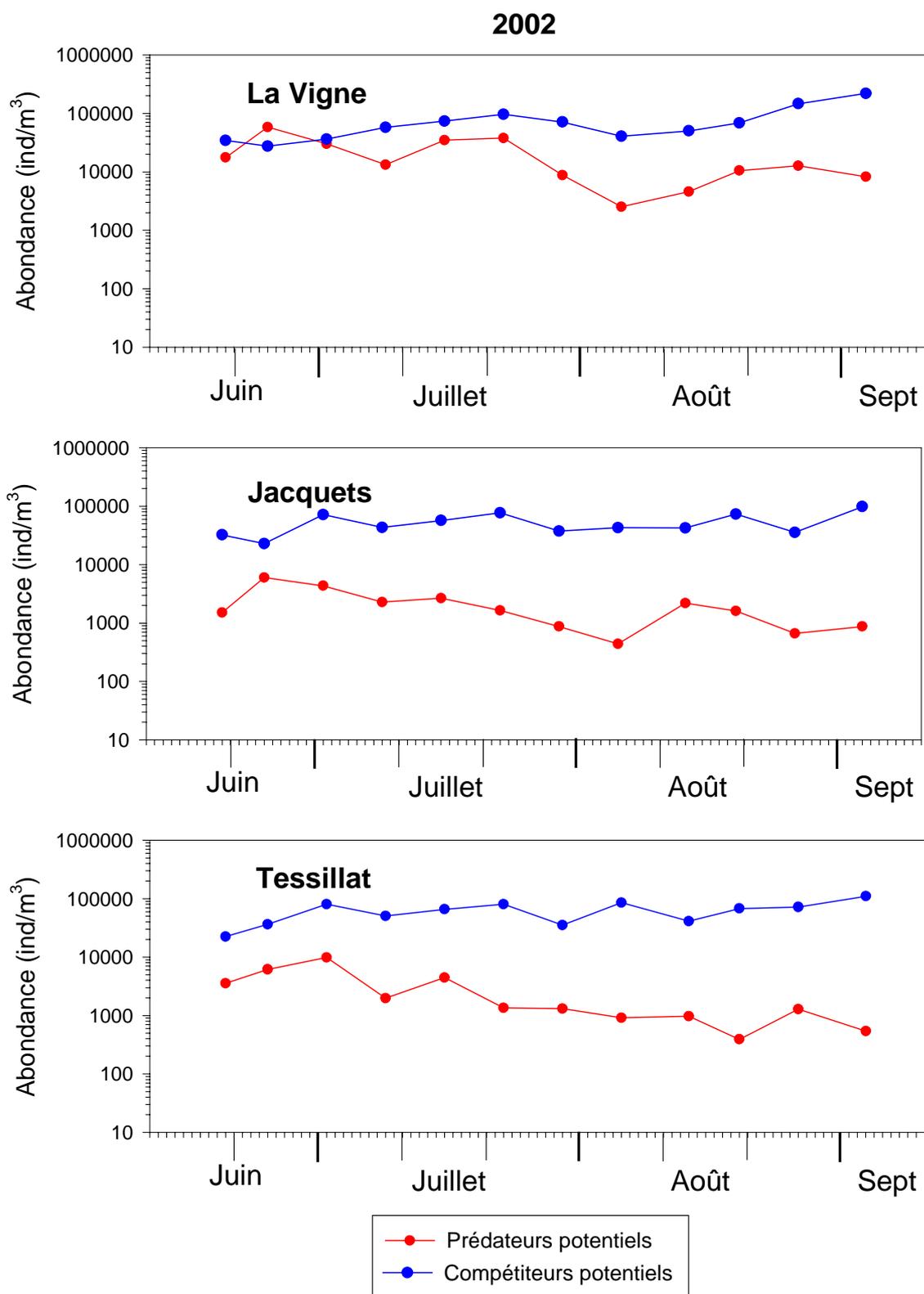


Figure AU : Variations temporelles en 2002 dans les trois sites échantillonnés des abondances (ind.m⁻³) des groupes trophiques considérés comme "compétiteurs" et/ou "prédateurs" des larves de bivalves.

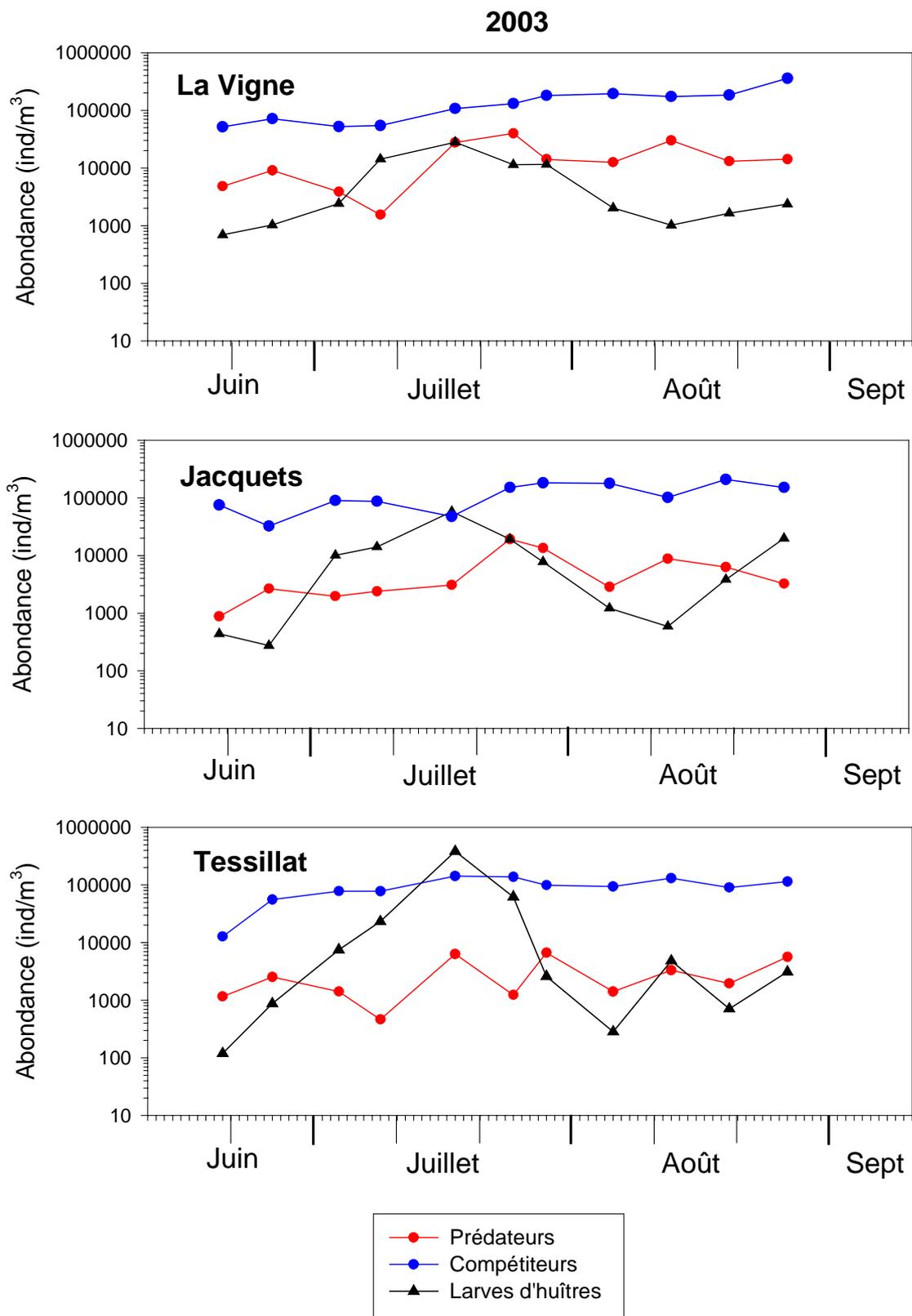


Figure AV : Variations temporelles en 2003 dans les trois sites échantillonnés des abondances (ind.m^{-3}) des groupes trophiques considérés comme "compétiteurs" et/ou "prédateurs" des larves de bivalves.

Annexe 6 :
Description des échantillons de larves analysés en PCR
pour la recherche de l'herpès virus.

Date de la pêche	Station ou secteur	Commentaires
28.06.99	Est	Larves "petites"
29.06.99	Ouest	Larves "petites"
06.07.99	Est	Très peu de larves.
12.07.99	Ouest	Beaucoup de larves "petites"
13.07.99	Est	Beaucoup de larves "petites"
15.07.99	Ouest	<ul style="list-style-type: none"> ● Beaucoup de larves "petites" ● Beaucoup de larves "petites".
20.07.99	Ouest	<ul style="list-style-type: none"> ● Mélange de tailles de larves ● Mélange de tailles de larves
22.07.99	Est	<ul style="list-style-type: none"> ● Beaucoup de larves "petites" et "évoluées". ● Larves "moyennes" et "grosses"
23.07.99	Ouest	<ul style="list-style-type: none"> ● Peu de larves "évoluées" + Gastéropodes. ● Peu de larves "moyennes"
27.07.99	Ouest	<ul style="list-style-type: none"> ● Beaucoup de larves à la limite "petites" et "évoluées" + larves d'autres Bivalves + débris. ● Larves "moyennes" et "grosses" + autre zooplancton. ● Larves "évoluées".
29.07.99	Ouest	<ul style="list-style-type: none"> ● Beaucoup de larves "évoluées" et surtout "moyennes" ● Beaucoup de larves "moyennes" et surtout "évoluées"
04.08.99	Ouest	<ul style="list-style-type: none"> ● Larves "petites" et "évoluées" ● Larves œillées mélangées avec du zooplancton ● Larves "évoluées" et "moyennes" ● Beaucoup de larves œillées
06.08.99	Ouest	<ul style="list-style-type: none"> ● Beaucoup de larves œillées ● Beaucoup de larves "petites" et "évoluées" ● Mélange de larves "évoluées", "moyennes" et "grosses" ● Beaucoup de larves œillées + zooplancton ● Larves "moyennes", "grosses" + zooplancton.
10.08.99	Ouest	Larves "évoluées" et "moyennes", gastéropodes, autres larves, zooplancton.
16.08.99	Est	Quelques larves "petites"
17.08.99	Ouest	Larves "petites".
23.08.99	Est	Larves "évoluées" presque "moyennes", beaucoup de phytoplancton et de gastéropodes
30.08.99	Est	Quelques larves œillées et beaucoup de gros gastéropodes

Tableau 2 : Caractéristiques des échantillons analysés pour la recherche de l'herpès virus en 1999.

Date de la pêche	Station ou secteur	Commentaires
24.07.00	Arams	Beaucoup de phytoplancton
27.07.00	Arams	Beaucoup de larves "petites" + sédiment et un peu de zooplancton
28.07.00	Arams	Beaucoup de larves "petites" + sédiment
31.07.00	Arams	Peu de sédiment. Un peu de zooplancton.
01.08.00	Piquey	Peu de phyto. Un peu de zooplancton. Taille des larves d'huîtres : 120-130 µm.
02.08.00	Arams	Un peu de phyto. Peu de zoo. Sédiment. Beaucoup de débris d'algues. Taille des larves d'huîtres : 120-130 µm.
04.08.00	Jacquets	50 % de copépodes. Taille des larves d'huîtres : 150-190 µm.
07.08.00	Piraillan	Beaucoup de gastéropodes. Taille des larves d'huîtres : 196-265 µm
09.08.00	Arams	Beaucoup de gastéropodes. Taille des larves d'huîtres : 270-320 µm (larves "en fixation")
11.08.00	Herbe et Courbey	Beaucoup de gastéropodes. Taille des larves d'huîtres : 300-320 µm (larves "en fixation")
18.08.00	Courbey	Beaucoup de sable. Larves "D".
18.08.00	Courbey	Beaucoup de sable. Quelques gastéropodes. Quelques larves d'huîtres "en fixation".

Tableau 3 : Caractéristiques des échantillons analysés pour la recherche de l'herpès virus en 2000.

Date de la pêche	Station ou secteur	Commentaires
05.07.01	Ouest	Mélange larves bivalves et gastéropodes
10.07.01	Piquey	Très peu de larves
11.07.01	Arams	Très peu de larves
12.07.01	Piquey	Très peu de larves
16.07.01	Arams	Nombreuses larves au stade "petites"
17.07.01	Piquey	Nombreuses larves au stade "petites"
19.07.01	Arams	● Nombreuses larves au stade "petites" ● Nombreuses larves au stade "petites" +
19.07.01	Piquey	● Larves au stade "petites" ● Larves au stade "petites" + zooplancton
23.07.01	Arams	● Nombreuses larves au stade "petites" (90µm), quelques "évoluées", très pur. ● Larves au stade "petites" + zooplancton
24.07.01	Piquey	● Larves "petites" et "évoluées", très pur ● Larves "petites" + sédiment
25.07.01	Arams	● Assez nombreuses larves "évoluées"
26.07.01	Piquey	● Larves "petites", assez pur ● Larves "évoluées", assez pur
30.07.01	Arams	● Larves "évoluées" + zooplancton ● Larves "moyennes" + zooplancton
1.08.01	Jacquets	● Larves "moyennes" et "grosses" + zooplancton + phytoplancton
2.08.01	Arams	● Larves "en fixation"
3.08.01	Piquey	● Larves "moyennes" + zooplancton + sédiment ● Larves "en fixation" + zooplancton
7.08.01	Arams	● Larves "moyennes" + "en fixation" + gastéropodes
8.08.01	Arams	● Larves "petites" + "en fixation" + phytoplancton
9.08.01	Piquey	● Larves "petites" + "évoluées" + gastéropodes
13.08.01	Arams	● Larves "petites" + gastéropodes + phytoplancton
14.08.01	Courbey	● Larves "petites" + "évoluées" + gastéropodes + phytoplancton

Tableau 4 : Caractéristiques des échantillons analysés pour la recherche de l'herpès virus en 2001.

Date de la pêche	Station ou secteur	Commentaires
17.07.02	Est	Larves au stade "petites"
18.07.02	Ouest	Larves au stade "petites"
23.07.02	Est	<ul style="list-style-type: none"> ● Larves aux stades "petites" et "évoluées" + zooplancton ● Larves aux stades "petites" et "évoluées" + zooplancton
24.07.02	Arams	<ul style="list-style-type: none"> ● Peu de larves aux stades "évoluées" et "moyennes" ● Peu de larves au stade "moyennes"
25.07.02	Ouest	<ul style="list-style-type: none"> ● Peu de larves au stade "moyennes" ● Peu de larves au stade "moyennes"
30.07.02	Ouest	<ul style="list-style-type: none"> ● Larves aux stades "petites" et "évoluées" - mortes ● Larves aux stades "moyennes" et "grosses" - mortes
12.08.02	Arams	Larves aux stades "petites" et "évoluées"
13.08.02	Ouest	Larves aux stades "petites" et "évoluées"
14.08.02	Arams	Larves aux stades "petites" et "évoluées"
19.08.02	Ouest	<ul style="list-style-type: none"> ● Larves "petites" + beaucoup de larves d'autres bivalves (palourdes ?) ● Larves "petites" + beaucoup de larves d'autres bivalves (palourdes ?)
20.08.02	Arams	● Larves aux stades "petites" et "évoluées"
21.08.02	Ouest	● Larves aux stades "petites" et "évoluées"
26.08.02	Arams	<ul style="list-style-type: none"> ● Peu de larves "moyennes" + beaucoup de larves pédivéligères d'autres bivalves (palourdes ?) ● Peu de larves "moyennes" + beaucoup de larves pédivéligères d'autres bivalves (palourdes ?)
27.08.02	Ouest	<ul style="list-style-type: none"> ● Peu de larves "évoluées"+quelques larves de palourdes et de gastéropodes ● Peu de larves aux stades "moyennes"+quelques larves de palourdes et de gastéropodes

Tableau 5 : Caractéristiques des échantillons analysés pour la recherche de l'herpès virus en 2002.

Date de la pêche	Station ou secteur	Commentaires
3.07.03	Est	Larves "petites". Beaucoup de débris
7.07.03	Ouest	Larves "petites" assez pures+qq autres stades
11.07.03	Ouest	Larves "petites"
17.07.03	Ouest	Larves "petites"+autres stades +phyto
21.07.03	Ouest	Larves "moyennes"+"grosses"+"évoluées"
28.07.03	Ouest	Peu de larves. "moyennes"+"grosses"+"fixations" +phyto.
29.07.03	Est	Larves "moyennes"+"grosses"+"fixations" +zooplancton
30.07.03	Ouest	Larves "moyennes"+"grosses"+"fixations"
11.08.03	Ouest	Larves "grosses" + "fixations" + phyto
11.08.03	Ouest	Larves "petites" +phyto
13.08.03	Ouest	Larves "petites" +phyto
13.08.03	Ouest	Phytoplancton + larves tous stades
20.08.03	Est	Peu de larves tous stades

Tableau 6 : Caractéristiques des échantillons analysés pour la recherche de l'herpès virus en 2003.

