

Isabelle AUBY - Danièle MAURER
Nadine MASSON
Nathalie DURAND
Benoît SAUTOUR
Nicolas TARIS
Florence D'AMICO
Fabien GUILLARD
Cathy GUEGEN
Gilles TRUT
Christian CANTIN
Claude PELLIER

RST.DEL/02.03/ARCACHON

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

- Année 2001 -

© ifremer



Août 2002

SOMMAIRE

RESUME	6
AVANT-PROPOS	11
INTRODUCTION	13

CHAPITRE 1

Modalités de la reproduction et du développement larvaire chez l'huître creuse *Crassostrea gigas*

1. Différenciation sexuelle	17
2. Gamétogénèse	17
3. Ponte	18
4. Fécondation et vie larvaire	19
5. Facteurs influant sur le développement des larves de <i>Crassostrea gigas</i>	20
5.1. Nutrition larvaire	20
5.2. Température et salinité	24
6. Conclusion	25

CHAPITRE 2

La reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon. Synthèse des résultats des années 1985 - 2000. Particularités de la saison 2001.

1. Introduction	26
2. Méthodes	27
2.1. Pêches de larves	27
2.2. Numération des larves	28
2.3. Numération des naissains sur les collecteurs	28
3. Résultats	29
3.1. Pêches de larves	29
3.2. Naissain	31
4. Conclusion	32

CHAPITRE 3

La dispersion des larves d'huîtres dans le Bassin d'Arcachon

1. Introduction	34
2. Méthodes	35
2.1. Le modèle hydrodynamique (Imars)	35
2.2. Choix des conditions de simulation.....	35
3. Résultats	37
3.1. Larves exportées hors du Bassin.....	37
3.2. Répartition des larves à l'issue de 20 jours de vie pélagique	38
3.3. Dynamique du nuage de larves.....	40
3.4. Situation des pontes des étés 1998 à 2001 en fonction des coefficients de marée.....	41
4. Discussion	41
5. Conclusion	42

CHAPITRE 4

Conditions météorologiques et hydrologiques dans le Bassin. L'année 2002 par rapport à la décennie 1988-1997

1. Introduction	44
2. Résultats	45
2.1. Météorologie et débit des cours d'eau	45
2.2. Hydrologie	46
3. Résumé des observations météorologiques et hydrologiques entre 1998 et 2001	51
4. Conclusion	52

CHAPITRE 5

Alimentation larvaire : le phytoplancton estival

1. Introduction	55
2. Méthodes	55
2.1. Quelques définitions	55
2.2. Sites et fréquences des prélèvements	56
2.3. Chlorophylle <i>a</i>	56
2.4. Cytométrie en flux	57
2.5. Microscopie optique	58
3. Résultats du suivi estival.....	58
3.1. Chlorophylle <i>a</i>	58
3.2. Cytométrie en flux	60
3.3. Microscopie optique	63
3.4. Discussion	66
4. Discussion : l'alimentation des larves d'huîtres en milieu naturel	72
5. Conclusion.....	76



CHAPITRE 6

Suivi des populations zooplanctoniques au cours de l'été 2001

1. Introduction	79
2. Matériel et méthodes	79
3. Résultats	80
3.1. Variations spatio-temporelles de l'abondance des populations zooplanctoniques	80
3.2. Variations spatio-temporelles des taxons compétiteurs et/ou prédateurs des larves de bivalves.....	82
4. Conclusion	84

CHAPITRE 7

Recherche d'une pathologie larvaire

1. Introduction	87
2. Observations préalables réalisées sur les larves et les naissains du milieu naturel	88
3. Analyses réalisées sur les populations de naissain et de larves dans le Bassin d'Arcachon en 2001	91
2.1. Matériel et méthodes	91
2.2. Résultats et interprétation	93
3. Conclusion	93

CHAPITRE 8

Sources et niveaux de contamination des principaux polluants pouvant être incriminés dans les problèmes du développement larvaire des huîtres du Bassin d'Arcachon

1. Activités polluantes et molécules associées	98
1.1. Agriculture et entretien des espaces verts, routes et voies ferrées	98
1.2. La démoustication	100
1.3. Le nautisme.....	100
2. Analyses des molécules polluantes dans les eaux des principaux exutoires du Bassin d'Arcachon au cours de l'été 2000.....	103
2.1. Cuivre	103
2.2. TBT	104
2.3. Pesticides	110
3. Conclusion	127
 DISCUSSION GENERALE	 131
 CONCLUSION	 142
 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	 144

Résumé

Après une quinzaine d'années pendant lesquelles le captage de l'huître creuse a été normal ou pléthorique dans le Bassin d'Arcachon, la saison **1998** a donné de très faibles résultats. Cet échec de la reproduction a suscité la mise en place, en **1999**, d'un programme pluriannuel destiné à mieux comprendre les raisons de la variabilité du recrutement larvaire. Ce programme a ainsi été poursuivi au cours des étés **2000 et 2001**.

En **1998**, plusieurs hypothèses avaient été émises pour expliquer le déficit de captage : conditions climatiques et hydrologiques exceptionnelles, manque de nourriture pour les larves, maladie, contamination du milieu ayant eu un impact sur les larves ou sur leur nourriture. Pendant l'été **1999**, chacune de ces hypothèses a été étudiée, en reprenant les données de 1998 lorsqu'elles étaient disponibles, et en acquérant l'ensemble des données nécessaires à l'explication du phénomène au cours de la saison de reproduction 1999. En **2000**, les mêmes axes de recherche ont été poursuivis en y ajoutant un volet consacré aux autres zooplanctons compétiteurs et/ou prédateurs des larves d'huîtres. En **2001**, nous avons adjoint à ces volets une étude de l'impact des conditions hydrodynamiques sur la dispersion des larves et leur éventuelle expulsion hors du Bassin.

L'intensité du captage a été différente au cours des trois années étudiées, très faible en **1998**, excellente en **1999 et 2001**, moyenne en **2000**. Les résultats acquis au cours de ces trois dernières années permettent de commencer à cerner les causes de cette variabilité.

L'influence des coefficients de marée et de l'heure de la ponte sur la dispersion des larves d'huîtres et leur exportation hors du Bassin a été étudiée à l'aide du modèle hydrodynamique Ifremer (Imars) du Bassin.

L'hydrodynamique a un effet avéré sur la répartition des larves. Si les larves issues des pontes du secteur interne restent en presque totalité dans la Baie, les cohortes issues du frai des secteurs océaniques (Grand Banc) et intermédiaires du sud du Bassin (Tès) sont sujettes à être exportées en partie vers l'océan selon les conditions de marée lors de la ponte (de 3 à 40 %). La situation la plus défavorable parmi celles testées correspond à une ponte en vive eau par descendant.

Si la date de ponte de **1998** (très faible captage) est située à un moment du cycle des coefficients défavorable pour le maintien des larves à l'intérieur du Bassin, il en est de même en **1999** qui est pourtant une année de captage pléthorique. A l'inverse, la date très favorable de **2000** ne se traduit pas par un bon recrutement puisque les résultats de captage de cette année ont été très moyens.

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.

Du point de vue climatique, les étés **1998** et **2000** présentent de grandes ressemblances. Dans les deux cas, le mois de juillet a présenté une forte diminution de la température de l'eau au cours de sa première quinzaine. Ce facteur a pu affecter le développement des larves nées avant cette chute thermique brutale en 1998. On peut néanmoins rappeler qu'un épisode similaire n'avait pas affecté le développement larvaire en 1988. En 2000, la ponte importante s'est heureusement produite lors de la remontée de la température vers des valeurs normales, si bien que les larves de cette cohorte n'ont pas pu être affectées par cette irrégularité thermique. Au cours de ces deux étés, ces conditions ont limité au seul mois d'août la présence, dans la population, des larves aptes à se fixer. De plus, les mois d'août de ces deux années ont été caractérisés par une faible pluviométrie et des teneurs basses en nitrate (et en phosphate en 2000) dans un certain nombre de stations internes. Même si l'ammonium présentait des niveaux normaux au cours de cette saison, il est possible que le développement du phytoplancton ait été limité par cette pauvreté en nutriments, comme l'indiquent les faibles valeurs de chlorophylle mesurées en août 2000.

Contrairement à 1998 et 2000, les étés **1999** et **2001** ont présenté de bonnes conditions thermiques (excepté quelques jours en juillet 2001) qui ont permis que la reproduction commence dès le début de l'été. Par ailleurs, les larves ont pu profiter des bonnes conditions trophiques observées tout au long de ces étés (teneurs en chlorophylle élevées en juillet-août 1999 et 2001), si bien que toutes les cohortes se sont développées normalement et rapidement et que les larves "en fixation" ont été présentes dans la population pendant une grande partie de l'été.

Les organismes phytoplanctoniques de petite taille servant de nourriture aux larves ont fait l'objet d'une étude détaillée, à la fois qualitative et quantitative, pendant les étés 1999 à 2001.

Les très petites formes algales qui constituent le picoplancton (taille $< 2 \mu\text{m}$) sont toujours abondantes au cours de l'été dans le Bassin d'Arcachon. La seule année où elles se trouvent en moindre quantité est 1999, celle du meilleur captage réalisé.

L'année **2000**, de captage très moyen, se différencie des deux autres par la rareté relative du nanoplancton (2 à $20 \mu\text{m}$). Cette dissemblance peut-elle être à l'origine d'une limitation de la nourriture des larves d'huîtres, suffisante pour se répercuter sur le captage ? Si tel est le cas, les larves les plus âgées en auraient été surtout affectées, les jeunes larves pouvant mieux compenser ce déficit par les très petites formes de nourriture ($< 2 \mu\text{m}$) particulièrement nombreuses dans le Bassin en été 2000.

Les deux années de très bon captage, **1999** et **2001**, ne présentent pas exactement les mêmes populations algales. En particulier, l'abondance du nanoplancton de l'été 2001 est moindre que celle de l'été 1999. Si le nanoplancton constitue l'élément majeur de l'alimentation des larves d'huîtres

dans le Bassin d'Arcachon, les niveaux qu'il a atteint en 2001 sont donc à considérer comme suffisants pour le bon déroulement de la vie larvaire.

Lors de nos premières réflexions, nous pensions *a priori* que les très jeunes larves étaient les plus vulnérables sur le plan alimentaire. A Arcachon, les résultats des trois étés incitent à penser que la variabilité des populations algales serait plus susceptible d'affecter les larves âgées. Ces résultats relancent aussi l'interrogation sur l'implication possible de ce facteur dans le déficit de captage de l'année 1998.

Pendant les étés 2000 et 2001, les populations zooplanctoniques qui se développent en même temps que les larves d'huîtres ont été échantillonnées dans les principales zones de captage du Bassin. Cette étude a permis de mettre en évidence qu'hormis pendant les jours suivant la ponte massive des huîtres, le peuplement zooplanctonique des eaux du Bassin est largement dominé par d'autres taxons (surtout des copépodes).

En 2000, l'analyse des fluctuations temporelles des différents taxons zooplanctoniques indiquait une succession rapide entre la présence des larves d'huîtres aux premiers stades et les pics d'abondance des organismes potentiellement compétiteurs et potentiellement prédateurs de ces larves.

En 2001, le même phénomène a été observé, mais il ne concernait que les stations la Vigne et Jacquets.

D'une façon générale, les zooplanctontes ont été plus abondants au cours de l'été 2001 qu'en 2000.

Le virus de type herpès, dont le pouvoir pathogène a été démontré expérimentalement chez les larves d'huîtres creuses, a été recherché dans les larves et le naissain du Bassin pendant les étés 1998, 1999 et 2000.

En 1998, le virus était détectable dans certains échantillons de naissains mais n'avait pas pu être mis en évidence dans les deux lots de larves analysés.

En 1999, aucune des analyses n'avait révélé la présence de virus de type herpès ni dans les larves ni dans les naissains.

En 2000, la présence du virus a été mise en évidence dans un lot de naissain en juin et dans un échantillon de larves, à un stade proche de celui de la fixation et provenant du principal secteur de captage du Bassin. A partir de ce seul lot positif, il est impossible de conclure quant à l'impact de la présence de ce virus sur l'évolution de la population concernée. En effet, en raison de sa biologie particulière, ce virus n'occasionne pas obligatoirement le déclenchement de la maladie chez les individus infestés.

En 2001, comme en 1999, aucune des analyses n'avait révélé la présence de virus de type herpès ni dans les larves ni dans les naissains.

Comme tous les milieux côtiers soumis à des impacts anthropiques, le Bassin d'Arcachon subit des contaminations liées aux activités qui s'exercent dans la Baie elle-même ou sur son bassin versant (agriculture, sylviculture, entretien des routes et des espaces verts, démoustication, nautisme). Entre 1999 et 2001, nous avons recherché dans les eaux (ou extrait des données d'autres réseaux) les principaux contaminants susceptibles d'avoir un impact sur les larves ou leur nourriture : pesticides, cuivre, HAP (en 1999) et TBT (en 2000 et 2001).

Les résultats de deux années d'analyse indiquent que des contaminants sont apportés au Bassin pendant l'été principalement par les activités nautiques (*via* les peintures antisalissure) et agricoles (*via* les traitements par les produits phytosanitaires). Par ailleurs, il n'a pas été observé de différence notable dans les concentrations de ces contaminants entre les trois années.

Au cours de ces trois étés, les niveaux de contamination en ces polluants dans le Bassin sont restés faibles, proches de ceux mesurés dans d'autres zones ostréicoles de la côte atlantique. Les seuils létaux pour les espèces animales aquatiques n'ont jamais été atteints, ni même approchés. Seul le TBT a exceptionnellement atteint dans les eaux un niveau susceptible de provoquer le chambrage des huîtres et présente encore presque chroniquement des niveaux pouvant induire des phénomènes d'"imposex" chez certains mollusques gastéropodes. Les teneurs en pesticides se sont situées à des niveaux très inférieurs aux seuils de toxicité pour le phytoplancton placé en bonnes conditions trophiques. Par contre, quelques herbicides approchaient ou dépassaient le seuil de toxicité pour une espèce phytoplanctonique de petite taille (*Chaetoceros gracilis*, utilisée comme nourriture pour les larves en éclosérie) élevée expérimentalement en conditions trophiques minimales. En raison de la pauvreté en nutriments des eaux du Bassin en été, notamment en 2000, on peut se demander si ce "bruit de fond" de contamination en herbicides a pu avoir un impact sur la structure des populations phytoplanctoniques estivales.

En résumé, les saisons de captage 1999 et 2001, caractérisées par un excellent résultat (plusieurs milliers de naissains fixés par tuile) ont bénéficié de conditions météorologiques et hydrologiques normales, d'une forte richesse en nanoplancton (surtout en 1999) malgré la présence occasionnelle de traces d'herbicides dans les eaux (et malgré une importante population d'organismes zooplanctoniques compétiteurs en 2001). Aucune maladie pouvant affecter les larves n'a été décelée ces deux années.

La saison de captage 2000, qui a donné des résultats moyens (en moyenne 300 naissains fixés par tuile), a été décalée dans le temps et écourtée par rapport à la normale à cause de la faible température des eaux au cours du mois de juillet. La cohorte de larves issue de la seule ponte importante a peut-être été limitée sur le plan trophique par la relative (par rapport à 1999) pauvreté nanoplanctonique résultant d'une limitation par les nutriments et/ou de la

compétition avec d'autres zooplanctontes et/ou de la présence constante de traces de certains herbicides dans les eaux. Par ailleurs, l'abondance des larves d'huîtres a pu être affectée par l'abondance des zooplanctontes prédateurs potentiels dans les jours suivants leur naissance. Enfin, la présence d'herpès virus dans certains échantillons de larves proches de la fixation incite à se questionner sur l'impact de la maladie sur le captage de cette saison.

Avant - propos

De nombreuses personnes affiliées 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 dans les paragraphes suivants.

- **Station IFREMER Arcachon** : Florence d'Amico, Isabelle Auby, Christian Cantin, Cathy Guégen, Fabien Guillard, Nadine Masson, Danièle Maurer, Claude Pellier, Gilles Trut, Florence Trut, Marie Claude Valvason (définition de l'étude, prélèvements, numérations et déterminations phytoplanctoniques, analyse des échantillons, rédaction du rapport).

- **Station marine d'Arcachon - Laboratoire d'Océanographie Biologique** : Nicolas Taris (Pêche et tri des échantillons de zooplancton), Dorothée Vincent et Benoît Sautour (Qualification et quantification du broutage des larves d'huîtres et des autres zooplanctontes, interprétation des résultats)

- **Station IFREMER la Tremblade – Laboratoire Pathologie des Mollusques** : Anne Thébault (Recherche du virus herpès dans les échantillons de larves).

- **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) - Beaucauzé** : Pierre-Yves Communal, 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, Claude Courties (Observatoire Océanologique de Banyuls), Catherine Munsch, Pierre Michel (Laboratoire IFREMER DEL/PC - Nantes), Mireille Ryckaert (Station IFREMER – La Rochelle), Tristan Renault, Philippe Goulletquer (Station IFREMER – La Tremblade), Jean-Paul Dreno (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 et de l'Union Européenne (IFOP).

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.

Les captages importants de naissains de cette espèce ont été observés dès 1973 dans le Bassin d'Arcachon. Les conditions naturelles du milieu (température, salinité) sont particulièrement favorables à la reproduction de *Crassostrea gigas*.

Depuis cette époque, l'huître creuse s'est reproduite régulièrement dans le Bassin, excepté pendant 5 années consécutives, de 1977 à 1981. Durant ces cinq années, la présence dans les eaux du Bassin d'une molécule organique particulièrement toxique (tributylétain), issue des peintures antisalissure utilisées pour protéger la carène des bateaux, 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. En fin d'été, selon les années, on pouvait dénombrer quelques centaines de naissains fixés sur les collecteurs (tuiles chaulées) pour les années moyennes et quelques milliers pour les années de captage pléthorique comme durant les quatre dernières années 1994, 1995, 1996 et 1997.

Ainsi, 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'affaire représenté par cette activité serait, ces dernières années, proche de 25 % du chiffre total de l'ostréiculture.

Le très fort déficit de captage marquant la saison de reproduction 1998 est apparu comme extrêmement atypique par rapport aux saisons précédentes. L'impact négatif de ce déficit sur l'économie locale et sur l'organisation de l'approvisionnement pour les autres bassins ostréicoles a été en conséquence très important. Au-delà de ces constatations, et à la lumière des observations effectuées notamment au cours de la "crise TBT", l'expérience scientifique a

montré que les larves de Bivalves sont des organismes plus sensibles que d'autres à une modification des caractéristiques du milieu. La défaillance du développement de ces "organismes sentinelles" pourrait ainsi refléter un déséquilibre dans le système naturel et être interprétée comme un signal d'alerte pour le fonctionnement écologique du Bassin.

C'est pourquoi il nous a été demandé de mettre en œuvre une méthodologie de recherche des causes de ce dysfonctionnement, comportant l'analyse des données disponibles de l'année 1998 et le recueil, dès l'été 1999, des données supplémentaires essentielles à l'étude de ce phénomène dans le cas où il se reproduirait. La saison de captage 1999 s'étant avérée excellente, les résultats obtenus constituent une référence des conditions permettant le succès de la reproduction. Ils ont également permis de dégager une stratégie de suivi des larves et du milieu pour les années futures.

Les résultats du captage 2000 ont été très moyens, du même ordre que celui qui avait été observé en 1986 et 1987 (quelques centaines de naissains par tuile fixés à la fin de la saison de reproduction). Les résultats obtenus au cours de l'été 2000, comparés à ceux de 1999, ont permis de commencer à cerner les raisons de la variabilité interannuelle du recrutement larvaire.

Les résultats de l'année 2001, ayant été presque aussi excellents que ceux de 1999, vont être comparés aux précédents afin de mieux dégager les points communs aux "bonnes années".

C'est dans cet esprit que nous présentons ici les résultats de la campagne 2001, qui s'articule autour de six volets correspondant aux groupes de paramètres susceptibles d'influer sur la variabilité du recrutement, sachant qu'un volet supplémentaire, relatif aux conditions de dispersion des larves, a été ajouté.

Ces volets sont les suivants.

☞ **1. Dispersion des larves d'huîtres dans le Bassin.**

L'influence des coefficients de marée et de l'heure de la ponte sur la dispersion des larves d'huîtres et leur exportation hors du Bassin est étudiée à l'aide du modèle hydrodynamique Ifremer (Imars) du Bassin.

☞ 2. **Conditions météorologiques et physico-chimiques des eaux du Bassin.**

L'interprétation du niveau de ces paramètres pendant les différents étés s'appuie sur l'examen des données METEOFRAANCE et celles du Réseau Hydrologique IFREMER (ARCHYD) recueillies depuis une quinzaine d'années.

☞ 3. **Défaut de l'alimentation larvaire.**

L'étude quantitative et qualitative des petites espèces phytoplanctoniques composant l'alimentation des larves s'effectue, depuis 1999, en collaboration avec des organismes de recherche spécialisés dans ces thématiques

☞ 4. L'étude quantitative et qualitative des autres organismes planctoniques **compétiteurs et/ou prédateurs** des larves a été entreprise depuis 2000 en collaboration avec des spécialistes du zooplancton.

☞ 5. Existence d'une **pathologie larvaire** létale.

Cette possibilité a été évoquée et testée sur quelques échantillons de larves recueillies en 1998. Depuis 1999, l'échantillonnage et l'examen des larves ont été réalisés systématiquement pendant toute la période de reproduction.

☞ 6. Présence d'une **contamination** chimique pouvant affecter les larves elles-mêmes ou leur nourriture.

Certains polluants (cuivre, différents pesticides dans les cours d'eau) sont suivis dans le cadre de réseaux pérennes (Réseau National d'Observation, Réseau National de Bassin Adour Garonne). En 1999, 2000 et 2001, nous y avons adjoint des mesures spécifiques de pesticides et de TBT dans les eaux du Bassin.

Ce rapport, après un exposé général des modalités de la reproduction de l'huître creuse et de son déroulement dans le Bassin d'Arcachon, présente successivement les données se rapportant à ces six volets en les discutant. Pour finir, une discussion générale regroupe l'ensemble des conclusions apportées aux différents volets.

Modalités de la reproduction de l'huître creuse *Crassostrea gigas*

Généralités et cas du Bassin d'Arcachon

Chapitre 1

Modalités de la reproduction et du développement larvaire chez l'huître creuse *Crassostrea gigas*

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 pour cette espèce). 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. 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 entre les mois de mars et d'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 début du printemps 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 (Goulletquer *et al.*, 1995). Cependant, malgré un état de maigreur caractérisé des huîtres des gisements amonts de la rive gauche de la Gironde, on observe une reproduction naturelle très abondante.

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 différentes populations 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.

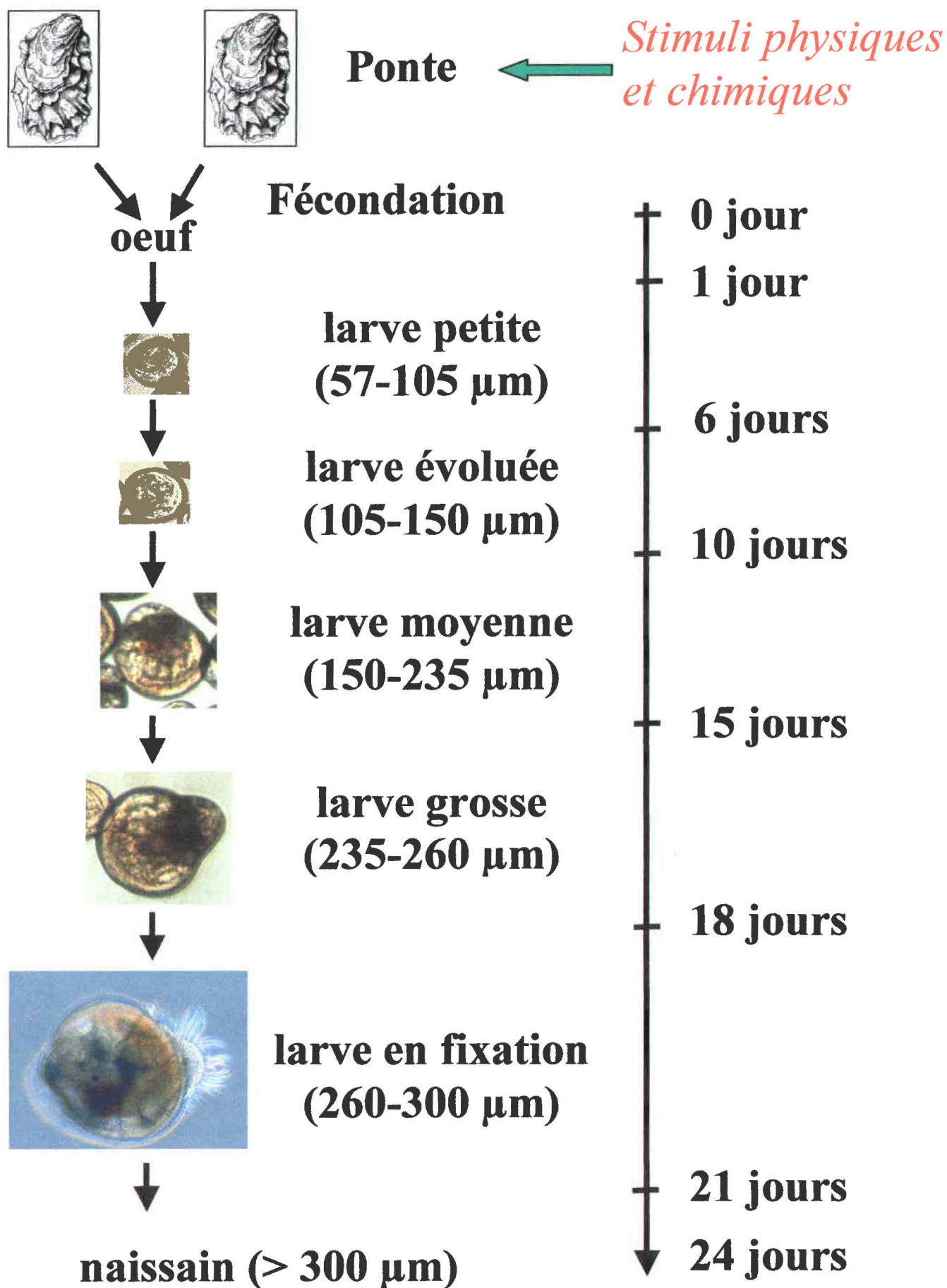


Figure 1 : Nomenclature employée par les biologistes conchylicoles pour décrire le développement larvaire de l'huître creuse *Crassostrea gigas*.

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 hauteur est alors d'environ 60 µm. Elle a alors 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 exceptionnelles, 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 appelé 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**. Le velum est toujours actif, permettant à la larve de nager, mais un pied s'est aussi formé. Il permettra à la post-larve de ramper sur le support, de le choisir (rôle sensitif) et de sécréter le ciment assurant la fixation (rôle glandulaire). Après la fixation, la larve subit une métamorphose. Le velum disparaît, les palpes labiaux se forment et les branchies se développent. On définit ce stade post-larvaire comme **plantigrade**. Lorsque la post-larve est fixée, son pied régresse rapidement.

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	Larves D (1 j) puis Véligères	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).

5. Facteurs influant sur le développement des larves de *Crassostrea gigas*

Le développement et la croissance larvaire des Bivalves sont conditionnés par deux séries principales de facteurs : conditions climatiques (influant sur la température et la salinité de l'eau) et conditions nutritionnelles (quantité et qualité).

5.1. Nutrition larvaire

Chez *Crassostrea gigas*, le développement larvaire présente plusieurs périodes distinctes : la première correspond à la phase **endotrophe** pendant laquelle les réserves vitellines de l'œuf sont utilisées comme seule source d'énergie (1 à 2 jours); la seconde correspond à la phase **mixotrophe** c'est-à-dire que les aliments d'origine exogène commencent progressivement à être ingérés et à intervenir dans le bilan énergétique, en plus des réserves (quelques jours) ; la troisième correspond à la phase **exotrophe** pendant laquelle les larves se nourrissent à partir du milieu extérieur (His, 1991). A la fin de la troisième période, les larves accumulent de la matière organique sous forme de protides qui pourraient jouer un rôle énergétique important lors de la métamorphose et du passage à la vie benthique (His et Maurer, 1988).

Les **larves D s'alimentent** en laboratoire dès le premier jour de leur formation (soit 24 h après la fécondation) tandis que dans le milieu naturel, les premières ingestions d'algues se produiraient essentiellement **48 h après la fécondation** (Robert et His, 1988).

In vitro, les véligères résistent assez bien à un jeûne de 3 jours après la fécondation et récupèrent si elles sont alors placées en présence de nourriture. Un jeûne de 4 jours ou plus provoque des mortalités d'autant plus importantes



que la durée du jeûne est longue et plus ou moins rapides selon les conditions de température et de salinité (His et Seaman, 1992). Ainsi à 22 °C et 25 ‰ de salinité, 6 jours de jeûne conduisent à 6 % de mortalité à la fin de la période de jeûne mais à 80 % de mortalité au bout de 15 jours. Tout se passe comme s'il existait un point de non-retour au-delà duquel les larves ne survivent que temporairement, même en présence de nourriture. La disponibilité de nourriture durant les premiers jours de la vie pélagique est probablement d'une importance primordiale pour le succès du recrutement ultérieur (His et Seaman, 1992). Ajoutons que les possibilités de survie au jeûne de l'espèce sont plus faibles que celles d'autres Bivalves.

En ce qui concerne la croissance, les larves D peuvent jeûner pendant 2 jours après la fécondation sans qu'une altération ultérieure de leur développement ne se produise. En revanche, l'absence de nourriture pendant trois jours, ou plus, après la fécondation, se traduit par une diminution des performances de croissance des larves, d'autant plus marquée que la durée du jeûne est longue (His *et al.*, 1989).

5.1.1. Taille de la nourriture

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).

Jusqu'aux années 80, les auteurs pensaient que les larves n'ingéraient pratiquement pas de particules de taille inférieure à 4 µm (Riisgard *et al.*, 1980). La prise de conscience de l'importance du picoplancton (phytoplancton < 2 µm) dans de nombreux milieux et la faiblesse du nombre de particules de taille supérieure à 4 µm ont, entre autres, conduit à remettre en question cette idée (Gallager *et al.*, 1994). Ainsi maintenant, est clairement établie la capacité des larves de Bivalves, et *a fortiori* des larves de *C. gigas* plus petites que les autres, à capturer et ingérer des particules inférieures à 1 µm aussi bien que des particules de plusieurs µm de longueur (Gallager, 1988 ; Baldwin *et al.*, 1989 ; Baldwin, 1991 ; Baldwin et Newell, 1991 ; Gallager *et al.*, 1994).

5.1.2. Sources de nourriture

Il existe une très abondante littérature sur les besoins nutritionnels des larves élevées en laboratoire (Chrétiennot-Dinet *et al.*, 1986) mais on connaît peu de choses sur leur régime alimentaire en milieu naturel. De nombreux auteurs s'intéressent cependant de plus en plus à ce deuxième aspect. Dans le Bassin

d'Arcachon, des méthodes originales ont été proposées par His *et al.* (1985) et His et Robert (1987) pour étudier la nutrition larvaire en milieu naturel.

Le **phytoplancton** utilisé en éclosion et donnant de très bons résultats a longtemps été considéré comme la nourriture essentielle des larves en milieu naturel. Mais s'il est une importante source d'énergie, il est maintenant démontré que ce n'est pas la seule nourriture disponible pour les larves. Les régimes alimentaires à base d'algues utilisés pour étudier les effets quantitatifs et qualitatifs de la nourriture en laboratoire sont trop restrictifs comparés aux assemblages variés et complexes que les larves peuvent rencontrer dans le milieu naturel (Baldwin et Newell, 1991). Ainsi les larves peuvent trouver, en plus des algues ultraplantoniques, un apport de nourriture dans les **algues picoplanctoniques**, la **matière organique dissoute** (MOD), les **détritus**, les **bactéries** et les **protozoaires** (ciliés par exemple) (Baldwin *et al.*, 1989 ; Baldwin et Newell, 1991 ; Boidron-Metairon, 1995). La matière organique dissoute peut combler jusqu'à 30-50 % des besoins métaboliques des larves quand elles sont limitées en autres sources d'énergie (Olson et Olson, 1989).

5.1.3. Qualité de la nourriture algale

Une synthèse consacrée à la nutrition larvaire en éclosion a récemment été publiée par Robert et Trintignac (1997). Nous rapportons ici les principales observations réunies par ces auteurs qui sont utiles à notre réflexion sur le milieu naturel.

En plus du **critère de taille** déjà mentionné, la forme des cellules influe également sur leur consommation par les larves. En effet, les microalgues sont souvent pourvues d'organes ou d'éléments annexes (flagelles, soies, coccolithes) qui rendent leur ingestion plus difficile.

La **valeur nutritive** des différentes espèces microalgales dépend à la fois de leur **digestibilité** et de leur **qualité biochimique**.

La **digestibilité** est maximale dans le cas d'algues à paroi organique, ou à thèque siliceuse fine. Les espèces présentant une thèque siliceuse épaisse ou une paroi cellulosique sont moins facilement digérées par les larves. On s'interroge également sur la présence dans certains groupes, Chlorophycées notamment, de métabolites toxiques qui pourraient entraver le développement larvaire.

La question de la **qualité biochimique** des différentes espèces de microalgues n'est pas encore véritablement élucidée. Des expériences ont prouvé qu'elle ne dépend pas de leur quantité totale en protéines, glucides ou lipides. Les principaux acides aminés indispensables aux larves sont, d'une façon générale, présents dans toutes les espèces, si bien qu'ils ne permettent pas d'expliquer les

différences de qualité nutritionnelle entre les différentes espèces. De même, toutes les espèces microalgales seraient relativement riches en vitamines, excepté en riboflavine (vitamine B2).

Par contre, les recherches récentes mettent en évidence la variabilité de la composition en acides gras essentiels dans les différentes espèces phytoplanctoniques. Il semblerait que la teneur en certains de ces acides gras dans les algues fourrages représente, à ce jour, le paramètre biochimique le plus fiable pour expliquer les différences de qualité nutritionnelle.

Robert et Trintignac (1997), à la suite de Loosanoff et Davis (1963), indiquent également que les larves d'huîtres creuses *C. gigas* et *C. virginica* sont, en matière d'alimentation, particulièrement exigeantes par rapport aux larves de l'huître plate *Ostrea edulis*, des Mytilidés (la moule *Mytilus edulis*) et des Vénéridés (la palourde *Ruditapes philippinarum* ou le clam *Mercenaria mercenaria*) et que le nombre d'algues utilisables pour les nourrir est plus restreint que chez ces dernières.

Dans le Bassin d'Arcachon, His (1991) a aussi constaté que les larves de *Crassostrea gigas* étaient plus exigeantes sur le plan alimentaire que les autres larves de Bivalves. Dans le milieu naturel, la relation entre la nutrition, la croissance et le développement larvaires ne dépend pas simplement de l'abondance et de la composition du phytoplancton mais aussi de l'accessibilité des algues (taille, forme, densité) en liaison avec le comportement alimentaire des larves (Boidron-Metairon, 1995).

5.1.4. Quantité de nourriture

En laboratoire, des taux de croissance larvaire élevés sont obtenus en raison des conditions très favorables des élevages (température optimale et accès à une nourriture abondante de qualité). En milieu naturel, les taux de croissance observés sont plus faibles du fait de conditions moins propices (température suboptimale variable et faible densité de nourriture) (His et Maurer, 1988). Cependant, il apparaît erroné de déterminer des niveaux de nourriture optimaux en laboratoire et de chercher à les comparer à ceux du milieu naturel (Boiron-Metairon, 1995). La répartition du phytoplancton dans le milieu naturel n'est pas homogène mais distribuée en essaims c'est-à-dire en sortes de taches où les densités sont beaucoup plus élevées. La présence de picoplancton, les faibles concentrations en larves et les essaims phytoplanctoniques peuvent se combiner pour conduire à une amélioration de la survie et de la croissance larvaires (Bell, 1991).

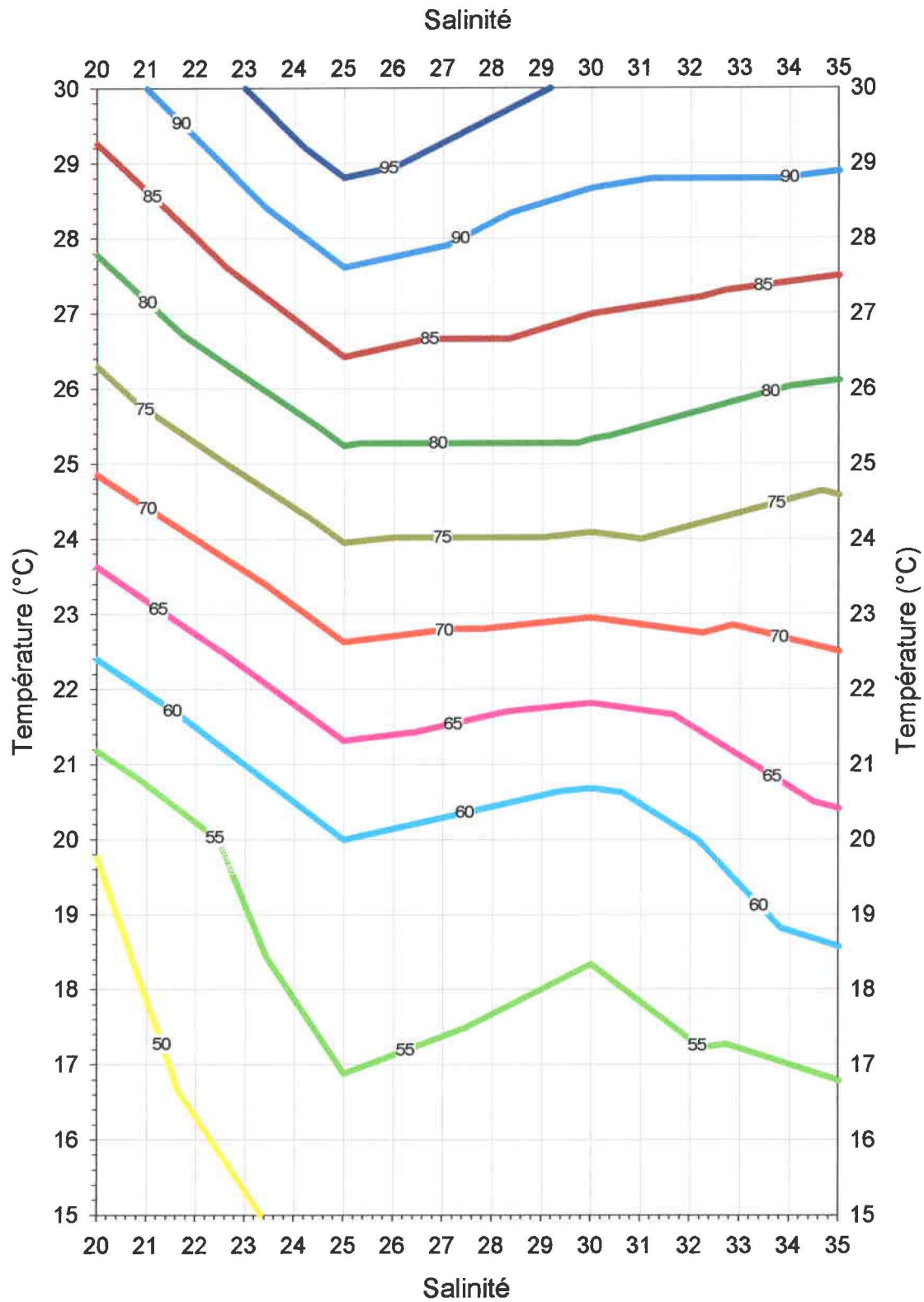


Figure 2 : Pourcentages de croissance par rapport à la croissance maximale des larves de *Crassostrea gigas* élevées pendant 7 jours à différentes températures et salinités. (Graphe établi d'après les données de His *et al.*, 1989)

5.2. Température et salinité

Une série d'expériences *in vitro*, réalisées par His *et al.* (1989), a permis de faire le point sur les préférences des larves de *C. gigas* en matière de température et de salinité. Les principaux résultats de ces expériences sont rapportés dans les paragraphes suivants. Les effets combinés de la température et de la salinité sur la croissance larvaire sont synthétisés sur la figure 2.

5.2.1. Température

Des élevages larvaires d'une durée de 7 jours ont été réalisés à des températures de 15°C, 20°C, 25°C et 30°C.

Entre ces 4 températures, la croissance larvaire augmente régulièrement et la croissance la plus importante s'observe à la valeur de 30°C. Entre 20 et 25°C, au bout de 7 jours d'élevage en conditions normales de nutrition, le facteur multiplicatif de croissance se situe entre 1,2 et 1,4.

Par ailleurs, des expériences réalisées en laboratoire ont montré que la fixation des larves "oeillées" (ou "en fixation") est également fortement dépendante de la température (Scholtz *et al.*, 1984). Ces auteurs indiquent les rapports suivants entre température et pourcentage de fixation : 15°C – 15 % ; 20°C – 39 % ; 25°C – 67 %.

5.2.2. Salinité

Quatre salinités ont été testées : 20, 25, 30 et 35. La croissance la plus faible est mesurée à une salinité de 20 et la plus élevée aux salinités de 25 ou 30, selon les températures. Entre des salinités de 30 et 35 (larves nourries normalement), la croissance n'est que très faiblement réduite.

5.2.3. Nourriture

Ces deux paramètres (température et salinité) ont été aussi testés simultanément avec un troisième, l'absence ou la présence de nourriture. Une hiérarchisation des trois facteurs montre très nettement l'importance prépondérante de la nourriture sur la croissance larvaire. Du 3^{ème} au 7^{ème} jour, ce paramètre explique de 54 à 70 % de la variance observée dans la croissance des larves.

La température agit de façon hautement significative sur la croissance, même si son influence diminue avec le temps. Ce facteur explique de 30,5 (3^{ème} jour) à 17,5 % (7^{ème} jour) de la variance observée.

La salinité intervient très faiblement sur la croissance larvaire. Elle explique simplement de 4,7 (3^{ème} jour) à 0,85 % (7^{ème} jour) de la variance observée.

Si l'on fait abstraction du facteur nutritionnel, **la température explique à elle seule** de 85 à 95,7 % de la variance totale de la croissance.

6. Conclusion

Le recrutement larvaire pour la population adulte dépend du succès du développement complet de la larve jusqu'à sa fixation, sa métamorphose et son passage à la vie benthique.

La température et la nourriture influent très fortement sur la survie et la croissance larvaires (Boidron-Metairon, 1995) tandis que la salinité ne joue qu'un rôle très limité (Figure 2). La salinité peut cependant influencer sur le recrutement dans les régions où elle atteint des valeurs trop élevées. Les préférences de l'espèce, déterminées expérimentalement, sont une température de 30 °C et une salinité de 25-30.

L'environnement nutritionnel peut intervenir indirectement dès la maturation des gamètes. L'accumulation de réserves par les adultes détermine en effet le taux et la qualité des lipides qui seront présents dans les gamètes, conditionnant ainsi les phases endotrophe et mixotrophe pendant lesquelles la larve consomme les réserves vitellines de l'œuf.

Pendant la vie pélagique, la nourriture doit être présente en quantité et qualité suffisantes pour assurer un bon développement des individus en un temps suffisamment rapide. Plus l'évolution est rapide vers la fixation, moins la dispersion et la prédation exercées sont grandes.

Bien que la larve de *C. gigas* soit particulièrement exigeante en matière d'alimentation, elle se nourrit cependant, dans le milieu naturel, sur une très large gamme de tailles et de types de nourriture comme toutes les larves de Bivalves.

Chapitre 2

La reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon

Synthèse des résultats des années 1985 - 2000 Particularités de la saison 2001

1. Introduction

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 la mi-juin et la fin août, plusieurs dizaines de pêches de plancton sur différents sites représentatifs du Bassin. Dès que la première ponte est détectée, les dénombrements de larves s'effectuent au rythme de quatre pêches par semaine (2 pêches par semaine dans chaque secteur).

Cette collecte et ce 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.

Enfin, on dispose des observations réalisées par Manaud *et al.* (1997) concernant le suivi de trois lots d'huîtres cultivées dans différents secteurs du Bassin (zone interne, zone moyenne, zone proche de l'entrée) entre 1986 et 1996. Ces auteurs ont notamment suivi la composition biochimique (protides, glucides, lipides) de ces trois lots. Cette étude a permis de déterminer approximativement la date de première ponte dans les trois secteurs au cours de ces années, établie à partir de l'épuisement brutal du stock de lipides correspondant à l'émission des produits sexuels. Nous nous référerons parfois à ces données dans ce chapitre et les suivants.

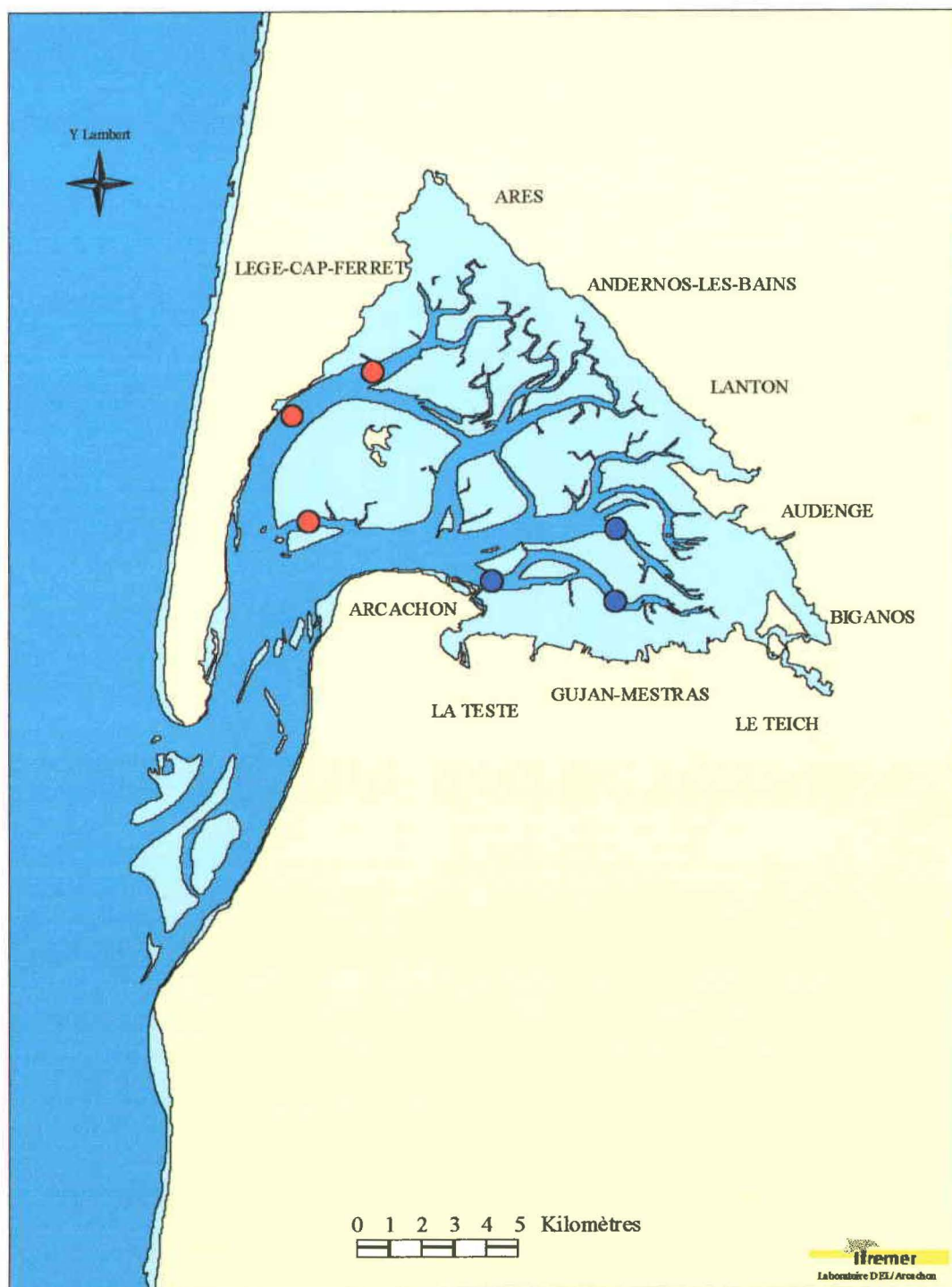


Figure 3 : Localisation des stations de pêche de larves d'huîtres dans le Bassin d'Arcachon (bleu : secteur est ; rouge : secteur ouest).

Ce chapitre présente les méthodes et les résultats des pêches et des comptages de naissain avec une attention particulière apportée à l'année 2001.

2. Méthodes

2.1. Pêches de larves

La collecte des larves d'huîtres s'effectue à l'aide de filets coniques en soie à bluter, montés sur un cercle métallique de 14 cm d'ouverture. Deux types de filets sont utilisés : l'un d'une maille de 60 μm permettant de capturer les jeunes larves, l'autre d'une maille de 125 μm mieux adaptée à retenir les stades ultérieurs de développement (cf chapitre 1). Par ailleurs, deux profondeurs sont échantillonnées simultanément (- 0,2 m et -1 m). La pêche à - 0,2 m est destinée à capturer les jeunes larves qui se trouvent principalement en surface. Le filet plus immergé (maille 125 μm), installé sur un support vertical lesté, permet de recueillir les larves plus âgées, qui ont tendance à migrer vers les couches plus profondes.

Les filets sont traînés à l'arrière d'une embarcation dont la vitesse est réglée en fonction du courant pour que le câble qui remorque les filets soit légèrement tendu. Les pêches sont réalisées entre 2 et 4 h de flot.

La durée du trait est de 10 minutes. Dans ces conditions, selon Escande-Labrousche (1964), on filtre approximativement 1 m³ d'eau de mer. Au bout de ce temps, le culot des filets est recueilli dans environ 50 cm³ d'eau de mer auquel on ajoute quelques gouttes de formol neutralisé.

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 3).

Chaque secteur est échantillonné de 1 à 2 fois par semaine pendant la période de reproduction (fin juin à mi-août et parfois fin août).

Cette méthode présente des limites liées au colmatage des filets. En effet, en fonction de la teneur en particules et de la quantité de macroalgues (Monostromes et/ou Entéromorphes) dans l'eau, les filets se colmatent plus ou moins rapidement selon les sites, les périodes dans un même été et les années. Pour cette raison, on ne peut considérer les captures réalisées par ces filets comme représentatives de la véritable abondance larvaire. D'un autre côté, par rapport à d'autres méthodes (pompage, pêche pendant un temps plus court), cette méthode présente l'avantage d'échantillonner une surface et un volume suffisamment important pour augmenter les chances de capturer les larves qui ne sont pas obligatoirement distribuées régulièrement dans les masses d'eau prospectées.

Pour cette raison, une nouvelle technique de pêche (prélèvements à la pompe), permettant de s'affranchir des problèmes de colmatage, a été expérimentée cette année. La comparaison des résultats acquis avec ces deux méthodes a fait l'objet d'un rapport (Auby *et al.*, 2001) dont la conclusion est présentée en annexe 1.

2.2. Numération des larves

Au laboratoire, les échantillons sont mis à décanter dans des éprouvettes graduées. Le culot est dilué à 5 fois son propre volume puis il est versé dans un erlenmeyer à col large que l'on agite de façon à homogénéiser l'échantillon. On prélève rapidement 0,5 ml de cet échantillon et ce sous échantillon est étendu sur deux lames porte-objet.

Sur ces deux lames, les larves sont recherchées au microscope et dénombrées par stade.

Le nombre de larves présentes dans l'échantillon (N) est calculé de la façon suivante :

$$N = (N' * 2 * V)$$

où N' est le nombre de larves compté sur les lames et V le volume de l'échantillon dilué.

Par la suite, on multiplie ce nombre par 1,5, de façon à exprimer, par convention, le nombre de larves par rapport à un volume de 1,5 m³ d'eau de mer.

Chaque trait de filet, par station, par maille et par profondeur est traité séparément. Par la suite, pour une station et un stade donnés, on ne conserve que le comptage le plus élevé parmi les résultats des différents filets.

2.3. Numération des naissains sur les collecteurs

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 tuiles provenant de différents secteurs de captage de la Baie sont ramenées au laboratoire où les comptages des naissains fixés sont effectués à l'aide d'une loupe binoculaire.

3. Résultats

3.1. Pêches de larves

Les résultats des pêches de larves depuis 1985 sont figurés dans l'annexe 2. 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 touchant à l'interprétation des dénombrements des larves, notamment au premier stade.

Du fait que les pêches sont réalisées tous les 4 jours dans un secteur donné, il existe un décalage plus ou moins important entre la ponte et la récolte de larves au stade "petites". Si la pêche est réalisée juste après les 24 heures suivant la ponte dans la zone où les géniteurs ont émis, les larves "petites" présentent une abondance maximale, due au fait qu'elles ne sont pas encore trop dispersées par l'hydrodynamisme, et que la prédation n'en a pas encore trop diminué le nombre. Plus ce décalage augmente, moins ces larves "petites" sont abondantes dans le prélèvement. Pour cette raison, il est difficile de comparer l'intensité des différentes pontes d'une saison et celle des pontes d'années différentes. Les pics de larves "petites" ne doivent être considérés que comme une indication qu'une ponte importante a eu lieu dans les quelques jours précédant la pêche.

• La période 1985 – 2000 : Généralités

Quelques caractéristiques du développement larvaire dans le Bassin apparaissent à l'examen de ces courbes.

- Entre les premiers pics de larves "petites" et l'observation de larves "en fixation", le temps écoulé varie, selon les années, entre 15 et 21 jours.

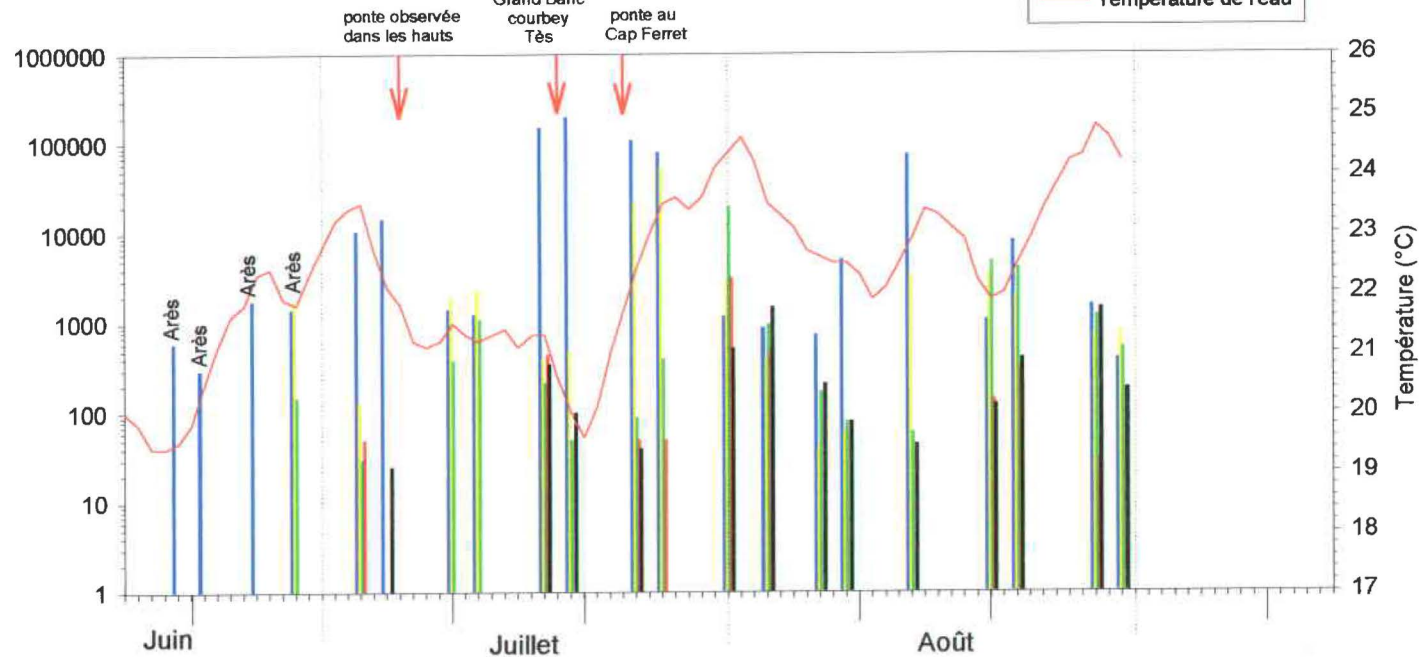
- Les larves aux stades les plus évolués apparaissent plus précocement dans le secteur est que dans le secteur ouest de la Baie.

Comme l'ont montré les travaux de Manaud *et al.* (1997), la première ponte est toujours plus précoce dans les populations des "hauts" du Bassin que dans celles des secteurs océaniques, avec un décalage pouvant parfois dépasser un mois.

Selon le site de ponte et les coefficients de marée au moment de la ponte, l'essaïm de larves en résultant sera plus ou moins dilué, plus ou moins transporté vers d'autres zones du Bassin, et plus ou moins exporté à l'extérieur de la Baie. Cette question est abordée en détail dans le chapitre 3.

Larves secteur ouest - 2001

Nombre de larves



Larves secteur est - 2001

Nombre de larves

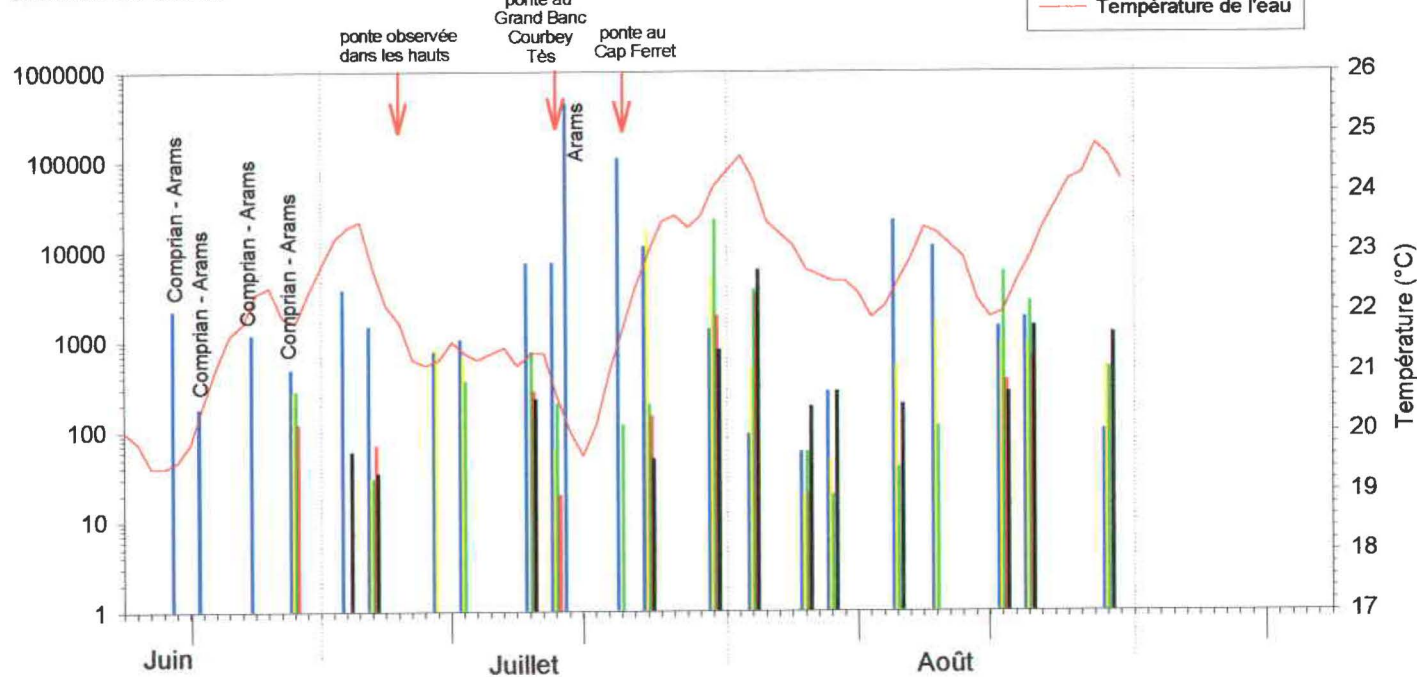


Figure 4: Résultat des comptages larvaires dans les secteurs est et ouest du Bassin en 2001.

- Les pontes importantes se produisent le plus souvent vers le début du mois de juillet dans le secteur est. De ce fait, on observe généralement les larves en fixation dans ce secteur à partir de la fin de ce mois. Toutefois, certaines années (par exemple 1989, 1990 et 1993), des pontes massives se produisent au mois de juin et l'on observe alors des larves évoluées dans la première moitié du mois de juillet.

- Au cours des années normales, les larves "grosses" et "en fixation" sont présentes dans les pêches pendant plusieurs semaines, généralement entre fin juillet et fin août.

• La saison de reproduction 2001 (Figure 4)

Les **premières pontes** ont lieu aux alentours du 19 juin, alors que la température de l'eau (températures moyennes journalières mesurées devant le port d'Arcachon) n'est que de 19,4°C. La température de l'eau s'élève ensuite rapidement (22,4°C le 26 juin, 23°C le 3 juillet). Pendant ce laps de temps, les larves évoluent très vite puisqu'on observe des larves "en fixation" dès le 2 juillet dans le secteur ouest. Ce petit épisode de captage a été mis à profit par quelques ostréiculteurs, leur permettant de récolter deux ou trois centaines de naissains sur leurs tuiles.

Une **seconde vague de ponte** un peu plus importante a lieu dans "les hauts" au début du mois de juillet (pic de petites détecté du 2 au 5). Les larves évoluent également très rapidement puisqu'elles atteignent le stade "fixation" dès le 16 juillet. Pendant le même temps, la température de l'eau passe de 23,5 à 21,5 °C.

La **troisième vague de ponte** est la plus importante de l'été. Elle débute aux alentours du 16 juillet, alors que la température de l'eau avoisine 21,5 °C. Elle concerne principalement les populations d'huîtres du Tès et de la zone du Grand Banc. Dans les jours suivant cette émission, la température diminue brutalement pour atteindre 19,6°C (température la plus faible observée à cette date depuis 1988) le 20 juillet. Cette chute de température n'empêche pas les larves d'évoluer normalement ; le pic de larves en fixation correspondant à cette émission est observé les 2 et 3 août. Cette émission est suivie par un ponte, observée le 22 juillet, au Cap Ferret.

Quelques dénombrements de naissains réalisés sur des tuiles récoltées les 7 et 8 août à Gahignon et à Graouères font état d'environ 5000 individus par tuile.

La **quatrième ponte**, qui concerne surtout le secteur ouest, est détectée dans les pêches vers les 12 et 13 août, lors d'une période où la température augmente pour atteindre 23,4°C. Le pic de larves "en fixation" correspondant à cette émission est atteint vers le 28 août.

La saison de reproduction dans le Bassin pendant l'année 2001 peut se résumer de la sorte :

- **La saison de reproduction a débuté très précocement, avec les premières fixations de naissains observées au début du mois de juillet. Cette situation a déjà été observée en 1989 et 1993 par exemple.**
- **Plusieurs vagues de pontes ont été observées entre fin juin et mi-août.**
- **Les larves en fixation ont été présentes en permanence dans la population larvaire entre la mi-juillet et la fin août.**

3.2. Naissain

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), 2000 et 2001 (50 tuiles observées). Ces résultats sont présentés dans le tableau 2.

Nombre de naissains/tuile	Année									
	1985	1986	1987	1988	1989		1998	1999	2000	2001
Fin de la saison de reproduction	5176 ± 1064	389 ± 71	399 ± 67	841 ± 87	3800 ± 264		46 ± 17	5420 ± 3200	323 ± 46	3292 ± 1260
Détroquage	1093 ± 139	172 ± 8	182 ± 13	224 ± 11						

Tableau 2 : Nombre de naissains par tuile (± écart type) captés dans le Bassin d'Arcachon à la fin de la saison de reproduction et au moment du détroquage.

Lors de la première période (1985-89), il apparaît une forte variabilité inter annuelle du captage, le nombre de naissains 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, le captage a été exceptionnellement faible.

En 1999, le nombre de naissains fixés a été très élevé (du même ordre que celui des meilleures dix dernières années), tandis qu'en 2000 on a mesuré un nombre de naissains fixés très moyen, proche de celui de 1986 et 1987 (Tableau 2). Des comptages rapides réalisés sur les tuiles au mois de janvier 2001 révèlent un nombre de naissains proche de 200 / tuile, peu différent du nombre compté lors



du détroquage des années 1986, 1987 et 1988. En 2001, le captage a été de nouveau très important.

4. Conclusion

En 2001, la reproduction des huîtres a commencé dans le Bassin aux alentours de la mi-juin, et plusieurs vagues de pontes ont été observées pendant l'été : début juillet, fin de la seconde décade de ce mois et mi-août.

Les larves issues de la ponte importante de l'été (située aux alentours du 16 juillet) ont subi pendant quelques jours des conditions hydrologiques difficiles : vents violents de sud-ouest générant une importante agitation de l'eau (figure 16), chute de la température d'environ 4°C dans les "hauts" (figure 20). Ces aléas n'ont pas empêché cette cohorte de se développer rapidement et efficacement.

D'une façon générale, toutes les vagues de "petites" ont évolué avec succès, aboutissant chaque fois aux derniers stades de développement aptes à se fixer sur les collecteurs.

Pour ces raisons, la saison de reproduction 2001 a abouti à un captage excellent, de l'ordre de 3000 naissains fixés par tuile.

Volet 1

"Dispersion des larves"



Chapitre 3

La dispersion des larves d'huîtres dans le Bassin d'Arcachon

1. Introduction

L'hydrodynamique du Bassin d'Arcachon est dominée par les courants générés par la pénétration de la marée à l'intérieur de la Baie et son reflux. L'intensité de ces courants augmente avec les coefficients de marée.

Le volume d'ensemble des chenaux (sous le zéro des cartes marines) s'élève à 180 millions de m³. Un volume d'eau important (130 à 200 millions de m³ en mort d'eau et 370 à 400 millions de m³ en vive eau), transitant par les Passes, oscille entre basse mer et pleine mer. Seule une faible partie de l'eau contenue dans le Bassin se renouvelle à chaque marée.

Dans le Bassin d'Arcachon, les larves d'huîtres sont entraînées par les courants qui les transportent et les dispersent. Une partie de la population larvaire est ainsi exportée hors du Bassin pendant la durée de sa vie pélagique.

Le laboratoire d'Arcachon dispose d'un modèle numérique de courantologie (Imars) à l'aide duquel il est possible de simuler le transport et la dispersion des larves. Pour cela, on injecte dans le milieu une quantité définie de larves en contrôlant la position, l'instant et la durée du rejet, puis on suit leur devenir dans le domaine modélisé.

Cet outil peut être utilisé de deux manières qui sont complémentaires.

➤ La première consiste à essayer de reproduire des situations réelles. Il faut pour cela connaître avec précision les conditions de ponte et de survie des larves (nombre d'huîtres femelles dans chaque secteur du Bassin, nombre d'œufs émis par huître femelle, date, heure et durée de la ponte, lots concernés, caractère complet ou partiel du frai, taux de mortalité...) pour les introduire dans les simulations.

➤ La seconde manière consiste à procéder à plusieurs simulations schématisant la réalité, dans lesquelles on fait varier un paramètre dont on désire étudier l'influence. Par comparaison entre simulations, il est possible de mettre en évidence le rôle joué par chacun des paramètres considérés.

Ne disposant que partiellement des données relatives aux conditions de ponte des années étudiées, nous avons utilisé le modèle de cette seconde manière,

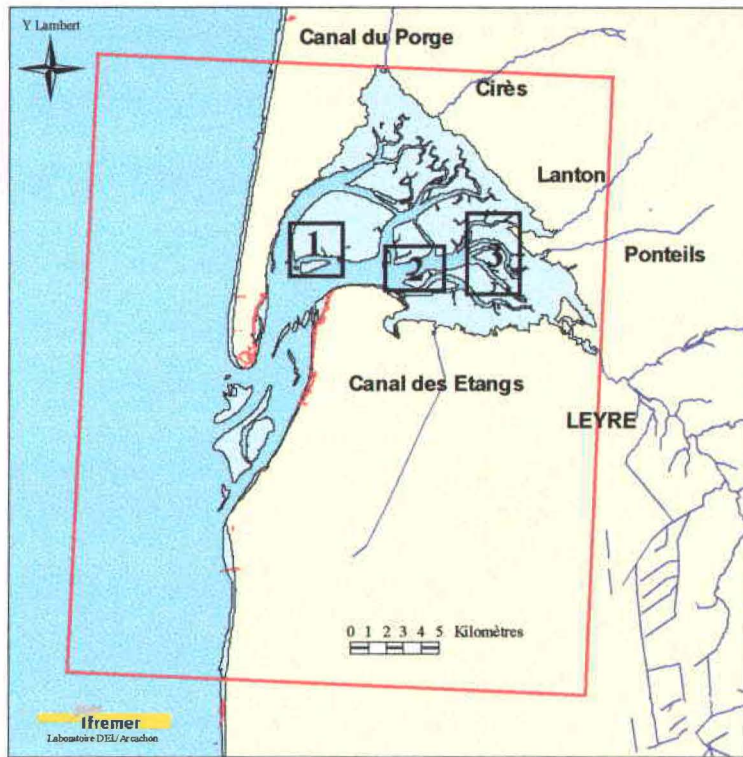


Figure 5 : Emprise du modèle hydrodynamique du Bassin d'Arcachon et emplacement des secteurs de ponté étudiés.

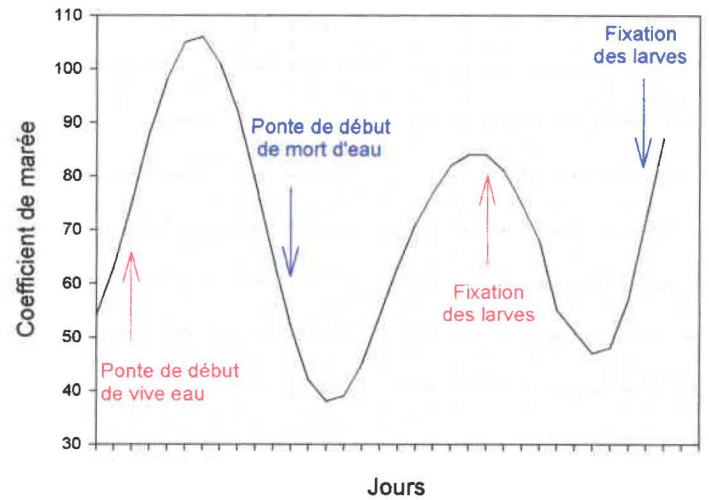


Figure 6 : Evolution des coefficients de marée durant les simulations.

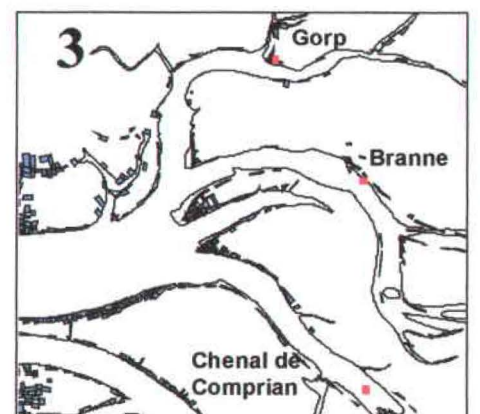
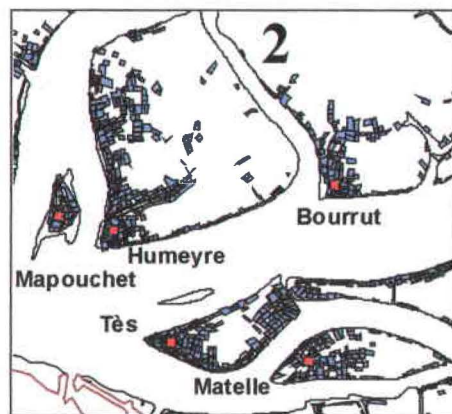
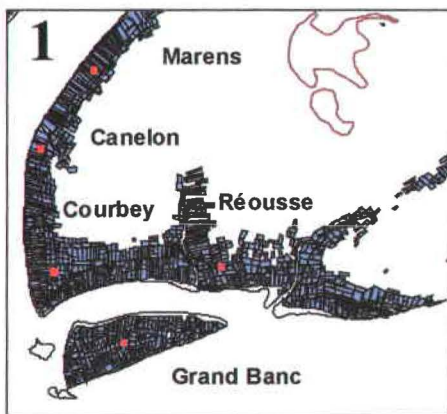


Figure 7 : Les trois secteurs de ponté étudiés (en rouge les mailles du modèle où sont injectées les larves).

dans le but d'étudier et de hiérarchiser les facteurs hydrodynamiques qui nous semblaient pouvoir jouer un rôle dans la dispersion des larves d'huîtres.

2. Méthodes

2.1. Le modèle hydrodynamique (Imars)

Le modèle hydrodynamique est bidimensionnel 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 5). 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.

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.

2.2. Choix des conditions de simulation

Le choix des conditions de simulation est 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. Dans cette première approche, l'effet du vent n'a pas été pris en compte.

2.2.1. Moment et durée de la ponte

➤ Du point de vue des **coefficients de marée**, deux situations ont été ainsi retenues. La première correspond à une ponte s'effectuant en début de vive eau, la seconde en début de mort d'eau. A la suite de la ponte, les séquences de coefficients simulées reproduisent la succession des phases de mort d'eau et de vive eau (Figure 6).

➤ Le second facteur considéré est **l'heure de la ponte par rapport au cycle de 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'ostréographes (appareils permettant d'enregistrer l'activité valvaire des huîtres et donc la ponte qui se caractérise par une activité particulière) 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 débiter la ponte à PM et de l'arrêter à PM+2.

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-4 et PM-2.

➤ La durée des simulations a été fixée à 20 jours, durée moyenne nécessaire au développement des larves jusqu'au stade pédivéligne où elles cherchent à se fixer (cf. chapitre 1.4.).

2.2.2. Lieux de ponte

Dans cette première approche, 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. Ce sont (Figures 5 et 7) :

- le secteur océanique avec 5 mailles d'introduction des larves 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.