**Annexe 7 :
Tests d'écotoxicologie larvaire
réalisés pendant l'été 1999**

Tests d'écotoxicologie larvaire réalisés pendant l'été 1999.

Introduction

Depuis les années 1960-70, à la suite des travaux de Davis (1961), Calabrese et Davis (1967, 1970) et Calabrese *et al.* (1973, 1977), il est apparu que les stades jeunes (œufs et embryons) de Bivalves sont un matériel biologique de choix pour les expériences de toxicologie. En effet, ces stades précoces chez les Bivalves marins sont particulièrement sensibles aux facteurs d'agression. Pour cette raison, ils peuvent être considérés comme des organismes sentinelles de la qualité du milieu marin côtier et toute altération de la reproduction de ces mollusques peut constituer un signe de dégradation de la qualité de l'eau dans laquelle ils se développent.

Par ailleurs, les progrès réalisés dans la reproduction des Bivalves en milieu contrôlé au cours de ces vingt dernières années permettent à présent de réaliser des tests relativement standardisés, en utilisant ces stades précoces, pour étudier la qualité de l'eau dans laquelle on les place en élevage.

A la suite de l'échec de la reproduction en 1998, et à la lumière des observations précédentes réalisées pendant et à la suite de la crise TBT (His, 1991), il nous semblait donc logique et nécessaire d'utiliser ces tests pour déterminer si la qualité des eaux du Bassin était suffisante pour autoriser le développement larvaire de l'huître creuse.

1. Méthodes

La technique utilisée pour ces expériences est celle qui a été mis au point par His au laboratoire IFREMER d'Arcachon au cours de travaux réalisés depuis le début des années 1980.

Ces expériences ont été réalisées à deux reprises au cours de l'été 1999, en juillet (ponte déclenchée le 8 juillet) et en août (ponte déclenchée le 12 août), afin de couvrir la période de reproduction naturelle dans le Bassin.

1.1. Eaux testées

Les eaux provenant de quatre sites ont été testées : Bouée 7 (à l'entrée du Bassin, servant de témoin, figure AA), La Vigne, Les Jacquets et Comprian (Figure 34).

De l'eau fraîche était prélevée tous les trois jours, autour de la haute mer pour les coefficients de morte eau et au descendant pour les coefficients de vive eau. Lors de leur prélèvement, la salinité de ces eaux était mesurée.

1.2. Ponte et fécondation

Les pontes sont réalisées à partir de géniteurs mûrs du Bassin d'Arcachon, en stimulant leur ponte à l'aide de chocs thermiques. En effet, des expériences préalables ont montré qu'il s'agit de la meilleure méthode pour obtenir des gamètes véritablement matures.

Les géniteurs sont soigneusement brossés et lavés à l'eau de mer de façon à les débarrasser de leurs épibiontes. Ils sont placés dans des bacs en matière plastique fraîchement ébouillantés contenant 10 l d'eau de mer filtrée à 0,2 μm à une température de 28°C pendant 45 minutes. Puis ils sont transférés dans un autre bac dont l'eau est à 15°C, pendant 30 minutes. La ponte se déclenche généralement au bout de deux à trois transferts successifs.

Lorsque les huîtres commencent à émettre leurs produits sexuels, elles sont individuellement transférées dans des béciers stériles contenant de l'eau de mer filtrée à 0,2 μm où elles sont maintenues pendant 2 minutes. Elles sont ensuite transférées dans un nouveau bécier dans lequel on les laisse produire soit leurs ovocytes pour les femelles, soit leur sperme pour les mâles.

Les ovocytes émis sont filtrés sur un tamis en acier inoxydable stérilisé (100 μm de porosité) afin d'éliminer les éventuelles salissures, et récupérés sur un tamis de 32 μm . Ils sont ensuite soigneusement rincés à l'eau de mer filtrée, déversés dans une éprouvette graduée stérile d'1 l de volume, homogénéisés à l'aide d'un agitateur et comptés dans 4 prélèvements de 0,1 cm^3 .

Les ovocytes sont ensuite répartis à raison de 30 000/l dans des béciers stériles de 2 l contenant l'eau de mer à tester filtrée à 0,2 μm . Ils sont fécondés à l'aide de 1,5 ml d'une suspension dense de sperme fraîchement émis.

Pour chaque eau testée, 3 réplicats ont été réalisés.

Les béciers sont ensuite placés dans une enceinte thermostatée maintenue à 24°C.

1.3. Conduite des élevages larvaires

Les larves D sont formées 24 h après la fécondation chez *Crassostrea gigas*. Dans chaque élevage, les larves sont récupérées sur un tamis en acier inoxydable stérilisé de 32 μm de porosité, rincées avec de l'eau de mer filtrée à 0,2 μm . Un prélèvement à la pipette Pasteur est effectué et les larves sont examinées au microscope sur une lame creuse stérile.

Puis elles sont réparties à raison de 4 larves/ml dans des béciers stériles de 2 l remplis de l'eau de mer à tester fraîchement filtrée à 0,2 μm .

Les élevages sont conduits pendant un temps variant entre 9 (expérience d'août) et 11 (expérience de juillet) jours. Ils sont maintenus dans une enceinte thermostatée à 24°C à l'obscurité. L'eau est changée tous les deux jours et les larves sont observées au cours de ces renouvellements.

La nourriture (cellules phytoplanctoniques) est dispensée quotidiennement aux larves en rajoutant dans les béciers *Isochrysis galbana* (50 cellules/ μl élevage) et *Chaetoceros calcitrans forma pumilum* (50 cellules/ μl élevage).

1.4. Les observations

Les pourcentages d'anomalies larvaires (anomalies du vélum ou des charnières) et les mortalités n'ont pas fait l'objet d'un suivi systématique mais d'une rapide évaluation.

La croissance larvaire a été estimée à partir de mesures de hauteur des larves réalisées sur des clichés photographiques (30 individus par élevage, soit 90 individus par type d'eau testée) à l'aide d'une loupe binoculaire munie d'un micromètre oculaire. Ces clichés étaient réalisés tous les 2 jours à partir de la formation des larves "D" (1 jour).

2. Résultats

Selon His (1991), les résultats d'expérience peuvent être considérés comme satisfaisants lorsque, dans les lots témoins, la mortalité ne dépasse pas 10 % et que le pourcentage d'anomalies n'est pas supérieur à 5 %.

Ces conditions étaient réalisées dans nos élevages témoins constitués par les lots de larves élevés dans l'eau provenant de la zone de la bouée 7. Dans les autres élevages, les taux de mortalité et le pourcentage d'anomalies était également très bas.

Les résultats des suivis de croissance sont présentés sur la figure AW.

Les vitesses de croissance obtenues au cours de ces deux expériences ne sont pas particulièrement élevées, notamment lors de celle du mois de juillet. D'après His (com. pers.), il est probable que la qualité des algues fourrage utilisées au cours de la première expérience soit responsable de cet état de fait.

En effet, bien que le mélange de ces deux espèces soit bien adapté à nourrir les larves d'huître creuse, il n'est pas exclu que leur qualité soit médiocre.

Ces observations illustrent bien l'importance de la qualité des sources nutritionnelles sur la croissance larvaire.

Pour les deux expériences, les hauteurs atteintes par les larves ne sont jamais significativement différentes pour les quatre eaux testées, même si les lots de larves "Comprian" et "Jacquets" présentent, en fin d'expérience, des tailles légèrement plus élevées que les deux autres lots. Cette meilleure croissance peut être due au fait que la salinité des eaux de la partie est du Bassin était légèrement moins élevée que celle de l'entrée de la Baie (selon les coefficients, de 1 à 3 ‰).

Au cours de la seconde expérience, le stade "évolué" a été atteint après un laps de temps normal (entre 5 et 7 jours).

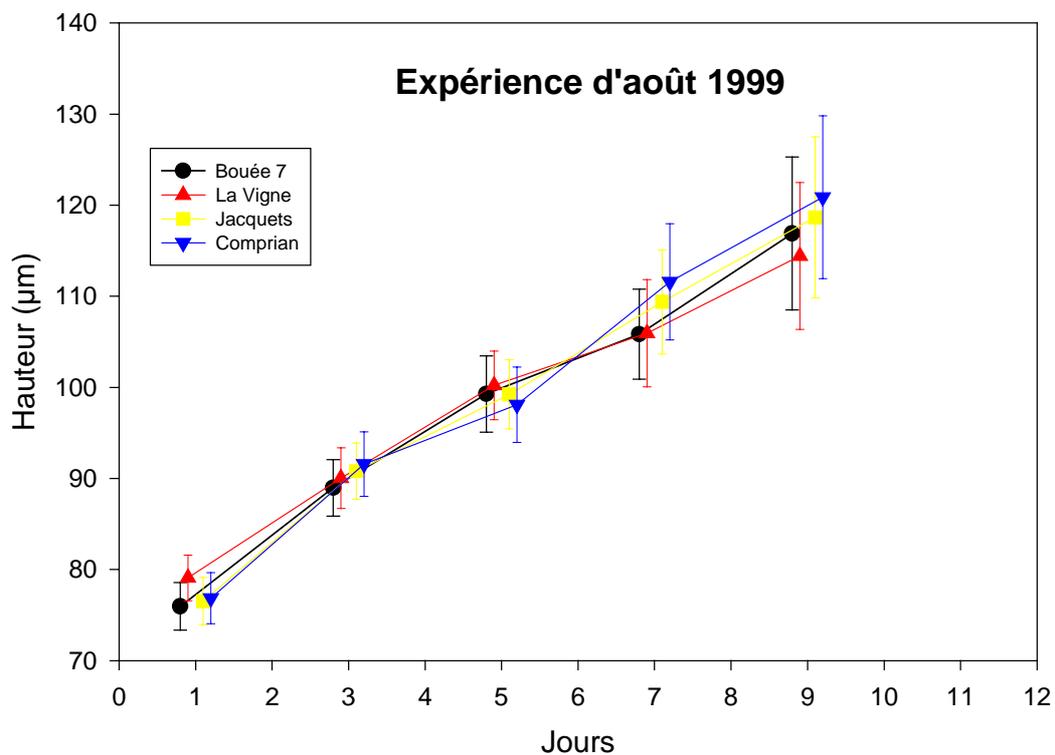
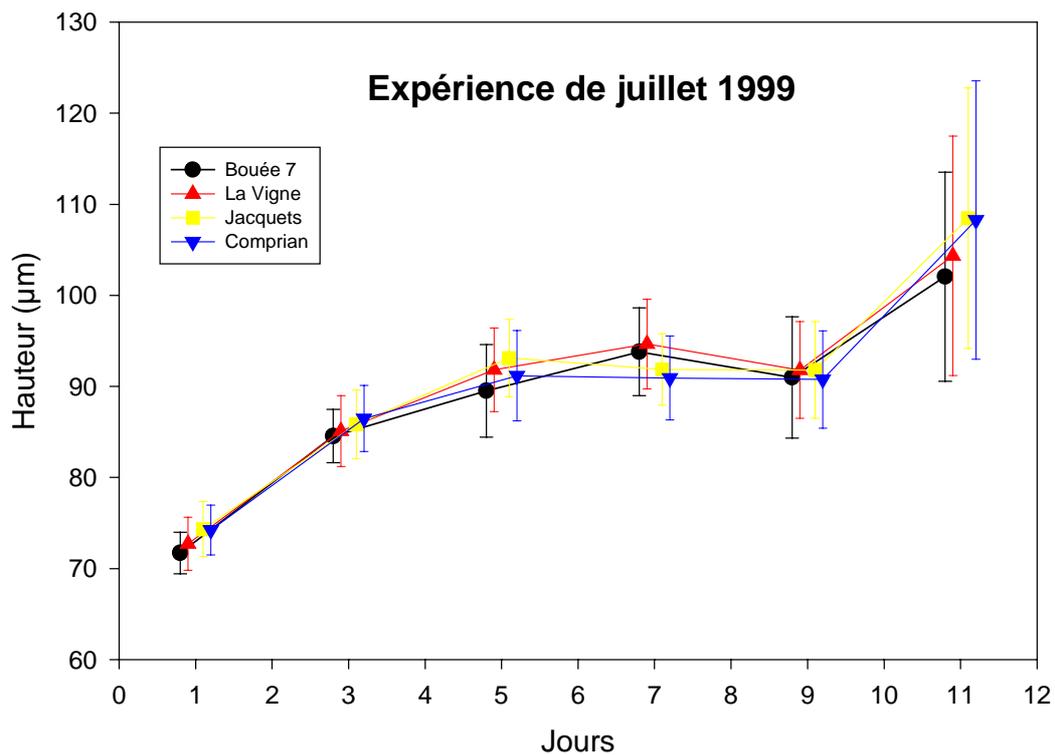


Figure AW : Croissance larvaire de *Crassostrea gigas* dans de l'eau du Bassin d'Arcachon prélevée dans différents secteurs.

3. Conclusion

On peut donc conclure de ces expériences que la qualité chimique des différentes masses d'eau étudiées au cours de l'été 1999 était similaire à celle du témoin (eau provenant de l'entrée de la Baie), c'est-à-dire qu'aucun polluant présent dans l'une ou l'autre des parties internes de la Baie n'empêchait directement les larves de s'y développer, au moins jusqu'au stade umboné (larves "moyennes").

Ces résultats sont en accord avec la réussite de la saison de reproduction 1999. En l'absence de résultats d'expériences en 1998, il est difficile d'affirmer avec certitude que les problèmes de la reproduction au cours de cette année-là n'ont pas été déterminés par une contamination chimique.

On serait alors tenté de proposer la mise sur pied d'un suivi expérimental régulier de ce type qui permettrait peut-être, si la reproduction échouait à nouveau, de préciser l'origine de la pollution qui pourrait alors être mise en cause. Néanmoins, deux éléments prèchent en la défaveur de cette possibilité.

Tout d'abord, il faut souligner que la mise en œuvre de ce type d'expériences est très contraignant, qu'il nécessite des infrastructures matérielles (permettant de réaliser dans de bonnes conditions les cultures de phytoplancton et les élevages larvaires) et humaines (qualification et disponibilité) importantes. A cet égard, la bonne marche des tests réalisés en 1999 n'a été possible que grâce au soutien et à l'expérience de l'équipe DEL/PC arcachonnaise (E. His et O. Geffard). La mise en place d'un suivi régulier de ce type nécessiterait que la présence de ce laboratoire perdure à Arcachon.

De plus, comme l'ont démontré les travaux de His (1991) lors de la crise TBT, l'impact des faibles concentrations de polluants sur les larves s'exerce souvent *via* l'impact de ces molécules sur le maillon trophique précédent, c'est à dire sur les petites espèces phytoplanctoniques qui leur servent de nourriture.

Pour cette raison, il pourrait sembler plus adapté de focaliser les expériences d'écotoxicologie sur ces algues fourrages, comme l'avait déjà réalisé His (1991) pour le TBT et His et Seaman (1993) pour différents pesticides.

**Annexe 8 :
Résultats des analyses de pesticides
dans les cours d'eau
et dans le Bassin d'Arcachon
pendant les étés 1999 à 2003.**

1999

Station	Date	LQ (ng/l) = Salinité	10	10	10	2.5	2.5	2.5
			Diuron	Linuron	2.4 MCPA	Alachlore	Atrazine	Irgarol
Vigne	02/06/99		<LQ	<LQ	50	<LQ	<LQ	<LQ
Jacquets	02/06/99		<LQ	<LQ	150	<LQ	<LQ	<LQ
Tessillat	02/06/99		<LQ	<LQ	120	3	7	<LQ
Port Arcachon	02/06/99		35	<LQ	1110	4	9	23
Vigne	21/06/99							
Jacquets	21/06/99							
Tessillat	21/06/99	32,3	15	13	720	11	88	9
Port Arcachon	21/06/99	31,2	310	<LQ	<LQ	<LQ	34	95
Vigne	05/07/99	34,3	<LQ	<LQ	90	4	7	<LQ
Jacquets	05/07/99	32,8	<LQ	<LQ	60	<LQ	<LQ	<LQ
Tessillat	05/07/99	32,6	<LQ	<LQ	10	<LQ	<LQ	<LQ
Port Arcachon	05/07/99	31,8	74	<LQ	30	<LQ	5	45
Vigne	19/07/99	34,3	<LQ	<LQ	30	<LQ	<LQ	<LQ
Jacquets	19/07/99	33,6	20	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Tessillat	19/07/99	33,1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	9.3
Port Arcachon	19/07/99	32,8	165	<LQ	140	<LQ	<LQ	73
Vigne	04/08/99	34,4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Jacquets	04/08/99	33,5	20	<LQ	40	<LQ	<LQ	<LQ
Tessillat	04/08/99	33,1	<LQ	<LQ	70	<LQ	<LQ	<LQ
Port Arcachon	04/08/99	32,9	<LQ	<LQ	20	<LQ	3	23
Vigne	17/08/99	34,2	<LQ	<LQ	10	<LQ	<LQ	<LQ
Jacquets	17/08/99	33,4	<LQ	<LQ	180	<LQ	3	4
Tessillat	17/08/99	33,0	17	<LQ	30	<LQ	5	<LQ
Port Arcachon	17/08/99	32,8	55	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	34

Tableau 7 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux du Bassin en 1999
(LQ = limite de quantification).

1999

Station	Date	LQ (ng/l) = Salinité	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
			Métolachlore	Oxadiazon	Simazine	Dimethenamid	Lindane	Terbutylazine	Tebutame
Vigne	02/06/99		< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Jacquets	02/06/99		< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tessillat	02/06/99		4	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Port Arc	02/06/99		< LQ	9	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Vigne	21/06/99								
Jacquets	21/06/99								
Tessillat	21/06/99	32,3	21	< LQ	< LQ	10	< LQ	3	< LQ
Port Arc	21/06/99	31,2	7	< LQ	< LQ	< LQ	102	3	< LQ
Vigne	05/07/99	34,3	3.6	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	13.8
Jacquets	05/07/99	32,8	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tessillat	05/07/99	32,6	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Port Arc	05/07/99	31,8	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Vigne	19/07/99	34,3	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Jacquets	19/07/99	33,6	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tessillat	19/07/99	33,1	12.5	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Port Arc	19/07/99	32,8	13.9	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Vigne	04/08/99	34,4	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	4
Jacquets	04/08/99	33,5	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tessillat	04/08/99	33,1	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Port Arc	04/08/99	32,9	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Vigne	17/08/99	34,2	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Jacquets	17/08/99	33,4	2.6	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tessillat	17/08/99	33,0	2.7	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Port Arc	17/08/99	32,8	2.8	< LQ	3.6	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ

Tableau 8 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux du Bassin en 1999
(LQ = limite de quantification).

1999

		seuil (ng/l) =				
		25	25	10	5	5
Rivière	Date	Diuron	Amitrole	2,4 MCPA	Alachlore	Atrazine
Canal du Porge	02/06/99	<LQ	<LQ	60	<LQ	7
Cirès	02/06/99	<LQ	<LQ	340	7	<LQ
Lanton	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Ponteils	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal des Landes	02/06/99	<LQ	<LQ	220	<LQ	<LQ
Canal du Porge	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	22
Cirès	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Ponteils	21/06/99	<LQ	<LQ	140	<LQ	<LQ
Eyre	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	122	1161
Canal des Landes	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	05/07/99	<LQ	<LQ	160	<LQ	<LQ
Cirès	05/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	05/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	5	12
Ponteils	05/07/99	<LQ	<LQ	150	<LQ	<LQ
Eyre	05/07/99	<LQ	170	<LQ	<LQ	6
Canal des Landes	05/07/99	150	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	19/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cirès	19/07/99	<LQ	<LQ	90	<LQ	<LQ
Lanton	19/07/99	<LQ	<LQ	80	<LQ	<LQ
Ponteils	19/07/99	<LQ	<LQ	130	<LQ	<LQ
Eyre	19/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	5	<LQ
Canal des Landes	19/07/99	20	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cirès	04/08/99	<LQ	<LQ	30	<LQ	<LQ
Lanton	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	22
Ponteils	04/08/99	<LQ	<LQ	310	<LQ	<LQ
Eyre	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal des Landes	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	17/08/99	<LQ	<LQ	20	<LQ	<LQ
Cirès	17/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	17/08/99		<LQ			
Ponteils	17/08/99	<LQ	<LQ	30	<LQ	<LQ
Eyre	17/08/99	<LQ	<LQ	900	<LQ	<LQ
Canal des Landes	17/08/99	<LQ	<LQ	560	<LQ	<LQ

Tableau 9 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux des rivières en 1999
(LQ = limite de quantification).

1999

seuil (ng/l) =		5	5	5	5	5
Rivière	Date	Métolachlore	Oxadiazon	Simazine	DET	Folpet
Canal du Porge	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cirès	02/06/99	22	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Ponteils	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	8
Canal des Landes	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	7	10
Cirès	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Ponteils	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	21/06/99	167	88	<LQ	73	6
Canal des Landes	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	05/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cirès	05/07/99	<LQ	19.6	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	05/07/99	54	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Ponteils	05/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	05/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal des Landes	05/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	19/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cirès	19/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	19/07/99	9.5	20.6	47.5	<LQ	<LQ
Ponteils	19/07/99	<LQ	<LQ	13.8	<LQ	<LQ
Eyre	19/07/99	21	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal des Landes	19/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cirès	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	04/08/99	<LQ	30.1	12	<LQ	<LQ
Ponteils	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal des Landes	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	17/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cirès	17/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	17/08/99					
Ponteils	17/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	17/08/99	<LQ	<LQ	5	<LQ	<LQ
Canal des Landes	17/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tableau 10 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux des rivières en 1999
(LQ = limite de quantification).

1999

seuil (ng/l) =		5	5	5	5
Rivière	Date	Lindane	Terbutylazine	Tebutame	Dichlofluamid
Canal du Porge	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cirès	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	14
Lanton	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Ponteils	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal des Landes	02/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	57
Cirès	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Ponteils	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	90
Eyre	21/06/99	7	34	<LQ	1133
Canal des Landes	21/06/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	05/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cirès	05/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	05/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Ponteils	05/07/99	<LQ	<LQ	14.5	20
Eyre	05/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal des Landes	05/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	19/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cirès	19/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	6
Lanton	19/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Ponteils	19/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	19/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal des Landes	19/07/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cirès	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Ponteils	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal des Landes	04/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Canal du Porge	17/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cirès	17/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	17/08/99				
Ponteils	17/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	17/08/99	<LQ	<LQ	27	7
Canal des Landes	17/08/99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tableau 11 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux des rivières en 1999 (LQ = limite de quantification).

2000

	seuil (ng/l)=	20	20	5	5	5	5	2,5	20
Station	Date	2,4 D	2,4 MCPA	Alachlore	Atrazine	Métolachlor	Oxadiazon	Tébutame	Chlorocrésol
Lanton	27/06/00	<LQ	<LQ	<LQ	150	<LQ	173	<LQ	<LQ
Eyre	27/06/00	<LQ	<LQ	10	45	24	<LQ	3,3	<LQ
Lanton	10/07/00	<LQ	<LQ	<LQ	43	<LQ	66	<LQ	<LQ
Eyre	10/07/00	290	<LQ	10	32	15	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	26/07/00	<LQ	79	<LQ	25	<LQ	85	<LQ	31
Eyre	26/07/00	<LQ	<LQ	<LQ	10	14	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	08/08/00	<LQ	33	<LQ	40	<LQ	37	<LQ	<LQ
Eyre	08/08/00	<LQ	<LQ	<LQ	8	10	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	22/08/00	<LQ	<LQ	<LQ	29	<LQ	31	<LQ	<LQ
Eyre	22/08/00	<LQ	<LQ	<LQ	8	62	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	05/09/00	<LQ	<LQ	<LQ	16	<LQ	34	<LQ	<LQ
Eyre	05/09/00	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	53	<LQ	<LQ	<LQ

Tableau 12 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux des rivières en 2000.

2000

	seuil (ng/l) =		10	10	10	2,5	10	2,5	2,5	2,5	2,5
Station	Date	Salinité	Diuron	Neburon	2.4 MCPA	Atrazine	Bromoxynil	Irgarol	Métolachlor	Folpet	Terbutylazine
Vigne	27/06/00	33,9	<LQ	<LQ	<LQ	7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Jacquets	27/06/00	31,3	37	<LQ	<LQ	14	123	6	<LQ	<LQ	<LQ
Tessillat	27/06/00	31,6	32	<LQ	<LQ	15	20	8	4	<LQ	<LQ
Port Arcachon	27/06/00	30,6	141	<LQ	<LQ	19	<LQ	34	5	<LQ	4
Vigne	10/07/00	33,9	<LQ	<LQ	<LQ	6	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	3
Jacquets	10/07/00	32,5	17	<LQ	<LQ	9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Tessillat	10/07/00	32,4	16	<LQ	<LQ	10	<LQ	3	3	<LQ	<LQ
Port Arcachon	10/07/00	31,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vigne	26/07/00	34,1	<LQ	<LQ	<LQ	15	<LQ	<LQ	7	<LQ	<LQ
Jacquets	26/07/00	32,5	21	<LQ	26	16	52	40	4	<LQ	<LQ
Tessillat	26/07/00	32,6	17	49	<LQ	20	46	4	5	<LQ	4
Port Arcachon	26/07/00	31,7	186	<LQ	<LQ	-	<LQ	-	-	-	-
Vigne	08/08/00	34,2	<LQ	<LQ	<LQ	12	<LQ	<LQ	4	<LQ	<LQ
Jacquets	08/08/00	33,2	19	<LQ	<LQ	19	63	<LQ	4	<LQ	<LQ
Tessillat	08/08/00	32,6	19	<LQ	<LQ	19	<LQ	<LQ	3	<LQ	<LQ
Port Arcachon	08/08/00	32,4	108	<LQ	<LQ	12	<LQ	21	3	<LQ	3
Vigne	22/08/00	34,5	<LQ	<LQ	<LQ	12	<LQ	<LQ	3	<LQ	<LQ
Jacquets	22/08/00	33,3	12	<LQ	<LQ	11	<LQ	<LQ	4	<LQ	<LQ
Tessillat	22/08/00	33,1	15	<LQ	<LQ	13	<LQ	<LQ	3	4	<LQ
Port Arcachon	22/08/00	32,6	96	<LQ	<LQ	12	<LQ	22	<LQ	<LQ	<LQ
Vigne	05/09/00	33,9	<LQ	<LQ	<LQ	26	<LQ	<LQ	5	<LQ	<LQ
Jacquets	05/09/00	33,7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	4	<LQ	<LQ
Tessillat	05/09/00	33,1	<LQ	<LQ	<LQ	18	<LQ	<LQ	3	<LQ	<LQ
Port Arcachon	05/09/00	32,8	49	<LQ	<LQ	16	<LQ	16	<LQ	<LQ	3

Tableau 13 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux du Bassin en 2000.

2001

	seuil (ng/l)=	5	5	5	5	5	5	2,5		
Rivière	Date	Alachlore	Atrazine	Irgarol	Métolachlor	Oxadiazon	Simazine	DEA	Chlorpyriphos-éthyl	Terbutylazine
Lanton	13/06/01	21	54	< LQ	< LQ	50	< LQ	< LQ	8	< LQ
Eyre	13/06/01	48	37	< LQ	< LQ	15	< LQ	< LQ	12	< LQ
Lanton	27/06/01	< LQ	19	7	< LQ	25	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Eyre	27/06/01	9	8	< LQ	10	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Lanton	11/07/01	< LQ	17	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Eyre	11/07/01	30	50	< LQ	17	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Lanton	31/07/01	< LQ	13	< LQ	< LQ	< LQ	10	5	< LQ	< LQ
Eyre	31/07/01	< LQ	8	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	10	< LQ	< LQ
Lanton	14/08/01	< LQ	22	< LQ	< LQ	29	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Eyre	14/08/01	< LQ	8	< LQ	15	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Lanton	28/08/01	< LQ	23	< LQ	5	23	5	4	< LQ	< LQ
Eyre	28/08/01	< LQ	6	< LQ	18	< LQ	< LQ	4	< LQ	6

Tableau 14 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux des rivières en 2001.

2001

seuil (ng/l)		=	10	10	2.5	10	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
Station	Date	Salinité	Diuron	Alachlore	Atrazine	Oxadiazon	Irgarol	Métolachlor	Simazine	DET	Terbutylazine	DEA
Vigne	13/06/01	33,5	< LQ	< LQ	4	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Jacquets	13/06/01	30,9	< LQ	< LQ	10	< LQ	< LQ	3	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tessillat	13/06/01	30,0	< LQ	4	12	< LQ	3	5	< LQ	< LQ	3	< LQ
Port Arcachon	13/06/01	29,5	245	3	9	< LQ	27	4	< LQ	< LQ	3	< LQ
Vigne	27/06/01	33,7	< LQ	< LQ	4	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Jacquets	27/06/01	31,9	< LQ	< LQ	5	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tessillat	27/06/01	31,4	< LQ	< LQ	7	< LQ	3	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Port Arcachon	27/06/01	30,9	86	< LQ	9	< LQ	25	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Vigne	11/07/01	33,6	< LQ	< LQ	7	< LQ	< LQ	3	< LQ	< LQ	4	< LQ
Jacquets	11/07/01	31,6	< LQ	< LQ	5	< LQ	4	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tessillat	11/07/01	31,0	17	< LQ	8	< LQ	4	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	3
Port Arcachon	11/07/01	30,4	290	< LQ	10	< LQ	36	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	3
Vigne	31/07/01	33,9	< LQ	< LQ	9	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	3	< LQ
Jacquets	31/07/01	32,1	24	< LQ	8	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	3	< LQ
Tessillat	31/07/01	31,8	< LQ	6	10	< LQ	3	3	3	3	4	4
Port Arcachon	31/07/01	30,9	317	4	9	< LQ	47	< LQ	< LQ	< LQ	5	4
Vigne	14/08/01	34,0	8	7	6	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	4	3
Jacquets	14/08/01	32,4	< LQ	4	7	< LQ	3	< LQ	< LQ	< LQ	3	3
Tessillat	14/08/01	31,3	20	< LQ	7	5	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Port Arcachon	14/08/01	31,7	56	19	6	< LQ	30	< LQ	< LQ	< LQ	4	< LQ
Vigne	28/08/01	33,9	< LQ	< LQ	7	< LQ	3	4	< LQ	< LQ	3	< LQ
Jacquets	28/08/01	32,8	20	< LQ	7	< LQ	5	3	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Tessillat	28/08/01	32,5	19	< LQ	6	7	3	3	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Port Arcachon	28/08/01	32,3	128	< LQ	9	< LQ	28	3	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ

Tableau 15 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux du Bassin en 2001.

2002

	seuil (ng/l)=	20	20	20	5	5	5	5	5	2.5	5
Station	Date	Neburon	2,4 D+2,4 MCPA	Chlorocrésol	Alachlore	Atrazine	Irgarol	Métolachlor	Oxadiazon	Carbofuran	Lindane
Lanton	19/06/200	<LQ	<LQ	69	<LQ	4	<LQ	<LQ	14	<LQ	<LQ
Eyre	19/06/200	<LQ	<LQ	<LQ	18	22	<LQ	15	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	08/07/02	<LQ	106	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	13	<LQ	<LQ
Eyre	08/07/02	<LQ	43	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	22/07/02	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	22	<LQ	<LQ
Eyre	22/07/02	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	9	<LQ	<LQ	<LQ
Lanton	05/08/02	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	10	161	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	05/08/02	46	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	11	13	<LQ	<LQ	3
Lanton	19/08/02	324	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	23	<LQ	<LQ
Eyre	19/08/02	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	8	<LQ	5	<LQ
Lanton	03/09/02	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	03/09/02	232	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tableau 16 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux des rivières en 2002
(LQ = limite de quantification).