2.2.3. Quantification de la ponte

Une quantité de 10^{14} larves est introduite par secteur. En ordre de grandeur cela correspond à 100 millions d'huîtres (soit 7 000 tonnes d'huîtres de 70 g)

pondant chacune 1 million d'œufs¹. 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.

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

3. Résultats

3.1. Larves exportées hors du Bassin

Si l'on savait qu'une partie des larves émises peut 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 3 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 % (61 % à 99,8 % des larves restant dans la Baie).

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

Tableau 3 : Proportion de larves exportées hors du Bassin d'Arcachon au terme de 20 jours de vie pélagique pour différentes conditions de ponte (le minimum correspond à la pleine mer et le maximum à la basse mer).

Un examen des résultats présentés dans ce tableau permet de faire les remarques suivantes.

¹ Il s'agit d'un minimum pour l'espèce sachant que la quantité d'œufs émis peut atteindre une dizaine de millions (His, 1976).

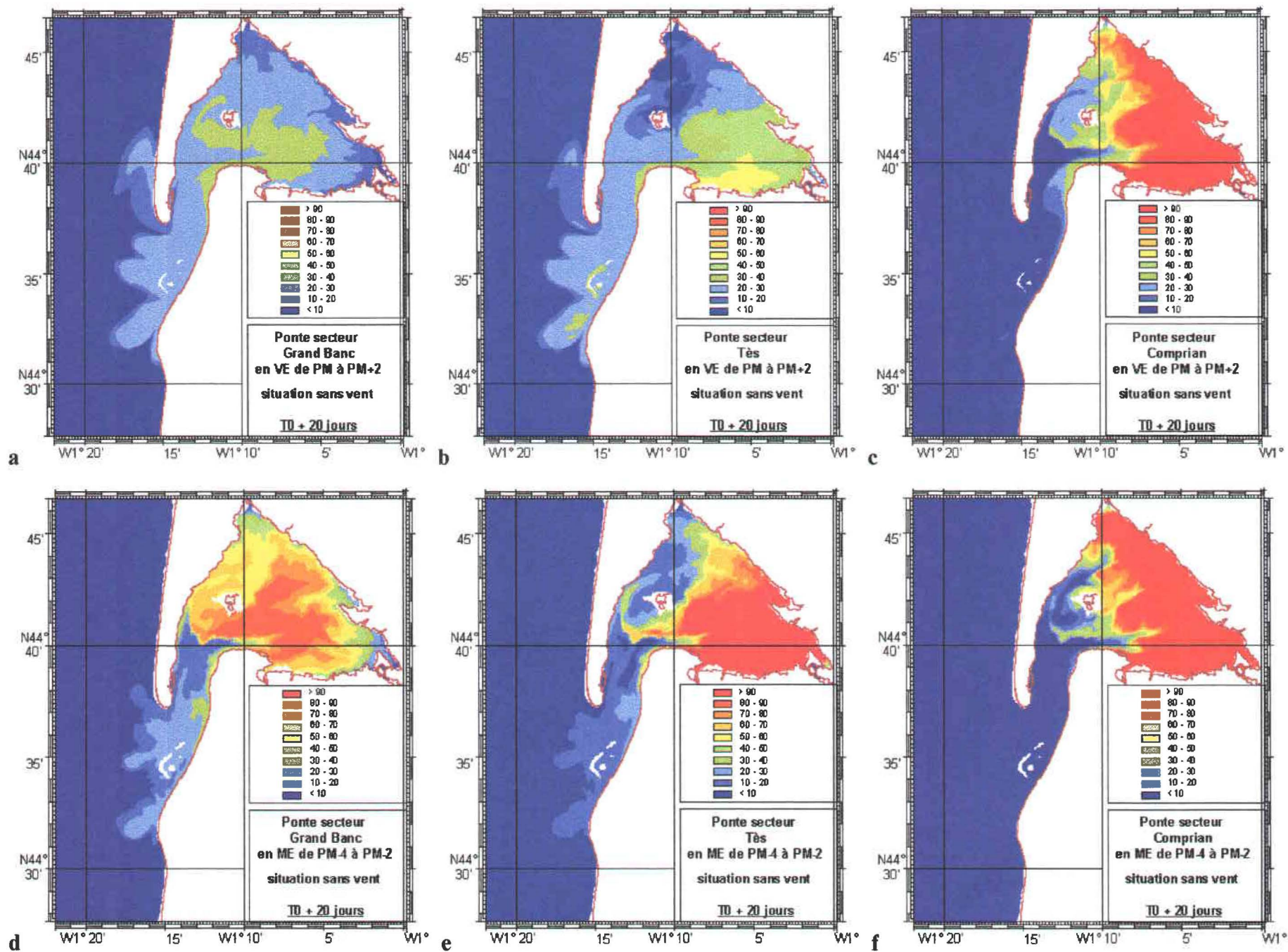


Figure 8 : Répartition des larves à pleine mer 20 jours après la ponte dans trois secteurs du Bassin : Grand Banc (a et d), Tès (b et e), Comprian (c et f), par vive eau au descendant (a, b et c) et par mort d'eau au montant (d, e et f).

- Les différences entre les sites de ponte 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 ponte 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 ponte en mort d'eau par montant.
- Le tableau 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 mort d'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 ponte est prépondérante.

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

3.2. Répartition des larves à l'issue de 20 jours de vie pélagique (Figure 8 et Annexe 8)

La modélisation fournit une quantité extrêmement importante de résultats et de cartes qui ne peuvent tous être présentés. Nous allons proposer quelques représentations, principalement de pleine mer (état de la marée où le plus de véligères se trouvent à l'intérieur de la Baie). La Figure 8 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 de marée déterminées ci-dessus : ponte en vive eau au descendant (a, b, c) et ponte en mort d'eau au montant (d, e, f).

Les trois cartes a, b et c de la figure 8, ponte en vive eau par descendant, illustrent la situation la plus défavorable (déterminée ci-dessus) 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 celle de Comprian.

La comparaison de la première ligne de cartes de la figure 8 (ponte par fort coefficient), avec la seconde (ponte par faible coefficient), 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 ponté du Grand Banc et du Tès sont proches des chenaux du Ferret et du Teychan qui constituent le principal axe hydraulique du Bassin (Annexe 8). 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 mort d'eau 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 8 illustre bien ces situations.

Ainsi 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 8, a et b).

Par ailleurs, l'expulsion de larves à l'extérieur de la Baie pourrait ne pas être seulement due à la proximité du site de ponté avec les Passes. Elle résulterait aussi du voisinage des sites de ponté 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.

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 chaque secteur a reçu la même quantité d'œufs et que nous ne connaissons pas la participation réelle des zones d'élevage et des gisements de l'intérieur du Bassin à la reproduction.

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 ponté 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 8, a et d, Annexe 8). Ceci est sans doute le reflet du faible hydrodynamisme de ce chenal, très obstrué par de nombreux bancs, comparé à celui 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 8, b et e). Elles sont relativement peu à avoir gagné la

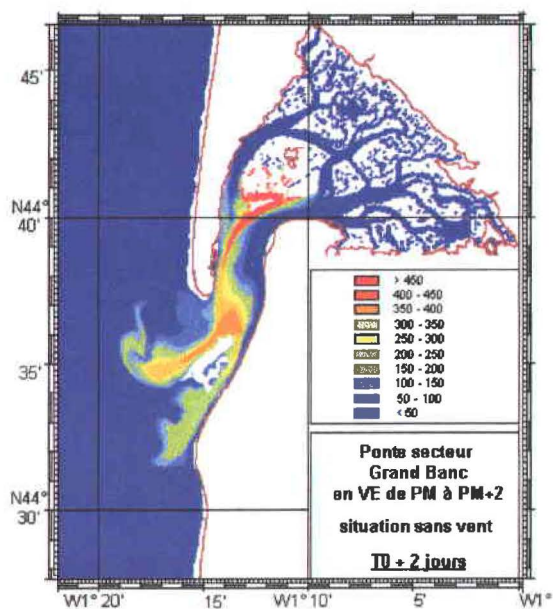


Figure 9 : Répartition des larves à BM, 2 jours après la ponte du secteur Grand Banc en vive eau au descendant.

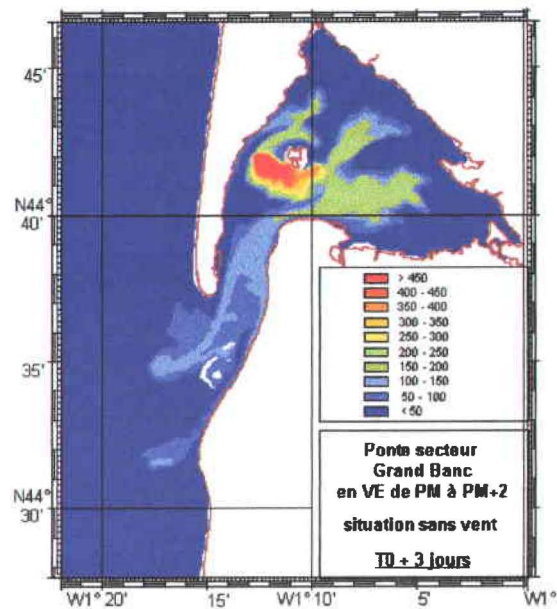


Figure 10 : Répartition des larves à PM, 3 jours après la ponte du secteur Grand Banc en vive eau au descendant.

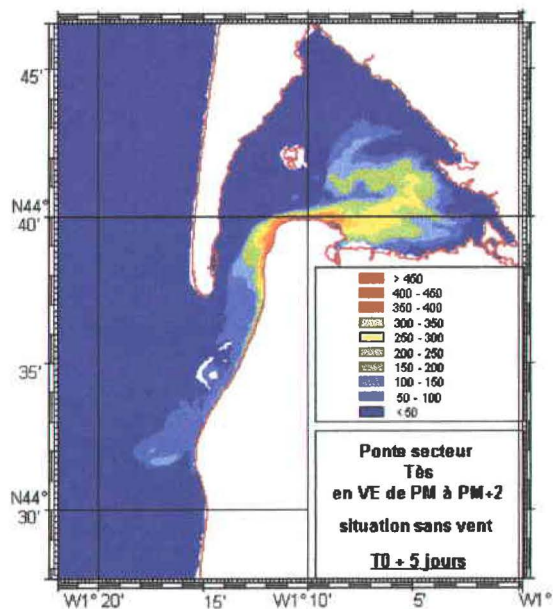


Figure 11 : Répartition des larves à PM, 5 jours après la ponte du secteur Tès en vive eau au descendant.

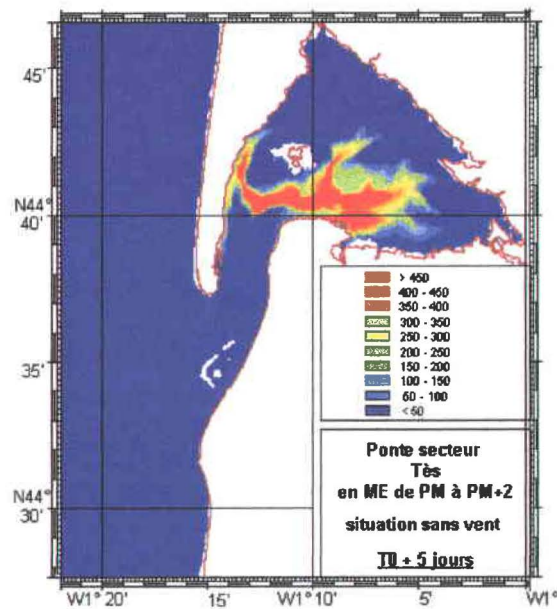


Figure 12 : Répartition des larves à PM, 5 jours après la ponte du secteur Tès en mort d'eau au descendant.

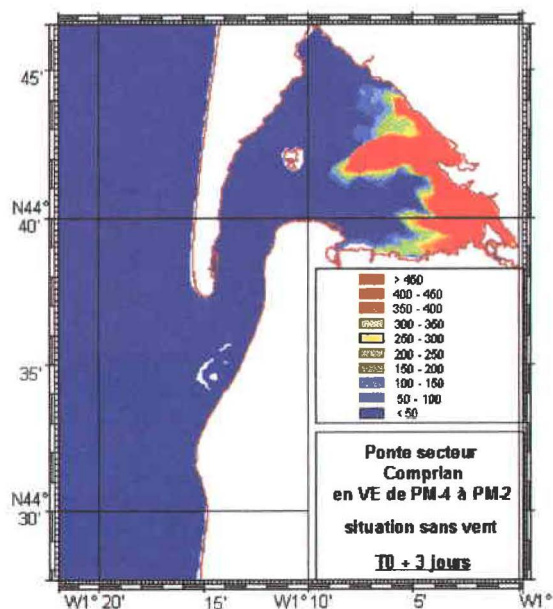


Figure 13 : Répartition des larves à PM, 3 jours après la ponte du secteur Comprian en vive eau au montant.

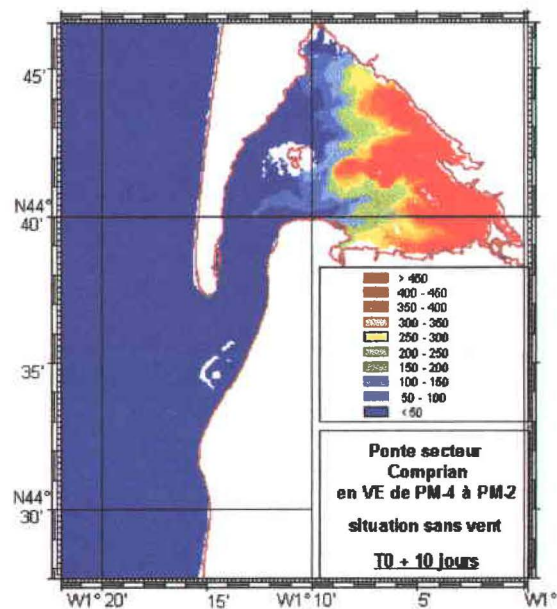


Figure 14 : Répartition des larves à PM, 10 jours après la ponte du secteur Comprian en vive eau au montant.

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.

Les phases intermédiaires conduisant à ces répartitions sont détaillées dans le paragraphe ci-dessous.

3.3. Dynamique du nuage de larves

Il semble intéressant d'étudier quelques situations intermédiaires car elles nous renseignent sur les étapes de la dispersion du nuage.

Les sites de ponte du secteur Grand Banc se situent au bord des chenaux de Piquey, Teychan et Courbey (Annexe 8). Par vive eau au descendant, les larves se trouvent entraînées dans le chenal du Ferret. Elles sont reprises aux marées montantes suivantes, pour partie dans le Piquey, pour partie dans l'ouest du Teychan. Celui-ci étant l'axe hydrologique principal, il draine une part plus importante de larves que le Piquey. A la suite de plusieurs cycles de marée, la progression du nuage de larves se fait vers l'extérieur, d'abord par la Passe nord puis par la Passe sud (Figure 9), et vers l'intérieur, par les chenaux de Piquey, Teychan et Girouasse (Figure 10).

Les sites de ponte du Tès se situent au bord des chenaux du Teychan et de Gujan où les courants sont orientés est-ouest. Par fort coefficient, au montant, les larves pénètrent plus amont ces chenaux et, au descendant, longent la côte d'Arcachon et du Pilat pour s'échapper plutôt par la Passe sud que par la Passe nord (Figure 11). En revanche, lors d'une ponte par mort d'eau, les larves ne sont plus plaquées à la côte d'Arcachon mais s'éloignent vers l'ouest dans le Teychan. Elles peuvent être ainsi reprises aux flots suivants dans le Piquey et participer éventuellement au recrutement de cette partie de la Baie (Figure 12).

Les sites de ponte du secteur de Comprian se situent dans la partie amont du Bassin. Rappelons que les situations y sont moins contrastées que dans les autres secteurs étudiés. La progression du nuage de larves ne se réalise pas par les chenaux comme pour les deux autres secteurs. La marée montante repoussant le nuage de larves vers la côte et sur les estrans, la progression se fait d'abord le long de la côte est vers le nord et vers le sud, puis par les estrans d'est en ouest (Figure 13). Après 10 jours, une petite partie du nuage finit par se trouver dans le Teychan (Figure 14). Elle pourra ensuite être reprise dans le Piquey et participer éventuellement au recrutement de cette partie de la Baie.

4. Discussion

Compte tenu des résultats obtenus à partir de ces simulations, il a semblé intéressant de situer les dates de la (ou des) première(s) ponte(s) principale(s) des années faisant l'objet de cette étude par rapport aux coefficients de marée, afin de déterminer si elles se situaient dans des périodes plus ou moins favorables au maintien des larves à l'intérieur du Bassin. Ces données sont rassemblées dans le tableau 4.

Année	Date de la (ou des) ponte(s) importante(s)	Coefficients de marée
1998	6 juillet 21-22 juillet	Fin de mort d'eau (53) Début de vive eau (72)
1999	12-13 juillet	Début de forte vive eau (93-99)
2000	22 juillet	Début de mort d'eau (71)
2001	16 juillet	Milieu de mort d'eau (44)

Tableau 4 : Dates de la (ou des) premières pontes principales de 1998 à 2001 et coefficients de marée correspondant.

Si la date de ponte de 1998 (très faible captage) est située à un moment du cycle des coefficients défavorable pour le maintien des larves à l'intérieur du Bassin, il en est de même en 1999 qui est pourtant une année de captage pléthorique. A l'inverse, la date très favorable de 2000 ne se traduit par un bon recrutement puisque les résultats de captage de cette année furent très moyens.

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. 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.

En effet, la mortalité naturelle s'exerçant sur la population de véligères d'huîtres au cours de leur vie pélagique est extrêmement importante. Korringa (1940), repris par Yoo et Ryu (1985), considère que, sous des conditions normales, moins de 10 % des larves de *Ostrea edulis* atteignent la maturité et que seulement environ 1 % de ce contingent réussit ensuite à se fixer. Au final, ce ne serait que 0,04 % des larves formées au départ qui se trouveraient fixées sur les collecteurs. De plus, cette espèce étant larvipare, on peut penser que le taux de survie de ses larves est supérieur à celui d'une espèce à fécondation externe comme *Crassostrea gigas*.

Ajoutons qu'une simple variation de la température de quelques degrés au moment de la fixation suffit, selon Scholz *et al.* (1985), à faire baisser le taux de fixation des larves de *Crassostrea gigas* (67 % à 25 °C contre 39 % à 20 °C).

avec une amplitude presque équivalente à la perte par exportation des larves hors du Bassin du fait de l'hydrodynamique.

Ainsi, la moindre modification du taux de survie influencerait beaucoup plus sur le résultat final du recrutement que l'exportation, au pire, de 40 % de la population larvaire des sites océaniques. C'est la variation inter annuelle de ce taux qui semble déterminante dans la réussite du captage plutôt que celle des conditions de ponte.

5. Conclusion

Bien que le facteur hydrodynamique ne semble pas déterminer l'intensité globale du recrutement des huîtres creuses dans le Bassin d'Arcachon, il a un effet avéré sur la répartition des larves. Si les larves issues des pontes du secteur interne restent en presque totalité dans la Baie, les cohortes issues du frai des secteurs océaniques (Grand Banc) et intermédiaires du sud du Bassin (Tès) sont sujettes à être exportées en partie vers l'océan selon les conditions de marée lors de la ponte (de 3 à 40 %). La situation la plus défavorable parmi celles testées correspond à une ponte en vive eau par descendant.

Par ailleurs, alors que les pontes des secteurs océaniques sont susceptibles de participer au recrutement de toutes les zones de la Baie, celles des secteurs Tès et Comprian restent plutôt cantonnées dans leurs zones d'origine (sud-est du Bassin) même si une petite partie peut alimenter les chenaux ouest (Piquey).

L'effet du vent resterait toutefois à préciser. Certains résultats préliminaires indiquent que, pour les pontes de l'intérieur du bassin, cet effet est relativement faible.

Volet 2

"Conditions physico-chimiques du milieu"



Chapitre 4

Conditions météorologiques et hydrologiques dans le Bassin

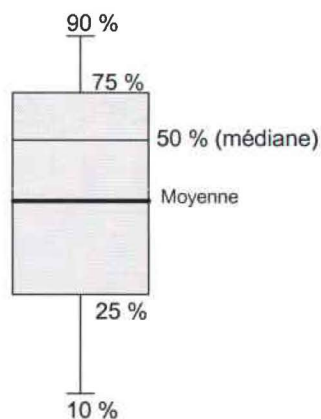
L'année 2001 par rapport à la décennie 1988-1997

1. Introduction

L'exploitation des données météorologiques et hydrologiques relatives au Bassin pour la période 1988-1997 (Auby *et al.*, 1999) a permis d'établir les valeurs moyennes des différents paramètres et leur distribution mois par mois pour cette période (stations de prélèvements présentées sur la figure R, annexe 3).

Dans ce chapitre, nous allons tenter de caractériser l'année 2001 par rapport à ces moyennes en relevant d'éventuelles irrégularités par rapport aux normales mensuelles préalablement établies.

NB : Afin de connaître et de représenter la variabilité des valeurs mesurées de part et d'autre de la médiane pour les différents paramètres, la représentation "Multiple Box and Whisker Plot", dite "Boîte à moustaches" a été choisie. Sur ce type de graphiques, la ligne inférieure des boîtes indique la valeur correspondant à 25% de la distribution, la ligne supérieure à 75%. La ligne noire contenue dans la boîte indique la valeur de la médiane (50 % de la distribution). Les barres d'erreur indiquent les valeurs correspondant à 10 et à 90% de la distribution. Par ailleurs, nous avons représenté par une ligne bleue la valeur moyenne des observations.



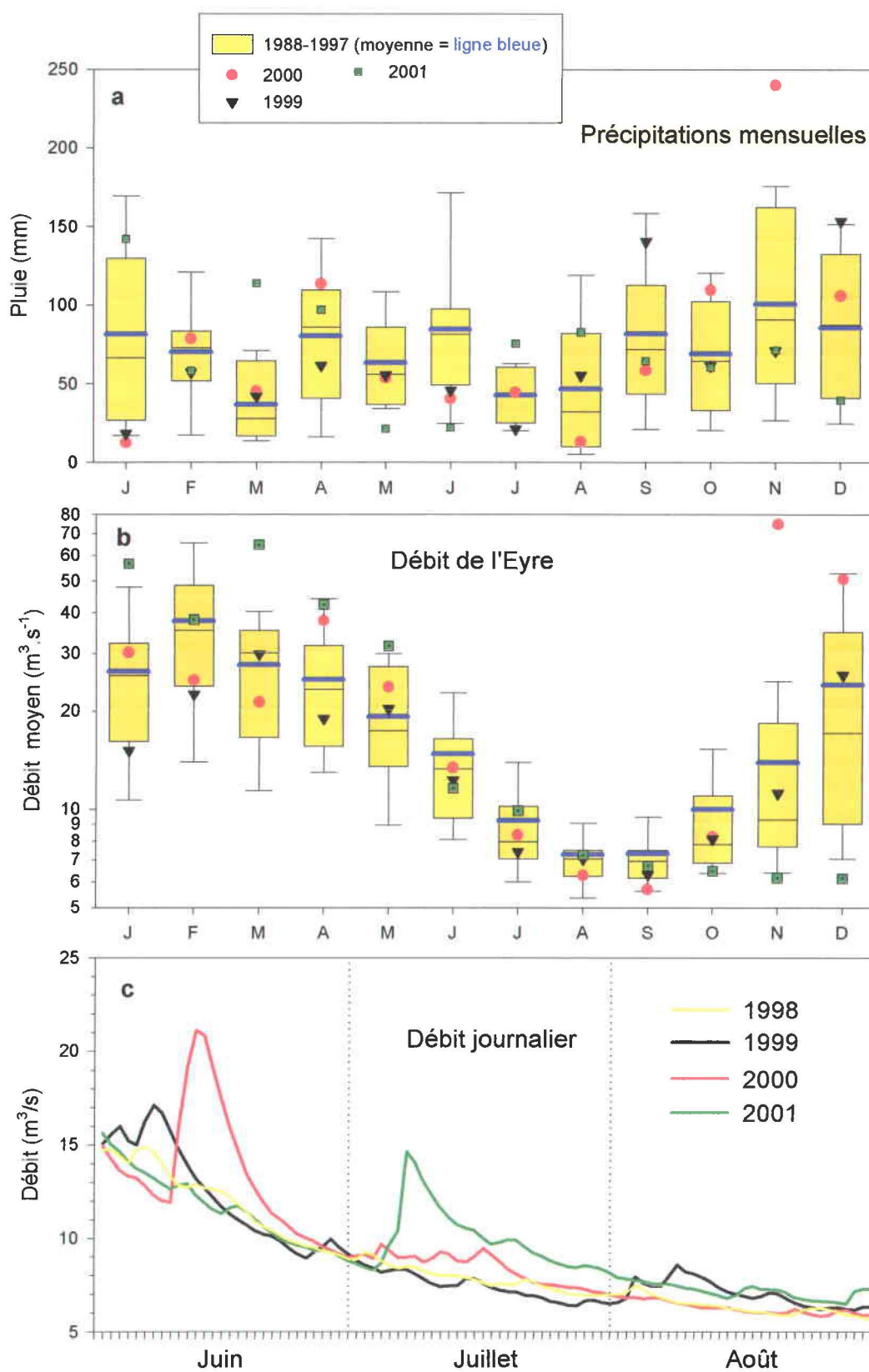


Figure 15 : Evolution des précipitations à Arcachon et du débit de l'Eyre.

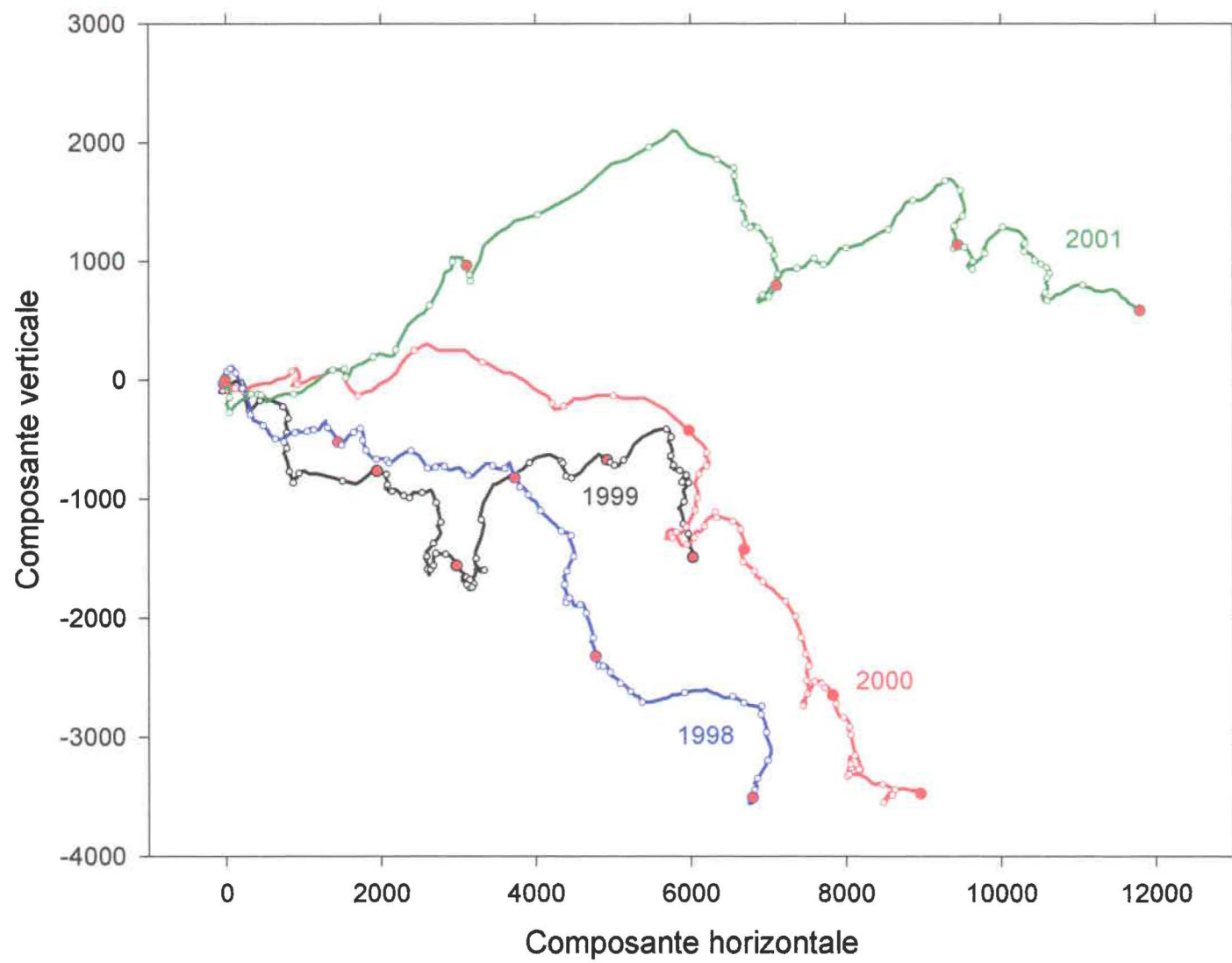


Figure 16 : Hodographes des vents estivaux (juillet-août) entre 1998 et 2001.

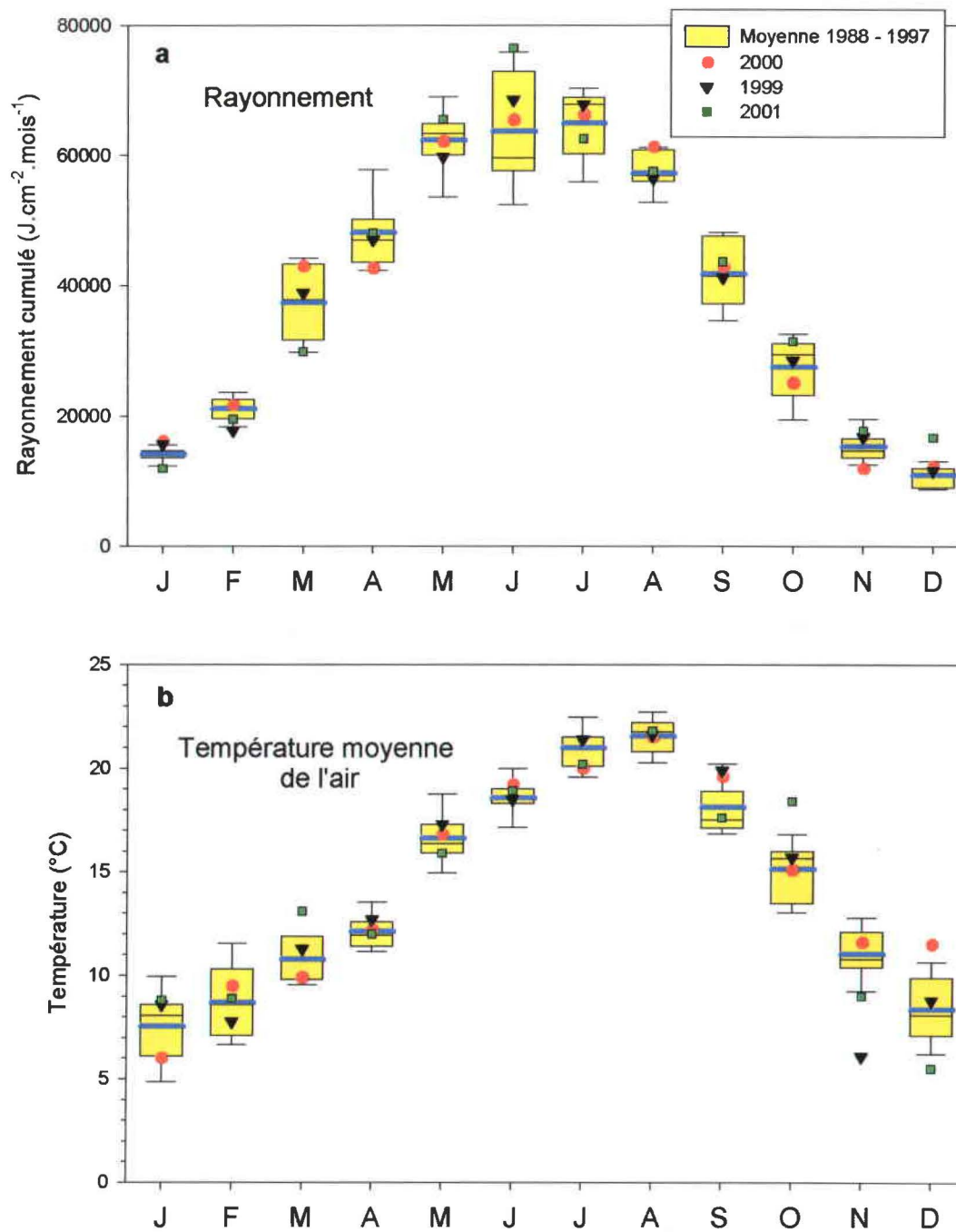


Figure 17 : Evolution du rayonnement et de la température mensuelle à Arcachon.

2. Résultats

2.1. Météorologie et débit des cours d'eau

L'exploitation des données fournies par Météo-France permet de dégager, pour l'année 2001, un certain nombre de particularités climatiques par rapport aux années précédentes.

2.1.1. Précipitations (Figure 15a) et débit de l'Eyre (Figure 15b et 15c)

L'année 2001 a été marquée par des précipitations très abondantes au mois de mars, assez abondantes aux mois de janvier, juillet et août et faibles en mai et juin. Par ailleurs, des pluies importantes ont été enregistrées au début du mois de juillet et à la fin du mois d'août.

Dans l'Eyre, des régimes de crue élevés ont été observés de janvier à mai (février exclu). Par la suite, les débits mensuels ont été normaux par rapport aux observations des années antérieures. Les pluies importantes de début juillet ont eu un effet marqué sur le débit de l'Eyre à cette période.

2.1.2. Vents (Figure 16)

Les hodographes présentés sur la figure 16 sont des représentations combinées de la direction et de la vitesse du vent. Chaque cercle blanc correspond à un jour, et les quinzaines sont figurées par des cercles rouges. A partir du point de coordonnées (0,0), correspondant au départ de toutes les lignes, les tracés doivent s'interpréter comme le trajet d'une particule qui serait poussée par le vent. Par exemple, si le tracé se dirige vers la droite, cela signifie que le vent vient de l'ouest. Plus la distance entre deux points est importante, plus la vitesse du vent était élevée ce jour là.

Sur ces figures, il apparaît nettement l'aspect atypique des vents de l'été 2001 par rapport aux autres étés représentés. L'été 2001 est caractérisé par des épisodes de vents de sud-ouest forts pendant les deux premières décades de juillet. Au cours de la première décade d'août, quelques jours de vent de sud-ouest d'intensité moyenne sont également observés.

2.1.3. Rayonnement (Figure 17a)

En 2001, par rapport à la normale, le rayonnement cumulé a été relativement faible de janvier à mars, normal en avril, élevé en mai et juin et normal en juillet et août.

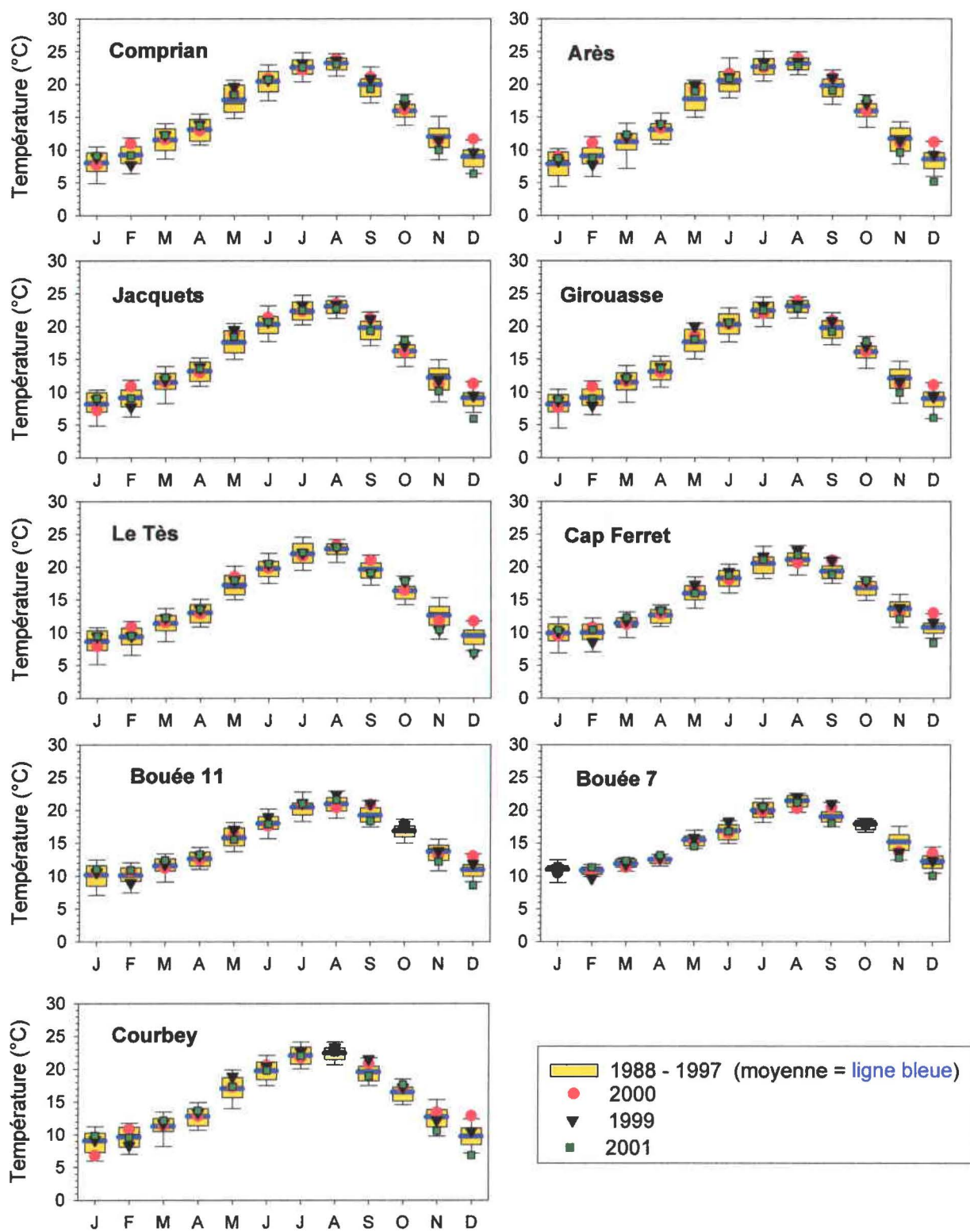


Figure 18 : Evolution de la température de l'eau dans différents secteurs du Bassin d'Arcachon.

2.1.4. Température de l'air (Figure 17b)

La température de l'air a présenté, en **2001**, des valeurs élevées en mars, un peu faibles en mai et juillet et normales le reste du temps.

2.2. Hydrologie

2.2.1. Température de l'eau

On dispose de différents types de données à long terme concernant la température de l'eau : les résultats du réseau hydrologique, les mesures effectuées par Météo France devant le port d'Arcachon ; par ailleurs, une sonde recueillant les données en continu est installée à la jetée d'Eyrac (Arcachon) depuis 1998 et au pied de la balise du Tessillat depuis 1999.

Sur les figures R à V de l'annexe 3 sont représentées les moyennes journalières des températures à Eyrac et les coefficients de marée pour les étés 1998, 1999, 2000 et 2001.

• Réseau hydrologique (Figure 18 et tableau 5)

En terme de moyennes mensuelles, les températures de l'eau pendant les 9 premiers mois de l'année 2001 ont été conformes aux normales.

Température (°C)	Juin		Juillet		Août	
	1988 - 1997	2001	1988 - 1997	2001	1988 - 1997	2001
Arès	20,05 (18,90-21,90)	20,88	22,30 (21,47-23,95)	22,65	22,90 (22,17-24,02)	22,80
Bouée 11	18,00 (17,12-19,07)	17,88	20,40 (19,30-21,10)	20,98	20,85 (19,85-21,95)	21,58
Bouée 7	16,85 (15,50-17,80)	16,80	19,50 (18,90-21,20)	20,53	21,60 (20,50-22,25)	21,15
Comprian	20,40 (18,82-21,95)	20,70	22,55 (21,55-23,75)	22,58	23,50 (22,20-24,02)	23,03
Courbey	19,80 (18,43-21,07)	19,80	21,80 (20,77-23,35)	22,00	22,35 (21,40-23,20)	22,53
Ferret	18,00 (17,02-19,47)	18,68	20,60 (19,00-21,50)	21,05	21,00 (20,20-22,12)	21,80
Girouasse	20,20 (18,92-21,50)	20,58	22,50 (21,25-23,67)	22,45	23,00 (22,10-23,95)	22,75
Jacquets	20,00 (18,82-21,90)	20,65	22,50 (20,97-23,75)	22,43	22,90 (21,97-23,92)	22,68
Tès	19,60 (18,52-20,85)	20,45	21,60 (20,60-23,60)	22,18	22,60 (21,90-23,50)	23,03

Tableau 5 : Température de l'eau des stations du réseau hydrologique.
1988-1997 : médiane (25 % - 75 %) – 2001 : moyenne

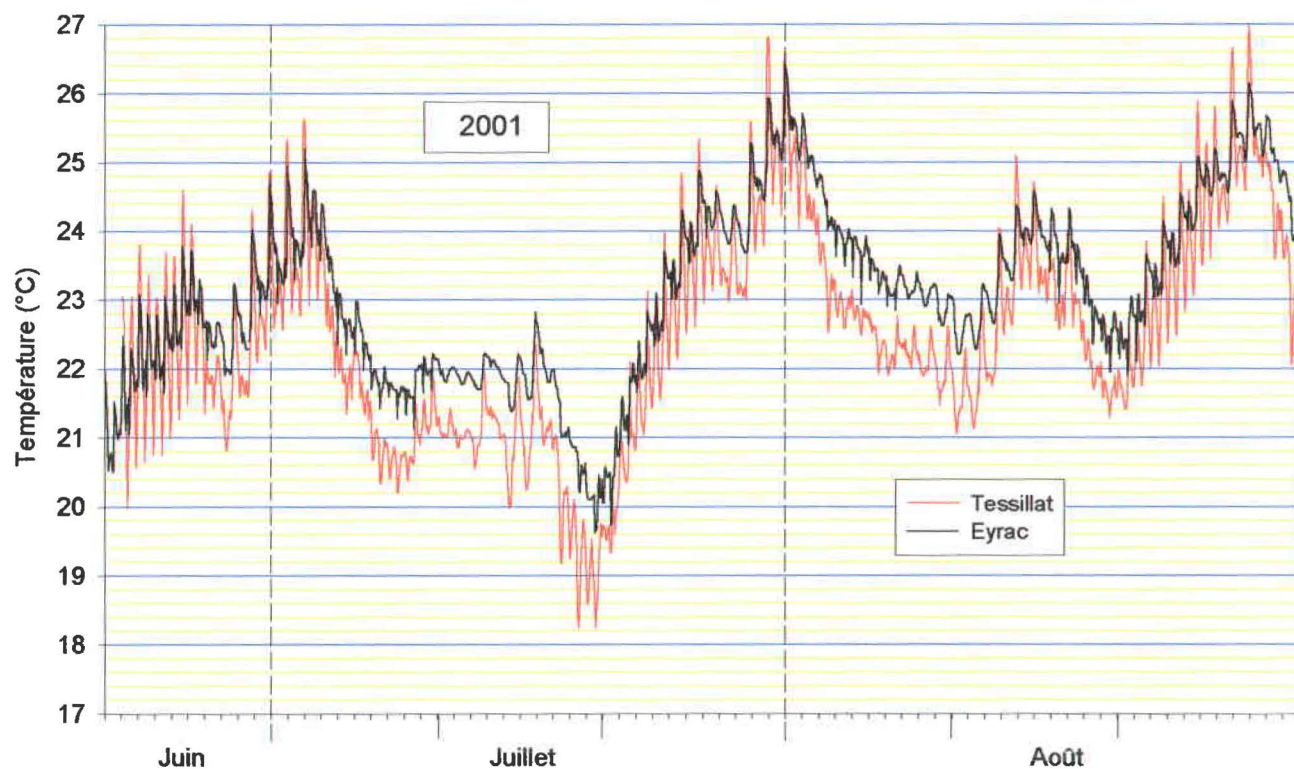


Figure 19 : Température de l'eau mesurée en continu à Eyrac et au Tessillat en 2001.

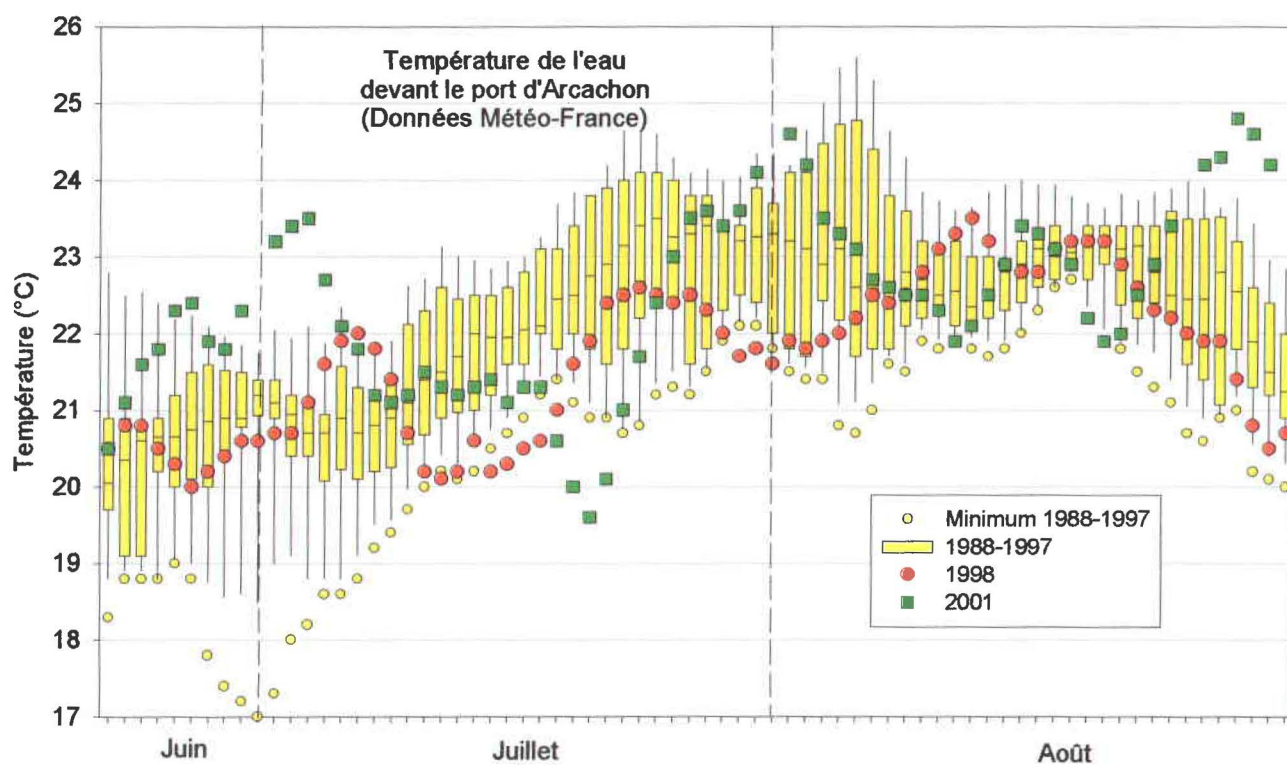


Figure 20 : Moyennes journalières de la température de l'eau devant le port d'Arcachon (données Météo France)

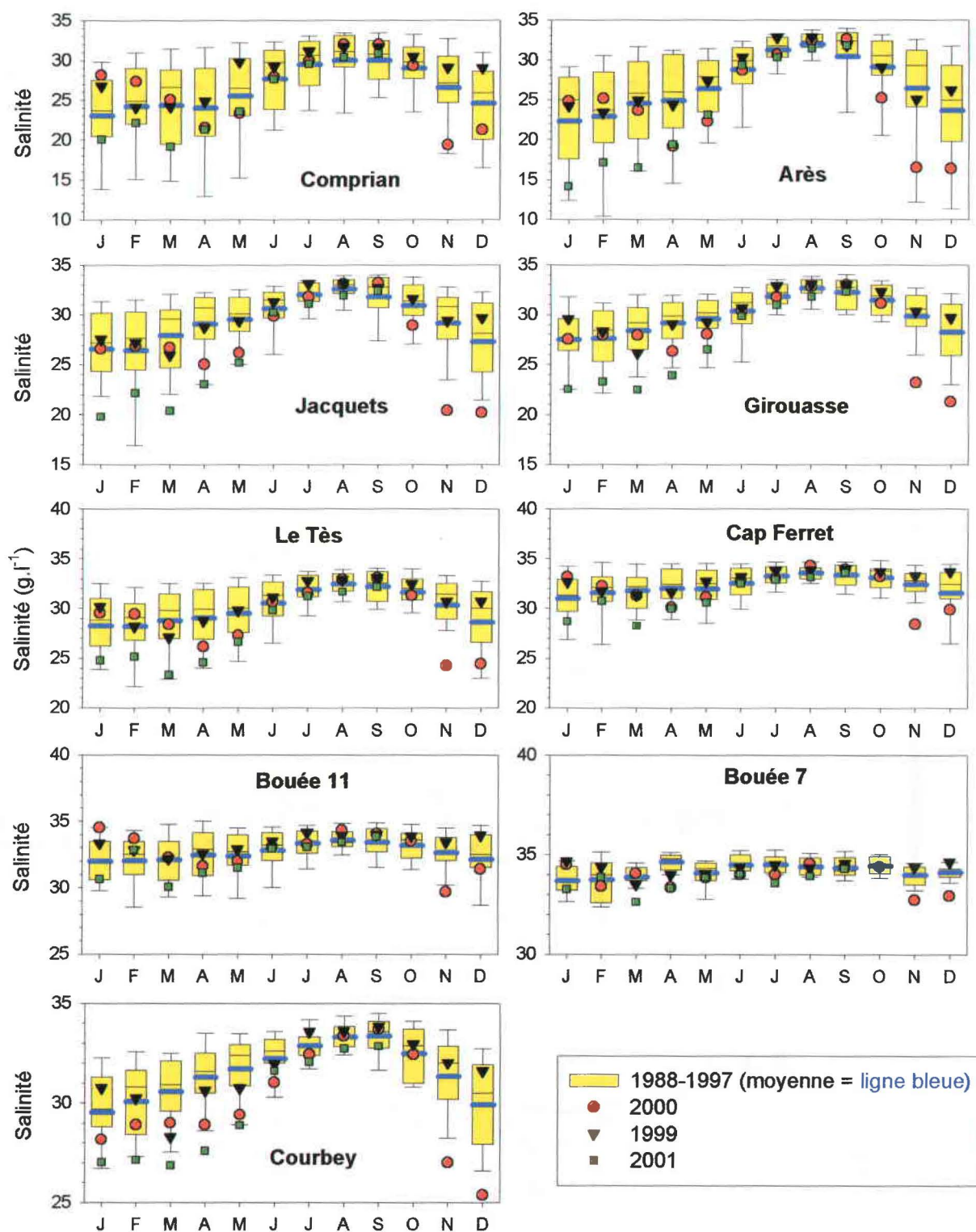


Figure 21 : Evolution de la salinité dans différents secteurs du Bassin d'Arcachon.

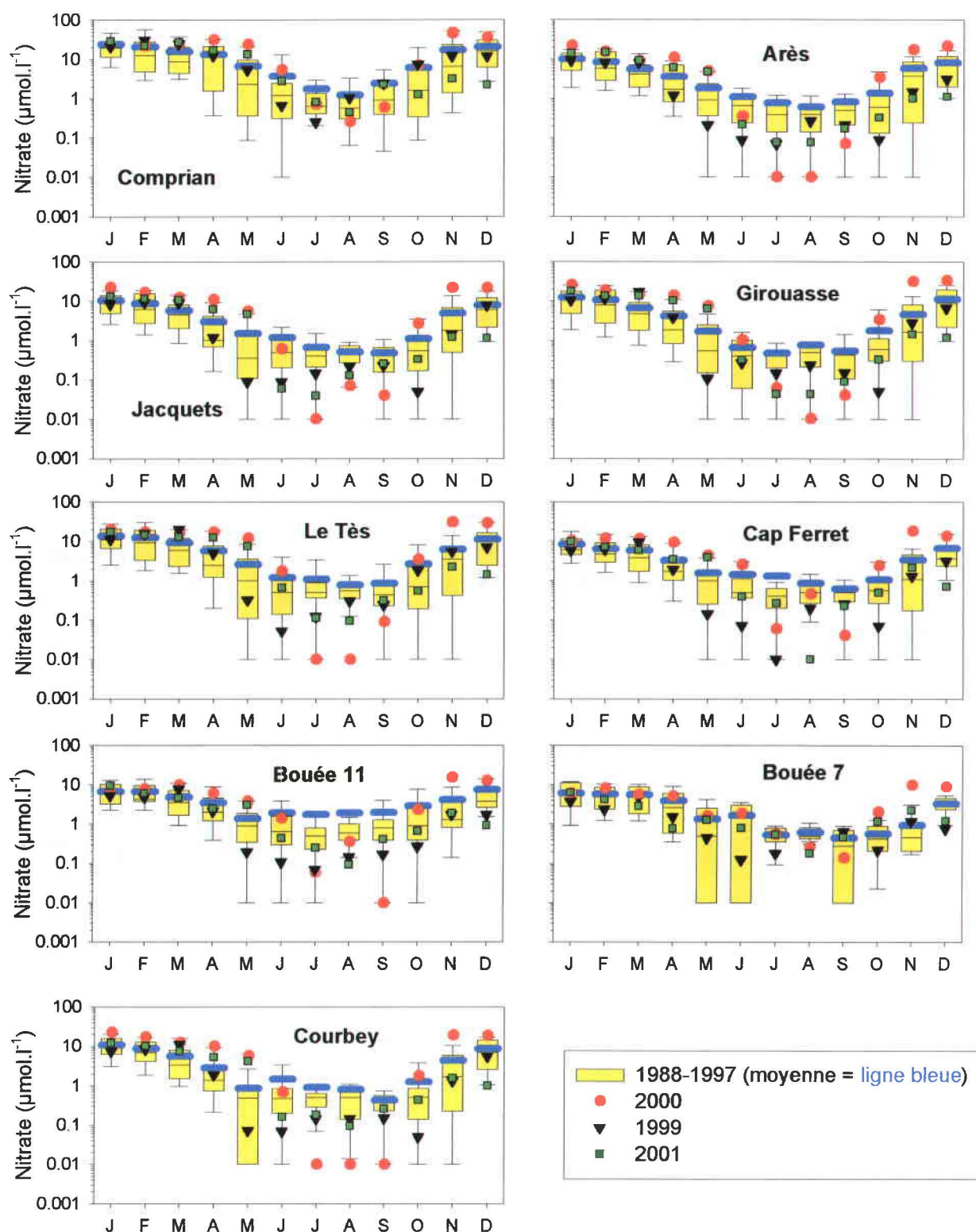


Figure 22 : Evolution de la concentration en nitrate dans différents secteurs du Bassin d'Arcachon.

- **Données horaires à la jetée d'Eyrac et à la balise du Tessillat (sondes IFREMER) (Figure 19) - Données moyennes journalières devant le port d'Arcachon (Météo France) (Figure 20)**

Entre la mi-juin et le 4 juillet, la température de l'eau devant le port d'Arcachon s'est rapidement élevée, passant de 20 à 23,5°C (valeur élevée par rapport à la normale journalière). Au tout début de juillet, on a mesuré des températures supérieures à 25 °C à la balise du Tessillat.

Pendant les jours suivants, la température est redescendue pour atteindre environ 21,2°C devant le port et s'est maintenue à ce niveau jusqu'au 17 juillet. A partir de cette date, la température de l'eau a chuté rapidement, pour atteindre 19,6°C devant le port et 18,2 °C à la balise du Tessillat. **Du 18 au 21 juillet 2001, les températures mesurées devant le port d'Arcachon étaient les plus faibles enregistrées depuis 1988 pour ces dates.**

Le retour à des valeurs normales journalières n'a été observé que le 25 juillet, au cours d'une remontée très rapide de la température entre le 20 juillet et le 1 août. A cette dernière date, la température a présenté des valeurs maximales de 26,5°C à Eyrac et à la balise de Tessillat. Au mois d'août, la température a oscillé entre des valeurs élevées au début (cf paragraphe précédent), au milieu (24,5°C à Eyrac et au Tessillat) et à la fin (pic à 27°C au Tessillat) du mois et des valeurs plus faibles vers le 10 et le 20 août (21 à 22°C au Tessillat).

2.2.2. Salinité (Figure 21 et tableau 6)

Salinité	Juin		Juillet		Août	
	1988 - 1997	2001	1988 - 1997	2001	1988 - 1997	2001
Arès	29,90 (27,00-31,50)	29,30	31,70 (30,27-32,80)	30,33	32,30 (31,55-32,25)	31,40
Bouée 11	33,20 (32,02-34,15)	32,93	33,40 (32,60-34,27)	33,05	33,40 (33,07-34,22)	33,43
Bouée 7	34,50 (34,20-35,00)	34,03	34,45 (34,10-34,90)	33,58	34,30 (34,00-34,85)	33,93
Comprian	29,70 (23,80-31,30)	27,58	30,60 (26,80-32,40)	29,5	31,10 (29,10-33,10)	30,38
Courbey	32,60 (32,00-33,20)	31,60	32,90 (32,40-33,32)	32,05	33,35 (32,85-33,85)	32,73
Ferret	33,10 (31,35-34,05)	32,5	33,40 (32,57-34,22)	32,88	33,60 (33,00-34,12)	33,15
Girouasse	31,20 (29,10-32,20)	29,85	32,20 (31,07-33,05)	30,98	32,90 (32,17-33,50)	31,83
Jacquets	31,50 (29,70-32,27)	30,23	32,20 (31,35-33,20)	31,08	33,00 (32,10-33,50)	31,93
Tès	31,30 (29,22-32,65)	29,80	32,00 (31,17-33,32)	31,23	32,70 (31,75-33,50)	31,65

Tableau 6 : Salinité de l'eau des stations du réseau hydrologique.
1988-1997 : médiane (25 % - 75 %) – 2001 : moyenne

L'année 2001 a été marquée par de fortes dessalures de janvier à mai dans les stations internes, février exclu pour les points situés à l'entrée de la Baie. Cette situation est imputable au régime de crue exceptionnel observé dans l'Eyre en janvier et de mars à mai.

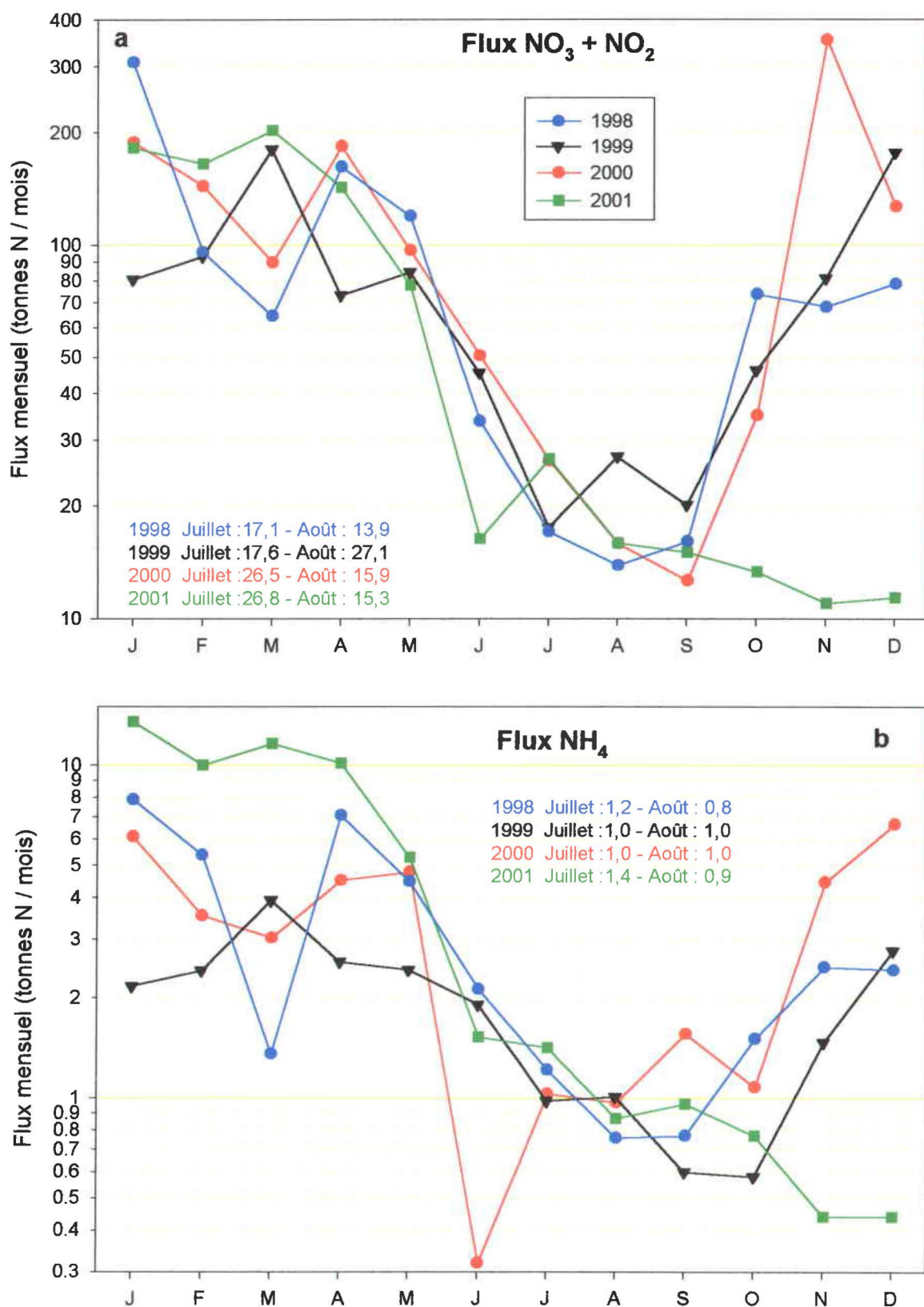


Figure 23 : Flux mensuels d'azote nitrique et ammoniacal parvenant au Bassin par l'Eyre.

En juillet-août, les salinités étaient plutôt faibles par rapports aux normales dans la majorité des stations internes, en raison des débits de l'Eyre un peu élevés par rapport à la normale au cours de ces mois.

2.2.3. Nitrate (Figure 22, Figure 23a, tableau 7)

Nitrate ($\mu\text{mol/l}$)	Juin		Juillet		Août	
	1988 - 1997	2001	1988 - 1997	2001	1988 - 1997	2001
Arès	0,650 (0,240-1,070)	0,219	0,380 (0,140-0,768)	0,076	0,400 (0,140-0,665)	0,076
Bouée 11	0,640 (0,300-1,575)	0,434	0,500 (0,230-0,798)	0,250	0,600 (0,390-1,018)	0,094
Bouée 7	1,465 (0,000-3,070)	0,788	0,465 (0,360-0,790)	0,536	0,500 (0,430-0,825)	0,181
Comprian	1,210 (0,315-2,465)	2,714	0,640 (0,408-1,325)	0,806	0,570 (0,297-1,175)	0,449
Courbey	0,470 (0,200-0,850)	0,161	0,500 (0,290-0,630)	0,181	0,500 (0,140-0,805)	0,094
Ferret	0,500 (0,365-1,130)	0,398	0,400 (0,200-0,640)	0,270	0,500 (0,270-0,862)	0,010
Girouasse	0,400 (0,060-1,023)	0,324	0,400 (0,200-0,570)	0,043	0,500 (0,210-0,700)	0,043
Jacquets	0,500 (0,203-0,995)	0,061	0,400 (0,210-0,650)	0,043	0,500 (0,270-0,725)	0,128
Tès	0,500 (0,140-1,105)	0,645	0,500 (0,360-0,873)	0,112	0,540 (0,345-0,878)	0,094

Tableau 7 : Concentrations en nitrate dans l'eau des stations du réseau hydrologique.
1988-1997 : médiane (25 % - 75 %) – 2001 : moyenne

Pendant toute la première partie de l'année 2001 (janvier à mai), les teneurs en nitrate ont été élevées dans toutes les stations, en raison du débit important des cours d'eau apportant cet élément dans la Baie. Elles ont décliné à partir du mois de juin (sauf à Comprian où elles sont restées élevées par rapport à la normale). En juillet, les concentrations en nitrate étaient conformes à la normale à Comprian (apports liés aux pluies) et dans les stations situées à l'entrée de la Baie (Cap Ferret, Bouée 11 et Bouée 7). Dans l'angle nord-est du Bassin et au Tès, les teneurs étaient légèrement inférieures à la normale. En août, sauf à Comprian (teneurs normales), elles étaient assez faibles mais supérieures à celles mesurées en 2000 dans les stations internes.

Les flux mensuels de nitrate-nitrite et d'ammonium véhiculés vers le Bassin par l'Eyre sont représentés sur la figure 23. Comme l'indique la comparaison des figures 23a et 23b, la majorité de cet azote est apporté sous forme oxydée. En ce qui concerne les apports en azote nitrique, l'été 1998 présente des valeurs faibles, aussi bien en juillet qu'en août. En 2000 et en 2001, les apports en juillet sont plus faibles que ceux du mois d'août, à l'inverse de ce qui a été mesuré en 1999.

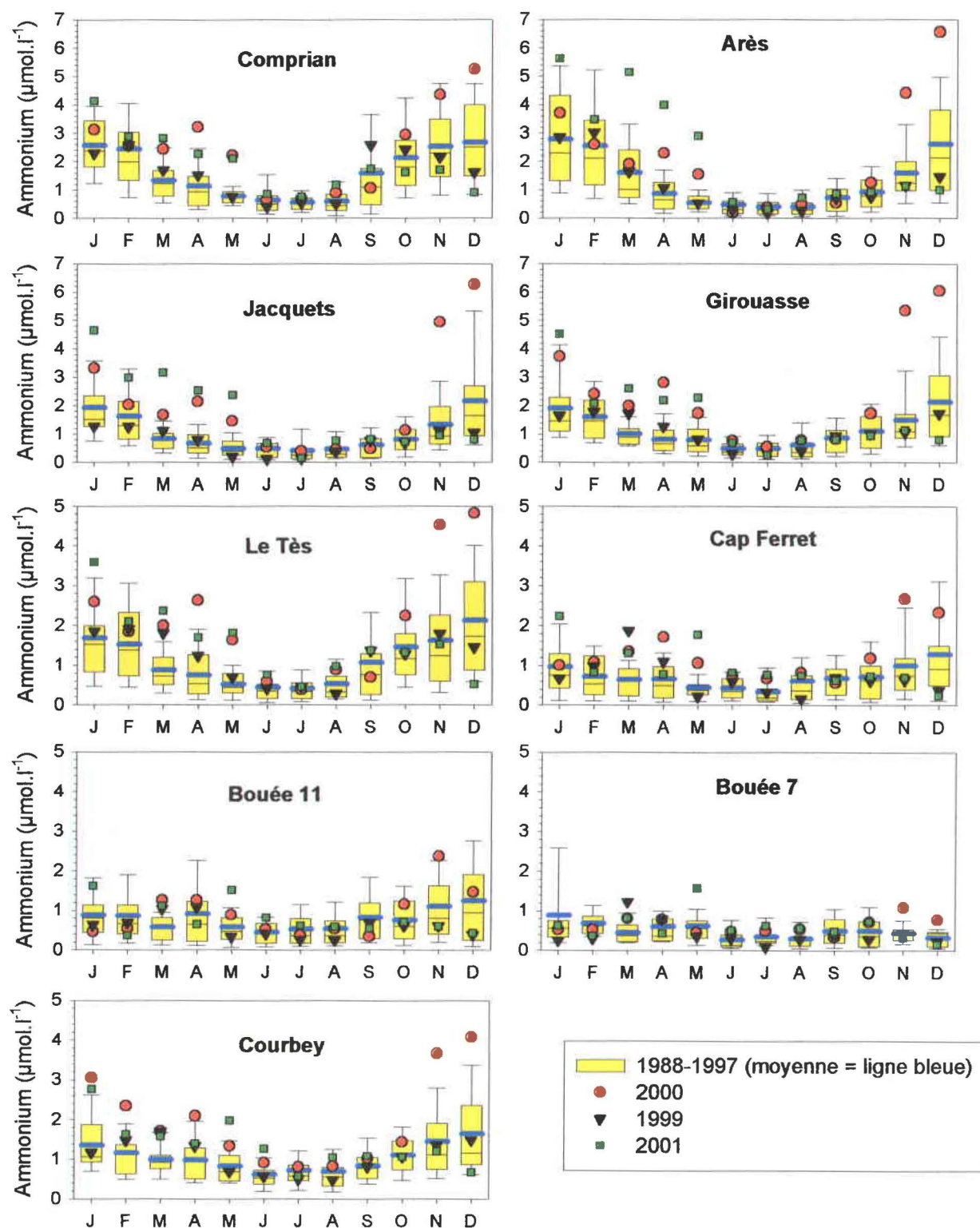


Figure 24 : Evolution de la concentration en ammonium dans différents secteurs du Bassin d'Arcachon.

2.2.4. Ammonium (Figure 24, Figure 23b, tableau 8)

De janvier à juin (février exclu), les teneurs en ammonium ont été assez ou très élevées dans les stations internes, grâce aux apports des cours d'eau dont les débits étaient importants. Pendant l'été, elles étaient normales en juillet et un peu élevées en août.

Les flux estivaux d'azote ammoniacal apportés par l'Eyre (figure 23b) sont peu importants, plus élevés en juillet qu'en août en 1998 et 2001 et égaux au cours des deux mois en 1999 et 2000.

Ammonium ($\mu\text{mol/l}$)	Juin		Juillet		Août	
	1988 - 1997	2001	1988 - 1997	2001	1988 - 1997	2001
Arès	0,300 (0,162-0,620)	0,56	0,290 (0,140-0,560)	0,30	0,295 (0,152-0,551)	0,72
Bouée 11	0,435 (0,174-0,670)	0,82	0,360 (0,172-0,785)	0,62	0,360 (0,180-0,740)	0,59
Bouée 7	0,135 (0,090-0,400)	0,51	0,235 (0,190-0,420)	0,62	0,290 (0,120-0,357)	0,56
Comprian	0,500 (0,270-0,795)	0,86	0,530 (0,305-0,711)	0,76	0,435 (0,280-0,858)	1,18
Courbey	0,530 (0,379-0,732)	1,26	0,586 (0,465-0,850)	0,57	0,555 (0,325-0,800)	1,05
Ferret	0,350 (0,181-0,670)	0,82	0,180 (0,128-0,415)	0,77	0,370 (0,150-0,760)	0,75
Girouasse	0,365 (0,275-0,650)	0,68	0,449 (0,213-0,687)	0,25	0,370 (0,195-0,692)	0,78
Jacquets	0,480 (0,158-0,672)	0,67	0,251 (0,120-0,424)	0,15	0,280 (0,178-0,549)	0,76
Tès	0,347 (0,165-0,524)	0,76	0,335 (0,160-0,560)	0,46	0,330 (0,202-0,729)	0,97

Tableau 8 : Concentrations en ammonium dans l'eau des stations du réseau hydrologique.
1988-1997 : médiane (25 % - 75 %) – 2001 : moyenne

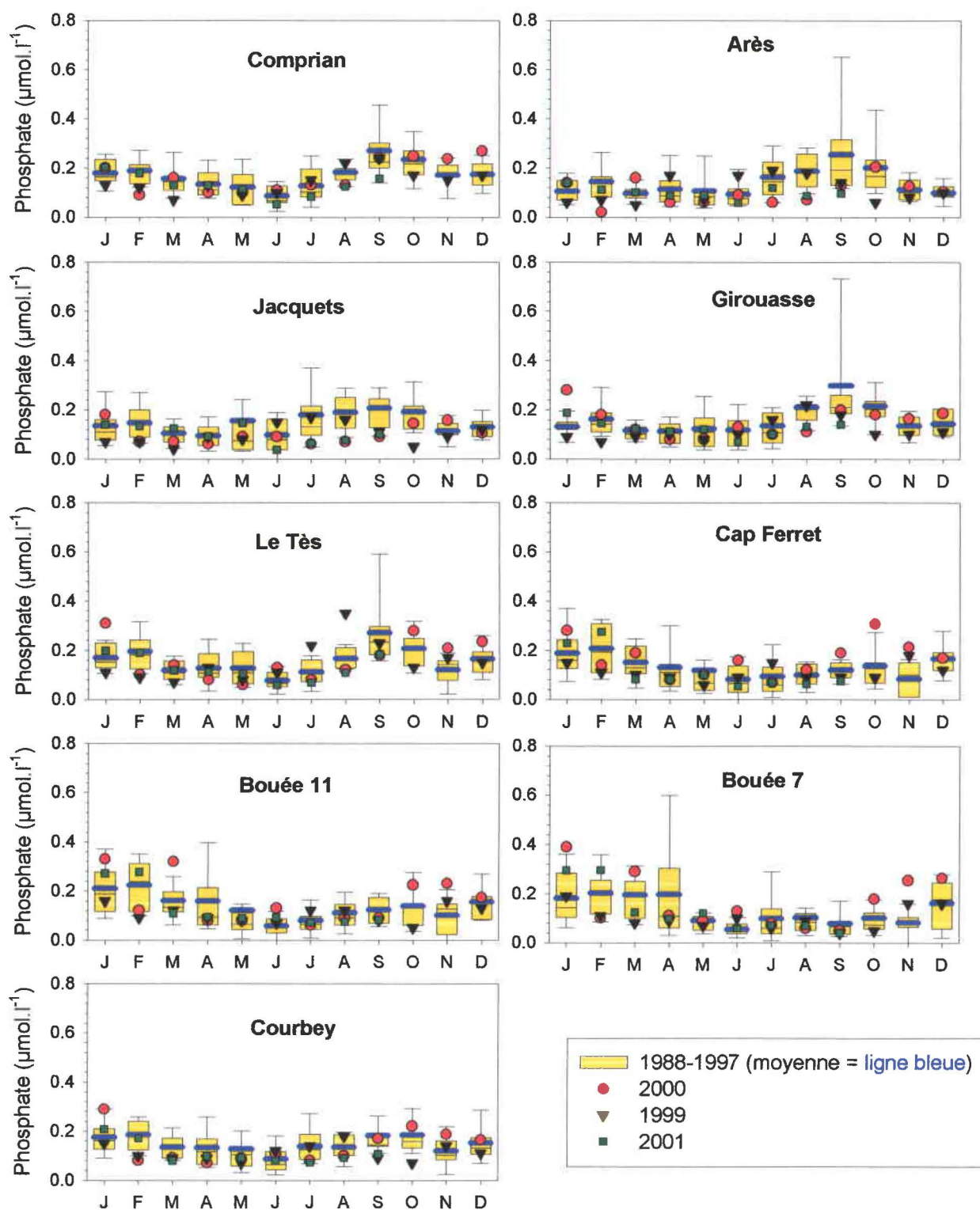


Figure 25 : Evolution de la concentration en phosphate dans différents secteurs du Bassin d'Arcachon.