2002

		seuil (ng/l) =										
Station	Date	Salinité	10	10	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
			Diuron	2.4D+ 2.4 MCPA	Alachlore	Atrazine	Irgarol	Métolachlor	Oxadiazon	Simazine	Chlorpyriphos-éthyl	DEA
Vigne	19/06/02	34,0	<LQ	<LQ	<LQ	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	3
Jacquets	19/06/02	33,0	23	<LQ	<LQ	5	3	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Tessillat	19/06/02	32,9	18	15	3	5	3	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Port Arcachon	19/06/02	31,7	112	<LQ	3	8	43	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Vigne	08/07/02	34,7	<LQ	<LQ	3	4	<LQ	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Jacquets	08/07/02	34,1	13	<LQ	<LQ	3	3	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Tessillat	08/07/02	33,7	17	10	<LQ	4	5	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Port Arcachon	08/07/02	32,1	119	51	<LQ	3	10	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Vigne	22/07/02	35,2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Jacquets	22/07/02	34,3	14	<LQ	<LQ	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Tessillat	22/07/02	34,3	14	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Port Arcachon	22/07/02	33,5	45	<LQ	<LQ	<LQ	13	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Vigne	05/08/02	35,0	<LQ	15	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Jacquets	05/08/02	34,4	13	<LQ	<LQ	<LQ	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	3
Tessillat	05/08/02	34,1	11	<LQ	<LQ	<LQ	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	3
Port Arcachon	05/08/02	33,6	11	<LQ	<LQ	<LQ	50	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Vigne	19/08/02	34,8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Jacquets	19/08/02	34,3	18	<LQ	5	<LQ	<LQ	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Tessillat	19/08/02	34,2	15	<LQ	<LQ	18	<LQ	<LQ	<LQ	15	20	<LQ
Port Arcachon	19/08/02	33,4	140	<LQ	<LQ	<LQ	6	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Vigne	03/09/02	35,1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Jacquets	03/09/02	34,1	13	<LQ	<LQ	3	<LQ	<LQ	10	<LQ	<LQ	<LQ
Tessillat	03/09/02	33,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Port Arcachon	03/09/02	33,5	153	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tableau 17 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux du Bassin en 2002 (LQ = limite de quantification).

2003

	seuil (ng/l) =	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Rivière	Date	Diuron	Alachlore	Irgarol	Métolachlor	Oxadiazon	Simazine	DEA	DIA	DET	Dimethenamid
Lanton	08/07/03	<LQ	5	9	<LQ	26	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	08/07/03	<LQ	6	<LQ	17	<LQ	3	<LQ	5	<LQ	<LQ
Lanton	28/07/03	<LQ	26	<LQ	142	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	184
Eyre	28/07/03	<LQ	16	<LQ	95	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	72
Lanton	19/08/03	6	<LQ	<LQ	9	6	9	6	<LQ	5	7
Eyre	19/08/03	<LQ	<LQ	<LQ	9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tableau 18 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux des rivières en 2003
(LQ = limite de quantification).

	seuil (ng/l) =	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Rivière	Date	Chlorpyriphos-éthyl	Carbofuran	Lindane	Terbutylazine	Tebutame	Dichlofluanid	Acetochlore
Lanton	08/07/03	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Eyre	08/07/03	<LQ	<LQ	<LQ	5	<LQ	11	<LQ
Lanton	28/07/03	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	39
Eyre	28/07/03	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	28
Lanton	19/08/03	5	5	7	<LQ	6	7	7
Eyre	19/08/03	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	45	<LQ

Tableau 19 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux des rivières en 2003
(LQ = limite de quantification).

2003

	seuil (ng/l) =		2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Station	Date	Salinité	Diuron	Alachlore	Irgarol	Métolachlor	Sulcotrione	DIA	DET	Chlorpyriphos-éthyl	Lindane	Terbutylazine	Acetochlore
Vigne	08/07/03	34,2	3	10	13	5	<LQ	172	12	111	4	166	<LQ
Jacquets	08/07/03	32,8	<LQ	12	<LQ	5	<LQ	159	5	159	3	155	3
Tessillat	08/07/03	32,6	9	8	5	4	5	117	8	786	4	112	<LQ
Port Arc	08/07/03	32,1	33	4	20	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	3	<LQ	<LQ
Vigne	28/07/03	34,3	<LQ	<LQ	4	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Jacquets	28/07/03	33,6	5	<LQ	5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Tessillat	28/07/03	33,4	5	<LQ	4	4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Port Arc	28/07/03	31,9	<LQ	<LQ	13	3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Vigne	19/08/03	34,2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Jacquets	19/08/03	33,9	5	<LQ	3	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Tessillat	19/08/03	33,7	4	<LQ	4	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Port Arc	19/08/03	33,4	19	<LQ	22	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tableau 20 : Concentrations (ng/l) en pesticides mesurées dans les eaux du Bassin en 2003
(LQ = limite de quantification).

Annexe 9 :
Données relatives aux pesticides mis en évidence dans
le Bassin d'Arcachon et ses principaux tributaires

Données relatives aux pesticides mis en évidence dans le Bassin d'Arcachon et ses principaux tributaires

Dans les paragraphes suivants, nous allons traiter des principaux pesticides détectés dans les eaux des rivières et du Bassin, en indiquant les valeurs de leurs principales propriétés physico-chimiques (données issues de sources diverses, dont la base AGRITOX de l'INRA), en situant leur niveau de concentration dans d'autres sites et en rapportant les données touchant à leur écotoxicité. En ce qui concerne cette toxicité, nous nous sommes particulièrement intéressés à l'impact des produits sur les microalgues, qui sont les organismes vivants les plus sensibles aux principales substances mises en évidence dans ces analyses, les herbicides. Pour ces organismes, la notion de EC50 traduit la concentration pour laquelle soit la photosynthèse est réduite de moitié, soit la multiplication cellulaire est réduite de moitié par rapport à un témoin se développant en absence de la molécule testée.

Nous ferons parfois référence aux résultats des mesures mensuelles réalisées dans l'Eyre dans le cadre du Réseau National de Bassin Adour Garonne depuis 1994. Le nombre de pesticides analysés dans le cadre de ce réseau a augmenté au cours du temps. Entre 2000 et 2003, vingt deux molécules ont été recherchées :

Aclonifen	Deltaméthrine	Métolachlore
Alachlore	Désisopropylatrazine	Pendiméthaline
Aminotriazole	Dinoterbe	Simazine
Atrazine	Diuron	Tébutame
Atrazine déséthyl	Folpel	Terbuthylazine
Chlortoluron	Lambda-cyhalothrine	Trifluraline
Cyanazine	Lindane	
Cyproconazole	Méthomyl	

Les résultats exposés pour chaque molécule comprennent un tableau présentant les concentrations mesurées localement et dans d'autres milieux (à fin de comparaison) ainsi qu'un autre tableau rassemblant les données d'écotoxicité.

- Pour les données de concentration dans les milieux, tous les résultats sont exprimés en ng/l.

Par ailleurs, la notation "ND" (non détectable) signifie que la concentration mesurée est inférieure à la limite de quantification. Ces limites de quantification pour chaque molécule sont rapportées dans l'annexe 8.

- Pour les données d'écotoxicité, l'unité de concentration est variable (ng/l ou µg/l) et systématiquement indiquée chaque fois.

Localité	Milieu - saison	Concentration (ng/l)					Auteur
Angleterre (côte sud)	Rivières	6 – 57 (20)					Gough <i>et al.</i> (1994)
	Estuaires	22 – 32 (28)					
	Eaux côtières	ND – 12 (5)					
Grèce (Macédoine) Axios Loudias Aliakmon	Rivières - été	ND – 640 (400) ND – 340 (270) ND – 740 (350)					Albanis <i>et al.</i> (1994)
France (Loire)	Rivières	212					Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (Loire atlantique)	Etiers salés	< 20 - 50					Oger-Jeanneret ² (comm. pers.)
France (Rade de Brest) Faou Penfoul Daoulas Camfrou Keroulle Auberlac'h Roscanvel	Baies - été	147 – 1071 (478)					Arzul et Durand (1999)
		176					
		153 – 206 (179)					
		189					
		155					
		159					
		166					
France (Baie de Bourgneuf) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baie - été	172					Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
		95					
		8 – 9 (8,5)					
France (Baie de l'Aiguillon) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baie - été	145					Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
		73					
		9 - 23 (18)					
France (Bassin d'Arcachon) Canal du Porge Lanton Eyre Autres rivières Port d'Arcachon La Vigne Les Jacquets Tessillat	Rivières - été	1999	2000	2001	2002	2002	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) Auby <i>et al.</i> (2002) Maurer <i>et al.</i> (2003) et présente étude
		ND – 22 (5)	16-150 (50)	13-54 (25)	ND – 10 (2)	ND	
		ND – 22 (7)	ND – 45 (17)	6-50 (19)	ND – 22 (4)	ND	
	ND – 1161 (194)	ND					
	Ports - été	ND – 34 (9)	12 – 19 (15)	6-10 (9)	ND – 8 (2)	ND	
	Baies - été	ND – 7 (1)	6 – 26 (9)	4-9 (6)	ND – ND	ND	
		ND – 3 (1)	ND – 19 (12)	5-10 (7)	ND – 5 (2)	ND	
		ND – 88 (17)	13 – 20 (16)	6-12 (8)	ND – 8 (2)	ND	

Tableau 21 : Concentrations en atrazine (limite inférieure - limite supérieure (moyenne)) dans différents milieux aquatiques (ng/l). ND : inférieur à la limite de quantification.

Espèce cible	Seuil d'inhibition	EC50	Auteur
<i>Chaetoceros gracilis</i> Milieu optimal	Entre 100 et 500 µg/l 100 µg/l : pas d'inhibition 500 µg/l : 70 % d'inhibition		Arzul et Durand (1999)*
	Milieu minimal	25 ng/l (1 ^{ère} concentration testée) 70 % d'inhibition	
<i>Chlorella fusca</i>	80 µg/l		Arsalane <i>et al.</i> (1993)
<i>Phaedactylum tricorutum</i>	108 µg/l		Arsalane <i>et al.</i> (1993)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	8 µg/l	80 µg/l	El Jay <i>et al.</i> (1997)
<i>Selenastrum subspicatus</i>		21 µg/l	Kirby et Sheahan (1994)
Communauté de phytoplancton d'eau douce	19 µg/l	58 µg/l	Gustavson et Wanberg (1995)

* Ces auteurs ont testé l'effet des pesticides sur les microalgues en utilisant différents milieux de culture : un milieu optimal avec de fortes concentrations en nutriments et un milieu minimal, avec de faibles concentrations en nutriments correspondant à des teneurs estivales. Le % d'inhibition correspond au déficit de croissance de la culture testée par rapport au témoin.

Tableau 22 : Ecotoxicité de l'atrazine sur différentes espèces phytoplanctoniques.

² Résultats de prélèvements réalisés en novembre 2003 et en avril et mai 2004 dans 6 étiers du Croisic et la rivière principale de pen-Bé, dans le cadre d'une étude en cours réalisée par H. Oger-Jeanneret (Ifremer Nantes).

1. Atrazine

L'atrazine est un herbicide sélectif utilisé principalement sur les champs de maïs. Il présente une solubilité moyenne ($S = 0,028 \text{ g/l}^3$), se retrouve facilement dans l'eau ($K_{OC} = 100^4$), est peu bioaccumulable ($\log P = 2,71-2,75^5$). Ce composé est assez toxique pour la faune aquatique et provoque des effets insidieux (tératogènes et mutagènes).

Selon Haynes *et al.* (2000), la dégradation de cet herbicide serait assez rapide dans des conditions salines et de fort éclaircissement (photolyse) : sa demi-vie serait d'environ 30 jours en milieu estuarien.

Les résultats du RNB montrent bien que l'essentiel des apports d'atrazine par l'Eyre se produit généralement à la fin du printemps : 1997 (concentration maximale en mai : 210 ng/l), 1998 (en mai : 340 ng/l), 1999 (en juin : 119 ng/l), 2000 (en mai : 170 ng/l), 2001 (en avril : 160 ng/l), 2002 (en mai : 120 ng/l), 2003 (en mai : 40 ng/l).

Au cours des étés 2001 et 2001, cette molécule était néanmoins fréquemment détectée dans les cours d'eau. Elle était plus rare en 2002 et n'a pas été détectée en 2003.

Cette diminution s'explique par les récentes dispositions françaises visant à réglementer de façon drastique l'utilisation de cet herbicide : la vente de l'atrazine a été interdite à partir du 1^{er} octobre 2002 et son utilisation a été interdite à partir du 30 septembre 2003.

Depuis 4 ans, hormis une forte valeur mesurée dans l'Eyre en juin 1999, cet herbicide n'a jamais présenté des teneurs importantes dans les rivières échantillonnées. Les concentrations observées ici sont proches de celles des rivières de la côte sud de l'Angleterre et des eaux de faibles salinités de la Baie de Bourgneuf et de l'Aiguillon (Tableau 21).

Dans le Bassin d'Arcachon, l'atrazine était fréquemment détectée jusqu'en 2002 mais les concentrations atteintes étaient généralement faibles, comme dans les sites côtiers anglais et les zones marines (salinité élevée) des baies de Bourgneuf et de l'Aiguillon.

Ecotoxicité

Le tableau 22 contient les résultats de quelques tests de toxicité de l'atrazine sur différentes espèces de microalgues. Les seuils d'inhibition mesurés par les différents auteurs sont, en grande majorité, largement supérieurs aux concentrations mesurées dans le Bassin pendant les étés 1999 à 2002. On notera cependant que des teneurs proches de celle provoquant 70 % d'inhibition de la croissance des *Chaetoceros gracilis* cultivées en milieu pauvre en nutriments ont été assez régulièrement mesurées dans le Bassin en 1999 et 2000, mais plus au cours des étés suivants.

³ La solubilité -**S**- (g/l) est un indicateur de la tendance d'un produit à être entraîné par les eaux sous forme soluble.

⁴ Le coefficient de partage carbone organique-eau -**K_{OC}**- (cm^3/g) représente la capacité qu'a un produit à se fixer sur les particules organiques d'un sol. Il peut également être interprété comme la capacité de la matière active à être relarguée dans l'environnement aquatique.

⁵ Le coefficient de partage n-octanol-eau -**log P**- caractérise la lipophilie de la substance, c'est-à-dire sa tendance à s'accumuler dans les membranes biologiques puis dans les cellules des êtres vivants (bioaccumulation).

Localité	Milieu – saison	Concentration (ng/l)					Auteur
Angleterre (Yorkshire) Aire Trent Don Ouse Dervent Nidd Swale Calder	Rivières	60 – 3800 50 – 410 60 – 670 60 – 520 40 80 - 4700 60 – 1310 160 - 870					House <i>et al.</i> (1997)
Grèce (Macédoine) Axios Loudias Aliakmon	Rivières - été	10 – 330 (220) 10 – 270 (120) 10 – 260 (200)					Albanis <i>et al.</i> (1994)
Espagne (Catalogne)	Ports - année	9 - 2190					Martinez <i>et al.</i> (2001)
Espagne (Delta de l'Ebre)	Ports - année	10 - 180					Ferrer <i>et al.</i> (1997)
France (Rade de Brest) Penfoul Daoulas Aulne Moulin Blanc	Baies - été	329 100 170 147 – 415 (281)					Arzul et Durand (1999)
France (Loire atlantique)	Etiers salés	ND - 6200					Oger-Jeanneret (comm. pers.)
France (B. d'Arcachon) Canal des Landes Lanton Autres rivières Port d'Arcachon La Vigne Les Jacquets Tessillat	Rivières - été	1999 ND – 150 (28)	2000 ND	2001 ND	2002 ND	2003 ND – 6 (1) ND	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) Auby <i>et al.</i> (2002) Maurer <i>et al.</i> (2003)
	Ports - été	ND – 310 (106)	49-186 (116)	56-317 (187)	11-153 (97)	ND – 33 (17)	et présente étude
	Baies - été	ND ND - 20 (8) ND – 17 (5)	ND ND – 37 (18) 15 – 32 (17)	ND-8 (1) ND-24 (7) ND-20 (9)	ND-15 (2,5) 13-23 (16) ND-18 (13)	ND-3 (1) ND - 5 (2) 4 - 9 (6)	

Tableau 23 : Concentrations en diuron (limite inférieure - limite supérieure (moyenne)) dans différents milieux aquatiques (ng/l). ND : inférieur à la limite de quantification.

Espèce cible	Seuil d'inhibition	EC50	Auteur
<i>Chaetoceros gracilis</i>	25 ng/l (1 ^{ère} concentration testée) milieu optimal : 37 % inhibition milieu minimal : 88 % d'inhibition		Arzul et Durand (1999)
<i>Chlorella fusca</i>	11,6 µg/l		Arsalane <i>et al.</i> (1993)
<i>Phaedactylum tricornutum</i>	4,7 µg/l		
<i>Selenastrum capricornutum</i>	4,7 µg/l	16,3 µg/l	El Jay <i>et al.</i> (1997)
Périphyton	1,2 µg/l (1 ^{ère} concentration testée)	2,33 µg/l	Molander <i>et al.</i> (1992)

Tableau 24 : Ecotoxicité du diuron sur différentes espèces phytoplanctoniques.

2. Diuron

Le diuron est un herbicide sélectif utilisé en agriculture sur la luzerne, la vigne, les asperges, les lentilles, les poiriers et les pommiers. Par ailleurs, il est employé pour désherber les allées de parcs, les jardins, les trottoirs et rentre dans la composition des peintures antisalissure.