2.2.5. Phosphate (Figure 25 et tableau 9)

Phosphate ($\mu\text{mol/l}$)	Juin		Juillet		Août	
	1988 - 1997	2001	1988 - 1997	2001	1988 - 1997	2001
Arès	0,077 (0,053-0,115)	0,057	0,144 (0,092-0,226)	0,119	0,193 (0,124-0,258)	0,087
Bouée 11	0,053 (0,028-0,087)	0,091	0,064 (0,044-0,098)	0,072	0,091 (0,061-0,145)	0,074
Bouée 7	0,049 (0,037-0,078)	0,059	0,060 (0,038-0,140)	0,072	0,083 (0,052-0,120)	0,069
Comprian	0,066 (0,059-0,127)	0,051	0,102 (0,081-0,196)	0,082	0,173 (0,153-0,199)	0,123
Courbey	0,064 (0,043-0,118)	0,079	0,125 (0,085-0,188)	0,072	0,138 (0,101-0,187)	0,090
Ferret	0,066 (0,029-0,138)	0,054	0,061 (0,034-0,133)	0,070	0,101 (0,064-0,145)	0,063
Girouasse	0,115 (0,053-0,158)	0,070	0,108 (0,066-0,189)	0,100	0,210 (0,159-0,223)	0,131
Jacquets	0,078 (0,038-0,162)	0,037	0,129 (0,096-0,215)	0,063	0,181 (0,125-0,251)	0,075
Tès	0,066 (0,052-0,111)	0,057	0,113 (0,073-0,161)	0,068	0,175 (0,128-0,212)	0,108

Tableau 9 : Concentrations en phosphate dans l'eau des stations du réseau hydrologique.
1988-1997 : médiane (25 % - 75 %) – 2001 : moyenne

Les concentrations en phosphate ont été élevées ou normales de janvier à mai. En juin, elles étaient assez faibles dans les stations situées au fond du Bassin. Pendant l'été, les teneurs en phosphate se sont maintenues dans la limite basse des valeurs normales.

2.2.6. Chlorophylle a (Figure 26 et tableau 10)

Après un mois de janvier marqué par des valeurs un peu supérieures à la normale dans l'angle nord-est du Bassin, l'année 2001 a connu deux périodes de blooms phytoplanctoniques d'une intensité supérieure aux normales : en mars avril (dans toutes les stations), en juillet dans les points internes et en septembre dans les stations situées à l'entrée de la Baie. Pendant toute la saison de reproduction des huîtres, les teneurs en chlorophylle ont été plutôt ou très élevées par rapport à la normale.

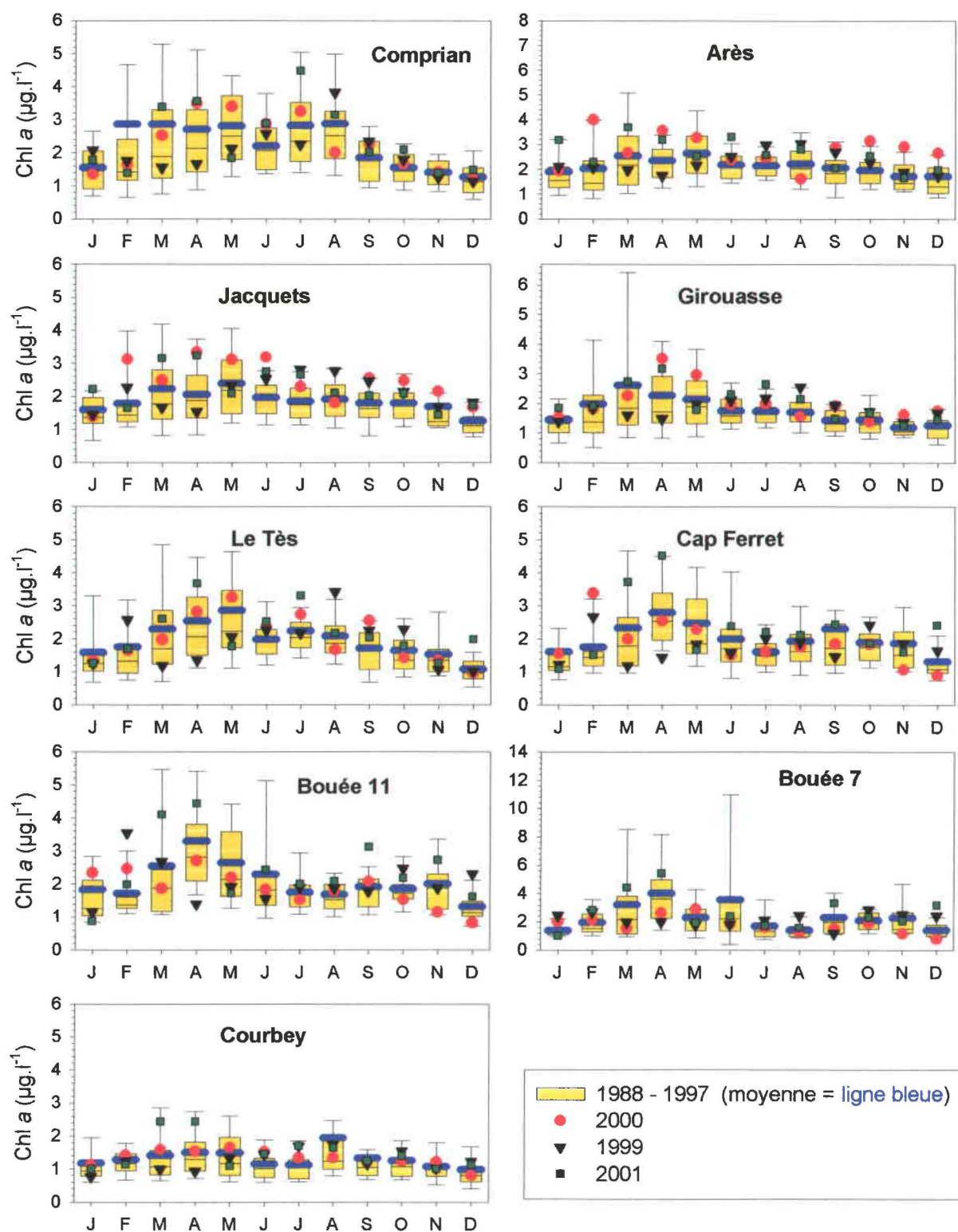


Figure 26 : Evolution de la concentration en chlorophylle *a* dans différents secteurs du Bassin d'Arcachon.

Chlorophylle <i>a</i> (µg/l)	Juin		Juillet		Août	
	1988 - 1997	2001	1988 - 1997	2001	1988 - 1997	2001
Arès	2,200 (1,640-2,542)	3,31	2,035 (1,750-2,510)	2,58	2,040 (1,638-2,750)	2,82
Bouée 11	1,820 (1,350-2,250)	2,44	1,720 (1,310-1,970)	2,01	1,540 (1,245-1,992)	2,09
Bouée 7	2,225 (1,370-3,740)	2,42	1,350 (0,980-1,970)	1,74	1,355 (0,960-1,685)	1,60
Comprian	2,060 (1,483-2,743)	2,89	2,350 (1,732-3,520)	4,48	2,520 (1,817-3,262)	3,15
Courbey	1,110 (0,738-1,333)	1,45	1,050 (0,700-1,283)	1,70	1,245 (1,005-1,880)	1,65
Ferret	1,710 (1,310-2,310)	2,39	1,490 (1,205-1,873)	2,21	1,630 (1,335-2,150)	2,12
Girouasse	1,580 (1,348-2,153)	2,31	1,650 (1,365-1,880)	2,65	1,600 (1,395-2,055)	2,15
Jacquets	1,920 (1,478-2,348)	2,75	1,750 (1,345-2,255)	2,66	1,850 (1,407-2,350)	2,11
Tès	1,900 (1,530-2,280)	2,52	2,040 (1,735-2,498)	3,30	1,875 (1,580-2,400)	2,18

Tableau 10 : Concentrations en chlorophylle *a* dans l'eau des stations du réseau hydrologique.
1988-1997 : médiane (25 % - 75 %) – 2001 : moyenne

3. Résumé des observations météorologiques et hydrologiques entre 1998 et 2001

☛ Météorologie et hydrologie en 2001

Après un début d'année peu ensoleillé et très pluvieux, occasionnant un débit de l'Eyre élevé, les mois de mai et juin 2001 ont été secs et ensoleillés. Le mois de juillet a été pluvieux, fortement venté et assez froid pendant sa première quinzaine. Par la suite, les températures ont augmenté et les pluies ont été rares jusqu'à l'orage important de la fin du mois d'août. Du point de vue hydrologique, le printemps 2001 a été caractérisé par des salinités faibles et des teneurs en nitrate, en ammonium et en chlorophylle élevées. En juillet, la température de l'eau a oscillé entre des valeurs élevées (en début et en fin de mois) et faibles (vers le milieu du mois). En août, les températures étaient plus hautes mais également assez fluctuantes. Les salinités sont restées plutôt faibles pendant tout l'été. Dans les stations internes, les teneurs estivales en nitrate et en phosphate étaient assez peu élevées par rapport à la normale, à l'inverse des concentrations en ammonium (normales) et en chlorophylle *a* (élevées).

☛ Météorologie et hydrologie entre 1998 et 2001

Des points de vue météorologique et hydrologique, les printemps 1998, 2000 et 2001 sont très comparables, avec de fortes précipitations induisant des salinités faibles et des teneurs en azote inorganique élevées.

Le printemps 1999 a été beaucoup plus sec (salinités et teneurs en azote organique conformes à la normale).

Les mois de juillet 1998 et 2000 ont été froids par rapport à la normale ; celui de 1999 a été uniformément chaud, tandis que juillet 2001 a présenté des

températures très contrastées. Au cours des 4 années, les températures de l'eau en août ont été conformes à la normale.

En juillet, les débits de l'Eyre ont été plutôt faibles en **1998** et **1999**, normaux en **2000** et plutôt forts en **2001**. Ils étaient relativement faibles en août **1998** et **2000** et normaux en **1999** et **2001**.

L'été **1999** a été le moins venteux des 4 (secteurs ouest et nord prépondérants). L'été **1998** a été dominé par des vents d'ouest à nord ouest de faible intensité. La première quinzaine de juillet **2000** a été marquée par des vents forts de secteur ouest, puis par un régime de nord ouest de faible intensité. Les deux premières décades de juillet **2001** ont connu des vents violents de secteur sud ouest. Des vents de même secteur mais moins forts ont été observés pendant les premiers jours d'août, le reste de la période étant dominé par des vents de nord ouest peu intenses.

Les teneurs en nitrate ont été particulièrement faibles pendant les étés **1998** et **2000** dans les stations situées dans le fond du Bassin. En **1999** et **2001**, quoique présentant une concentration plutôt faible par rapport à la normale, cet élément a plus rarement atteint dans les eaux une concentration inférieure à la limite de quantification.

Les teneurs en ammonium étaient faibles à normales pendant les étés **1998** et **1999**, normales en **2000** et normales ou un peu élevées en **2001**.

Les teneurs en phosphate, qui étaient normales à fortes pendant les étés **1998** et **1999** ont été plutôt faibles en juillet –août **2000** et **2001**.

Dans les stations internes, les teneurs en chlorophylle ont été normales ou élevées pendant tous les mois de juillet **entre 1998 et 2001**, avec des valeurs particulièrement élevées pour cette dernière année. Elles étaient également fortes en août **1998** et **1999**, normales ou élevées en août **2001** et faibles en août **2000**.

4. Conclusion

La saison de reproduction **2001** a débuté précocement, à la fin de la deuxième décade de juin, et toutes les émissions de l'été, y compris celle-ci, ont conduit à la formation de larves aptes à se fixer. Comme celle de **1999**, et à l'inverse de celle de **2000**, il s'agit donc d'une saison de reproduction très étalée dans l'été.

La première cohorte de l'été a sans doute bénéficié de l'importante hausse de température (dépassant 25°C le 2 août) pour se développer rapidement jusqu'au stade "en fixation".

Les jeunes larves issues de la ponte importante des alentours du 16 juillet ont, pour leur part, eu à subir des conditions météorologiques difficiles pendant quelques jours : chute de température (de 22°C à $18,2^{\circ}\text{C}$ au Tessillat), agitation de l'eau due aux vents forts de sud-ouest. Cela n'a pas empêché cette cohorte de se développer rapidement (pics de larves "en fixation" observées vers les 2 et 3 août) et apparemment sans trop de pertes (plusieurs milliers de larves à ce stade dénombrées dans la population du secteur "est").



Il est vrai que les conditions de milieu (température et vent) sont redevenues plus favorables aux larves environ une semaine après leur naissance. Et par ailleurs, il faut souligner que la biomasse phytoplanctonique était particulièrement élevée au cours de ce mois. Dans le chapitre suivant, nous verrons que, juste avant ce pic de larves, la biomasse de la fraction phytoplanctonique $< 8 \mu\text{m}$ et les abondances de cellules nanoplanctoniques étaient importantes.

Du point de vue climatique, les étés **1998** et **2000** sont atypiques et présentent de grandes ressemblances. Dans les deux cas, le mois de juillet a présenté une forte diminution de la température de l'eau au cours de sa première quinzaine. Ce facteur a pu perturber le développement des larves nées avant cette chute brutale en 1998. On peut néanmoins rappeler qu'un épisode similaire n'avait pas affecté le développement larvaire en 1988. En 2000, la ponte importante s'est heureusement produite lors de la remontée de la température vers des valeurs normales, si bien que les larves de cette cohorte n'ont apparemment pas souffert de cette irrégularité thermique. En **2001**, comme en 1998, la ponte principale a été suivie d'une chute de température assez importante, mais de très courte durée (températures exceptionnellement basses par rapport à la moyenne pendant 4 jours). Les larves de cette cohorte se sont développées normalement. En **1999**, les larves issues de la ponte principale n'ont pas eu à souffrir d'une diminution de la température.

Au contraire de 1999 et 2001, années pendant lesquelles la saison de reproduction a duré tout l'été, les mauvaises conditions thermiques au début des époques de reproduction 1998 et 2000 ont réduit la durée d'occurrence dans la population des stades larvaires aptes à se fixer², la saison de reproduction "efficace" étant limitée au mois d'août. On peut remarquer que le mois d'août 2000 a été plus sec que ceux des années 1999 et 2001 et que les teneurs en nitrate des eaux ont été plus faibles. Les concentrations en phosphate dans les stations internes étaient également peu élevées par rapport à la normale. Résultant probablement de cette pauvreté en nutriments, les teneurs en chlorophylle *a* du mois d'août 2000 étaient faibles par rapport à celles de 1999 et 2001. Ainsi, par rapport aux cohortes de 1999 et 2001, les larves issues de la ponte principale de 2000 n'ont sans doute pas bénéficié d'une situation trophique favorable à leur développement.

² En compromettant les chances d'évolution de la première cohorte en 1998 et en retardant les pontes importantes en 2000.

Volet 3 :

"Défaut de l'alimentation larvaire"

Chapitre 5

Alimentation larvaire : le phytoplancton estival

1. Introduction

Les larves d'huîtres doivent trouver dans le milieu la nourriture nécessaire à leur développement aussi bien sur le plan quantitatif que qualitatif. Ce facteur nutritionnel est très important. Il a été avancé par His (1991) pour expliquer la "crise TBT" de 1977 à 1982 dans le Bassin, les teneurs en TBT dans le milieu n'agissant pas directement sur les larves mais sur le phytoplancton dont elles se nourrissent. De même, en éclosion, la qualité de la nourriture distribuée est déterminante dans la réussite des élevages larvaires (cf. chapitre 1).

Le développement quantitatif et qualitatif du phytoplancton (importante source de nourriture pour les larves) est influencé par les conditions naturelles (ensoleillement, température, salinité, sels nutritifs) mais il peut être aussi affecté par divers contaminants, entre autres les herbicides utilisés en agriculture qui sont à même d'agir sur ce matériel végétal (cf. chapitre 7).

Nous avons vu que si l'alimentation des larves est bien connue en milieu contrôlé, il n'en est pas de même en milieu naturel (cf. chapitre 1). Cette partie de l'étude constitue une contribution à une meilleure connaissance de l'alimentation des larves *in situ*.

2. Méthodes

2.1. 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 ,

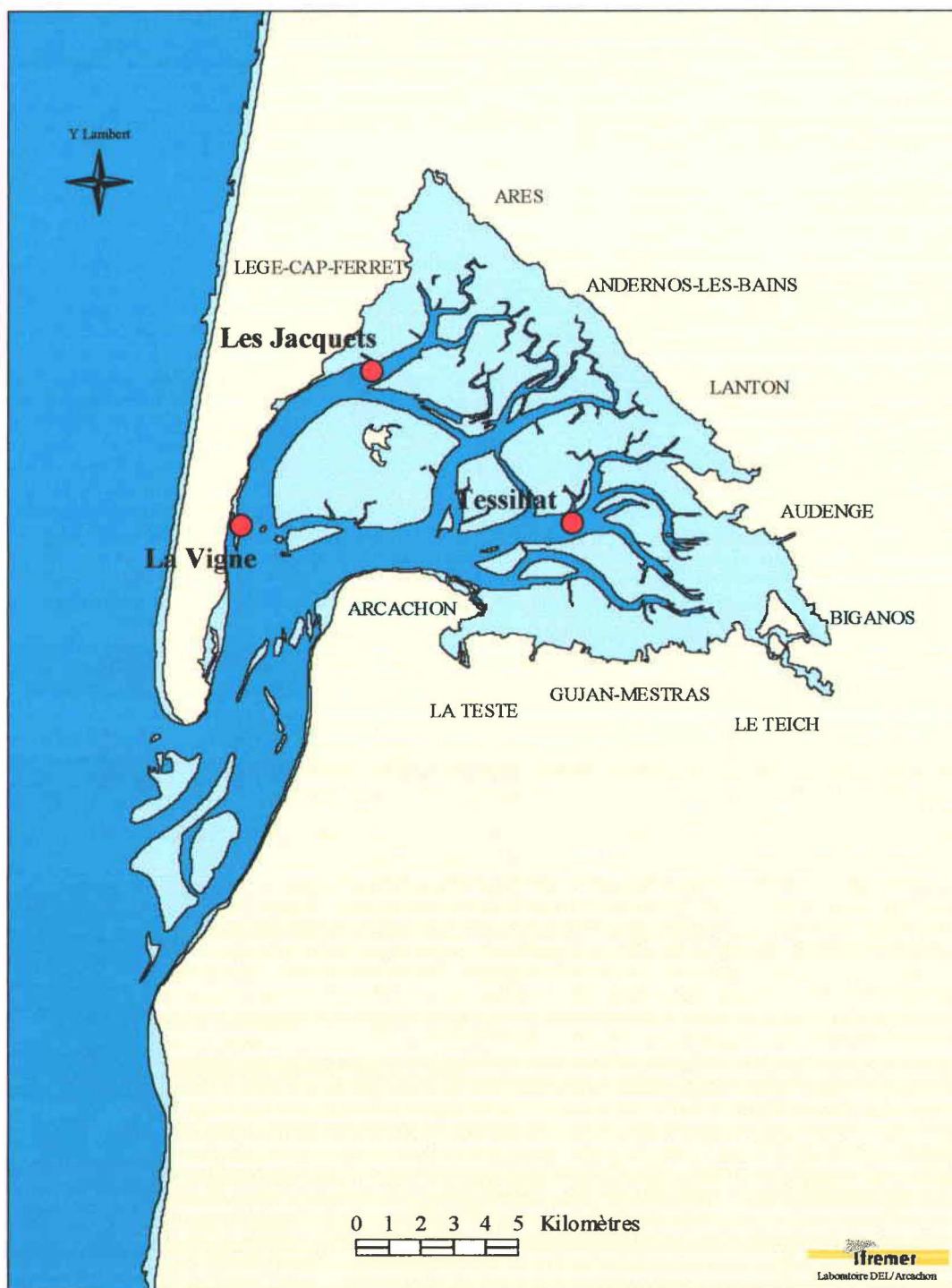


Figure 27 : Localisation des stations de prélèvement du phytoplancton.

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

On différencie également les **procaryotes** (cellules dépourvues de noyau) et les **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).

2.2. Sites et fréquence des prélèvements

Les mêmes stations que celles prospectées les années précédentes ont été retenues. Elles se situent dans les principaux secteurs de captage du Bassin et sont désignées sous les noms Vigne, Jacquets et Tessillat (Figure 27). Elles ont été échantillonnées chaque semaine, autour de la pleine mer, du 13 juin au 28 août 2001 (soit 36 échantillons).

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

2.3. 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 réplicat). Afin de doser la chlorophylle *a* des organismes inférieurs à 8 μm , correspondant approximativement au picoplancton ($< 2 \mu\text{m}$) et à l'ultraplancton (2 à 10 μm), l'eau est préfiltrée sur membrane Nuclépore (porosité 8 μm) et 100 ml de filtrat sont passés ensuite sur membrane Whatman GFF (un seul réplicat).

2.4. 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, relatives à la taille cellulaire) et de fluorescence orange (FL2, collectées à 530/30 nm) et rouge (FL3, collectées 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). Le SYBR Green est un marqueur des acides nucléiques (ADN et ARN) à fort rendement de fluorescence émettant une fluorescence verte (FL1) à 510 nm quand les cellules sont excitées à 488 nm. Les bactéries ont été discriminées et énumérées grâce à leurs propriétés de diffusion lumineuse aux grands angles (SSC, relié à la taille cellulaire) et de fluorescence verte (FL1) due à leur contenu en acides nucléiques marqués (Marie *et al.*, 1997).

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

Les paramètres cellulaires (SSC, FL1, FL2 et FL3) mesurés sur chaque cellule ont été recueillis sur une échelle logarithmique de 4 décades constituée de 1024 canaux et stockés en "Mode List" afin de pouvoir être rejoués à tout moment à l'aide du logiciel de traitement des données CELLQuest (Becton-Dickinson).

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, FL1, 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,

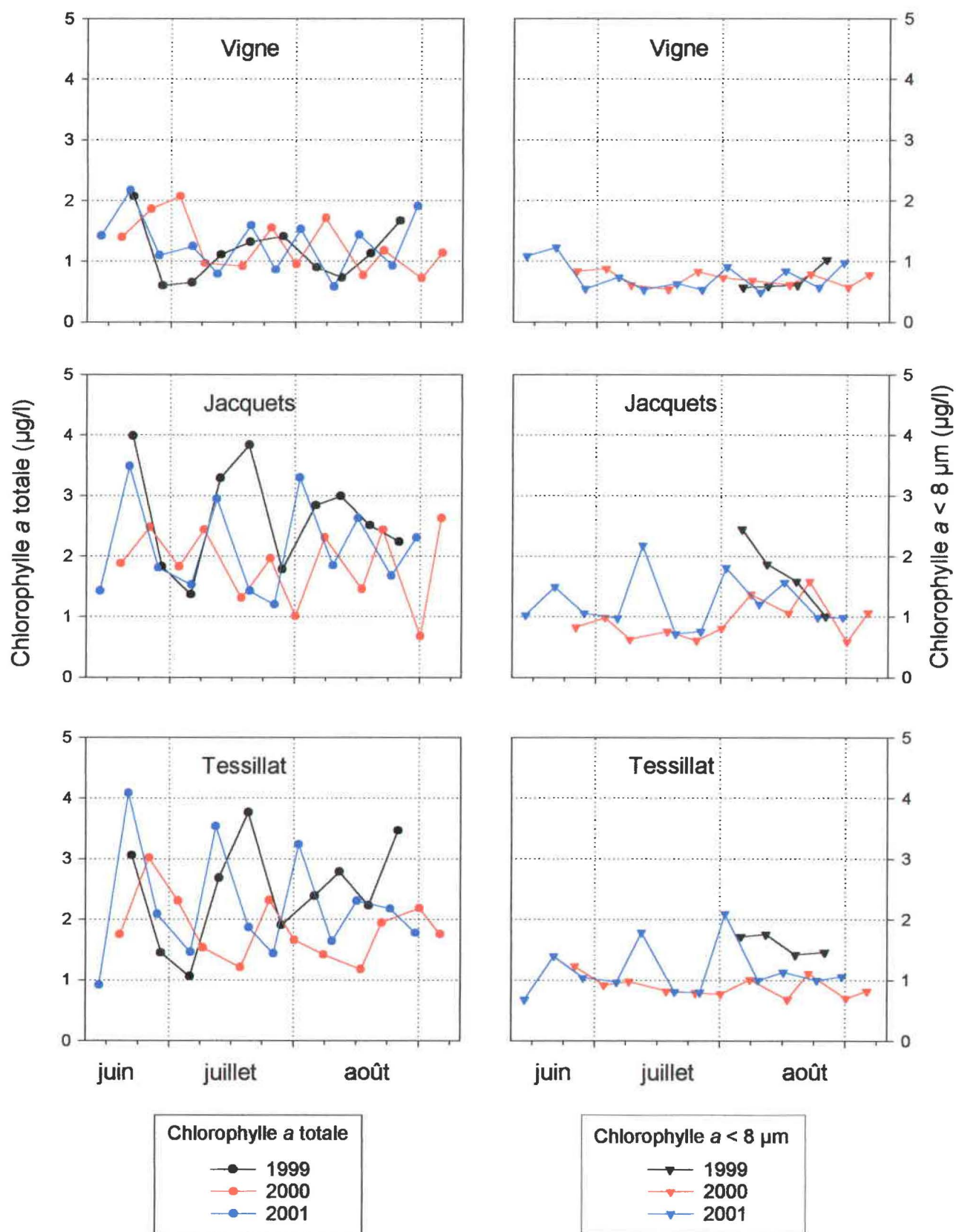


Figure 28 : Evolution de la teneur en chlorophylle *a* phytoplanctonique (µg/l) au cours des étés 1999 à 2001 dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon.

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).

2.5. 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 déterminées 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.

3. Résultats

3.1. Chlorophylle *a*

Les teneurs moyennes en chlorophylle *a*, comme les années précédentes, sont plus élevées aux Jacquets (2,12 µg/l) et au Tessillat (2,31 µg/l) qu'à La Vigne (1,30 µg/l) (Tableau 11). Dans ces deux premières stations, elles s'avèrent intermédiaires entre celles calculées au cours des étés 1999 et 2000. Trois maximums y sont observés, les 20 juin, 11 et 31 juillet, à des concentrations comprises entre 3 et 4 µg/l et un quatrième moins important le 14 août (entre 2 et 3 µg/l). Les autres valeurs varient entre 1 et 2 µg/l. A la station La Vigne, les concentrations fluctuent de façon moins marquée, le plus souvent entre 1 et 2 µg/l (Figure 28).

1999	Moyenne chl <i>a</i> totale sur 10 prélèvements (µg/l)	Moyenne chl <i>a</i> < 8 µm sur 4 prélèvements (µg/l)	% représenté par la chl <i>a</i> < 8 µm
Vigne	1,16	0,70	60 %
Jacquets	2,67	1,73	65 %
Tessillat	2,48	1,59	64 %
2000	Moyenne chl <i>a</i> totale sur 12 prélèvements (µg/l)	Moyenne chl <i>a</i> < 8 µm sur 11 prélèvements (µg/l)	% représenté par la chl <i>a</i> < 8 µm
Vigne	1,27	0,71	61 %
Jacquets	1,87	0,94	55 %
Tessillat	1,86	0,89	51 %
2001	Moyenne chl <i>a</i> totale sur 12 prélèvements (µg/l)	Moyenne chl <i>a</i> < 8 µm sur 12 prélèvements (µg/l)	% représenté par la chl <i>a</i> < 8 µm
Vigne	1,30	0,73	59 %
Jacquets	2,13	1,25	58 %
Tessillat	2,31	1,19	53 %

Tableau 11 : Teneurs en chlorophylle *a* (µg/l) dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon au cours des étés 1999 à 2001.

Les résultats du réseau hydrologique IFREMER du Bassin, présentés au chapitre 4, montrent qu'au cours de l'été 2001, les teneurs en chlorophylle *a* sont supérieures à la référence des années 1988-1997 dans l'ensemble des stations du réseau et particulièrement dans les stations internes en juillet. Cependant, contrairement à nos observations (réalisées à pleine mer), Jacquets présente une richesse moindre que Comprian (station voisine de Tessillat), du fait de concentrations particulièrement élevées relevées à basse mer.

Comme les autres années, la station La Vigne apparaît comme très particulière, avec des teneurs plus faibles que celles du Courbey, station la plus pauvre du réseau.

Rappelons qu'au cours des étés 1998 et 1999, les teneurs en chlorophylle *a* étaient aussi assez élevées pour la saison.

Comme pour la chlorophylle *a* totale, les teneurs correspondant à la fraction phytoplanctonique de taille inférieure à 8 µm sont, en 2001, intermédiaires entre celles de 1999 et celles de 2000 dans les deux stations internes. La part constituée par cette fraction représente en moyenne de 53 à 59 % de la chlorophylle totale (Tableau 11). Ces pourcentages sont plus faibles que ceux calculés en 1999 (60 à 65 %), mais supérieurs à ceux de 2000, surtout dans les zones internes. Les variations au cours de l'été suivent globalement celles de la chlorophylle *a* totale mais avec deux pics bien marqués les 11 et 31 juillet (Figure 28).

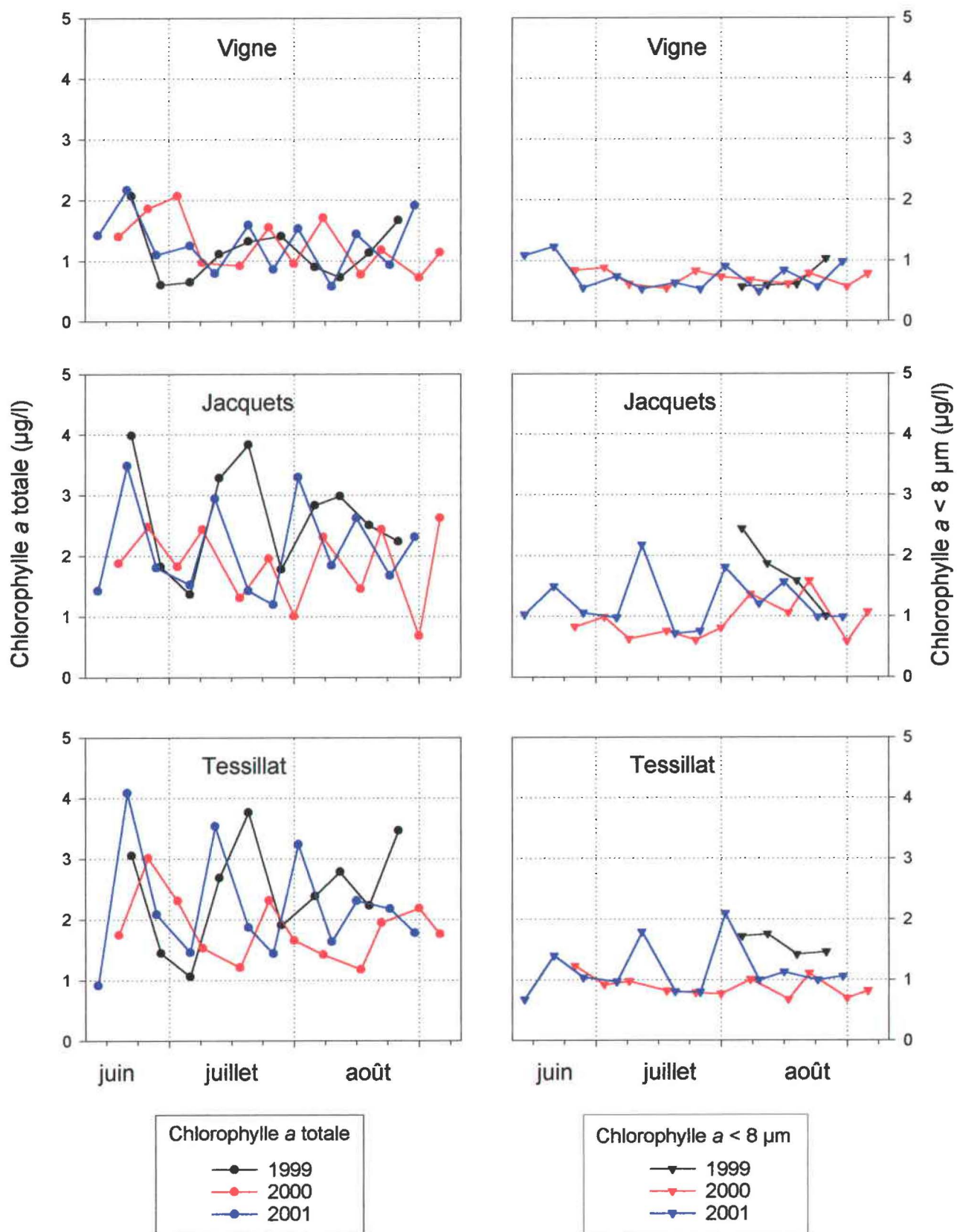


Figure 28 : Evolution de la teneur en chlorophylle *a* phytoplanctonique (µg/l) au cours des étés 1999 à 2001 dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon.

3.2. Cytométrie en flux

Les analyses de cytométrie en flux ont été réalisées par C. Courties (Laboratoire Arago Banyuls) et l'exploitation des résultats effectuée conjointement avec celui-ci.

3.2.1. Les bactéries

Les concentrations en bactéries sont assez élevées et du même ordre de grandeur dans les trois stations (1,8 millions de cellules/ml), variant entre environ 0,8 et 3,6 millions de cellules/ml (Tableau 12). Dans l'ouest de l'Atlantique Nord, Li *et al.* (1993a) considèrent en effet les bactéries comme abondantes pour une teneur de 2 millions de cellules/ml. En 2001, les valeurs sont voisines de celles de 1999 et inférieures en moyenne de 25 % à celles de 2000 (Annexe 4, tableau A).

L'évolution dans le temps est assez similaire pour les trois stations avec une augmentation plus ou moins graduelle au cours de l'été. Les maximums sont ainsi atteints en août comme presque chaque année (Figure 29). Cette tendance peut être rapprochée de l'augmentation des températures au cours de l'été, le développement des bactéries étant favorisé par les températures élevées.

2001	Moyenne	Minimum	Maximum
Vigne	1 659 000	821 000	2 210 000
Jacquets	1 818 000	1 027 000	3 017 000
Tessillat	1 885 000	1 148 000	3 587 000

Tableau 12 : Abondances des bactéries (nombre par ml) mesurées en cytométrie en flux dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon au cours de l'été 2001.

3.2.2. Le phytoplancton

Les résultats obtenus en cytométrie permettent de distinguer des groupes de cellules selon leur fluorescence rouge (FLR) et leur taille apparente (SSC) (Figure 30). La limite de 2 μm a été établie en filtrant les échantillons sur 2 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.

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. 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. Nous les appelons petits et grands eucaryotes pour les distinguer. Ils recouvrent principalement les catégories ultraplancton et nanoplancton définies § 2.1.

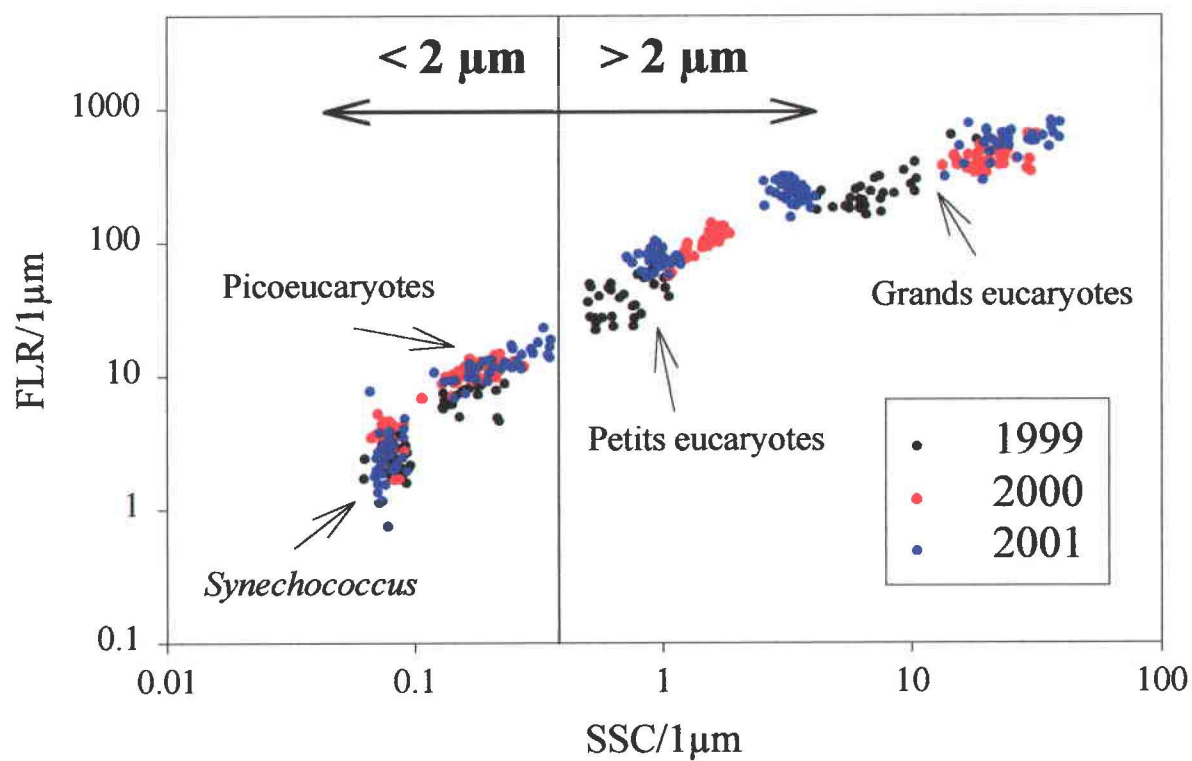


Figure 30 : Propriétés cellulaires du phytoplancton du Bassin d’Arcachon au cours des étés 1999 à 2001.

En 1999 et 2000, quatre groupes cytométriques ont pu être distingués tandis qu'en 2001, cinq ont été différenciés. Si les deux groupes picoplanctoniques présentent des propriétés cellulaires voisines les trois années (en terme de taille apparente et de fluorescence rouge), il n'en est pas de même pour les catégories de taille supérieure à 2 μm (Figure 30). En 2001, la catégorie grands eucaryotes présente deux groupes distincts. Après filtration sur 8 μm , les plus grands disparaissent de l'analyse tandis que les plus petits demeurent. Cette observation ne permet pas cependant de complètement préciser les limites de taille des différents groupes.

3.2.2.1. Abondances

NB : Les abondances des différents groupes cytométriques au cours des étés 1999 à 2001 sont rapportées dans le tableau A de l'annexe 4.

Les *Synechococcus* dominent le picoplancton en nombre (de 65 à 85 % selon les stations). Leurs effectifs varient de 5 400 à 196 000 cellules/ml (Tableau 13). Ils sont en moyenne deux à trois fois plus nombreux à La Vigne (80 000/ml) qu'aux autres stations (46 000 et 39 000/ml). Les abondances sont inférieures d'environ 25 % à celles des deux années précédentes.

Les courbes d'évolution dans le temps des trois stations présentent une allure générale similaire, comparable à celles de 1999 et 2000, avec une augmentation graduelle des concentrations (Figure 29). Les valeurs les plus élevées sont ainsi observées au cours du mois d'août. Cependant, cette tendance est moins marquée aux Jacquets et surtout au Tessillat qu'à la station La Vigne.

	Station	Moyenne	Minimum	Maximum
<i>Synechococcus</i>	Vigne	80 000	5 400	196 000
	Jacquets	46 000	7 600	132 000
	Tessillat	39 000	7 500	81 000
Picoeucaryotes	Vigne	12 500	4 000	27 000
	Jacquets	17 000	4 100	38 500
	Tessillat	18 000	3 600	36 500
Petits eucaryotes	Vigne	900	500	1 400
	Jacquets	2 100	400	6 200
	Tessillat	1 400	400	3 200
Grands eucaryotes	Vigne	500	160	1 400
	Jacquets	1 100	400	3 500
	Tessillat	900	200	2 200

Tableau 13 : Abondances des différents groupes cytométriques (nombre par ml) au cours de l'été 2001 dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon.

Les picoeucaryotes sont 2 à 6 fois moins abondants que les *Synechococcus*. La station La Vigne est la plus pauvre avec en moyenne 12 500 cellules/ml et un maximum de 27 000 cellules/ml le 11 juillet

(Tableau 13). Dans les deux autres sites, la richesse est supérieure en moyenne de 50 % à celle de La Vigne (17 à 18 000 cellules/ml).

Les maximums se succèdent au cours de l'été, en juin aux Jacquets et à Tessillat, en juillet (de 27 à 38 000 cellules/ml le 11 juillet) et la première quinzaine d'août dans les trois stations qui présentent ainsi les mêmes périodes de plus grande richesse (Figure 29).

L'été 2001 apparaît aussi riche en picoeucaryotes que l'été 2000 et presque trois fois plus que l'été 1999, pour les trois stations (Figure 29).

Les petits eucaryotes présentent, comme en 2000, des abondances bien inférieures à celles des picoeucaryotes (Tableau 13). Les deux stations internes, Tessillat (1 400 cellules/ml) et surtout Jacquets (2 100 cellules/ml), sont plus riches que la station La Vigne (900 cellules/ml). Les variations des effectifs sont peu marquées à La Vigne. Aux Jacquets, et dans une moindre mesure à Tessillat, deux maximums sont observés les 11 et 31 juillet, séparés par une période de grande pauvreté (Figure 29).

Les effectifs des petits eucaryotes mesurés en 2001 sont un peu moins élevés qu'en 2000 (en moyenne 1 400 contre 2 400 cellules/ml) et presque 4 fois inférieurs à ceux de l'été 1999. Dans les stations internes, la différence entre les années 1999 et 2001 est surtout sensible au mois d'août, les pics observés en 1999 n'apparaissant pas en 2001 (Figure 29).

Les grands eucaryotes voient leurs effectifs augmenter par rapport à 2000 (850 contre 370 cellules/ml), même s'ils restent presque 2 fois moins abondants qu'en 1999 (1 500 cellules/ml). Comme pour les petits eucaryotes, les deux stations internes, Tessillat (900 cellules/ml) et surtout Jacquets (1 100 cellules/ml), sont plus riches que la station La Vigne (500 cellules/ml). A La Vigne, les variations d'effectifs sont peu marquées tandis qu'aux Jacquets, trois maximums sont observés les 11 et 31 juillet et le 14 août. Seul celui du 11 juillet apparaît nettement à Tessillat (Figure 29).

Tous les groupes cytométriques décrits présentent, au cours du mois de juillet, une évolution étonnamment parallèle avec en particulier un maximum important le 11 juillet suivi d'un minimum une semaine après (le 19) aussi très remarquable.

3.2.2.2. *Biomasse cytométrique*

En multipliant le nombre de cellules par la fluorescence rouge moyenne émise dans chaque groupe, on peut estimer la biomasse cytométrique par groupe ainsi que la participation de chaque groupe à la biomasse totale. Ces données peuvent être comparées aux concentrations en chlorophylle *a* mesurées par fluorimétrie (Li, 1995 ; Batailler *et al.*, 1998).

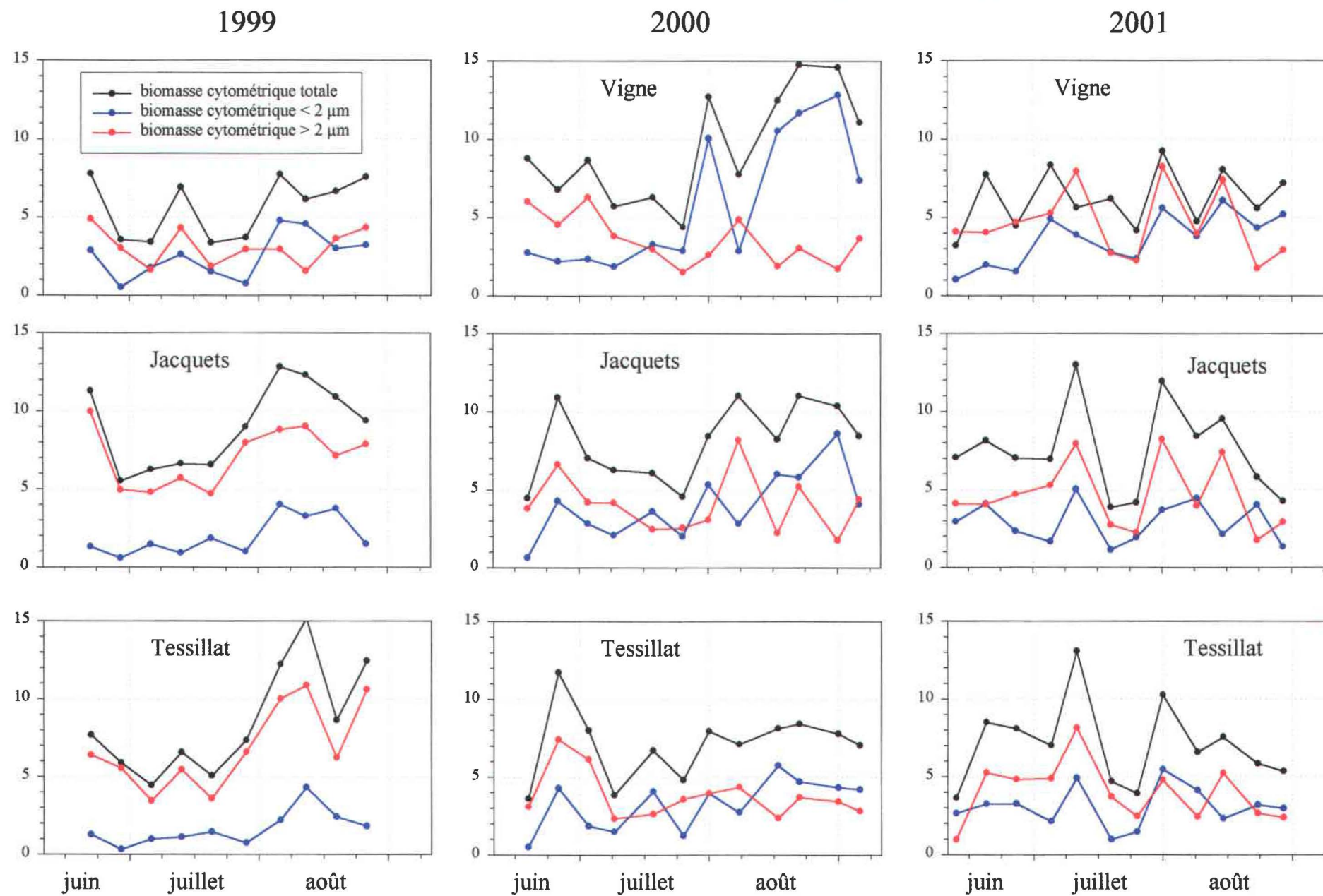


Figure 31 : Evolution de la biomasse cytométrique dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon au cours des étés 1999 à 2001.

La comparaison des trois années montre que la structure relative des populations est assez différente d'une année à l'autre (Tableau 14). L'année 1999 est dominée par les petits et grands eucaryotes (organismes de taille supérieure à 2 μm) tandis qu'en 2000, l'ensemble du picoplancton (taille inférieure à 2 μm) représente une part importante (environ 50 %) de la biomasse cytométrique. En 2001, la répartition est encore différente avec une dominance marquée à la fois de picoeucaryotes et de grands eucaryotes.

	< 2 μm		> 2 μm	
	Picoprocaryotes (<i>Synechococcus</i>)	Picoeucaryotes	Petits eucaryotes	Grands eucaryotes
1999				
Vigne	37 %	6 %	21 %	36 %
Jacquets	14 %	7 %	31 %	48 %
Tessillat	13 %	6 %	28 %	53 %
2000				
Vigne	42 %	14 %	26 %	18 %
Jacquets	23 %	25 %	31 %	21 %
Tessillat	18 %	27 %	29 %	26 %
2001				
Vigne	35 %	23 %	11 %	31 %
Jacquets	13 %	26 %	18 %	43 %
Tessillat	12 %	32 %	14 %	42 %

Tableau 14 : Participation de chaque groupe cytométrique à la biomasse cytométrique totale dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon au cours des étés 1999 à 2001.

La figure 31 rend compte des différences entre les trois années. En 1999, dans les deux stations internes, les organismes de taille supérieure à 2 μm dominent la biomasse tandis qu'en 2000, ils ont une importance équivalente à celles des organismes dont la taille est inférieure à 2 μm . L'année 2001 s'avère intermédiaire entre ces deux situations, les plus grands organismes étant prépondérants sur les plus petits, la première quinzaine de juillet dans les trois stations et en août aux Jacquets et à La Vigne.

3.3. Microscopie optique

Seule la station Jacquets a fait l'objet d'un dénombrement en microscopie optique. Les résultats que nous présentons seront commentés en se référant à ceux de Guillocheau (1988), qui a effectué une étude de l'ultra- et microphytoplancton du Bassin d'Arcachon au cours des années 1984 à 1986, et à ceux de Masson-Neaud (1998) obtenus dans le cadre du Réseau de surveillance du Phytoplancton d'IFREMER (REPHY), mis en place sur le Bassin depuis 1987.

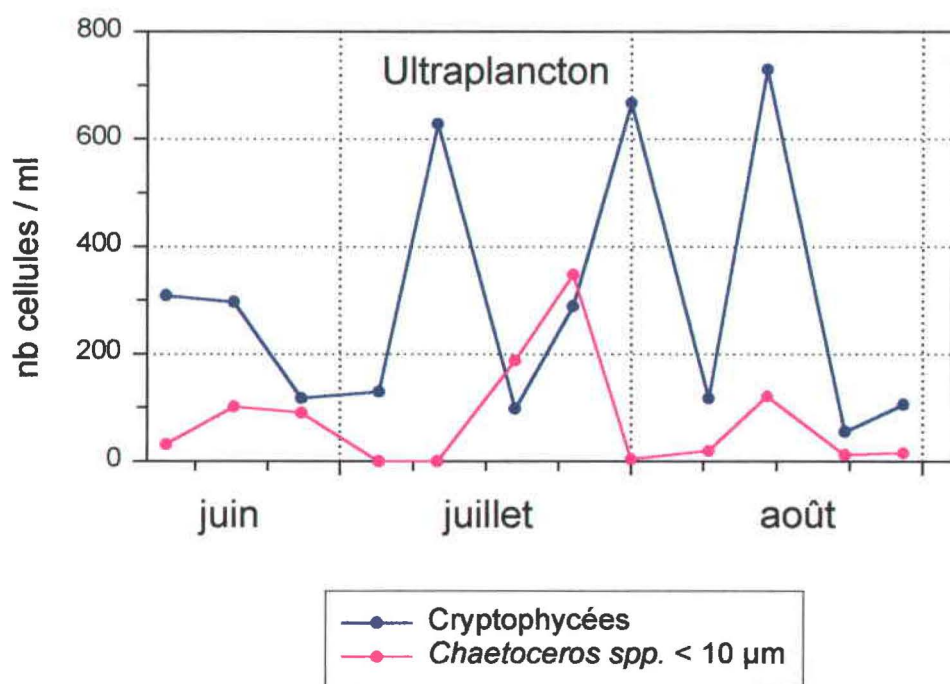
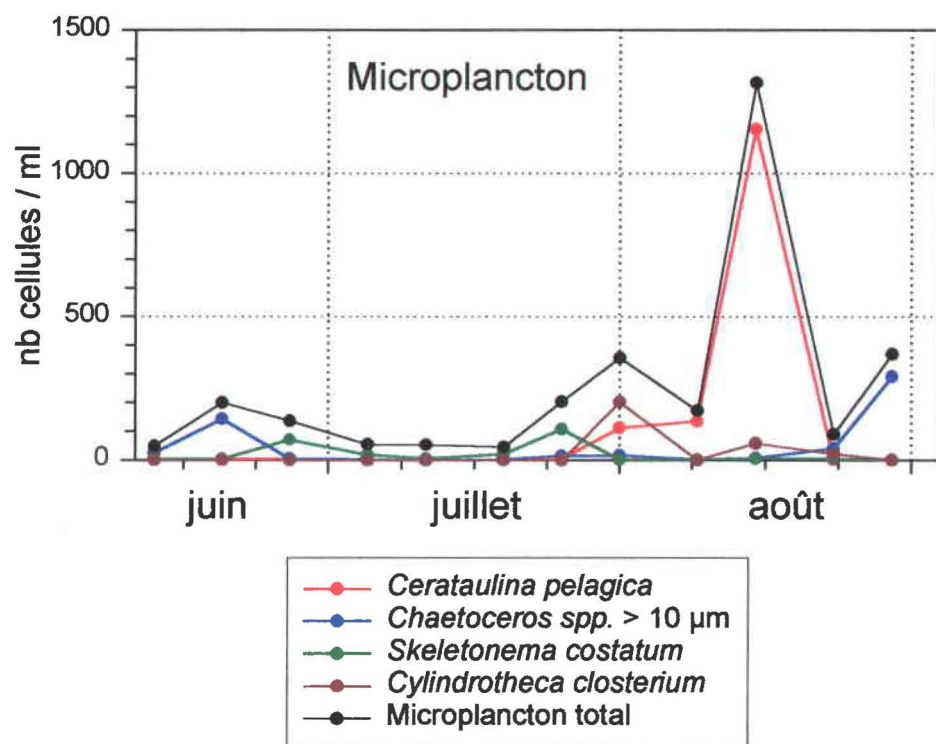


Figure 32 : Evolution des effectifs du microplancton total et de certaines espèces micro et ultraplanktoniques à la station Jacquets au cours de l'été 2001.

3.3.1. Aspect quantitatif

Les effectifs microplanctoniques totaux aux Jacquets varient entre 46 et 1 300 cellules/ml (moyenne 250) au cours de l'été 2001 (Tableau 15).

L'évolution des abondances se caractérise par un pic important mi-août (1 300 cellules/ml) (Figure 32). Des petites poussées sporadiques sont observées les 20 juin et 25 juillet (voisines de 200 cellules/ml) et les 31 juillet et 28 août (autour de 360 cellules/ml). La première quinzaine de juillet est relativement pauvre (autour de 50 cellules/ml).

Les abondances mesurées en 2001 s'avèrent un peu plus élevées que pendant l'été 1999 et presque deux fois moins fortes que l'année précédente (2000) (Tableau 15).

	Station	Moyenne	Minimum	Maximum
1999	Vigne	120	7	300
	Jacquets	190	20	800
	Tessillat	150	19	600
2000	Jacquets	460	110	1 600
2001	Jacquets	250	46	1 300

Tableau 15 : Abondances microplanctoniques (cellules/ml) au cours des étés 1999 à 2001 dans le Bassin d'Arcachon.

3.3.2. Aspect qualitatif (Figure 32)

3.3.2.1. L'ultraplancton

Certains organismes ultraplanctoniques ont été dénombrés en microscopie optique.

De petits *Chaetoceros* de taille inférieure à 10 μm , comprenant une espèce déjà observée les années précédentes et identifiée en 1999 en microscope électronique à balayage -MEB- comme *Chaetoceros calcitrans*, ont été regroupés. Leurs effectifs varient de 4 à 350 cellules/ml, le maximum étant observé le 25 juillet.

Les Cryptophycées sont aussi abondantes aux Jacquets en 2001 qu'en 2000, ces deux années présentant des effectifs une fois et demie plus élevés que ceux de 1999 (en moyenne respectivement 300 et 320 cellules/ml contre 110) (Tableau 16). En 2001, les concentrations varient de 55 à 730 cellules/ml, les valeurs les plus élevées étant observées à trois reprises, les 11 et 31 juillet et le 14 août. Ces dates correspondent aussi aux maximums de présence des grands eucaryotes déterminés par la cytométrie en flux.

Guillocheau (1988) indique que les Cryptophycées montrent des pics d'abondance durant les mois d'été juillet et août où elles peuvent atteindre 260

à 430 cellules/ml. De même Masson-Neaud (comm. pers.) les observe régulièrement l'été, dans des gammes de densités tout à fait comparables à celles que nous rapportons.

	Station	Moyenne	Minimum	Maximum
1999	Vigne	100	8	290
	Jacquets	220	16	580
	Tessillat	110	20	210
2000	Jacquets	320	90	540
2001	Jacquets	300	55	730

Tableau 16 : Abondances des Cryptophycées (cellules/ml) au cours des étés 1999 à 2001 dans le Bassin d'Arcachon.

3.3.2.2. Le microplancton

Les pics observés aux Jacquets au cours de l'été 2001, qu'ils soient de faible ou de forte intensité, sont tous dus à des développements de Diatomées, cette classe dominant le microplancton estival à plus de 95 % en moyenne.

La population du 20 juin (200 cellules/ml) est constituée principalement de différentes espèces de *Chaetoceros*. Le 25 juillet, deux espèces de petite taille dominant le peuplement : *Skeletonema costatum* et *Asterionella glacialis* (respectivement 107 et 52 cellules/ml). Elles sont accompagnées secondairement de *Chaetoceros spp.* (13 cellules/ml), *Leptocylindrus danicus* et *Thalassionema nitzschioides*. Toutes ces espèces, excepté les *Chaetoceros*, ont pratiquement disparu le 31 juillet au profit de *Cerataulina pelagica* (111 cellules/ml), accessoirement de *Rhizosolenia setigera* (11 cellules/ml) et d'une espèce de petite taille, *Nitzschia closterium* plus abondante (202 cellules/ml). Puis *C. pelagica* se développe au cours de la première quinzaine du mois d'août pour atteindre un maximum le 14 (1 150 cellules/ml). Le 28 août, les *Chaetoceros spp.* (290 cellules/ml) dominant de nouveau la population.

Toutes ces espèces ont été communément recensées dans le Bassin d'Arcachon depuis de nombreuses années (Escande-Labrousche, 1964 ; Masson-Neaud, 1998). La plupart de ces taxons sont cités par Guillocheau (1988) comme responsables des floraisons microplanctoniques.

Une classe de flagellés, peu abondante mais caractéristique des eaux riches en matière organique, est plus ou moins présente tout au long des prélèvements. Il s'agit de la classe des Euglénophycées. Guillocheau (1988) signale qu'il s'agit d'un genre présent toute l'année, mais cet auteur n'observe pas de concentrations supérieures à 6 cellules/ml. Elle est régulièrement présente dans nos prélèvements estivaux depuis 3 ans. Comme chaque année, ses effectifs maximaux avoisinent 20 cellules/ml.

Lieu	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)	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*	Vaquer <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 17 : Abondance du picoplancton dans différents secteurs géographiques
Moyenne et (ou) minimum-maximum - * *Synechococcus*

3.4. Discussion

3.4.1. Pico et nanoplancton

Le **picoplancton** est l'un des composants du phytoplancton les plus abondants dans les écosystèmes marins. Les communautés picoplanctoniques sont constituées de **procaryotes** de deux genres : *Prochlorococcus* et *Synechococcus*, et d'**eucaryotes**. Les **procaryotes** sont plus nombreux que les eucaryotes dans les eaux océaniques du large (Blanchot *et al.*, 1998). Les espèces du genre *Prochlorococcus* sont particulièrement adaptées aux zones oligotrophes (très pauvres en sels nutritifs) où elles dominent. Ce genre n'a pas été détecté dans le Bassin d'Arcachon. Les *Synechococcus* et les picoeucaryotes se trouvent partout mais sont plus abondants lorsque les eaux sont plus 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).

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 17). Les teneurs moyennes observées dans le Bassin d'Arcachon au cours des trois années (39 à 115.10^3 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 (La Vigne). 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 350.10^3 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. Dans le Bassin d'Arcachon, l'augmentation des concentrations au cours de l'été peut aussi être rapprochée de l'élévation des températures.

Depuis quelques années, l'importance des **picoeucaryotes** en milieu côtier est confirmée par de nombreuses études. Ainsi, une contribution élevée des eucaryotes au picoplancton a été rapportée dans des secteurs d'upwelling côtiers (Hall et Vincent, 1990), des lagunes (Courties *et al.*, 1994 ; Vaquer *et al.*, 1996 ; Chrétiennot-Dinet et Courties, 1997 ; Lefebvre *et al.*, 1997) et parfois dans des estuaires (Iriarte et Purdie, 1994).

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). En 2000 et 2001, les effectifs s'élèvent et s'approchent des valeurs les plus élevées recensées dans la littérature (Tableau 17). Les années 2000 et 2001 apparaissent donc particulièrement riches en picoeucaryotes qui, de ce fait, représente une proportion des effectifs phytoplanctoniques plus importante qu'en 1999 (respectivement 19 % et 22 % contre 7 %). 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 %. A l'extérieur de l'étang de Thau, le pourcentage diminue mais reste cependant élevé (41 %). Dans le Bassin d'Arcachon, les proportions plus faibles indiquent le caractère relativement peu confiné du milieu malgré un renouvellement limité des eaux de l'intérieur de la Baie. Cependant, l'augmentation de la part des picoeucaryotes (si elle est significative) indiquerait-elle un confinement des eaux plus important en 2000 et 2001 qu'en 1999 ou d'autres causes auraient-elles pu influencer sur la structure de la population phytoplanctonique ?

En conclusion, la structure de la population cytométrique du bassin d'Arcachon est caractéristique des eaux marines côtières du fait de la dominance du picoprocaryote *Synechococcus*, présent à des densités élevées voisines de 10^5 cellules/ml, et de la présence d'une forte communauté de picoeucaryotes (Partensky *et al.*, 1996). Elle est aussi caractérisée par un nanoplancton abondant et diversifié (Auby *et al.*, 2000). Cependant, la structure de la population n'est pas identique d'une année à l'autre. L'année 2001 s'avère ainsi intermédiaire entre 1999 et 2000 avec une biomasse nanoplanctonique (petits et grands eucaryotes) équivalente à la biomasse picoplanctonique alors qu'en 1999 la biomasse nanoplanctonique est plus importante et qu'en 2000, c'est le contraire qui est observé.

3.4.2. Microplancton

On considère que le développement des cellules microplanctoniques est favorisé par de fortes teneurs en sels nutritifs associées à des températures modérées ($< 17^\circ\text{C}$). Ce sont en général les conditions observées au printemps. Bien que les concentrations en nutriments soient faibles en été dans le Bassin d'Arcachon, des floraisons microplanctoniques y sont régulièrement observées que ce soit par Masson-Naud (1998) depuis 1988 ou lors de notre étude depuis 1999. Nous avons déjà signalé que les causes responsables de l'apparition de ces poussées microplanctoniques estivales sont moins manifestes que celles des poussées printanières. Elles sont généralement recherchées dans les conditions météorologiques qui influent temporairement sur les paramètres du milieu : une baisse de température, un apport en sels nutritifs en liaison avec des pluies ou des orages (*via* le ruissellement et les rivières), une remise en suspension du sédiment (relargage de nutriments) suite à un épisode venteux, un brassage des eaux, aussi dû au vent, favorable au maintien des grandes cellules en surface

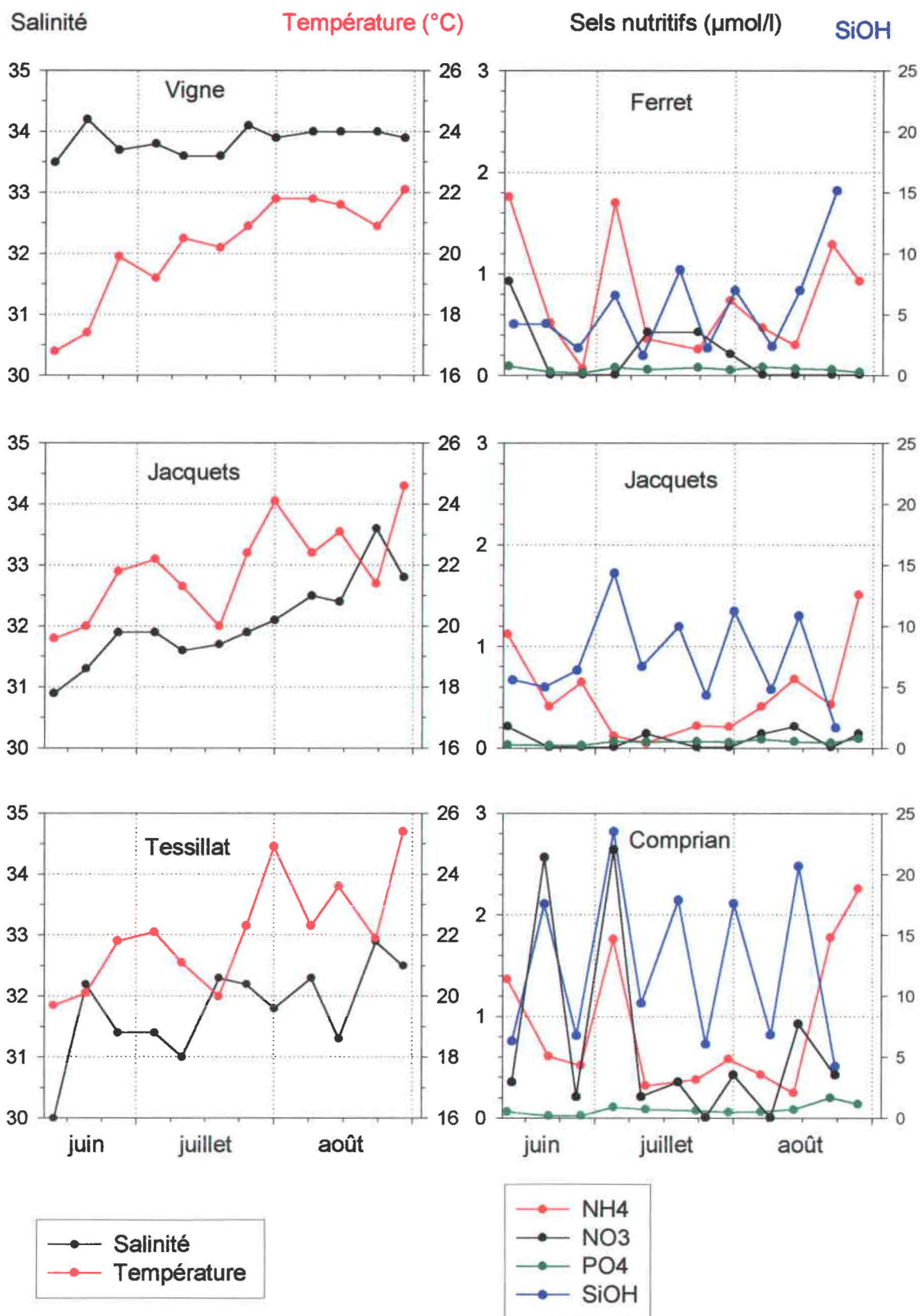


Figure 33 : Evolution de la salinité, de la température et des concentrations en nutriments au cours de l'été 2001 dans trois secteurs du Bassin d'Arcachon.

(Smayda, 1970 ; Chisholm, 1992 ; Lampert, 2001), la vitesse de sédimentation augmentant avec la taille (Riegman *et al.*, 1993).

Cependant, ces facteurs explicatifs ne sont pas toujours observés, et particulièrement en 2001. En effet, si on peut associer la petite floraison du 20 juin aux teneurs relativement élevées en sels nutritifs observés au cours de ce mois (en particulier à Compiègne) (Figure 33), il n'en est pas de même pour la poussée principale de mi-août qui, de plus, n'est accompagnée ni de pluies locales, ni d'une augmentation de débit de l'Eyre, ni d'un épisode venteux vraiment remarquable (cf. chapitre 3, 2.1.2.). A l'inverse, les pluies et vents de début juillet, associées à une baisse de température, ne sont suivies d'aucune efflorescence microplanctonique.

Signalons que les teneurs en silice sont assez élevées tout l'été et qu'elles peuvent profiter aussi bien au micro- qu'au nanoplancton, tous deux étant majoritairement constitués de Diatomées (qui, rappelons-le, ont besoin de ce sel pour former la logette siliceuse protectrice qui les caractérisent). Auby *et al.* (1999) ont fait état de ce pic estival de silicate, expliqué par l'augmentation des processus de dissolution du silicate contenu dans les tests des diatomées benthiques et pélagiques.

3.4.3. Succession et compétition des différentes catégories phytoplanctoniques

De nombreux auteurs ont étudié les successions des populations phytoplanctoniques dans différents milieux en s'intéressant particulièrement à la structure en taille des peuplements. 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. Qu'en est-il dans le Bassin d'Arcachon au cours de l'été ?

La figure 34 représente l'évolution des différentes catégories d'algues à la station Jacquets au cours des trois années étudiées. En 1999, nous avons souligné l'opposition apparente entre nano et microplancton (Flèches noires figure 34). En 2000, la richesse microplanctonique observée tout l'été était accompagnée d'une pauvreté nanoplanctonique marquée, la floraison de grosses diatomées du 26 juillet correspondant au niveau le plus faible de nanoplancton. Cependant, les deux classes d'algues présentaient aussi un maximum à la même date fin juin. En 2001, le maximum de nanoplancton du 11 juillet correspond à un minimum de microplancton tandis qu'à l'inverse les minimums et maximums des 19, 31 juillet et 14 août coïncident.

Les classes d'algues les plus petites présentent aussi des fluctuations qui tour à tour les amènent à suivre les autres classes ou au contraire à s'en décaler (Figure 34). Remarquons en 2001 la grande concordance des effectifs extrêmes de *Synechococcus*, picoeucaryotes et nanoplancton au cours du mois de juillet

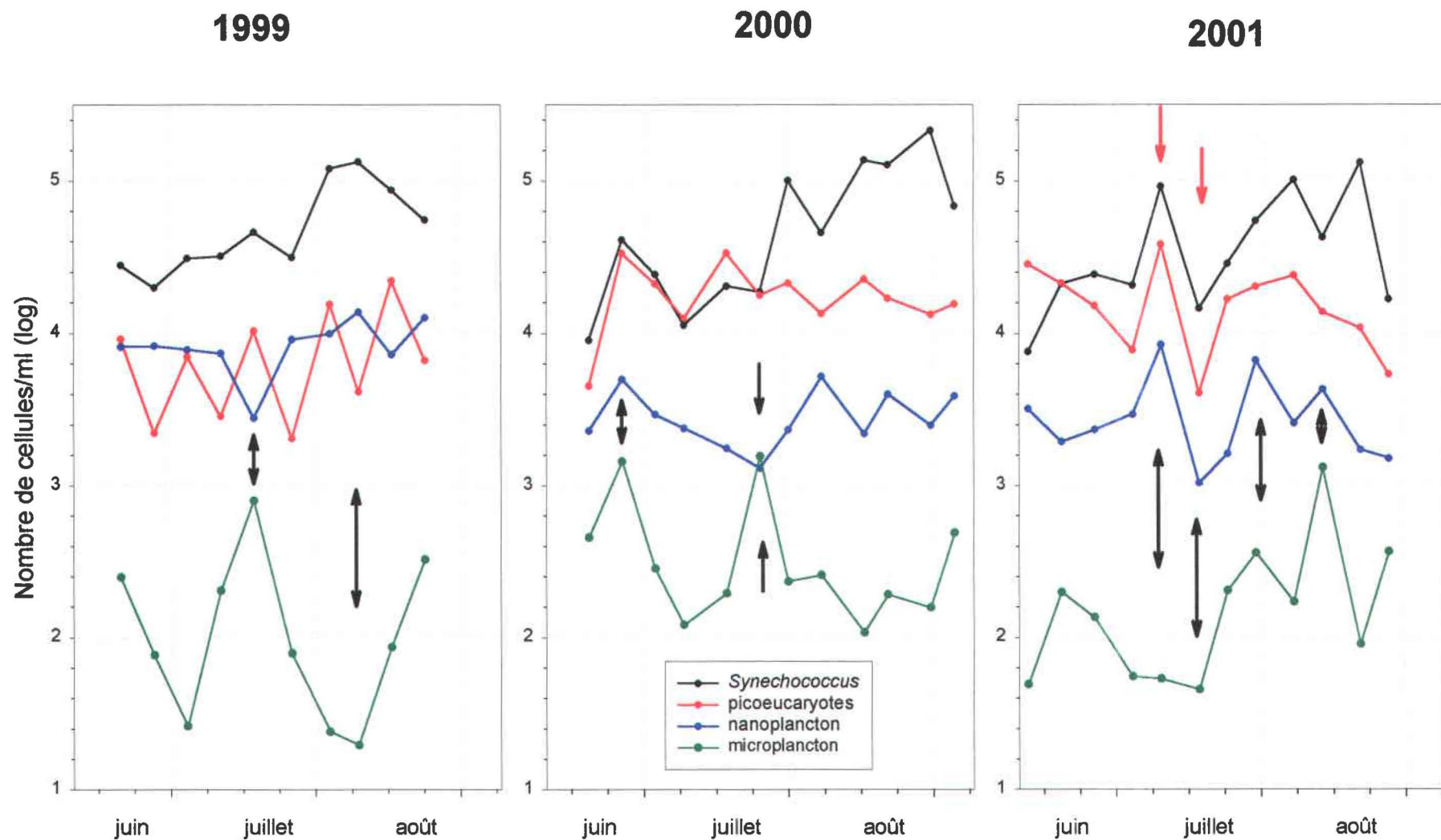


Figure 34 : Evolution des effectifs de *Synechococcus*, de picoeucaryotes, de nanoplankton (cytométrie en flux) et de microplankton (microscopie optique) à la station Jacquets au cours des étés 1999 à 2001.