Il s'agit d'une substance moyennement soluble ($S = 0,042 \text{ g/l}$), se retrouvant facilement dans l'eau ($K_{OC} = 480$), peu ou pas bioaccumulable ($\log P = 0,017-2,77$), fortement toxique pour la faune aquatique mais ne présentant pas d'effets insidieux.

Selon Haynes *et al.* (2000), le temps de dégradation du diuron serait plus long que celui de l'atrazine, sa demi-vie dans l'eau de mer atteignant environ 120 jours. Cette lenteur de la dégradation en eau de mer est confirmée par les travaux de Thomas *et al.* (2002), qui n'observent aucune disparition du diuron en 42 jours d'expérience. Selon ces auteurs, les principaux produits de dégradation du diuron (DCPMU et DCPU) se dégraderaient plus rapidement, avec une demi-vie atteignant respectivement 33 et 50 jours. Par ailleurs, Okamura (2002) indique que le diuron se dégrade moins rapidement que l'irgarol. L'étude de Thomas *et al.* (2003) montre que la dégradation du diuron dans un sédiment placé en conditions anaérobies est beaucoup plus rapide (temps de demi-vie = 14 jours). Par contre, quand des fragments de peinture contenant ce biocide sont placés dans les mêmes conditions, aucune dégradation du diuron qu'ils contiennent n'est observée après 42 jours d'expérience.

Le diuron peut s'accumuler dans les sédiments du milieu marin. Haynes *et al.* (2000) ont mesuré dans des sédiments des concentrations en diuron dix fois plus élevées que dans l'eau environnante.

En été **1999**, le diuron n'était apparu que dans un seul de 6 cours d'eau échantillonnés, le Canal des Landes, dont le bassin versant est l'un des moins occupé par l'agriculture (Auby *et al.*, 2000). Les concentrations atteintes étaient du même ordre de grandeur que celles des rivières échantillonnées en Grèce et plus faibles que celles des rivières anglaises consignées dans le tableau 23.

Au cours des étés **2000 à 2002**, cet herbicide n'a jamais été détecté dans l'Eyre et le Lanton. Le diuron a été détecté à très faible concentration et à une seule occasion dans le Lanton en **2003**.

Par ailleurs, on peut remarquer que les analyses mensuelles réalisées dans l'Eyre entre 1994 et 2003 par l'Agence de l'Eau n'ont révélé qu'une fois la présence de cette molécule, en mars 2000.

Ces résultats indiquent qu'en dépit de son utilisation agricole, le diuron détecté dans le Bassin pendant l'été ne provient pas de cette source.

Pendant les 4 étés, le diuron est présent presque en permanence dans les eaux du port d'Arcachon, et à des concentrations plus élevées que celles qui sont mesurées dans les autres sites de la Baie. Il est donc probable que ce pesticide ne provient pas de sources terrestres diffuses mais plutôt des coques de bateaux enduites de peinture antisalissure, qui sont plus concentrés dans les ports. Cette origine a été mise en évidence par d'autres auteurs (Ferrer *et al.*, 1997) qui ont mesuré dans des ports espagnols des concentrations en diuron proches de celles du port d'Arcachon.

Les concentrations mesurées dans le Bassin sont faibles comparativement aux valeurs estivales rapportées dans certains sites de la rade de Brest (Arzul et Durand, 1999) et dans les étiers salés échantillonnés par Oger-Jeanneret (com. pers.), dans lesquels les teneurs en diuron dépassent la plupart du temps 100 ng/l. En 2000, les concentrations en diuron dans la Baie ont toutefois dépassé 30 ng/l à Tessillat et aux Jacquets, sites dans lesquels le diuron a été très fréquemment détecté au cours des 4 étés.

Une réglementation française a récemment restreint l'utilisation terrestre (mais pas aquatique!) du diuron :

- Les préparations contenant du diuron comme seule substance active verront leur vente interdite après septembre 2002 et leur utilisation interdite après septembre 2003 (sauf pour le désherbage des lentilles, cannes à sucre, bananes et ananas) ;
- L'usage des préparations associant le diuron sera, à partir de mars 2002, limité à 1500 g par hectare et par an.

Ecotoxicité

Au regard de la variété des résultats (Tableau 24) concernant la toxicité du diuron sur diverses espèces phytoplanctoniques et sur une communauté périphtyque (microflore vivant sur un support végétal), il est difficile de se faire une idée sur la toxicité de cette molécule aux concentrations mesurées dans le Bassin d'Arcachon.

La plupart des seuils d'inhibition rapportés dans ce tableau sont largement supérieurs aux teneurs estivales observées dans la Baie. Toutefois, si l'on se fie aux valeurs les plus basses du seuil d'inhibition trouvées dans la littérature (25 ng/l), s'appliquant sur une espèce parfois présente dans le Bassin pendant l'été (*Chaetoceros gracilis*), on constate que les teneurs mesurées à Tessillat et aux Jacquets en 2000 s'avéreraient suffisantes pour limiter la croissance de cette population. Cette limitation serait d'autant plus importante que le milieu est pauvre en nutriments.

Par ailleurs, les concentrations en diuron mesurées dans les eaux du Bassin sont très inférieures aux teneurs provoquant une réduction de la photosynthèse et de la croissance de la grande zostère *Zostera marina*, s'élevant respectivement à 1 µg/l et 5 µg/l (Chesworth et al., 2004).

Il faut souligner que différentes études ont mis en évidence que le diuron présente une toxicité pour les microalgues plus élevée que l'atrazine et la simazine (Arsalane *et al.*, 1993 ; El Jay *et al.*, 1997 ; Arzul et Durand, 1999).

3. Irgarol

L'irgarol est un herbicide qui n'est pas utilisé en agriculture mais qui fait partie des "boosters" entrant dans la composition des peintures antisalissure. Par ailleurs, sous le nom d'irgarol 1071, il est utilisé comme additif pour certains revêtements de surface extérieur.

Il présente une solubilité moyenne ($S = 0,009$ g/l), un K_{OC} (1000) également moyen et une tendance intermédiaire à la bioaccumulation ($\log P = 2,8-3,95$).

Cette molécule se dégrade très lentement dans l'eau de mer : temps de demi-vie compris entre 201 (Hall *et al.*, 1999) et 350 jours (Thomas *et al.*, 2002). Sa dégradation n'est pas plus rapide en conditions anoxiques (Thomas *et al.*, 2003).

Le principal produit de dégradation de l'irgarol, GS26575, a récemment été mis en évidence dans les eaux côtières japonaises. Dans les sites étudiés, ce composé présente des concentrations généralement plus élevées que celles du produit initial (Okamura *et al.*, 2000). Par contre, dans les eaux côtières anglaises échantillonnées par Thomas *et al.* (2002), l'irgarol présente des concentrations plus élevées que son métabolite.

L'irgarol peut s'accumuler dans les sédiments du milieu marin. Voulvoulis *et al.* (2000) ont mesuré dans des sédiments des concentrations en irgarol jusqu'à 300 fois plus élevées que dans l'eau environnante.

En **1999** et **2000**, l'irgarol n'avait été détecté dans aucun des cours d'eau échantillonnés. Par contre, au cours des **trois étés suivants**, il a été observé dans le ruisseau de Lanton un fois par saison (7 ng/l en juin 2001, 161 ng/l en août 2002, 9 ng/l en juillet 2003) et une fois dans l'Eyre en août 2002 (11 ng/l). Les prélèvements étant réalisés à marée basse, il ne peut s'agir d'un apport situé à l'aval des stations de prélèvements (remontée de l'eau provenant des ports riverains du Bassin). Nous avons donc réalisé une enquête auprès de SRPV et du Centre Technique du Bois et de l'Ameublement (Université Bordeaux I, UFR Chimie) afin de savoir si cette molécule présente un usage récent dans le domaine agricole ou de la protection du bois. Tel n'est apparemment pas le cas. On peut alors se demander si la source d'irgarol dans ces deux cours d'eau peut provenir de la peinture récente ou du carénage de bateaux aux environs des points de prélèvement, de la peinture d'une structure immergée à proximité du point de prélèvement (pour l'Eyre) ou encore de la généralisation de son utilisation en tant qu'additif pour les revêtements extérieurs. Nous ne disposons d'aucun élément pour répondre à ces questions.

Comme nous l'avons déjà souligné, en dépit de la faible proportion de peintures contenant de l'irgarol vendues sur le Bassin, ce pesticide est régulièrement présent dans le port d'Arcachon où il atteint des concentrations relativement élevées (de 27 à 50 ng/l). Ces teneurs sont comparables à celles qui ont été mesurées dans les ports de la Côte d'Azur par Readman *et al.* (1993), mais plus faibles que les concentrations atteintes dans les marinas du sud de la France, de la côte méditerranéenne espagnole, des côtes japonaises et du sud de l'Angleterre (Tableau 25).

En **1999**, **2000** et **2002** la station la plus océanique (La Vigne) n'a jamais présenté de teneurs détectables en irgarol. En **2001**, cette molécule y a été rencontrée à une seule occasion. En **2003**, elle a été décelée dans deux échantillons sur les trois analysés.

Au cours des 4 étés, cette molécule a été fréquemment détectée dans les deux sites les plus internes (Tessillat et Jacquets). Dans tous les cas, l'irgarol présentait de très faibles concentrations, du même ordre que celles qui ont été mesurées dans les eaux côtières du sud de l'Angleterre, de la côte d'Azur et de la Baie de Bourgneuf.

Localité	Milieu – saison	Concentration (ng/l)					Auteur
Compilation des données de 11 études (146 stations)	Estuaires	(41)					Hall <i>et al.</i> (1999)
	Marinas	(316)					
	Eaux côtières	(19)					
Angleterre (côte sud)	Estuaires	52 – 500 (216)					Gough <i>et al.</i> (1994)
	Marinas	4 – 190 (51)					
	Eaux côtières	ND – 11 (4)					
France (Côte d'Azur)	Marinas	110 – 1700 (650)					Readman <i>et al.</i> (1993)
	Ports	5 – 280 (88)					
	Eaux côtières	ND – faible conc.					
Espagne (Catalogne)	Marinas	6 – 2190					Martinez <i>et al.</i> (2001)
France (Baie de Bourgneuf)	Baies - été	ND – 12 (5)					Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (Bassin d'Arcachon) Eyre Lanton Autres rivières Port d'Arcachon La Vigne Les Jacquets Tessillat	Rivières - été	1999 ND ND ND	2000 ND ND	2001 ND ND - 7 (1)	2002 ND - 11 (2) ND - 161 (27)	2003 ND ND - 9 (1)	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) Auby <i>et al.</i> (2002) Maurer <i>et al.</i> (2003) et présente étude
	Ports - été	23 – 95 (49)	16 – 34 (23)	27 – 47 (32)	ND – 50 (20)	13 - 22 (18)	
	Baies - été	ND ND - 4 (1) ND - 9 (3)	ND ND - 40 (8) ND - 8 (2,5)	ND - 3 ND - 5 (2) ND - 4 (3)	ND ND - 3 (1,5) ND - 5 (2)	ND - 13 (6) ND - 5 (3) 4 - 5 (4)	

Tableau 25 : Concentrations en irgarol dans différents milieux aquatiques. limite inférieure - limite supérieure (moyenne). ND : inférieur à la limite de quantification.

Ecotoxicité

En ce qui concerne les cultures pures de certaines microalgues, la valeur du NOEC ("No Observable Effect Concentration") se situerait environ à 100 ng/l et la EC50 à 1000 ng/l (CIBA GEIGY, 1988). Ces valeurs montrent que l'irgarol est beaucoup plus toxique que l'atrazine et le diuron. D'ailleurs, Okamura *et al.* (2000) mesurent pour l'irgarol une toxicité 100 fois supérieure à l'atrazine sur *Selenastrum capricornutum*.

Les travaux récents réalisés par Nyström *et al.* (2002) sur des communautés phytoplanctoniques du lac Léman font apparaître une toxicité très importante de l'irgarol : NOEC compris entre 8 et 25 ng/l, EC50 compris entre 440 et 650 ng/l pour les mesures de toxicité à court terme. Ces auteurs ont également réalisés des suivis de la toxicité à long terme, qui montrent un effet de l'irgarol sur la structure du peuplement phytoplanctonique à partir d'une concentration de 7,6 ng/l mais s'accroissant considérablement à partir de 126 ng/l, provoquant un remplacement des chlorophycées par les cryptophycées.

On ne dispose malheureusement pas de résultats concernant la toxicité de l'irgarol sur des microalgues élevées dans un milieu pauvre en nutriments.

La macroalgue *Enteromorpha intestinalis* est très sensible en terme de seuil d'inhibition (effet inhibiteur à partir de 22 ng/l) mais son EC50 (2500 ng/l) est plus élevé que pour les microalgues (Scarlett *et al.*, 1997).

La grande zostère *Zostera marina* présente une photosynthèse réduite à partir d'une concentration en irgarol égale à 180 ng/l et sa EC50 (après 36 jours d'exposition) s'élève à 200 ng/l (Scarlett *et al.*, 1999). Par ailleurs, ces auteurs mettent l'accent sur la tendance de l'irgarol à s'accumuler dans les tissus des zostères. Ainsi, après deux jours d'exposition, les zostères contiennent à peu près 300 fois (par rapport à leur poids sec) la concentration en irgarol de l'eau dans laquelle elles sont cultivées. Dans le milieu naturel (sud de l'Angleterre et côte est de l'Australie), ces auteurs ont mesuré des concentrations élevées d'irgarol dans les herbiers de zostères.

Le principal produit de dégradation de l'irgarol 1051 serait environ 12 fois moins toxique pour *Selenastrum capricornutum* (microalgue d'eau douce) que l'irgarol. Il serait néanmoins plus toxique que l'atrazine (Okamura *et al.*, 2000). D'après ces auteurs, ce métabolite serait par contre beaucoup plus toxique que l'irgarol vis à vis de l'élongation des racines d'une plante supérieure, *Lactiva sativa*.

En dépit des faibles quantités d'irgarol utilisées sur le Bassin, cette molécule est présente avec des teneurs significatives dans les eaux du port et détectables dans les secteurs internes de la Baie. Ces concentrations n'atteignent pas, pour l'instant, des valeurs présentant un risque pour les végétaux. Toutefois, si cette molécule devait être utilisée à une plus grande échelle dans le Bassin, il conviendrait d'apporter une attention particulière à son possible impact sur les herbiers proches des ports ou des zones de mouillage.

Localité	Milieu - saison	Concentration (ng/l)			Auteur
Espagne (Catalogne) Port de Barcelona Marina de Masnou Blanes Sant Carles de la Rapita	Port - année	ND 590 – 760 230 – 330 ND			Martinez <i>et al.</i> (2001)
France (Bassin d'Arcachon) Canal du Porge Cirès Lanton Ponteils Eyre Canal des Landes Port d'Arcachon La Vigne Les Jacquets Tessillat	Rivières - été	1999 ND - 57 ND – 10 (3) ND ND – 90 (18) ND – 1133 (190) ND	2000 à 2002 ND ND	2003 ND – 7 (1) ND – 45 (19)	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) Auby <i>et al.</i> (2002) Maurer <i>et al.</i> (2003) et présente étude
	Ports - été	ND	ND	ND	
	Baies - été	ND	ND	ND	
		ND	ND	ND	

Tableau 26 : Concentrations en dichlofluanid (limite inférieure - limite supérieure (moyenne)) dans différents milieux aquatiques (ng/l). ND : non détectable.

4. Dichlofluanid

Le dichlofluanid est un fongicide utilisé sur la vigne, la tomate, le fraisier et diverses cultures florales. Par ailleurs, il entre dans la composition de certaines peintures antisalissure, peu utilisées à Arcachon (Tableau 29). Il s'agit d'une molécule peu soluble ($S = 0,002 \text{ g/l}$), ayant tendance à s'adsorber sur les particules ($K_{OC} = 2000$), légèrement bioaccumulable ($\log P = 3,70$), très toxique pour la faune aquatique, et qui présente des effets tératogènes.

La dégradation du dichlofluanid dans l'eau de mer est très rapide, avec une demi-vie de 0,75 (Callow et Finlay, 1995) à 0,8 jours (Thomas *et al.*, 2002). De même, dans les sédiments anoxiques, sa demi-vie est très courte, $<0,5 \text{ j}$ (Thomas *et al.*, 2003).

En dépit de cette dégradabilité rapide, le dichlofluanid a récemment été détecté à de fortes concentrations (jusqu'à 760 ng/l) dans certaines marinas de la côte catalane espagnole, dans lesquelles les auteurs trouvaient également du diuron, de l'irgarol et du SeaNine 211 (Martinez *et al.*, 2001).

En **1999**, le dichlofluanid apparaissait de manière sporadique et à des concentrations parfois élevées (1133 ng/l dans l'Eyre) dans les cours d'eau débouchant dans la Baie (Tableau 26). Cependant, on ne le retrouvait jamais dans les eaux du Bassin, probablement en raison de ses propriétés chimiques.

Entre **2000 et 2002**, ce pesticide n'a jamais été mis en évidence ni dans les cours d'eau ni dans le Bassin.

En **2003**, il est de nouveau apparu dans l'Eyre à deux reprises, à des concentrations moyennes (11 et 45 ng/l) et une seule fois dans le Lanton, sans que l'on retrouve sa trace dans le Bassin.

5. Chlorothalonil

Le chlorothalonil est un fongicide largement utilisé dans les grandes cultures (pommes de terre, blé, pois), dans les vignes et sur les cultures légumières. De plus, ce fongicide est le "booster" le plus utilisé dans les peintures antisalissure vendues sur le Bassin (Tableau 29). Il est très peu soluble ($S = 0,0006 \text{ g/l}$), a tendance à s'adsorber sur les particules ($K_{OC} = 2000$), bioaccumulable ($\log P = 4,3$) et assez toxique pour la faune aquatique.

De même, en dépit de son utilisation importante dans les peintures antisalissure vendues sur le Bassin, le chlorothalonil n'a jamais été détecté dans les échantillons d'eaux prélevés en 1999, y compris ceux récoltés dans le port d'Arcachon. De même, cette molécule était absente des eaux portuaires catalanes échantillonnées par Martinez *et al.* (2001). Ce phénomène s'explique à la fois par sa faible solubilité dans l'eau ($S = 0,0006 \text{ g/l}$) et par sa tendance à s'adsorber sur les particules ($K_{OC} = 1380$). De plus, sa dégradabilité est rapide aussi bien en eau de mer (temps de demi-vie = 2,8 jours, d'après Thomas *et al.*, 2001) que dans des sédiments anoxiques ($<0,5$ jours, d'après Thomas *et al.*, 2003).

Pour cette raison, cette molécule n'a pas été recherchée dans les eaux pendant les étés suivants.

Localité	Milieu – saison	Concentration (ng/l)					Auteur
Pologne Pomeranian Bay Gdansk Bay	Baie – septembre	(4,9) (4,5)					Pempkowiak <i>et al.</i> (2000)
France (B. Bourgneuf) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baie - été	432 18 4 – 6 (5)					Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (B. l'Aiguillon) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baie - été	9 10 5 – 8 (7)					Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (Bassin d'Arcachon) Canal du Porge Lanton Eyre Autres rivières Port d'Arcachon La Vigne Les Jacquets Tessillat	Rivières – été	1999 ND ND ND – 34 (6) ND	2000 ND ND	2001 ND ND – 6 (1)	2002 ND ND	2003 ND ND	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) Auby <i>et al.</i> (2002) Maurer <i>et al.</i> (2003) et présente étude
	Ports - été	ND – 3 (0,5)	ND – 4 (2)	3 – 5 (2)	ND	ND	
	Baies – été	ND ND ND – 3 (0,5)	ND – 3 (0,5) ND ND – 4 (1)	ND – 4 (2) ND – 3 (1) ND – 4 (1)	ND ND ND	ND – 166 (55) ND – 155 (52) ND – 112 (37)	

Tableau 27 : Concentrations en terbuthylazine (limite inférieure - limite supérieure (moyenne)) dans différents milieux aquatiques (ng/l). ND : inférieur à la limite de quantification.

Espèce cible	NOEC	EC50	Auteur
<i>Scenedesmus subspicatus</i>		16 µg/l	Nitschke <i>et al.</i> (1999)
<i>Chlorella fusca</i>	2,2 µg/l	15,9 µg/l	Faust <i>et al.</i> (2001)

Tableau 28 : Ecotoxicité de la terbuthylazine sur différentes espèces phytoplanctoniques.

6. Terbuthylazine

La terbuthylazine est un herbicide utilisé principalement sur la vigne, le maïs et certains arbres fruitiers en agriculture. Par ailleurs, il est utilisé comme dés herbant des allées des parcs et trottoirs. Il s'agit d'une molécule très peu soluble ($S = 0,0085 \text{ g/l}$), se retrouvant facilement dans l'eau ($K_{OC} = 306$), légèrement bioaccumulable ($\log P = 2,5$), et moyennement dangereuse pour la faune aquatique. Ce produit se dégrade relativement lentement en eau douce : 200 jours à pH 6,5.

La terbuthylazine n'a pas été détectée dans l'Eyre, entre 1999 et 2003, dans le cadre du RNB.

En **1999**, ce pesticide avait été détecté dans l'Eyre une fois en juin à une concentration de 34 ng/l, et on l'avait retrouvé au Tessillat à une concentration dix fois moindre (3 ng/l). Son produit de dégradation le DET apparaissait dans l'Eyre à la même époque (73 ng/l). Ces concentrations étaient du même ordre que celles que Tronczynski *et al.* (1999) ont mesuré en juin 1998 dans la Baie de l'Aiguillon et moins fortes que celles de la Baie de Bourgneuf (Tableau 27).

En **2000**, ce pesticide n'a jamais été détecté dans les cours d'eau, mais il est apparu, toujours en très faibles concentrations (3 à 4 ng/l), régulièrement dans l'eau du port d'Arcachon et très épisodiquement à Tessillat et à La Vigne.

De même, en **2001**, ce pesticide n'a été observé que très sporadiquement dans l'Eyre, alors qu'il était régulièrement présent dans les échantillons d'eau du Bassin.

En **2002**, cet herbicide n'a été détecté dans aucun échantillon d'eau des rivières ou du Bassin.

Ces observations suggéraient que la légère contamination en ce pesticide provenait plutôt de sources diffuses, probablement liées à l'entretien des parcs, jardins privés et/ou trottoirs, que d'une utilisation agricole.

La vente de la terbuthylazine a été interdite à partir du 1^{er} octobre 2002 et son utilisation interdite à partir du 30 septembre 2003.

Au début de l'été **2003**, on a assisté à une contamination massive de l'eau du Bassin par cet herbicide, avec des concentrations dépassant 150 ng/l dans les 3 sites ouverts du Bassin, alors qu'il n'était pas détecté dans les cours d'eau.

Cette forte pollution sporadique est peut-être due à un déversement volontaire d'un produit en passe d'être interdit.

Ecotoxicité

D'après les résultats des rares tests d'écotoxicologie dont on dispose (Tableau 28), on peut penser que les concentrations estivales mesurées dans le Bassin, y compris celles atteintes en juillet 2003, n'affectent pas le développement du phytoplancton.

Localité	Milieu - saison	Concentration (ng/l)					Auteur
Grèce (Macédoine) Axios Loudias Aliakmon	Rivières -été	ND - 500 (350) ND - 490 (240) ND - 630 (50)					Albanis <i>et al.</i> (1994)
France (Rade de Brest) Faou Daoulas Camfrou Kerouille Roscanvel Moulin neuf	Baies - été	ND - 261 (130) ND - 154 (77) 147 96 138 - 432 (285) (115 - 153) 134					Arzul et Durand (1999)
France (Baie de Bourgneuf) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baies - été	ND ND ND					Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (Baie de l'Aiguillon) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baies - été	36 26 ND - 18 (6)					Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (Bassin d'Arcachon) Cirès Lanton Eyre Autres rivières Port d'Arcachon La Vigne Les Jacquets Tessillat	Rivières - été	1999 ND - 22 (4) ND - 54 (13) ND - 167 (31) ND	2000 ND 10 - 62 (30)	2001 ND - 5 (1) ND - 18 (10)	2002 ND ND - 15 (8)	2003 ND - 142 (50) 9 - 95 (40)	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) Auby <i>et al.</i> (2002) Maurer <i>et al.</i> (2003) et présente étude
	Ports - été	ND - 14 (4)	ND - 5 (2)	ND - 4 (1)	ND - 3 (1)	ND - 3 (2)	
	Baies - été	ND - 4 (1) ND - 3 (0,5) 3 - 21 (7)	ND - 7 (3) ND - 4 (3) 3 - 5 (3,5)	ND - 3 (1) ND - 4 (1) ND - 5 (2)	ND - 4 (2) ND - 4 (1,5) ND - 3 (1)	ND - 9 (3) ND - 5 (2) ND - 3 (2)	

Tableau 29 : Concentrations en métolachlore (limite inférieure - limite supérieure (moyenne)) dans différents milieux aquatiques (ng/l). ND : inférieur à la limite de quantification.

Espèce cible	Seuil d'inhibition	EC50	Auteur
<i>Chaetoceros gracilis</i> Milieu optimal	10 µg/l 2 µg/l : pas d'inhibition 10 µg/l : 8 % d'inhibition		Arzul et Durand (1999)
Milieu minimal	100 ng/l 25 ng/l : pas d'inhibition 100 ng/l : 16 % d'inhibition		
<i>Navicula pelliculosa</i>		400 µg/l	CIBA GEYGY (source Base AGRITOX)
<i>Skeletonema</i>		60 µg/l	
<i>Selenastrum capricornutum</i>		14 µg/l	Fairchild <i>et al.</i> (1997)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	4 µg/l	6 µg/l	

Tableau 30 : Ecotoxicité du métolachlore sur différentes espèces phytoplanctoniques.

7. Métolachlore

Le métolachlore est un herbicide sélectif utilisé sur le sorgho, le maïs, le soja et le tournesol. Il est assez soluble ($S = 0,53$ g/l), se retrouve facilement dans l'eau ($K_{OC} = 200$), légèrement bioaccumulable ($\log P = 3,45$), assez toxique pour la faune aquatique et présente des effets insidieux (mutagènes et cancérigènes).

Le métolachlore est détectable dans la majorité des échantillons d'eau du Bassin entre la mi-juin et la fin juillet pendant les étés **1999** à **2003**. Les concentrations mesurées sont toujours très faibles, du même ordre que celles de la Baie de l'Aiguillon et beaucoup plus faibles que dans la rade de Brest (Tableau 29).

Ce pesticide, sans doute d'origine agricole, est apporté dans la Baie par certains cours d'eau (en 1999 et 2003 l'Eyre et le Lanton, en 2000, 2001 et 2002 l'Eyre presque uniquement). Dans l'Eyre, il n'atteint pas les teneurs élevées mesurées dans les rivières grecques échantillonnées par Albanis *et al.* (1994). Ce pesticide est régulièrement décelé dans l'Eyre (RNB Adour Garonne) entre avril et juin, à des concentrations parfois non négligeables (360 ng/l au maximum en avril 2001 ; 25 ng/l en mai 2002 ; 72 ng/l en juin 2003).

Ecotoxicité

D'après les résultats des tests d'écotoxicologie (Tableau 30), on peut penser que les concentrations estivales mesurées dans le Bassin n'affectent pas le développement du phytoplancton.

Localité	Milieu – saison	Concentration (ng/l)					Auteur
Grèce (Macédoine) Axios Loudias Aliakmon	Rivières - été	ND – 1340 (760) ND – 1150 (640) ND – 1200 (460)					Albanis <i>et al.</i> (1994)
France (Rade de Brest) Faou Daoulas Camfrou Keroulle Roscanvel Moulin neuf	Baies - été	ND – 208 (104) ND – 112 (56) 23 2 24 – 102 (63) (18 – 68) 43					Arzul et Durand (1999)
France (B. de Bourgneuf) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baies - été	25 ND ND					Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (B. de l'Aiguillon) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baies - été	17 12 ND					Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (B. d'Arcachon) Lanton Eyre Autres rivières Port d'Arcachon La Vigne Les Jacquets Tessillat	Rivières - été	1999 ND – 7 (1) ND – 122 (21) ND	2000 ND ND - 10 (3)	2001 ND – 21 (3,5) ND – 48 (14)	2002 ND ND – 18 (3)	2003 ND – 26 (10) ND – 16 (7)	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) Auby <i>et al.</i> (2002) Maurer <i>et al.</i> (2003) et présente étude
	Ports - été	ND – 4 (1)	ND	ND – 19 (4)	ND – 3 (0,5)	ND – 4 (1)	
	Baies - été	ND – 4 (1) ND ND – 11 (2)	ND ND ND	ND – 7 (1) ND – 4 (1) ND – 6 (2)	ND – 3 (0,5) ND – 8 (0,8) ND – 3 (0,5)	ND – 10 (3) ND – 12 (4) ND – 4 (1)	

Tableau 31 : Concentrations en alachlore (limite inférieure - limite supérieure (moyenne)) dans différents milieux aquatiques (ng/l). ND : inférieur à la limite de quantification.

Espèce cible	Seuil d'inhibition	EC50	Auteur
<i>Chaetoceros gracilis</i> Milieu optimal Milieu minimal	Pas d'inhibition jusqu'à 10 µg/l 100 ng/l 25 ng/l : pas d'inhibition 100 ng/l : 10 % d'inhibition		Arzul et Durand, 1999
<i>Selenastrum</i>	4 µg/l	6 µg/l	Fairchild <i>et al.</i> (1997)

Tableau 32: Ecotoxicité de l'alachlore sur différentes espèces phytoplanctoniques.

8. Alachlore

L'alachlore est un herbicide systémique relativement soluble ($S = 0,242 \text{ g/l}$) utilisé sur le maïs et le soja, qui se retrouve facilement dans l'eau ($K_{OC} = 170$), peu bioaccumulable, assez toxique pour la faune aquatique et ne présentant pas d'effets insidieux.

Les concentrations estivales en alachlore sont peu élevées dans les cours d'eau débouchant dans le Bassin comparativement aux valeurs mesurées dans les rivières grecques (Tableau 31). En **1999**, seule l'Eyre présentait, une fois au cours de l'été, une concentration un peu plus élevée (122 ng/l), et ce pic se répercutait, à la même date, sur la station du Tessillat, avec une concentration environ dix fois moindre que celle mesurée dans l'Eyre. Au cours de cet été là, les concentrations en alachlore étaient extrêmement faibles dans le Bassin, à l'instar des baies de Bourgneuf et de l'Aiguillon et à l'inverse de la rade de Brest.

En **2000**, ce pesticide a été détecté à deux reprises dans l'Eyre, à des concentrations très faibles (10 ng/l). Pendant cet été, la présence d'alachlore n'a jamais été détectée dans le Bassin.

En **2001**, l'alachlore était présent dans l'Eyre entre la mi-juin et la mi-juillet, et seulement dans le premier prélèvement réalisé dans le Lanton. Au cours de cet été, cette molécule a été rencontrée assez fréquemment dans les eaux du Bassin, à des concentrations toujours très faibles.

En **2002**, l'alachlore n'a été détecté qu'à une seule reprise et à faible concentration dans l'Eyre, à la mi-juin, et à la même date dans le port d'Arcachon et à la station du Tessillat. Par ailleurs, il est apparu sporadiquement à La Vigne et aux Jacquets. Les concentrations mesurées dans le Bassin étaient très faibles.

En **2003**, l'alachlore était détecté dans les deux cours d'eau au mois de juillet, sans jamais présenter de fortes concentrations. Comme au cours des étés précédents, les concentrations mesurées dans le Bassin étaient très faibles.

Les mesures réalisées dans le cadre du RNB dans l'Eyre révèlent régulièrement la présence de cet herbicide au printemps, en 2000 (mai : 150 ng/l), en 2001 (avril : 90 ng/l ; juin : 56 ng/l), en 2002 (mai : 25 ng/l) et en 2003 (avril : 45 ng/l).

Ecotoxicité

D'après les quelques valeurs d'écotoxicité dont on dispose pour cette molécule (Tableau 32), les concentrations mesurées dans le Bassin ne semblent pas poser de problèmes pour le phytoplancton.

Localité	Milieu saison	Concentration (ng/l)					Auteur
France (Loire atlantique)	Étiers salés	ND - 1400					Oger-Jeanneret (comm. pers.)
France (B. d'Arcachon)		1999	2000	2001	2002	2003	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) Auby <i>et al.</i> (2002) Maurer <i>et al.</i> (2003) et présente étude
Cirès	Rivières - été	ND – 20 (3)	31-173 (71)	ND – 50 (21)	ND – 23 (12)	ND – 26 (10)	
Lanton		ND – 30 (10)		ND – 15 (2)	ND	ND	
Eyre		ND – 88 (15)		ND	ND	ND	
Autres rivières		ND					
Port d'Arcachon	Ports - été	ND	ND	ND	ND	ND	
La Vigne	Baies - été	ND	ND	ND	ND	ND	
Les Jacquets		ND	ND	ND	ND – 10 (2)	ND	
Tessillat		ND	ND	ND – 7 (2)	ND	ND	

Tableau 33: Concentrations en oxadiazon (limite inférieure - limite supérieure (moyenne))
ND : inférieur à la limite de quantification.