(Flèches rouges figure 34) ce qui n'est pas le cas avant et après. Vaquer *et al.* (1996) observent dans l'étang de Thau des évolutions différentes des picoeucaryotes et du nanoplancton de même que Vanucci *et al.* (1994) qui suggèrent l'existence d'une succession micro, nano, picoplancton en Mer Adriatique.

Dans le Bassin d'Arcachon, il apparaît qu'on ne peut mettre simplement en évidence, en été, une succession de populations phytoplanctoniques ni un décalage systématique entre les extremums d'abondance des diverses catégories d'algues (Figure 34).

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 conduit pas à un schéma simple, surtout lorsque plusieurs années sont prises en compte.

Nous avons vu que le développement des cellules de grande taille est favorisé par des températures modérées ($< 17^{\circ}\text{C}$) et de fortes teneurs en sels nutritifs. A l'inverse, on considère que les cellules de petite taille sont adaptées à des températures élevées ($> 20^{\circ}\text{C}$), à une relative pauvreté en sels nutritifs (grâce à leur rapport surface/volume élevé) et à un rayonnement important.

La vitesse de sédimentation augmentant avec la taille (Smayda, 1970), les petites cellules (dont une partie est flagellée) profitent mieux des temps calmes que les grandes cellules, qui ont besoin d'un brassage des eaux pour se maintenir dans la couche de surface (Chisholm, 1992).

La salinité n'intervient pas dans ces préférences.

Les conditions estivales dans le Bassin d'Arcachon (température élevée, pauvreté en sels nutritifs, temps calme) favoriseraient donc plutôt le nanoplancton. C'est le schéma général décrit par Guillocheau (1988) sur deux cycles annuels du phytoplancton. Il peut connaître des exceptions n'étant pas toujours explicables par une modification de ces paramètres.

La forme sous laquelle l'azote est présente dans le milieu est souvent considérée comme un élément déterminant les successions phytoplanctoniques au cours des cycles annuels.

Les auteurs s'accordent sur le fait que les grandes diatomées deviennent dominantes quand la source principale d'azote est le nitrate (NO_3) (Stolte *et al.*, 1994 ; Chapelle *et al.*, 2000 ; Bode *et al.*, 2002). Trois raisons sont évoquées par Stolte *et al.* (1994) pour l'expliquer :

- les grandes algues ont les plus fortes vitesses d'absorption du nitrate,
- elles ont une capacité de stockage que n'ont pas les petites (dans les vacuoles cellulaires),
- le nitrate peut mieux être stocké que l'ammonium (NH_4) (dont la charge positive ou neutre facilite la diffusion à travers les membranes cellulaires).

Dans le Bassin, en été, le nitrate est pratiquement absent. Il ne semble pouvoir expliquer le développement microplanctonique ou alors sa présence serait suffisamment fugace pour qu'elle ne puisse être détectée.

La production des petites cellules serait, elle, basée principalement sur la forme ammonium (NH_4) de l'azote (Chapelle *et al.*, 2000 ; Bode *et al.*, 2002)³. Cependant les grandes microalgues sont aussi très performantes pour l'absorption de ce sel, forme de l'azote préférée par tous les végétaux. Ainsi Bode *et al.* (2002) montrent que des grandes espèces ont des vitesses d'absorption de l'ammonium aussi élevées que celles de petites espèces, ce qui peut conduire à une dominance conjointe des deux catégories. Ce peut être le cas en été dans le Bassin d'Arcachon où de l'ammonium est produit, résultant du recyclage interne de l'azote organique par minéralisation (particulièrement intense en été du fait des températures élevées).

Ajoutons que seule la compétition intra phytoplancton vient d'être évoquée alors qu'il faudrait sans doute prendre aussi en compte les macro algues qui se développent dans le Bassin d'Arcachon, en particulier *Monostroma obscurum* et *Enteromorpha clathrata* (Auby *et al.*, 1994).

Par ailleurs, d'autres facteurs de régulation de la croissance phytoplanctonique interfèrent avec les paramètres physico-chimiques du milieu cités ci-dessus.

Le premier à prendre en compte est la consommation du phytoplancton (grazing) par le zooplancton (cf. chapitre 7), les flagellés hétérotrophes et les organismes benthiques filtreurs, en particulier les huîtres, le Bassin d'Arcachon étant un important centre de production conchylicole.

Selon Riegmann *et al.* (1993), les espèces pico- et nanoplanctoniques peuvent être broutées par des ciliés et des flagellés qui poussent aussi vite que les algues alors que le microplancton est brouté par du zooplancton plus gros, qui se développe moins vite que les microalgues. D'après ces auteurs, la biomasse du pico- et du nanoplancton serait surtout contrôlée par le grazing. Au contraire, la biomasse du microplancton serait contrôlée en premier lieu par la lumière et les nutriments. Dans le cas du Bassin d'Arcachon, il faut prendre aussi en compte l'important stock d'huîtres en élevage qui joue un rôle essentiel dans la régulation de l'ensemble du phytoplancton, aussi bien nano- que microplancton, comme c'est le cas dans d'autres bassins conchylicoles comme l'étang de Thau (Chapelle *et al.*, 2000) ou la lagune de Varano (Italie) (Caroppo, 2000).

Vincent *et al.* (2002b) ont montré dans le Bassin d'Arcachon l'existence de deux principales chaînes alimentaires durant l'été (une chaîne classique

³ d'autant plus qu'une inhibition de l'absorption du nitrate par des concentrations élevées de ce sel a été montrée par Cochlan *et al.* (2002). Chapelle *et al.* (2000) prennent en compte une inhibition de ce type pour le pico- et le nanoplancton de l'étang de Thau

phytoplancton-zooplancton, caractérisée par un faible taux de renouvellement, et une boucle dite "microbienne" -incluant bactéries, pico et nanoplancton-, caractérisée par une haute productivité et de rapides flux de matière et d'énergie) indiquant une très grande variété d'interactions proies-prédateurs dans les eaux de la Baie à cette saison. Ceci est certainement une des raisons de la complexité de l'évolution des divers effectifs phytoplanctoniques.

Un second facteur susceptible de réguler la croissance phytoplanctonique doit également être considéré compte tenu des activités économiques développées autour du Bassin d'Arcachon. Il s'agit des substances d'origine exogène telles que les herbicides (agricoles ou présents dans les peintures antisalissure - cf. chapitre 8) qui peuvent agir sur les algues planctoniques ainsi que sur la structure des populations, toutes les espèces ne présentant pas la même sensibilité aux contaminants. De plus, la pauvreté en nutriments de la période estivale augmenterait cette sensibilité (Fisher *et al.*, 1974).

3.4.4. Conclusion

Même s'il nous est difficile de conclure quant au déterminisme de la dominance des diverses catégories phytoplanctoniques, nous constatons cependant que les trois années étudiées sont relativement contrastées.

Rappelons que l'été 1999 était caractérisé par des valeurs de chlorophylle *a* élevées pour la saison, une population algale où le nanoplancton ($< 20 \mu\text{m}$) dominait le microplancton ($20 \mu\text{m}$ à 1 mm) et la présence d'un picoplancton ($< 2 \mu\text{m}$) diversifié. L'été 2000 était relativement pauvre en chlorophylle *a*, la population phytoplanctonique était dominée par un microplancton abondant accompagné d'un picoplancton très florissant tandis que le nanoplancton était rare. Quant à l'été 2001, il s'avère être intermédiaire entre les deux années précédentes. En effet, il présente une richesse en chlorophylle *a* supérieure à celle de 1999 mais inférieure à celle de 2000. Si le picoplancton est aussi riche qu'en 2000, le microplancton l'est beaucoup moins tandis que le nanoplancton reprend une place importante dans la population même s'il n'atteint pas le niveau de 1999.

Ces caractéristiques différentes peuvent-elles se répercuter sur le recrutement des larves d'huîtres ?

4. Discussion : l'alimentation des larves d'huîtres en milieu naturel

La discussion sera articulée autour des deux questions suivantes. De quelle nourriture les larves d'huîtres disposent-elles dans le Bassin d'Arcachon ? Dans quelle mesure leur développement peut-il être limité par un déficit quantitatif ou qualitatif de nourriture ?

Nous avons vu que les larves de Bivalves, et *a fortiori* les larves de *C. gigas* plus petites que les autres, sont capables de capturer et ingérer des particules inférieures à 1 μm aussi bien que des particules de plusieurs μm de longueur (Gallager, 1988 ; Baldwin *et al.*, 1989 ; Baldwin, 1991 ; Baldwin et Newell, 1991 ; Douillet, 1993a ; Gallager *et al.*, 1994).

Par ailleurs, le phytoplancton utilisé en éclosérie et donnant de très bons résultats a longtemps été considéré comme la nourriture essentielle des larves en milieu naturel. Nous savons maintenant qu'en plus des algues nanoplanctoniques, les véligères peuvent trouver un apport de nourriture dans les algues picoplanctoniques, la matière organique dissoute (MOD), les détritiques, les bactéries et les protozoaires (ciliés par exemple) (Baldwin *et al.*, 1989 ; Baldwin et Newell, 1991 ; Boidron-Metairon, 1995).

Les références qui viennent d'être présentées indiquent donc que les multiples cellules dénombrées dans le Bassin, qu'elles soient bactériennes, procaryotes ou eucaryotes, sont susceptibles de servir à l'alimentation des larves d'huîtres.

Cependant, les auteurs s'accordent sur le fait que, lorsqu'elles ont le choix (His, 1991 ; Baldwin et Newell, 1995a ; 1995b ; Raby *et al.*, 1997 ; Sommer *et al.*, 2000) :

- les larves sont capables de sélectionner activement leur nourriture sur des critères de taille et de qualité biochimique ;
- les petites larves ingèrent plus de particules petites ($< 2 \mu\text{m}$) que les grandes larves ; ainsi, au cours de la croissance larvaire, la part des particules de plus grande taille augmente dans le régime alimentaire ;
- dans le milieu naturel, le phytoplancton de taille $< 20 \mu\text{m}$ apparaît comme un composant majeur du régime alimentaire de toutes les larves de bivalves.

Nous disposons cette année des résultats de Vincent *et al.* (2002b, 2002c) qui ont mené au cours des étés 2000 et 2001 des expériences de nutrition à partir des populations planctoniques naturelles du Bassin d'Arcachon. Ces auteurs ont étudié la compétition entre les différentes classes zooplanctoniques pour la nourriture rencontrée dans les eaux de la Baie. Ils montrent que des larves d'huîtres âgées de 30 h à 12 jours ingèrent des particules dans une gamme de taille allant de moins de 2 μm jusqu'à 10-20 μm (pico, nanoplancton et ciliés) comme les larves de gastéropodes et les naupliis de copépodes. Ces organismes s'avèrent donc être en compétition pour la nourriture. Les plus jeunes larves

d'huîtres n'exerceraient cependant qu'un faible prélèvement sur le milieu dont l'impact serait très mineur contrairement aux larves plus âgées.

Olson et Olson (1989), considérant que le développement des larves en milieu naturel est forcément limité car elles n'y atteignent pas leur taux de croissance maximal, s'interrogent en ces termes : l'évolution de la population larvaire est-elle suffisamment limitée pour qu'un effet sur le recrutement se fasse sentir ?

Ces auteurs considèrent que pour répondre à cette question, il faudrait étudier :

- la proportion de larves affamées qui meurent,
- l'allongement de la durée de la vie larvaire due à une insuffisance de nourriture (entraînant une augmentation du temps d'exposition à d'autres sources de mortalité comme la prédation -ainsi qu'une augmentation de la dispersion hors des secteurs de captage dans le cas du Bassin d'Arcachon-),
- la relation entre le recrutement annuel et la quantité de nourriture présente.

Les expériences menées par His *et al.* (1989) puis His et Seaman (1992) (cf chapitre 1) chez les larves de *Crassostrea gigas* apportent des réponses aux deux premières questions bien qu'il existe toujours l'incertitude de la transposition au milieu naturel. *In vitro*, lorsque les larves ne sont pas alimentées en algues fourrages, elles ne grandissent pas. Une reprise de la croissance est obtenue lorsqu'elles sont mises en présence de nourriture. Mais plus le jeûne est long, plus lente est la reprise et plus élevées sont les mortalités ; à 22 °C et pour une salinité de 25, lorsque la durée du jeûne est égale ou supérieure à 6 jours, les mortalités cumulées au bout de 15 jours d'élevage affectent 80 % de la population.

Ajoutons que lors des expérimentations menées par ces auteurs, le jeûne s'appliquait aux premiers jours de la vie de la larve ; il est possible qu'il existe d'autres périodes critiques dans la vie larvaire où la sensibilité au jeûne pourrait aussi être cruciale (Boidron-Métairon, 1995).

Nous ne disposons pas de données du milieu naturel équivalentes à celles recueillies par Fotel *et al.* (1999) sur des larves de moules *Mytilus edulis* pour évaluer le taux de mortalité provoqué par le jeûne. Ces auteurs, à partir de larves du milieu placées en élevage au laboratoire dans de l'eau de mer naturelle, comparent les taux de mortalité obtenus avec ou sans complément alimentaire. La différence importante entre les deux valeurs les conduit à conclure que le développement des larves de moules est limité par la nourriture dans la baie danoise de Knebel Vig (les concentrations en chlorophylle *a* -0,5 à 4,5 µg/l- y sont équivalentes à celles du Bassin d'Arcachon). Précisons que les auteurs évaluent un taux de disparition des larves dans les eaux de Knebel Vig encore plus élevé qu'en laboratoire du fait de la prédation importante s'exerçant dans le milieu.



Nous allons maintenant 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 trois années sont assez différentes, à la fois sur le plan du succès du captage (très bon en 1999 et 2001, très moyen en 2000) et sur celui des caractéristiques des populations algales présentes au cours de la saison estivale. Ces résultats nous conduisent aux réflexions suivantes.

Dans le rapport précédent (Maurer *et al.*, 2001), nous avons conclu que si un défaut d'alimentation était en partie responsable des résultats très moyens du captage de l'année 2000, il était à rechercher dans la rareté des algues de taille intermédiaire (petits et grands eucaryotes) puisque :

- les bactéries, les *Synechococcus* et les picoeucaryotes ($< 2 \mu\text{m}$) étaient aussi abondants, voire plus pour ces derniers, que lors de l'été 1999, année de captage pléthorique (plusieurs milliers de naissains par collecteur) ;
- compte tenu de la plupart des travaux effectués sur ce thème, le microplancton ($20 \mu\text{m}$ à 1mm), florissant en 2000, ne servait en général pas de base à l'alimentation des larves d'huîtres, sauf lors d'un cas mentionné par Baldwin et Newell (1995a), concernant un bloom de Dinoflagellés (de tailles comprises entre 10 et $30 \mu\text{m}$).

Les résultats de l'année 2001 semblent s'accorder avec ces hypothèses. En effet, si de même qu'en 2000, les organismes les plus petits ($< 2 \mu\text{m}$) sont globalement très abondants (excepté les *Synechococcus*), les plus grandes des algues de taille intermédiaire (les grands eucaryotes) reprennent une place importante dans la population même si elles n'atteignent pas le niveau de 1999. Leur développement serait tout de même suffisant pour permettre le très bon déroulement de l'évolution larvaire observé.

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 du nanoplancton une semaine après mais pas du picoplancton. Excepté ce minimum, le nanoplancton se maintient à des niveaux élevés 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. Ceux-ci 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 du picoplancton et du nanoplancton qui redeviennent ensuite assez élevés tout au long du mois d'août.

Raby *et al.* (1997), Vincent *et al.* (2002b) suggèrent que les larves de bivalves se nourrissent sur les catégories de nourriture les plus abondantes. 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.

Cependant, Raby *et al.* (1997) s'interrogent sur l'efficacité de la rétention des très petites particules par rapport à celle de particules plus grandes: d'un point de vue énergétique, ingérer de grandes cellules est probablement plus avantageux pour une véligère que d'en ingérer de petites, surtout si on pense que le volume d'une cellule de 20 μm est 300 fois supérieur à celui d'une cellule de 3 μm . Le temps et l'énergie dépensés pour attraper une grande proie sont beaucoup plus faibles que ceux nécessaires pour attraper des centaines de petites proies (Raby *et al.*, 1997). Ces considérations prennent d'autant plus d'importance que la larve est plus grande. La rareté du nanoplancton dans le Bassin, lorsqu'elle se réalise comme en 2000, pourrait donc affecter les larves d'autant plus qu'elles sont âgées.

Lors de nos premières réflexions, nous pensions *a priori* que les larves les plus jeunes étaient les plus vulnérables sur le plan alimentaire. A Arcachon, les résultats des trois étés, montrant la présence constante d'une population algale de taille inférieure à 2 μm , abondante et diversifiée, incitent à penser que les plus petites larves peuvent mieux compenser un déficit en nanoplancton que les larves plus âgées, qui de surcroît sont en compétition marquée avec les autres organismes zooplanctoniques.

Ajoutons que ces hypothèses ne concernent que l'aspect quantitatif du problème de la nutrition des larves en milieu naturel. L'aspect qualitatif est difficile à aborder et nous n'avons que peu d'éléments à y apporter.

Douillet (1993a) a montré que les larves de *Crassostrea gigas* étaient capables d'ingérer facilement des bactéries ($< 1 \mu\text{m}$), de les digérer et de les assimiler. En revanche *Synechococcus* ne semble pas être un aliment de très bonne qualité (Christaki *et al.*, 2002) même s'il peut constituer un complément nutritif quand le nanoplancton est rare par ailleurs (Gallager *et al.*, 1994).

5. Conclusion

Les eaux du Bassin d'Arcachon présentent, au cours de l'été, les caractéristiques d'une eau marine côtière compte tenu des composantes du plancton qui s'y développent et de leur richesse relative (Iriarte et Purdie, 1994) : dominance du picoprocaryote *Synechococcus*, importance qualitative et quantitative des picoeucaryotes, grande abondance et diversité du nanoplancton (Guillocheau, 1988). Malgré une pauvreté estivale marquée en sels nutritifs, des floraisons microplanctoniques peuvent aussi s'y développer. Si les cycles annuels nano- et microplanctoniques sont assez bien connus, il n'en est pas de même pour le picoplancton dont seule l'évolution estivale commence à être précisée dans cette étude.

Au cours de l'été 1999, les composantes nanoplanctoniques se sont très bien développées. La grande richesse quantitative et qualitative de ces organismes est considérée comme caractéristique de la saison estivale par Guillocheau (1988). Les niveaux observés se situaient dans des gammes apparemment suffisantes pour assurer la réussite complète de la vie larvaire. Les teneurs en chlorophylle *a* étaient assez élevées pour la saison. Le déroulement de la reproduction au cours de l'été 1999 a conduit à un excellent captage.

A l'inverse, durant l'été 2000, si les plus petites formes se trouvaient aussi abondantes (bactéries et *Synechococcus*) voire plus (picoeucaryotes) qu'en 1999, il n'en était pas de même pour le nanoplancton (beaucoup plus rare) et le microplancton (deux fois plus abondant). Malgré les effectifs microplanctoniques élevés, les teneurs en chlorophylle *a* phytoplanctonique étaient, en 2000, environ deux fois plus faibles qu'en 1999.

Cette année a été accompagnée d'un captage de faible ampleur.

L'année 2001 s'avère intermédiaire entre 1999 et 2000 à la fois sur le plan des teneurs en chlorophylle *a* et sur celui du développement du nanoplancton. Pour le microplancton et les picoprocaryotes (*Synechococcus*), elle ressemble à 1999 tandis que pour les picoeucaryotes, elle est proche de 2000 avec un niveau très élevé de cette catégorie d'organismes. La saison 2001, comme 1999, a été une excellente année pour le captage.

Les connaissances en matière de nutrition larvaire dans le milieu naturel peuvent être schématisées ainsi :

- le nanoplancton (2 à 20 μm) est un composant majeur du régime alimentaire des larves de bivalves,
- les bactéries et le picoplancton ($< 2 \mu\text{m}$) constitueraient plutôt un complément alimentaire d'autant plus important que la larve est jeune,
- le microplancton (20 μm à 1 mm) est rarement consommé.

Il ne nous est pas possible de conclure catégoriquement sur l'impact possible de l'alimentation des larves de bivalves sur le recrutement car ce n'est pas le seul facteur qui peut intervenir. Cependant, la comparaison des populations phytoplanctoniques observées au cours des trois étés permet les réflexions suivantes.

- Les très petites formes algales sont très abondantes au cours de l'été dans le Bassin d'Arcachon. La seule année où elles se trouvent en moindre quantité est 1999, celle du meilleur captage réalisé.
- L'année 2000 de captage très moyen se différencie des deux autres par la rareté relative du nanoplancton. Cette dissemblance peut-elle être à l'origine d'une limitation de la nourriture des larves d'huîtres, suffisante pour se répercuter sur le captage ? Si tel est le cas, les larves les plus âgées en auraient été surtout affectées, les jeunes larves pouvant sans doute mieux compenser ce manque par les très petites formes de nourriture ($<2 \mu\text{m}$) particulièrement nombreuses dans le Bassin en été 2000.
- Les deux années de très bon captage, 1999 et 2001, ne présentent pas exactement les mêmes populations algales. Si le nanoplancton constitue l'élément majeur de l'alimentation des larves d'huîtres dans le Bassin d'Arcachon, les niveaux qu'il a atteints en 2001 sont donc à considérer comme suffisant pour le bon déroulement de la vie larvaire.

Lors de nos premières réflexions, nous pensions *a priori* que les très jeunes larves étaient les plus vulnérables sur le plan alimentaire. A Arcachon, les résultats des trois étés incitent à penser que la variabilité des populations algales serait plus susceptible d'affecter les larves âgées. Ces résultats relancent aussi l'interrogation sur l'implication possible de ce facteur dans le déficit de captage de l'année 1998.

Les raisons des différences de structure des populations phytoplanctoniques entre les trois années ne sont pas évidentes. Les facteurs susceptibles de réguler la croissance et la compétition entre les diverses catégories d'algues, qu'ils soient naturels ou anthropiques, sont en effet nombreux (température, éclaircissement, agitation de l'eau, nutriments, broutage par le zooplancton, contaminants ...) et peuvent s'avérer parfois antagonistes.

Volet 4 :

"Compétition et prédation "



Chapitre 6

Suivi des populations zooplanctoniques au cours de l'été 2001

1. Introduction

Le zooplancton est composé de deux groupes : l'**holoplancton**, qui regroupe les espèces à développement entièrement planctonique et le **méropplancton**, 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, qu'ils soient **prédateurs** (aptés à consommer les larves d'huîtres) ou **compétiteurs trophiques** (aptés à consommer la même nourriture que les larves).

Pour cette raison, un suivi des populations zooplanctoniques se développant dans les principales zones de captage du Bassin a été conduit, au cours des étés 2000 et 2001, par le Laboratoire d'Océanographie Biologique d'Arcachon (Université Bordeaux I).

2. Matériel et méthodes

Trois stations ont été suivies pendant l'été 2001 (du 13 juin au 28 août) : Tessillat, Jacquets, La Vigne (Figure 27). La périodicité d'échantillonnage était hebdomadaire (soit 12 prélèvements effectués pour chaque station au cours de l'été).

Lors de chaque échantillonnage, le zooplancton était prélevé horizontalement en sub-surface avec 1 filet standard type WP2 de 0,25 m² d'ouverture, l'un ayant 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).

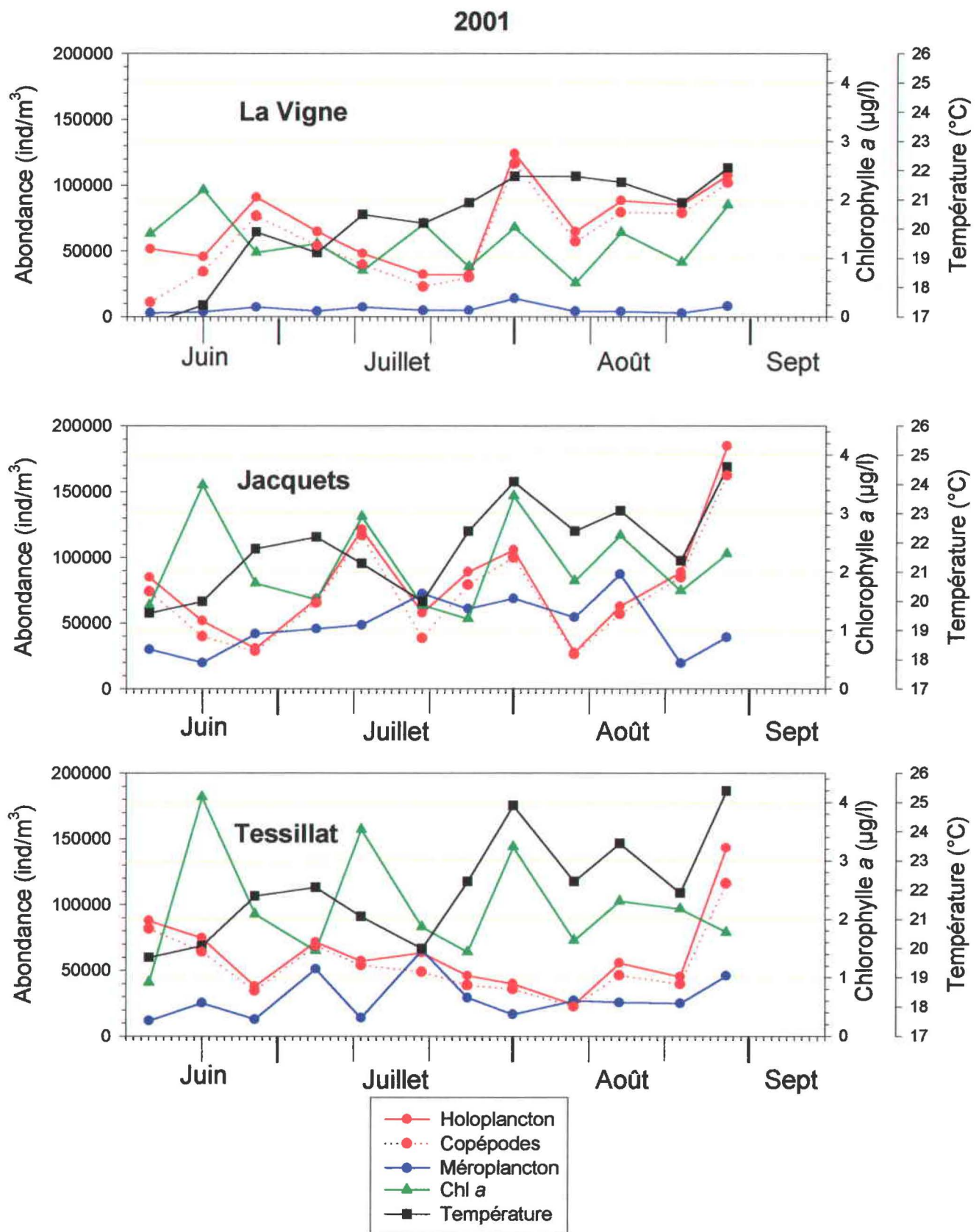


Figure 35 : Variations de la température, de la teneur en chlorophylle *a* et des abondances zooplanctoniques totales (filet 63 µm), holoplanctoniques, copépodiennes et méroplanctoniques pendant l'été 2001.

Parallèlement à ces prélèvements, des mesures concernant les paramètres hydrologiques (température, salinité) et les populations phytoplanctoniques (teneur en chlorophylle, dénombrements des petits individus par cytométrie en flux) ont été réalisées (cf chapitre 5).

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.

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 ont été ramenés aux abondances dans le milieu et sont exprimés en nombre d'individus par mètre cube.

Les résultats obtenus pendant ce suivi ont été comparés avec le suivi réalisé au cours de l'été précédent.

3. Résultats

3.1. Variations spatio-temporelles de l'abondance des populations zooplanctoniques

Les figures présentant les résultats de l'été 2000 sont réunies dans l'annexe 5 (Figures W à AA).

Les résultats du suivi estival 2001 par groupe faunistique sont représentés sur les figures 36 à 38.

En 2001, comme en 2000, les organismes holoplanctoniques sont plus abondants que les méroplanctontes pendant presque toute la durée de l'étude (Figure 35), sauf à la fin du mois de juillet en raison du pic d'abondance de larves d'huîtres au stade "petites", et au milieu du mois d'août aux Jacquets, à cause de la présence de nombreuses larves de gastéropodes et d'annélides.

➤ Holoplancton

D'une façon générale, les abondances holoplanctoniques sont plus élevées en 2001 qu'en 2000. Pour ce groupe, il n'existe pas de fortes différences de densité moyenne entre les trois stations, comme l'indiquent les valeurs présentées ci dessous. Néanmoins, on peut remarquer que les abondances sont plus élevées aux Jacquets qu'à Tessillat.

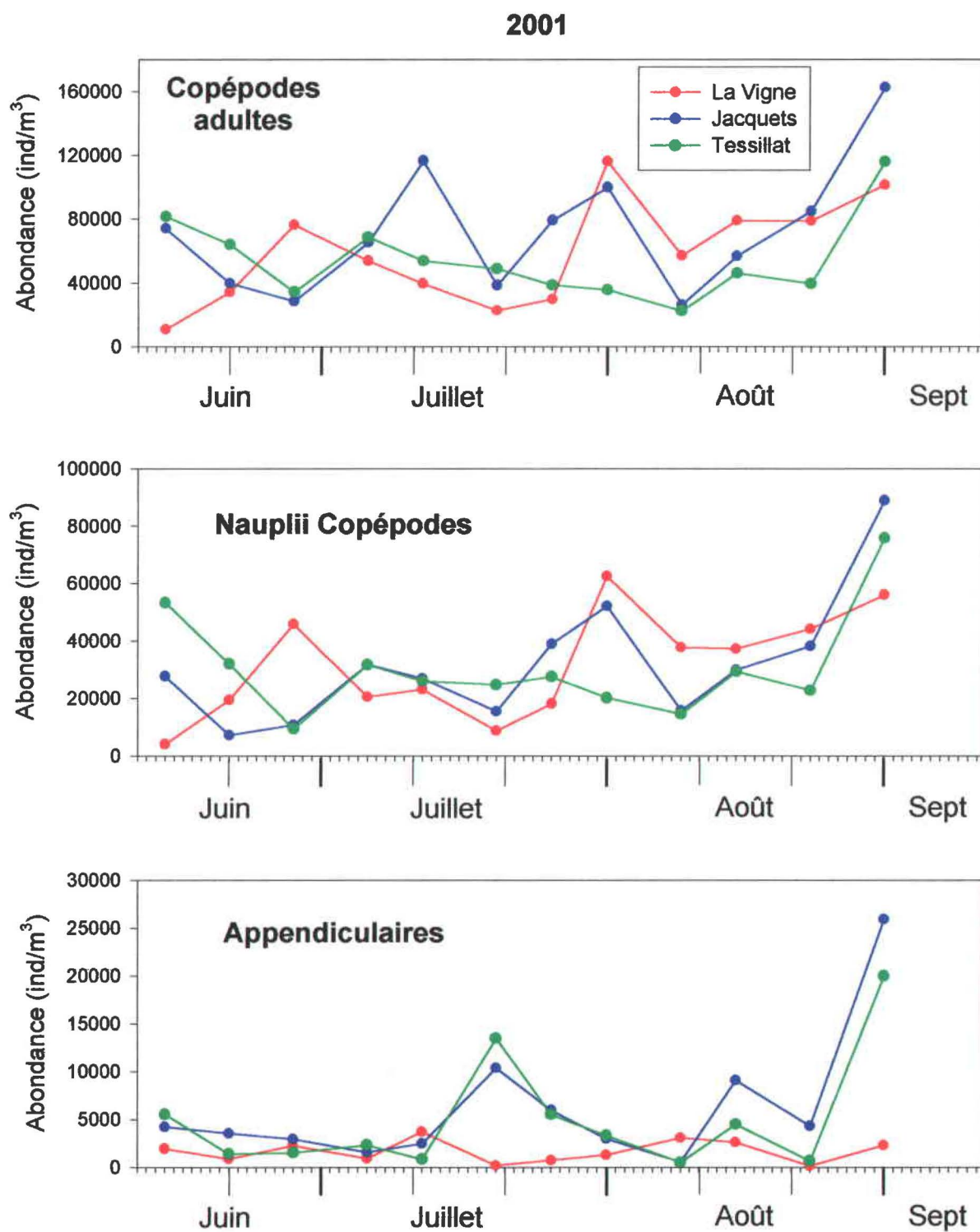


Figure 36 : Variations des abondances de quelques groupes holoplanctoniques (filet 63 μm), pendant l'été 2001.

2001

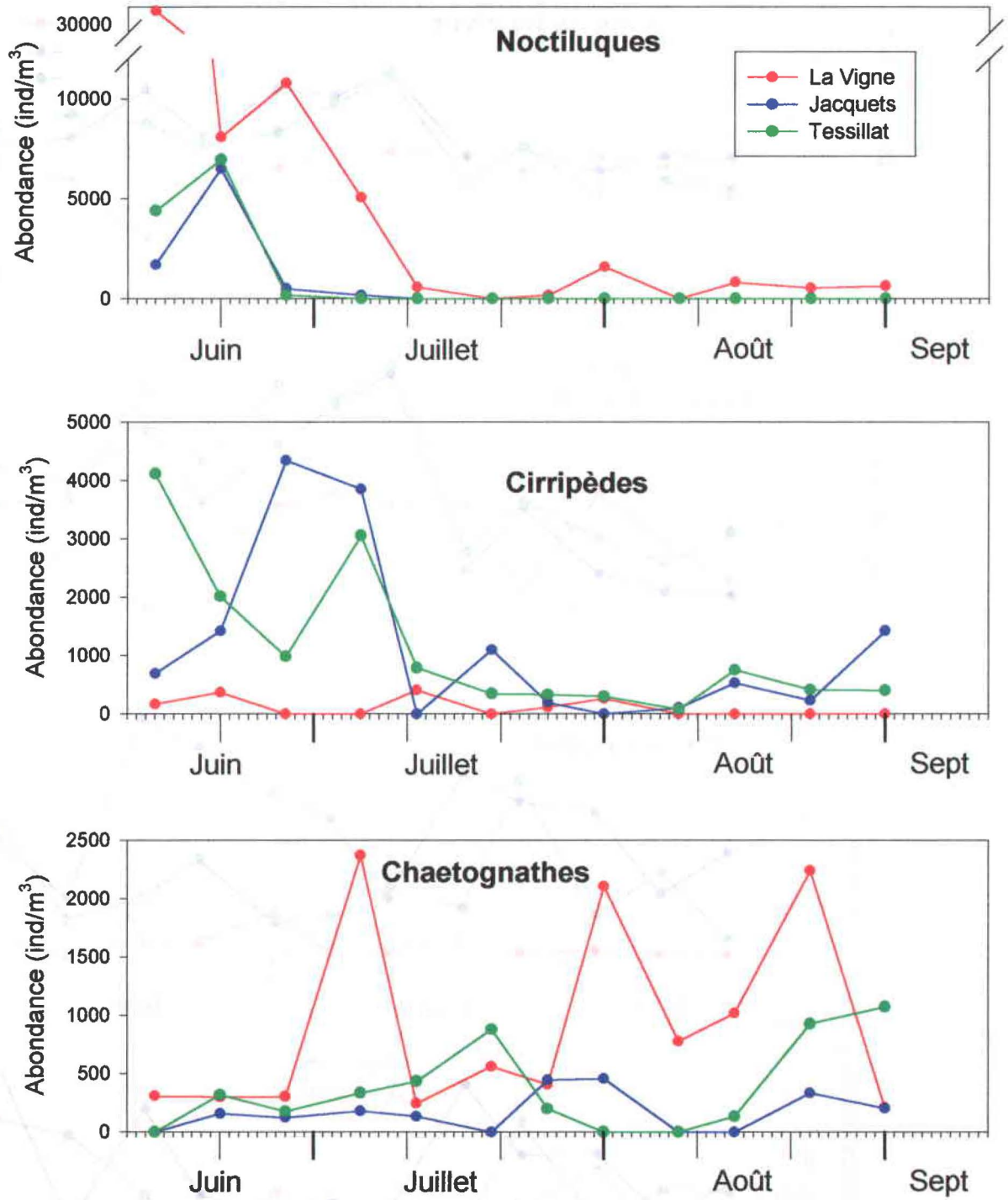


Figure 37 : Variations des abondances de quelques groupes holoplanctoniques (filet 63 μm), pendant l'été 2001.