9. Oxadiazon

L'oxadiazon est un herbicide de contact, utilisé dans les plantations d'arbres fruitiers, de vigne, d'œillet, de tournesol, de soja, d'arbres et d'arbustes d'agrément et les gazons de graminées (golfs notamment).

C'est une substance très peu soluble ($S = 0,0007 \text{ g/l}$), qui a tendance à s'adsorber sur les particules ($K_{OC} > 1000$), légèrement bioaccumulable, très toxique pour la faune aquatique et dépourvu d'effets insidieux.

En **1999**, l'oxadiazon était quelquefois détecté dans certains cours d'eau (Tableau 33), mais on ne le retrouvait pas dans le Bassin (sauf dans le port d'Arcachon, à une occasion).

En **2000**, il n'est apparu que dans le Lanton, dans les eaux duquel il était très régulièrement présent. Comme en 1999, cette molécule n'a pas été détectée dans les eaux du Bassin en 2000, sans doute à cause de ses caractéristiques chimiques.

En **2001**, l'oxadiazon était toujours assez régulièrement détecté dans le Lanton mais il est également apparu, à une occasion, dans l'Eyre. Par ailleurs, il était présent dans les deux derniers échantillons du Tessillat, mais à des concentrations très faibles.

En **2002**, cette molécule a été détecté dans la majorité des échantillons du Lanton, à des concentrations faibles. Il est également apparu une fois aux Jacquets, également à une concentration assez basse.

En **2003**, l'oxadiazon n'a été détecté que dans le Lanton, dans les eaux duquel il était très régulièrement présent. Comme en 1999 et 2000, cette molécule n'a pas été détectée dans les eaux du Bassin, sans doute à cause de ses caractéristiques chimiques.

Les concentrations en oxadiazon mesurées dans le Bassin d'Arcachon sont moins élevées que celles des étiers salés du Croisic et de Pen-Bé, qui dépassent souvent 100 ng/l (Oger-Jeanneret, com. pers.).

Ecotoxicité

On dispose simplement des résultats de tests sur les microalgues d'eau douce réalisés par la Société Rhône Poulenc Agrochimie.

Ces résultats font apparaître une toxicité importante de l'oxadiazon vis à vis de ces phytoplanctons.

<i>Navicula pelliculosa</i>	EC50 : 0,128 mg/l
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC50 : 3,2 µg/l.
<i>Scenedesmus selenastrum</i>	EC50 : 8,2 µg/l.

10. Bromoxynil

Le bromoxynil est un herbicide sélectif agissant par contact utilisé dans les cultures de maïs, lin, céréales d'hiver et de printemps et pour éliminer les dicotylédones des gazons de graminées. Il est moyennement soluble ($S = 0,13 \text{ g/l}$), peu bioaccumulable, assez toxique pour la faune aquatique et ne présente pas d'effets insidieux.

Ce pesticide n'avait jamais été détecté dans les cours d'eau et le Bassin en été **1999**.

En **2000**, il est apparu à plusieurs occasions aux Jacquets (123 , 52 et 63 ng/l) et à Tessillat (20 et 46 ng/l) entre fin juin et début août, alors qu'on ne l'a jamais détecté dans les cours d'eau.

Localité	Milieu-saison	Concentration (ng/l)				Auteur
Angleterre (Yorkshire) Aire Trent Don Ouse	Rivières	70 - 880 50 - 380 60 - 180 90				House <i>et al.</i> (1997)
Grèce (Macédoine) Axios Loudias Aliakmon	Rivières - été	ND - 180 (130) ND - 280 (90) ND - 380 (220)				Albanis <i>et al.</i> (1994)
France (Loire atlantique)	Etiers salés	ND - 280				Oger-Jeanneret (com. pers.)
France (Bassin d'Arcachon) Canal du Porge Cirès Lanton Ponteils Eyre Canal des Landes Port d'Arcachon La Vigne Les Jacquets Tessillat	Rivières - été	1999 ND - 160 (40) ND - 340 (77) ND - 80 (16) ND - 310 (127) ND - 900 (150) ND - 560 (130)	2000 ND - 79 (19) ND	2001- 2002 ? ?	2003 ND ND	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) Auby <i>et al.</i> (2002) Maurer <i>et al.</i> (2003) et présente étude
	Ports - été	ND - 1110 (217)	ND	?	ND	
	Baies - été	ND - 90 (36) ND - 180 (86) ND - 720 (148)	ND ND ND - 26 (4)	?	ND ND ND	

Tableau 34: Concentrations en 2,4 MCPA (limite inférieure - limite supérieure (moyenne)) dans différents milieux aquatiques (ng/l). ND : inférieur à la limite de quantification.

Espèce cible	Seuil d'inhibition	EC50	Auteur
<i>Skeletonema costatum</i>	15 µg/l	300 µg/l	MCPA Task Force (1993)*
<i>Skeletonema costatum</i>	2,5 µg/l	85 µg/l	MCPA Task Force (1993)*
<i>Skeletonema costatum</i>	34 µg/l	1500 µg/l	MCPA Task Force (1993)*
<i>Selenastrum capricornutum</i>	< 33 µg/l	190 µg/l	Rhône - Poulenc (1992)*
<i>Selenastrum capricornutum</i>	32 µg/l	250 µg/l	Rhône - Poulenc (1992)*

Tableau 35: Ecotoxicité du 2,4 MCPA sur différentes espèces phytoplanctoniques (* in Caux *et al.*, 1995).

Entre **2001** et **2003**, le bromoxynil était de nouveau absent du lot de molécules détectées dans les eaux du Bassin.

On n'a pas trouvé, dans la littérature, de données relatives aux concentrations en ce pesticide dans d'autres eaux côtières.

Ecotoxicité

Peterson *et al.* (1994) n'ont mis en évidence aucune écotoxicité du bromoxynil (à une concentration de 280 µg/l) sur 4 différentes espèces de microalgues (genres *Cyclotella*, *Nitzschia*, *Scenedesmus*, *Selenastrum*). Cette observation rejoint celle de Cullimore (1975) qui n'avait observé aucun impact de ce pesticide (à une concentration de 10 mg/l) sur 17 souches d'algues vertes. Par contre Fairchild *et al.* (1997) ont mesuré pour ce composé une toxicité sur *Selenastrum capricornutum* proche de celle de l'alachlore (NOEC = 3,12 µg/l ; EC50 = 7,76 µg/l).

11. 2,4 MCPA

Le 2,4 MCPA est un herbicide systémique (agissant après pénétration et migration dans la plante traitée) sélectif utilisé sur les céréales d'hiver et de printemps, le lin, les prairies permanentes et les gazons de graminées.

Il présente une solubilité élevée ($S = 0,825$ g/l), une tendance à se retrouver facilement dans l'eau ($K_{OC} = 49,3 - 110$), une faible tendance à la bioaccumulation ($\log P = 2,1 - 3,3$). Sa toxicité est faible mais il présente des effets insidieux (tératogènes et mutagènes).

En **1999**, le MCPA était souvent détecté dans les eaux des cours d'eau débouchant dans le Bassin, dans lesquels il atteignait parfois des concentrations aussi élevées que dans les rivières grecques et anglaises, et les étiers salés de Loire atlantiques (tableau 34). Par ailleurs, cette molécule était détectée presque tout au long de l'été dans les différents sites du Bassin où ses concentrations étaient du même ordre de grandeur que celles des cours d'eau⁶. A la suite d'une enquête, nous avons conclu que ce désherbant sélectif provenait probablement à la fois d'usages agricoles et d'autres sources plus diffuses liées à l'entretien des pelouses (Auby *et al.*, 2000).

Ce pesticide étant fréquemment présent dans les eaux en 1999, nous avons décidé de rechercher en 2000 le chlorocrésol, principale forme de dégradation du MCPA.

Les analyses réalisées dans les cours d'eau au cours de l'été **2000** ont révélé la présence de MCPA dans le Lanton à deux reprises (contre une seule fois en 1999) et jamais dans l'Eyre (contre une fois en 1999) (Tableau 34). Dans le Lanton, la présence du chlorocrésol a été mise en évidence dans l'échantillon contenant la plus forte concentration en MCPA.

Les teneurs en MCPA dans les rivières au cours des deux étés sont donc assez cohérentes. Par contre, cet herbicide semble avoir presque disparu du Bassin en **2000**. En effet, il n'a été détecté qu'à une reprise, aux Jacquets, à la fin du mois de juillet. On ne dispose d'aucun indice pour expliquer ce phénomène.

⁶ Alors que la dilution des autres produits apportés par les cours d'eau est beaucoup plus importante (environ 10 fois).

Localité	Milieu - saison	Concentration (ng/l)				Auteur
Angleterre (Yorkshire) Aire Trent Calder Don Ouse	Rivières	(130 - 220) ND ND ND ND				House <i>et al.</i> (1997)
Grèce (Macédoine) Axios Loudias Aliakmon	Rivières - été	10 - 330 (220) 20 - 350 (10) 30 - 460 (150)				Albanis <i>et al.</i> (1994)
France (Loire atlantique)	Etiers salés	ND - 350				Oger-Jeanneret (com. pers.)
France (Bassin d'Arcachon) Lanton Ponteils Eyre Autres rivières Port d'Arcachon La Vigne Les Jacquets Tessillat	Rivières - été	1999 ND ND ND ND	2000 ND ND - 290 (48)	2001- 2002 ? ?	2003 ND ND	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) Auby <i>et al.</i> (2002) Maurer <i>et al.</i> (2003) et présente étude
	Ports - été	ND	ND	?	ND	
	Baies - été	ND ND ND	ND ND ND	? ? ?	ND ND ND	

Tableau 36 : Concentrations en 2,4 D (limite inférieure - limite supérieure (moyenne)) dans différents milieux aquatiques (ng/l). ND : inférieur à la limite de quantification.

Espèce cible	Seuil d'inhibition	EC50	Auteur
<i>Selenastrum capricornutum</i>	3,12 µg/l	7,76 µg/l	Fairchild <i>et al.</i> (1997)
<i>Chaetoceros gracilis</i>	Pas d'inhibition jusqu'à 10 µg/l		Arzul et Durand (1999)
Milieu optimal	25 ng/l : 50 % d'inhibition		
Milieu minimal			

Tableau 37 : Ecotoxicité du 2,4 D sur différentes espèces phytoplanctoniques.

En raison de problèmes analytiques, ce pesticide n'a pu être efficacement dosé dans les eaux en **2001**.

Les résultats obtenus au cours de l'été **2002** sont difficiles à interpréter (2,4 MCPA et 2,4 D impossibles à différencier en chromatographie). Tout au plus peut on remarquer que l'un ou l'autre (peut-être le MCPA, dont on trouve la forme de dégradation mi juin dans le Lanton) de ces composés est apporté par les cours d'eau au début du mois de juillet, à des concentrations assez élevées. Dans le Bassin, ce mélange de composés est détecté à Tessillat et dans le port d'Arcachon entre la mi-juin et début juillet.

En **2003**, ni le MCPA ni sa forme de dégradation n'ont été détectés dans les eaux des rivières et du Bassin.

Ecotoxicité

D'après les résultats réunis dans le tableau 35, les concentrations mesurées dans le Bassin seraient bien inférieures aux seuils de toxicité mesurés pour ces espèces phytoplanctoniques.

12. 2,4 D

Le 2,4 D est un désherbant sélectif très largement utilisé sur les cultures (céréales d'hiver et de printemps, maïs, asperges, arbres fruitiers), pour l'entretien des prairies permanentes et des gazons de graminées, pour le désherbage des forêts de feuillus et de conifères et pour le débroussaillage et la dévitalisation des souches. Il s'agit d'une substance très soluble ($S = 0,62 \text{ g/l}$), se retrouvant facilement dans l'eau ($K_{OC} = 20$) et peu bioaccumulable ($\log P = 2,8$).

Ce pesticide n'avait pas été mis en évidence dans les échantillons d'eau récoltés pendant l'été **1999**.

En **2000**, il est apparu à une seule occasion, dans l'Eyre, le 10 juillet, mais à une concentration assez élevée, proche des maxima relevés dans les rivières grecques et anglaises et les étiers salés de Loire atlantique (tableau 36). Dans le Bassin d'Arcachon, on n'a pas détecté cette substance pendant l'été 2000.

En raison de problèmes analytiques, ce pesticide n'a pas pu être efficacement dosé en **2001**.

En ce qui concerne l'année **2002**, les restrictions énoncées dans le chapitre précédent s'appliquent.

En **2003**, le 2,4 D n'a été détecté dans aucun échantillon d'eau du Bassin et des rivières.

Ecotoxicité

Comme pour d'autres pesticides, Arzul et Durand (1999) ont mis en évidence une forte augmentation de la toxicité du 2,4 D sur *Chaetoceros gracilis* lorsque l'algue est placée en situation carencée en nutriments (Tableau 37)

Localité	Milieu saison	Concentration (ng/l)					Auteur
Angleterre (côte sud)	Rivières	8 – 18 (11)					Gough <i>et al.</i> (1994)
	Estuaires	ND – 74 (18)					
	Eaux côtières	ND – 12 (1)					
Angleterre (Yorkshire) Aire Trent Calder Don Ouse	Rivières	(140) (90) (220) (60) (20)					House <i>et al.</i> (1997)
Grèce (Macédoine) Axios Loudias Aliakmon	Rivières - été	ND – 240 (130) ND – 340 (130) ND – 60 (30)					Albanis <i>et al.</i> (1994)
France (Bourgneuf) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baies - été	276 70 5 – 8 (7)					Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (Loire atlantique)	Etiers salés	ND - 40					Oger-Jeanneret (com. pers.)
France (l'Aiguillon) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baies - été	17 15 5 – 10 (7)					Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (Arcachon) Lanton Ponteils Eyre Autres rivières Port d'Arcachon La Vigne Les Jacquets Tessillat	Rivières - été	1999 ND – 48 (12) ND – 14 (2) ND – 5 (1) ND	2000 ND ND	2001 ND – 10 (2) ND	2002 ND ND	2003 ND – 3 (1) ND – 9 (3)	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) Auby <i>et al.</i> (2002) Maurer <i>et al.</i> (2003) présente étude
	Ports - été	ND	ND	ND	ND	ND	
	Baies - été	ND ND ND	ND ND ND	ND ND ND – 3 (1)	ND ND ND 15 (2)	ND ND ND	

Tableau 38 : Concentrations en simazine (limite inférieure - limite supérieure (moyenne)) dans différents milieux aquatiques (ng/l). ND : non détectable.

Espèce cible	Seuil d'inhibition	EC50	Auteur
<i>Selenastrum capricornutum</i>	600 µg/l	1240 µg/l	Fairchild <i>et al.</i> (1997)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	17 µg/l	79 µg/l	El Jay <i>et al.</i> (1997)
<i>Chlorella fusca</i>	17 µg/l		Arsalane <i>et al.</i> (1993)

Tableau 39 : Ecotoxicité de la simazine sur différentes espèces phytoplanctoniques.

13. Simazine

La simazine est un herbicide systémique sélectif utilisé sur la vigne, les arbres et arbustes fruitiers et d'ornement, les asperges, la luzerne et le maïs. Il s'agit d'une substance très peu soluble ($S = 0,0035 \text{ g/l}$), se retrouvant facilement dans l'eau ($K_{OC} = 130$) et peu bioaccumulable ($\log P = 2,18$).

En **1999**, les concentrations estivales en simazine dans les cours d'eau arrivant au Bassin (notamment dans le Lanton) étaient très faibles en comparaison des zones dessalées de la Baie de Bourgneuf et des rivières grecques et anglaises du Yorkshire. Elles étaient du même ordre de grandeur que celles mesurées dans la Baie de l'Aiguillon et dans les rivières du sud de l'Angleterre (Tableau 38). En été 1999, cette molécule n'a pas été détectée dans les eaux du Bassin (sauf, une fois, en faible concentration, dans le port).

En **2000**, cet herbicide n'a jamais été mis en évidence.

En **2001**, la simazine a été rencontrée à deux occasions dans le Lanton à de faibles concentrations et, pour la première fois, dans le Bassin d'Arcachon au Tessillat.

En **2002**, la simazine a été détectée une fois au cours de l'été à Tessillat.

En **2003**, cette molécule a été mise en évidence une fois dans le Lanton et une fois dans l'Eyre, en faibles concentrations.

Ecotoxicité

D'après les quelques références dont on dispose au sujet de la toxicité de la simazine vis à vis des microalgues (Tableau 39), les concentrations mesurées dans les cours d'eau seraient largement inférieures au seuil de toxicité pour les espèces testées.

Comme pour l'atrazine et la terbuthylazine, la vente de la simazine a été interdite à partir du 1^{er} octobre 2002 et son utilisation interdite à partir du 30 septembre 2003.

14. Neburon

Le néburon est un herbicide très peu soluble, très peu bioaccumulable, assez toxique pour la faune aquatique et ne présentant pas d'effets insidieux connus. En mélange avec d'autres molécules, il est utilisé sur les cultures d'arbres (dont conifères) et arbustes, de pois, de féveroles et de céréales d'hiver.

L'utilisation de cette substance est interdite depuis le 31 décembre 1999.

Non détecté dans les échantillons en **1999** et **2001**, ce pesticide est apparu une fois en **2000**, à Tessillat (49 ng/l à la fin du mois de juillet).

En **2002**, entre début août et début septembre, il a été détecté à de fortes concentrations, dans l'Eyre à deux reprises (46 et 232 ng/l) et dans le Lanton à une occasion (324 ng/l).

D'après le Service Régional de Protection des Végétaux de Charente, sa présence à de fortes concentrations dans les deux cours d'eau échantillonnés au cours de l'été 2002 pourrait résulter de la décharge sauvage de produits inutilisés.

Cet herbicide n'a pas été retrouvé dans les eaux en **2003**.

15. Chlorpyriphos-éthyl

Le **chlorpyriphos-éthyl** est un insecticide appartenant à la famille des organophosphorés largement employé en agriculture (maïs, vigne, arbres fruitiers, pommes de terre, arbres et arbustes d'ornement, cultures florales) ainsi que dans le domaine de l'élevage, pour nettoyer les bâtiments ou les camions de transport. Il entre également dans la composition de nombreux insecticides destinés à éliminer les moustiques et les termites.

Il s'agit d'une molécule faiblement soluble ($S = 0.4 \text{ mg/l}$), qui a tendance à se fixer sur les particules ($K_{OC} = 2500 - 14\,000$), bioaccumulable par les organismes vivants ($\log P = 4,69$ à $5,30$).

D'après la littérature citée par Simon *et al.* (1998), le chlorpyriphos-éthyl se dégraderait (hydrolyse) rapidement en milieu aquatique alcalin ($\text{pH} = 8$), qui est environ celui de l'eau de mer, avec un temps de demi-vie variant, selon les conditions expérimentales, entre 1,5 et 27 jours. Ces auteurs précisent par ailleurs que sa dégradation est encore plus rapide dans le milieu naturel, à cause des phénomènes de volatilisation et d'hydrolyse, notamment catalysées par le cuivre. Liu *et al.* (2001), qui ont étudié l'hydrolyse du chlorpyriphos-éthyl dans les eaux de différentes zones de la Baie de Chesapeake, ne mettent pas en évidence une relation entre pH de leurs échantillons d'eau naturelle (variant entre 7,93 et 8,15) et demi-vie, mais démontrent que la dégradabilité augmente en fonction de la salinité et de la teneur en cuivre de l'eau (ces deux facteurs étant également corrélés entre eux): temps de demi-vie égal à 120 jours pour une salinité de 0 (Concentration en cuivre de $0,165 \mu\text{mol/l}$) et d'environ 20 jours pour une salinité de 17 (Concentration en cuivre de $0,502 \mu\text{mol/l}$).

Dans le sédiment, selon Macalady et Wolfe (1985), le chlorpyriphos serait beaucoup moins susceptible d'être hydrolysé, si bien que son adsorption prolongerait sa persistance dans l'environnement aquatique.

Le chlorpyriphos-éthyl s'avère extrêmement toxique pour les **crustacés**, comme l'indiquent les valeurs de EC_{50} (concentrations susceptibles de provoquer la mort de 50 % de la population testée) suivantes:

- *Daphnia sp* - EC_{50} : 176 ng/l - Durée d'exposition : 48 heures
(Source de l'information : Pesticide Fact Handbook EPA 1978)
- *Gammarus lacustris* - EC_{50} : 110 ng/l - Durée d'exposition : 96 heures
(Source de l'information : The Dictionary of substances and their effects)
- *Gammarus fasciatus* - EC_{50} : 320 ng/l - Durée d'exposition : 96 heures
(Source de l'information : The Dictionary of substances and their effects)

(Source : Base AGRITOX, INRA)

On ne dispose pas de données sur la toxicité de cet insecticide sur les larves d'huîtres. Jusqu'en 2002, cet insecticide était rencontré très sporadiquement et en faibles doses dans les eaux des rivières et du Bassin. En juin **2001**, il a été détecté pour la première fois, simultanément dans l'Eyre et le Lanton, à de faibles concentrations (respectivement 12 et 8 ng/l), mais pas dans le Bassin. En **2002**, il a été mis en évidence dans un échantillon prélevé à Tessillat, en août (20 ng/l).

En **2003**, le chlorpyriphos-éthyl a été détecté une seule occasion dans le Lanton, en août (5 ng/l). Au cours de même été 2003, il est apparu à une seule date (8 juillet), à de très fortes concentrations dans toutes les stations ouvertes du Bassin (La Vigne : 111 ng/l ;

Jacquets : 159 ng/l ; Tessillat : 786 ng/l), **dépassant très largement à Tessillat la concentration létale pour plusieurs espèces de Gammarus**, crustacés très abondants dans les eaux arcachonnaises.

Une enquête a été réalisée auprès de quelques structures susceptibles d'avoir utilisé cette molécule à forte dose au cours de l'été 2003.

Agriculture

Le chlorpyrifos-éthyl est un insecticide potentiellement employé dans de très diverses cultures (maïs, vigne, arbres fruitiers, pommes de terre, arbres et arbustes d'ornement, cultures florales). D'après P. Reulet (SRPV Aquitaine) et Sylvie Nicolier (Arvalis Institut du Végétal), si ce produit est encore largement utilisé sur la vigne, son usage maïsicole n'est plus qu'anecdotique. La maïsiculture constituant la principale activité agricole sur les bassins versants de la Baie, on peut ainsi postuler que le chlorpyrifos-éthyl mis en évidence dans la Baie ne provient pas de sources agricoles.

Elevage

Cet insecticide est également utilisé dans le domaine de l'élevage, pour désinsectiser les bâtiments ou les camions de transport. Cette activité n'est que très peu développée sur les bassins versants du Bassin d'Arcachon : un élevage de porcs est installé sur la commune de Lanton, à proximité du Cirès (petit cours d'eau situé au nord est de la Baie), et quelques unités d'élevage de porcs et de moutons sont situées sur le bassin versant de l'Eyre. La porcherie de Lanton, qui est la plus susceptible d'avoir un impact sur le Bassin, n'utilise pas le chlorpyrifos-éthyl pour désinsectiser, mais la cyromazine et la cyflutrène pour traiter les lisiers et les bâtiments. On peut donc penser que le chlorpyrifos-éthyl ne provient pas de cette source.

Lutte anti-moustiques

Le chlorpyrifos éthyl (utilisé dans la formulation du PIRIDUR) n'est pas utilisé par l'Entente Interdépartementale de Démoustication pour les traitements réalisés en zones ouvertes. D'après cet organisme, cette molécule n'est utilisée (et assez rarement à l'heure actuelle) que pour le traitement des fosses vidangeables.

Traitements anti-termite

Face à l'abondance des termites dans de nombreuses régions françaises, notamment côtières (Aquitaine, Poitou-Charente, Languedoc-Roussillon, Provence Alpes Côte d'azur), l'activité consistant en des traitements préventifs et curatifs contre ces insectes sociaux est en pleine expansion.

Les traitements curatifs sont de deux sortes :

- Traitement chimique par barrière d'injection, qui consiste à réaliser au niveau des murs (à l'intérieur et à l'extérieur) ainsi que dans les bois de structure et les menuiseries des injections d'insecticides.
- Traitement par pièges, dans lequel les appâts insecticides sont disposés dans des stations hermétiques à la fois à l'intérieur et à l'extérieur du bâtiment contaminé

Les traitements préventifs sont également de plusieurs types :

- Barrières physiques (utilisées notamment en Australie): Ces barrières sont constitués par des filets fins en maille inox, qui empêchent les termites de remonter du sol ou par du granite concassé, dont les grains sont coupants, qui blessent la cuticule des termites.

- Barrières physico-chimiques : Elles sont constituées par un film insecticide qui est placé au niveau des fondations sous la chape pour isoler le bâti du sol.

- Barrière chimique : Elle consiste en un épandage de produit insecticide sur toute la surface du sol avant le coulage de la dalle de béton, puis sur une zone périmétrique de 1 m autour de la construction.

Cette dernière pratique est très largement la plus courante, y compris en bordure du rivage. Parmi les molécules les plus utilisées pour ces épandages, il faut retenir le **fipronil** (récemment incriminé par les apiculteurs et les pêcheurs de langoustes américains pour expliquer des mortalités d'insectes et de crustacés), et le **chlorpyrifos-éthyl**. Ce dernier notamment serait largement utilisé, en raison du faible coût d'une préparation répondant au nom de GLADIATOR, contenant cette molécule, vendue depuis quelques années.

Les autres molécules susceptibles d'être utilisées pour les traitements sont le **chlorfenapyr**, la **bifenthrine**, la **cypermethrine** et la **permethrine**.

Les quantités utilisées lors des épandages sont importantes. Par exemple, le GLADIATOR, contenant 480 g/l de chlorpyrifos éthyl est épandu à raison de 5 l au m², en dilution à 2 %. Pour une surface bâtie de 100 m², 4,8 kg de matière active seraient ainsi épandus.

La concentration élevée à laquelle ce produit est épandu dans le sol limite sa dégradabilité, du fait qu'elle inhibe les communautés bactériennes qui participent à cette dégradation.

On peut donc suspecter que la principale source potentielle de chlorpyrifos éthyl pour le Bassin d'Arcachon est lié à cette activité.

En raison de sa rapide dégradabilité, il est probable que l'observation réalisée en juillet 2003 constitue un "coup de chance".

Il est impossible de savoir si les fortes concentrations mesurées correspondent à un événement de type accidentel (déversement d'une cuve contenant ce produit dans le milieu, par exemple), ou à une situation fréquente dans le Bassin, en raison de l'intensification de l'urbanisation du Bassin d'Arcachon, y compris dans la bande très côtière, et de la prépondérance des opérations d'épandage par rapport à l'utilisation de la barrière physico-chimique. Cette possibilité est encore augmentée par le fait que certaines entreprises proposent des épandages réguliers d'insecticides anti-termites autour des maisons, en traitement préventif.

Cela signifie probablement que des "bouffées" de cet insecticide atteignent plus ou moins régulièrement les eaux du Bassin, atteignant des concentrations pouvant être très élevées comme en juillet 2003.

La présence des quelques molécules utilisées dans ces traitements anti termites mériterait de faire l'objet d'un suivi.

On peut remarquer que le développement de la première grande cohorte de larves d'huîtres de l'été 2003, qui s'est développée au moment de cette pollution, ne semble pas avoir été affectée par ces teneurs de l'eau en chlorpyrifos-éthyl.

16. Lindane

Malgré la récente interdiction de son usage agricole en France et dans d'autres pays européens, le **lindane** avait été détecté à une occasion dans l'Eyre (7 ng/l) et une fois dans le port d'Arcachon, en concentration relativement élevée (102 ng/l) au cours de l'été **1999**. La présence de ce puissant insecticide, très soluble et très rémanent et dangereux pour la faune aquatique, provenait sans doute d'un usage urbain localisé.

En **2000** et **2001**, le lindane n'a été détecté dans aucun des échantillons prélevés.

En **2002**, il est apparu une fois dans l'Eyre, à une très faible concentration (3 ng/l).

En **2003**, le lindane a été détecté à une occasion dans le Lanton (6 ng/l) au milieu du mois d'août. Par ailleurs, il était présent dans tous les sites du Bassin, au début du mois de juillet, à des concentrations également très faibles (3 à 4 ng/l).

17. Autres molécules

Quelques autres molécules apparaissent plus sporadiquement dans les cours d'eau ou dans le Bassin.

- Le **dimethenamid** est un herbicide sélectif utilisé pour lutter contre les dicotylédones et les graminées annuelles dans les champs de maïs et sur les gazons de graminées.

Il s'agit d'une substance soluble ($S = 1,45 \text{ g/l}$), se retrouvant facilement dans l'eau ($K_{OC} = 90 - 474$), peu bioaccumulable ($\log P = 1,89$), très toxique pour la faune aquatique et qui présente des effets tératogènes.

Cet herbicide a été mis en évidence, très sporadiquement, en juin **1999** à Tessillat (10 ng/l).

Entre **2000** et **2002**, il n'a jamais été détecté dans les échantillons.

En **2003**, le dimethenamid est apparu en concentration assez importante dans le Lanton (184 ng/l) et l'Eyre (72 ng/l) à la fin du mois de juillet, en même temps que le métolachlor et l'acetochlor et était encore présent dans le Lanton au milieu du mois d'août (7 ng/l).

- **L'aminotriazole** est un herbicide utilisé principalement sur la vigne et certains arbres fruitiers en agriculture ainsi que sur les zones cultivées après récolte. En **1999**, il a été détecté à une occasion dans l'Eyre (début juillet : 170 ng/l). Ce composé extrêmement soluble ($S = 280 \text{ g/l}$) n'est pas bioaccumulable et ne présente pratiquement pas de danger pour la faune aquatique. Nous ne l'avons pas recherché dans les eaux au cours des années suivantes.

- En **1999**, le **tébutame** était apparu deux fois dans les cours d'eau (une fois dans le Ponteils et une autre dans l'Eyre), à de très faibles concentrations (respectivement 14 et 27 ng/l). Bizarrement, dans le Bassin, on ne l'avait détecté qu'à la Vigne, à 2 reprises (concentrations de 14 et 4 ng/l). Cette localisation suggère qu'une source de cet herbicide très soluble ($S = 1,2 \text{ g/l}$) et peu toxique, se trouve sur la côte nord-ouest du Bassin.

En **2000**, on a détecté ce pesticide dans un seul des échantillons récoltés (Eyre, fin juin), à une très faible concentration (3 ng/l). En **2003**, il est apparu une fois dans le Lanton (6 ng/l). En **2001** et **2002**, le tébutame n'a jamais été détecté dans les eaux.

● En **1999**, le **folpel**, fongicide presque insoluble, peu bioaccumulable, moyennement toxique et utilisé sur le pommier, la vigne, la pomme de terre, le pois et la tomate, a été détecté deux fois dans l'Eyre (6 et 8 ng/l) et une fois dans le canal du Porge (10 ng/l). En **2000**, il n'est pas apparu dans les cours d'eau échantillonnés mais une fois à Tessillat, à une très faible concentration (4 ng/l). En **2001**, le folpel n'a été détecté dans aucun échantillon et en **2002 et 2003**, il n'a pas été recherché.

● Le **carbofuran** est un insecticide de la famille des carbamates utilisé sur de nombreuses grandes cultures, cultures légumières et cultures ornementales. Il s'agit d'une substance soluble, qui a tendance à passer en solution dans l'eau, peu bioaccumulable, assez toxique pour la faune aquatique et suspecté d'être cancérigène. Il n'a été détecté à deux occasions, dans l'Eyre, à la mi-août **2002** (3 ng/l) et dans le Lanton, en août **2003** (5 ng/l).

● **L'acetochlor** est un herbicide principalement utilisé sur le maïs. Nous avons commencé à le rechercher dans les eaux. en 2002 sur les conseils du GIRPA, qui estimait que ce produit pourrait être utilisé à la place de l'atrazine sur les champs de maïs.

Il s'agit d'une substance très soluble ($S = 0,22$ g/l), se retrouvant facilement dans l'eau ($K_{OC} = 20 - 377$), peu bioaccumulable ($\log P = 3$) et très toxique pour la faune aquatique. Il s'avère plus toxique que l'atrazine pour la microalgue *Selenastrum capricornutum*, avec une $CE50 = 1,3$ µg/l. Par ailleurs, cet herbicide présente des effets insidieux, mutagènes et cancérigènes.

Non détecté en **2002** dans les échantillons, il est apparu 3 fois dans les cours d'eau pendant l'été **2003** (Lanton : 7 et 39 ng/l ; Eyre : 28 ng/l) et une fois dans le Bassin aux Jacquets (3 ng/l).

● La **sulcotrione** est un herbicide très soluble agissant sur les dicotylédones et les graminées annuelle, utilisé dans les cultures de lin, de maïs et de ray-grass. Cette molécule a été détectée dans un seul échantillon d'eau, à Tessillat, en juillet **2003** (5 ng/l).