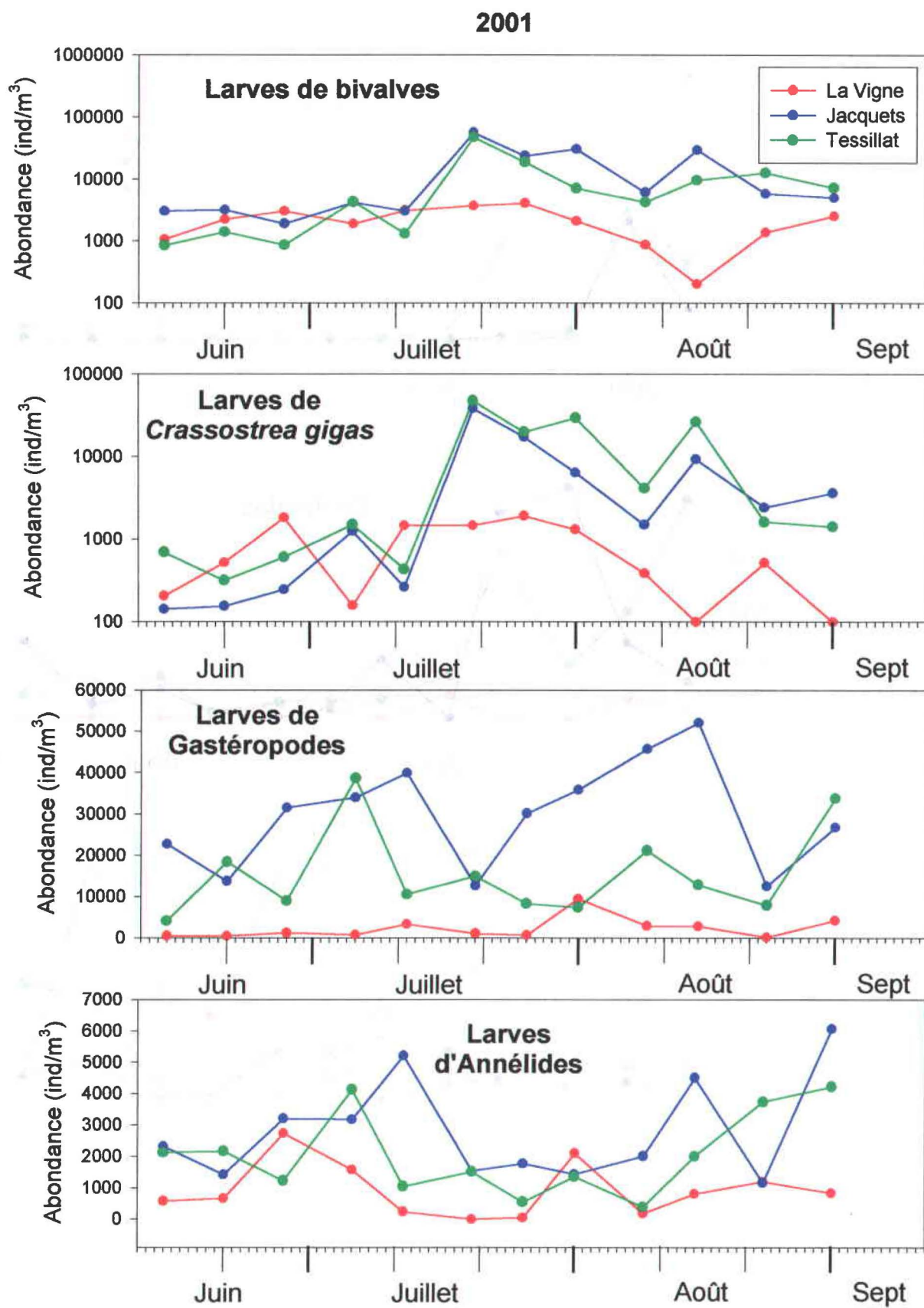


Figure 38 : Variations des abondances de quelques groupes méroplanctoniques (filet 63 μ m), pendant l'été 2001.

Station	La Vigne	Jacquets	Tessillat
Moyenne des abondances holoplanctoniques pendant l'été 2001 (ind/m ³)	66177	71775	54884

Au sein de l'holoplancton, comme en 2000, les copépodes constituent le taxon le mieux représenté pendant l'été 2001. Dans les 3 sites, les évolutions temporelles d'abondances zooplanctoniques totales sont donc essentiellement marquées par les variations d'effectifs de ce taxon (Figure 35).

En 2001, à La Vigne, les abondances des copépodes sont plus faibles en juillet qu'au mois d'août. Au début de ce second mois, on observe un pic d'abondance constitué en majorité par deux espèces néritiques côtières, *Oncaea media* et *Euterpina acutifrons*, ainsi que par des stades jeunes de copépodes (nauplii). Ces deux taxons et les nauplii restent abondants par la suite. Par ailleurs, c'est à cette station que les abondances de noctiluques, de chaetognathes et de cladocères (*Penilia sp.* principalement) sont les plus élevées.

À Jacquets, les deux premiers pics d'abondance (mi-juillet et fin juillet) sont composés d'*Isias clavipes* (espèce autochtone), de nauplii, et d'*Euterpina acutifrons* (espèce néritique côtière).

On peut remarquer que ces deux pics n'apparaissent pas à Tessillat. Par contre, fin août, les abondances de copépodes s'élèvent simultanément dans les deux stations, les nauplii et *Euterpina acutifrons* dominant ces peuplements.

Cette différence entre les deux stations internes n'était pas apparue en 2000, où le seul pic d'abondance des copépodes (début août) était simultané dans les deux sites et caractérisé par la présence de nauplii, des deux espèces néritiques côtières *E. acutifrons* et *O. media* (comme en 2001 à la Vigne) et de l'espèce autochtone et très euryhaline *Acartia discaudata*.

➤ Méroplancton

Si l'on exclut le pic de larves d'huîtres au stade "petites" pendant la fin de la seconde décade de juillet 2000, les abondances méroplanctoniques sont plus élevées en 2001 qu'en 2000 dans les stations internes. En 2001, la station Jacquets présente des densités moyennes de méroplancton deux fois plus élevées que le Tessillat et dix fois plus élevées que La Vigne (cf valeurs ci-dessous).

Station	La Vigne	Jacquets	Tessillat
Moyenne des abondances méroplanctoniques pendant l'été 2001 (ind/m ³)	5483	50030	27648

Alors qu'en 2000 les prélèvements au filet avaient permis de capturer les larves au stade "petites" issues de la ponte principale, tel n'a pas été le cas en 2001. Le temps de pêche très court, rendu nécessaire par le risque de colmatage du filet, n'a pas permis d'échantillonner correctement l'essaim de larves d'huîtres issu des pontes de la mi-juillet 2001.

Comme en 2000, en 2001 les larves de mollusques gastéropodes sont plus abondantes dans la station Jacquets que dans les autres (Figure 38). Par ailleurs, on peut remarquer que leur abondance diminue juste au moment où les larves d'huîtres présentent leur abondance maximale. Par la suite, elle augmente à nouveau et reste élevée jusqu'à la mi-août. De même, les larves d'annélides présentent une faible abondance au moment du pic de larves d'huîtres.

En 2000, il apparaissait très nettement une succession entre le pic principal d'abondance des larves d'huîtres et ceux de la plupart des autres organismes planctoniques, avec un décalage d'une à deux semaines. Ce phénomène était observé simultanément dans les deux stations internes.

En 2001, les abondances de certains groupes (copépodes, larves de gastéropodes et d'annélides) ont présenté des pics d'abondance avant le pic de larves d'huîtres mais leurs densités ont baissé au moment du pic des larves d'huîtres. Les abondances de ces groupes ont ensuite augmenté, avec comme en 2000, un décalage d'environ une semaine. Toutefois, en 2001, ce phénomène n'a concerné que les Jacquets (pour les copépodes et les larves de gastéropodes) et la Vigne (pour les copépodes).

3.2. Variations spatio-temporelles des taxons compétiteurs et/ou prédateurs des larves de bivalves

3.2.1. Critères de choix de l'appartenance des taxons aux différents groupes trophiques

➤ 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

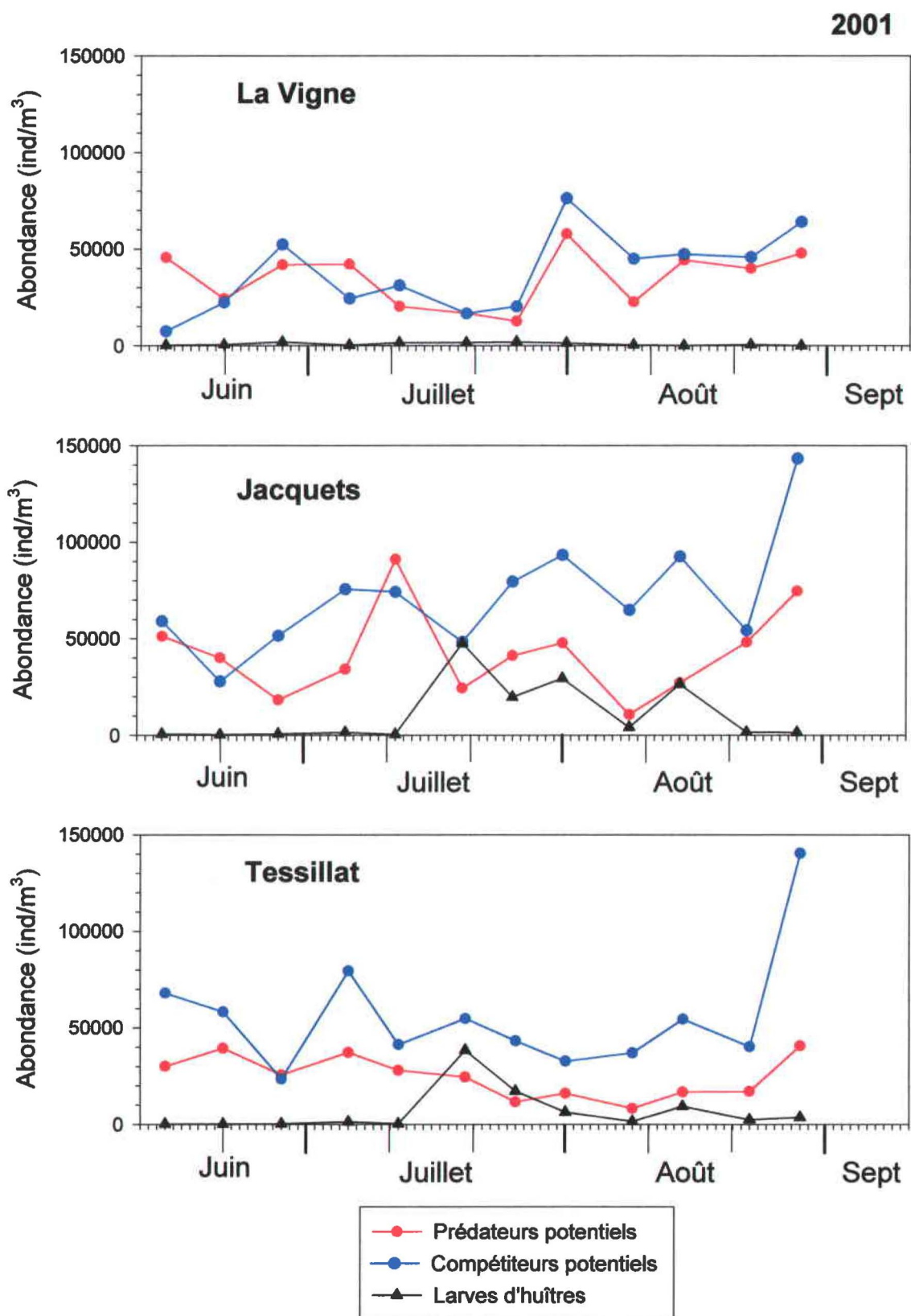


Figure 39 : Variations temporelles en 2001 dans les trois sites échantillonnés des abondances (ind.m^{-3}) des groupes trophiques considérés comme "compétiteurs" et/ou "prédateurs" des larves de bivalves.

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 copépodes de taille supérieure à 200 µm, les larves zoés de décapodes et les chaetognathes.

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

3.2.2. Résultats

En 2001, dans les deux sites internes, les abondances des compétiteurs étaient plus importantes que celles des prédateurs, à l'inverse de ce que l'on avait observé en 2000.

➤ **Compétiteurs**

En 2001, dans les trois sites, l'abondance des compétiteurs pendant l'été était beaucoup plus élevée qu'en 2000 (Figure 39 et AA, annexe 5).

Par ailleurs, en 2001, ils étaient plus nombreux en moyenne aux Jacquets qu'à Tessillat et surtout qu'à la Vigne (cf. valeurs ci dessous).

Station	La Vigne	Jacquets	Tessillat
Moyenne des abondances des compétiteurs pendant l'été 2001 (ind/m³)	35446	65546	48508

En 2000, dans les sites les plus internes (Jacquets et Tessillat), les "compétiteurs" trophiques des larves d'huîtres présentaient de faibles abondances jusqu'au 25 juillet, puis elles augmentaient fortement après le pic de production de larves d'huîtres (Figure AA, annexe 5). Par la suite, de la mi-août à début septembre, les abondances de ces organismes ayant des régimes trophiques "similaires" ont diminué. Ces variations n'apparaissaient pas dans le site plus influencé par les eaux néritiques (La Vigne).

Après le pic de larves d'huîtres correspondant à la ponte principale de 2001, l'abondance des compétiteurs a augmenté comme en 2000, mais seulement à la Vigne et aux Jacquets (Figure 39). Par la suite, leurs abondances sont restées assez élevées dans ces deux stations.

➤ Prédateurs

En 2001, dans les trois sites, l'abondance des prédateurs pendant l'été était du même ordre de grandeur qu'en 2000 (Figure 39 et AA, annexe 5).

En moyenne, les prédateurs sont deux fois plus nombreux aux Jacquets qu'à Tessillat au cours de l'été 2001, comme l'indiquent les nombres suivants.

Station	La Vigne	Jacquets	Tessillat
Moyenne des abondances des prédateurs pendant l'été 2001 (ind/m ³)	33503	39510	23213

En 2000, les sites internes ont présenté une forte augmentation des "prédateurs" potentiels des larves d'huîtres juste après le pic de production de ces dernières. En 2001, cette augmentation a également été observée aux Jacquets et à la Vigne, mais elle était beaucoup moins spectaculaire qu'en 2000.

Dans les stations internes, le pic de jeunes larves d'huîtres issues de la ponte massive du 22 juillet 2000 a été suivi d'une forte augmentation de l'abondance des "compétiteurs" et surtout des "prédateurs" planctoniques dans les deux stations internes.

En 2001, ce phénomène a également été observé, mais seulement aux Jacquets et à la Vigne, et les "compétiteurs" étaient plus nombreux que les "prédateurs".

4. Conclusion

Au cours de l'été 2001, la composition spécifique et les abondances du zooplancton étaient cohérentes avec ce qui avait été observé antérieurement dans le Bassin d'Arcachon ou dans une zone de captage proche (Marennes-Oléron). Les taxons dominants sont ceux rencontrés habituellement dans les zones internes du Bassin pendant la période estivale : espèces autochtones accompagnées d'espèces à caractéristiques plus néritiques pénétrant dans la Baie de façon "continue" (*Euterpina acutifrons*) ou simplement en période estivale (*Penilia avirostris*, ...). Cette période est de plus caractérisée par une forte production secondaire liée notamment à la production d'organismes méroplanctoniques : larves de bivalves (en particulier huîtres) et larves de gastéropodes, mais aussi à la production d'organismes holoplanctoniques (fortes abondances de larves de copépodes : nauplii). La pénétration de taxons néritiques est essentiellement observée à La Vigne, ce qui est une caractéristique de cette zone du Bassin.

Les abondances holoplanctoniques totales sont proches dans les trois zones échantillonnées (et supérieures à celles de 2000). Au sein de ce groupe les copépodes représentent le taxon dominant. Les organismes méroplanctoniques sont essentiellement présents dans les zones internes du Bassin (les effectifs étant 5 à 10 fois moins importants à la Vigne que dans la zone interne). Cette différence est principalement liée à la présence dans cette zone interne de larves de bivalves et de larves de gastéropodes. Ces deux groupes sont responsables de la dominance du compartiment méroplanctonique par rapport au compartiment holoplanctonique lors de 2 périodes dans la zone interne (fin juillet pour les larves d'huîtres et mi-août pour les larves de gastéropodes).

L'analyse des fluctuations temporelles des différents taxons zooplanctoniques regroupés en "compétiteurs potentiels" et "prédateurs potentiels" permet de mettre en évidence, comme en 2000, une succession rapide entre la présence des larves d'huîtres aux premiers stades et les pics d'abondance de ces groupes.

En 2001, les compétiteurs sont plus abondants dès le début du suivi qu'en 2000 dans les trois zones et, comme cela avait déjà été observé, leurs effectifs augmentent fortement suite au pic de production de larves de bivalves (exception faite du Tessillat) et restent importants jusqu'à la fin de la période. Ce phénomène s'explique probablement par la simultanéité de l'augmentation de la température (qui a déclenché la ponte massive des huîtres) et l'augmentation de l'abondance et de la biomasse microphytoplanctoniques (qui a déclenché le processus précédant la ponte chez les copépodes notamment).

Les prédateurs présentent eux aussi une évolution similaire avec celle observée en 2000 avec une augmentation des effectifs consécutive au pic de production de larves d'huîtres (exception faite du Tessillat). Cette augmentation des abondances est relativement ponctuelle, les effectifs chutant ensuite assez rapidement.

La zone interne du Tessillat représente cette année un cas particulier du point de vue de l'évolution de ces groupes trophiques puisque les effectifs des 3 groupes (larves de bivalves, compétiteurs et prédateurs) diminuent (au lieu d'augmenter pour les compétiteurs et les prédateurs comme dans les 2 autres sites) à partir de la période de production de larves et restent faibles durant un mois (limitation de l'accès à la ressource trophique pour l'ensemble des taxons ?).

Les observations réalisées en 2001 mettent donc à nouveau en évidence une similitude dans la chronologie de l'apparition et de l'évolution des effectifs des compétiteurs et des prédateurs des larves d'huîtres suite au pic de production de larves. Ces résultats indiquent cependant aussi une variabilité inter-annuelle des effectifs observés pour les différents groupes, mais aussi liée au site, puisque cette chronologie n'est pas retrouvée dans l'une des zones internes pourtant caractérisée par un important pic de production de larves d'huîtres.

Volet 5

"Pathologie larvaire"



Chapitre 7

Recherche d'une pathologie larvaire

1. Introduction

Durant l'été 2001, comme en 1999 et 2000, la recherche du virus herpès⁴ dans les populations de larves d'huîtres du Bassin d'Arcachon a été effectuée.

Comme nous l'avons évoqué précédemment (Auby *et al.*, 2000), on suspecte cet agent pathogène d'être responsable de mortalités chez les stades jeunes de *Crassostrea gigas*. En effet, le pouvoir pathogène de cet herpèsvirus a été démontré par infection expérimentale de larves saines. Néanmoins, il faut également rappeler que la biologie particulière des *Herpesviridae* fait que la présence du virus dans les organismes n'occasionne pas obligatoirement une maladie chez les individus infectés (Renault *et al.*, 1999). En effet, les virus appartenant à la famille des *Herpesviridae* 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.

Le virus ne rentre en phase de multiplication active que lorsqu'il rencontre des conditions favorables à son développement.

La détection de constituants viraux et du matériel génétique (ADN) a pu être démontré au stade adulte chez des coquillages 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 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 très fortement suspectée (Arzul *et al.*, 2001a ; Arzul *et al.*, 2002).

⁴ Il s'agit en fait d'un virus "herpès like" c'est-à-dire qui ressemble à celui de l'herpès.

Quelques observations avaient été réalisées en 1998 sur les larves d'Arcachon. En 2001, comme en 1999 et 2000, une analyse systématique des larves des différents secteurs du Bassin a été réalisée afin de détecter la présence éventuelle de ce virus dans ces populations.

2. Observations préalables réalisées sur les larves et les naissains du milieu naturel

Depuis 1992, le Laboratoire de Génétique et de Pathologie (Station IFREMER, La Tremblade) analyse des larves et du naissain provenant du milieu naturel pour y rechercher l'herpèsvirus. Leurs principaux résultats sont rapportés dans ce paragraphe.

☞ 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 18). En effet, le virus a été précédemment 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 18 : Infection par le virus de type herpès de lots de naissain de différentes origines en 1998 (Technique PCR).

Chaque lot de 30 individus est séparé en 6 groupes de 5 naissains 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 le virus 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 à Arcachon et une faible présence en Charente (Tableau 19).

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 19 : Infection par le virus de type herpès de lots de naissain de différentes origines en 1999 (Technique PCR).

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** 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 20). 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" (avant leur mort) que quand ils contenaient des naissains déjà morts.

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 20 : Infection par le virus de type herpès de lots de naissain de différentes origines en 2000 (Technique PCR). *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 du virus 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.

Date de la pêche	Station	Commentaires
05.07.00	Ouest	Mélange larves bivalves et gastéropodes
10.07.00	Piquey	Très peu de larves
11.07.00	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" (tamis > 32µm et < 63µm) ● Nombreuses larves au stade "petites" + zooplancton (tamis > 63µm et < 125µm)
19.07.01	Piquey	● Larves au stade "petites" (tamis > 32µm et < 63µm) ● Larves au stade "petites" + zooplancton (tamis > 63µm et < 125 µm)
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 21 : Caractéristiques des échantillons de larves prélevés dans le Bassin d'Arcachon pendant l'été 2001 et analysés en PCR.

NB : En noir : Un échantillon fixé par congélation

En rouge : Un échantillon fixé par congélation + un échantillon fixé dans l'éthanol.

Lieu de stockage	Nombre de naissains analysés	
	février	juin
Grand Banc	30	
Courbey (mortalités)		90
Humeyre (mortalités)		90
Réousse (mortalités)		90
Graouères (mortalités)		90
Réousse (mortalités)		90
Arams (mortalités)		90
Piraillan (mortalités)		90

Tableau 22 : Caractéristiques des échantillons de naissain prélevés dans le Bassin d'Arcachon en 2001 et analysés en PCR.

3. Analyses réalisées sur les populations de naissain et de larves dans le Bassin d'Arcachon en 2001

3.1. Matériel et méthodes

3.1.1. Prélèvements et préparation des échantillons

Larves : En 2001, une série de pêches exclusivement destinées aux analyses de pathologie larvaire a été réalisée. Un échantillonnage régulier (par pompage) a été assuré entre le début du mois de juillet et le milieu du mois d'août.

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.

Au total, 38 échantillons contenant suffisamment de larves ont été préparés en vue d'analyses PCR pour le laboratoire de Génétique et Pathologie. Vingt huit de ces échantillons ont fait l'objet d'une congélation ; dix autres ont été fixés dans l'éthanol absolu (Tableau 21). L'ensemble des larves de chaque échantillon était testé (pas de réplicats).

Par ailleurs, 25 échantillons ont été fixés au glutaraldéhyde, préparation destinée à l'examen au microscope électronique à transmission dans le cas où d'importantes mortalités larvaires auraient été observées. Comme cela n'a pas été le cas, ces échantillons n'ont pas été analysés.

Naissain : Des lots de naissains provenant de différents secteurs du Bassin ont été échantillonnés en février, juin et septembre 2001 (Tableau 22) et congelés puis envoyés au laboratoire de Génétique et Pathologie.

Comme évoqué précédemment, ces lots étaient "poolés" en 6 groupes et chacun de ces groupes est testé en PCR.

3.1.2. 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 de l'ADN viral présent dans l'échantillon testé, de manière à le détecter plus facilement.

Cet ADN viral a préalablement 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 alors mis en présence des amorces et soumis aux différentes phases de l'amplification. On utilise un ou plusieurs cycles d'amplification (de 25 à 40 cycles). Un cycle d'amplification est défini comme la période au cours de laquelle la quantité d'ADN cible est multipliée par 2.

Ainsi, l'ADN du virus de type herpès infectant les larves d'huître a été purifié 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)

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 sur un 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 ne peuvent être très purs en larves de *Crassostrea gigas*, il semblait judicieux de vérifier l'absence d'**inhibition** de la réaction par les autres organismes en présence. 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 en partie la validité de la préparation des échantillons.

Enfin, il fallait s'assurer que les échantillons contenaient assez de larves de *C. gigas* pour effectuer les analyses et que l'ADN de ces larves n'était pas affecté par la préparation. A cet effet, d'autres types d'amorces (Gaffney *et al.*, 1996), spécifiques de l'ADN de *Crassostrea gigas* ont également été testés sur les échantillons préparés pour la technique de détection de l'Herpès. Ces vérifications ont donné des résultats positifs ; en effet, on a retrouvé de l'ADN intègre de *C. gigas* dans les échantillons de larves préparées pour la PCR.

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. 50 mg 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 1/10ème en eau bidistillée et congelé jusqu'à l'analyse en PCR (Renault *et al.*, 2000).

Les analyses en PCR ont été réalisées sur l'ensemble des échantillons présentés dans les tableaux 21 et 22.

3.2. Résultats et interprétation

3.2.1. Naissain

Toutes les analyses, y compris celles réalisées lors des épisodes de mortalité, ont donné des résultats négatifs.

3.2.2. Larves

Aucun des échantillons analysés n'a permis de mettre en évidence le virus herpès.

4. Conclusion

Comme en 1999, et contrairement à 2000, la présence du virus herpès n'a pas été mise en évidence dans les larves d'huîtres creuses du Bassin d'Arcachon au cours de l'été 2001.

Au cours des trois ans de suivi assez exhaustif des populations larvaires, on remarque que le seul échantillon contenant de l'ADN d'herpèsvirus a été récolté pendant l'année où le captage a été moyen (2000), entre deux années de très bon captage. Cependant, les mêmes réserves que précédemment doivent être apportées à l'interprétation de ces résultats : la présence de l'unique lot positif observé en 2000 ne signifie pas que ce virus ait compromis le succès de la population dans laquelle il a été détecté. Cependant, il est à rappeler que le pouvoir infectieux du virus de type herpès a été montré clairement en laboratoire. Ce virus est en effet capable d'induire une mortalité de 100% des effectifs de larves dans des lots expérimentaux (Le Deuff *et al.*, 1994, Le Deuff *et al.*, 1996 ; Arzul *et al.*, 2001c). Par ailleurs, les seuls aléas d'échantillonnage peuvent expliquer qu'il n'ait pas été détecté dans les lots de larves de 1999 et de 2000.

Il convient toutefois de poursuivre ce suivi dans le cas où des mortalités larvaires importantes seraient observées pendant la prochaine saison de reproduction.

Volet 6 :

"Contamination du milieu"



Avant-propos

En 1999, la question d'une éventuelle contamination du milieu influant négativement sur le développement larvaire avait été étudiée en utilisant deux démarches. L'une directe, consistait en la compilation et l'acquisition de données concernant les polluants dans l'eau du Bassin et leur impact sur les larves d'huîtres et leur nourriture; l'autre indirecte, consistait à vérifier si la qualité de cette eau permettait le développement des stades larvaires de l'espèce cible de notre étude, *Crassostrea gigas*.

Les résultats issus de cette approche indirecte, très lourde à mettre en œuvre⁵, n'avaient pas permis de mettre en évidence une différence de croissance entre les larves élevées dans les eaux de différents sites de la Baie. L'analyse des teneurs en pesticides dans ces mêmes masses d'eau avait d'ailleurs montré que les niveaux de concentrations atteints par ces molécules étaient très largement inférieurs au seuil d'action sur les larves. Le TBT, autre produit susceptible d'agir directement sur le développement larvaire et dont nous connaissons les seuils d'action sur les différents organismes aquatiques, pouvait, pour sa part, être facilement dosé dans les eaux.

Pour ces raisons, nous avons estimé inutile de répéter des tests d'écologie larvaire au cours des étés 2000 et 2001 mais nous avons adjoint aux dosages des pesticides ceux du TBT.

⁵ Et ayant nécessité, en 1999, la collaboration de l'équipe DEL/PC d'Arcachon, en les personnes d'E. His et O. Geffard.

Chapitre 8

Sources et niveaux de contamination des principaux polluants pouvant être incriminés dans les problèmes du développement larvaire des huîtres du Bassin d'Arcachon

Introduction

Dans le premier rapport annuel dédié à la reproduction des huîtres (Auby *et al.*, 2000), nous avons établi la liste des principaux types d'activités polluantes dont les produits peuvent parvenir au Bassin, celle des molécules associées à ces activités et, parmi celles-ci, nous avons sélectionné, en justifiant notre choix (application de différents critères de risque), les produits les plus susceptibles de nuire au milieu aquatique. Dans le rapport suivant (Maurer *et al.*, 2001) et celui-ci, nous rappelons les lignes générales des critères qui nous ont permis d'établir les listes de molécules étudiées au cours des différentes années.

Les principaux types d'activités polluantes auquel est soumis le Bassin sont les suivantes : activités culturelles sur le bassin versant (agriculture, sylviculture, entretien des espaces verts publics et privés), entretien des routes et des voies ferrées, lutte contre les insectes nuisibles hors agriculture (démoustication), activités nautiques directes ou associées à l'entretien des ports.

Certains des éléments ou molécules généré(e)s par ces activités sont déjà étudiés dans le cadre de suivis réguliers. C'est notamment le cas des métaux lourds, suivis dans le cadre du RNO, dont nous analysons certains résultats dans ce chapitre.

D'autres éléments, comme le TBT, ont fait par le passé l'objet d'études ponctuelles. Au cours des étés 2000 et 2001 nous avons réalisé deux campagnes d'échantillonnage pour rechercher ce produit dans les eaux et déterminer si les concentrations mesurées étaient susceptibles d'avoir un impact sur les organismes aquatiques.

Enfin, comme en 1999 et 2000, nous avons recherché dans les eaux les principaux pesticides utilisés dans le cadre des différentes activités recensées ci dessus et évalué leur impact sur les microalgues.

1. Activités polluantes et molécules associées

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 1136 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 cette superficie étaient occupés par l'activité agro-sylvicole. Les forêts couvraient 88 % de cette surface et l'agriculture 12 % (dont 81 % de la Surface Agricole Utile plantés de maïs). Depuis le début des années 1990, cette 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 annuel traitant de la reproduction (Auby *et al.*, 2000).

La liste des substances provenant de ces différentes origines et recherchées dans les eaux pendant l'été 2001 est la suivante :

Matière active	Propriété
2-4 D sels	Herbicide
2-4 MCPA	Herbicide
Alachlore	Herbicide
Aldicarbe	Nématicide - Insecticide
Atrazine	Herbicide
Bromoxynil	Herbicide
Carbofuran	Insecticide
Chlormephos	Insecticide
Chlorocrésol	Produit de dégradation du 2-4 MCPA
Chlorpyrifos – éthyl	Insecticide
DEA	Produit de dégradation de l'atrazine
Deltaméthrine	Insecticide
DET	Produit de dégradation de la terbutylazine
DIA	Produit de dégradation de l'atrazine
Diméthénamid	Herbicide
Diuron	Herbicide
Fluzilazole	Fongicide
Folpel	Fongicide
Hexazinone	Herbicide
Lindane	Insecticide
Linuron	Herbicide
Métolachlor	Herbicide
Néburon	Herbicide
Oxadiazon	Herbicide
Phosalone	Insecticide
Simazine	Herbicide
Sulcotrione	Herbicide
Tébutame	Herbicide
Téméphos	Insecticide
Terbutylazine	Herbicide
Triclopyr	Herbicide

NB : En raison de problèmes analytiques, certaines molécules (indiquées en caractères gras sur le tableau précédent), n'ont pu être dosées.

1.2. La démoustication

Depuis 1982 dans le nord Bassin et depuis 1986 dans le sud Bassin, l'Entente Interdépartementale de Démoustication (EID) lutte contre la prolifération des moustiques du genre *Aedes* en utilisant régulièrement le téméphos et plus rarement la deltaméthrine.

En 2001, une seule de ces molécules (la plus toxique) a été recherchée dans les eaux.

Matière active	Propriété
Deltaméthrine	Insecticide

1.3. Le nautisme

1.3.1. Généralités et choix des molécules

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) et permettait de dénombrer 11500 bateaux de plaisance et 1000 bateaux professionnels présents sur le plan d'eau au mois d'août.

Parmi les rejets polluants associés à la navigation, les bactéries liées à l'habitation des bateaux, le zinc issu de la dissolution des anodes (dosé dans le cadre du RNO), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (dosés dans l'eau en 1999) et le plomb (dosé dans le cadre du RNO) liés au fonctionnement des moteurs soit n'atteignent pas de concentrations suffisantes pour nuire aux peuplements de la Baie, soit n'ont pas présenté d'augmentation alarmante depuis les dernières années.

Par contre, certains des produits associés aux peintures antisalissure, tels que le tributylétain (TBT) utilisé par le passé ou le cuivre employé actuellement, ont atteint des niveaux dangereux pour la flore et la faune (TBT) ou ont présenté au cours des dernières années (cuivre) des concentrations croissantes. Pour cette raison, nous nous sommes intéressés en 2000 à l'examen des teneurs en TBT dans les eaux. Par ailleurs, nous rapportons ici les résultats du RNO concernant les teneurs en cuivre de certaines populations d'huîtres sauvages du Bassin.

Comme en 1999 et 2000, les principaux pesticides utilisés en tant que "boosters" dans les peintures antisalissure ont également été étudiés. Par rapport à la liste initiale de substances recherchées en 1999 (chlorothalonil, dichlofluanid, diuron, irgarol), nous avons décidé, en 2000, de supprimer 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 et le Kathon 5287. L'analyse du TBT dans les eaux ne pose aucun problème et cet élément a été recherché dans les eaux en 2000 et 2001. Par contre, le dosage du Kathon n'a pas pu être effectué, en raison de problèmes analytiques (taux de récupération largement insuffisant). Pour ces raisons, la liste des molécules d'origine nautique recherchées en 2001 s'établit de la façon suivante :

Matière active
TBT
Dichlofluamid
Diuron
Irgarol 1051

1.3.2. Enquête au sujet des peintures antisalissure utilisées sur le Bassin d'Arcachon

Au cours des années précédentes (1999 et 2000), des enquêtes ont 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 avait 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, en 2000, nous nous sommes contentés des données fournies par les fabricants pour l'année 1999.

La **composition chimique** de ces 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 composants 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

Substances actives	Type	Fournisseurs 1997	Fournisseurs 1998	Fournisseurs 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
Dichlofluanid	Biocide	3,4 - 5,1	4 - 6,1	7,9 - 20,6
Kathon 5287	Biocide	2 - 7,8	2,5 - 9,8	0 - 0
Tolylfluanide	Biocide	2,1 - 5,3	0,5 - 1,5	0,2 - 0,7
Sulfocianate 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 naphta	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
Acetate 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
Dimethylether	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 23 : Quantités (litres) des différents constituants des peintures antisalissure utilisées sur le Bassin d'Arcachon en 1997, 1998 et 1999.

potentiel est essentiellement basé sur une toxicité humaine (inhalation, contact avec la peau, ingestion, etc...).

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

En raison de la faible différence de résultats entre les trois années et de la lassitude des fabricants à répondre favorablement à notre demande en nous fournissant leurs chiffres de vente, nous avons décidé de ne pas réitérer l'enquête en 2001.

Les résultats présentés dans le tableau 23 et les commentaires qui y sont associés sont ceux déjà présentés dans le précédent rapport (Maurer *et al.*, 2001), relatifs aux ventes effectuées entre 1997 et 1999.

• *Quantités totales et types de peintures*

En 1999 (2000 pour l'un des fabricants), la quantité de peinture vendue à Arcachon s'élève à **11 197 litres**. Ce chiffre est légèrement supérieur à ceux qui avaient été calculés pour 1997 et 1998 à partir des données fournies par les fabricants de peinture (environ **9 400 litres**) mais proche des valeurs calculées à partir des ventes locales pour ces deux années (environ **11 000 litres**).

• *Matières actives*

La liste des matières actives contenues dans les peintures antisalissure utilisées à Arcachon est recensée dans le tableau 23. Les biocides les plus employés dans les peintures sont l'oxyde cuivreux, le chlorothalonil (dont l'utilisation aurait un peu augmenté en 1999), le diuron (dont l'usage aurait un peu diminué en 1999) 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, tolylfluanide et sulfocyanate de cuivre.

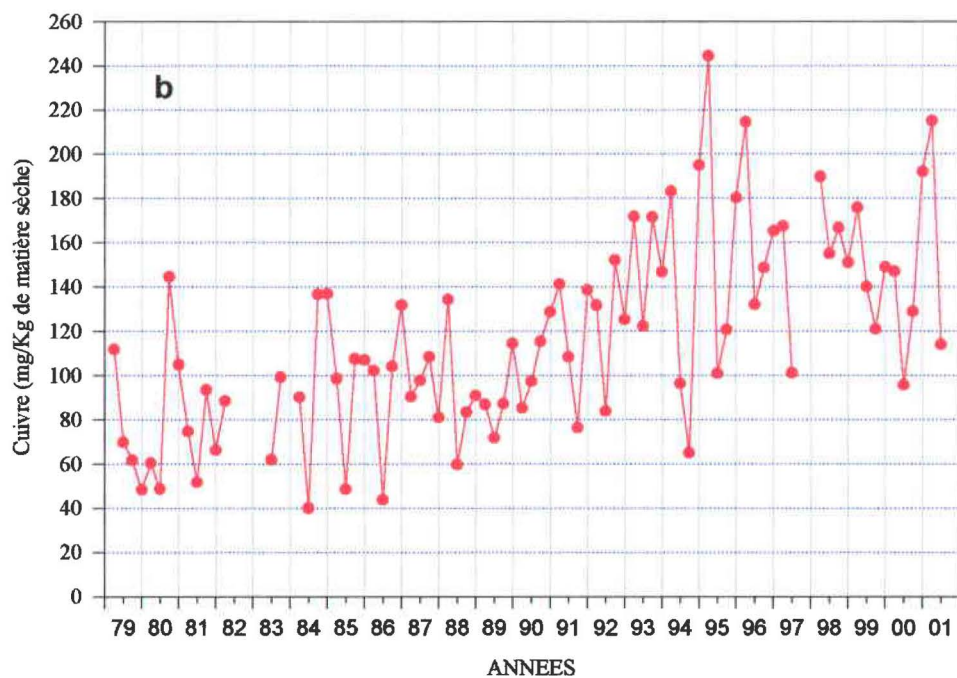
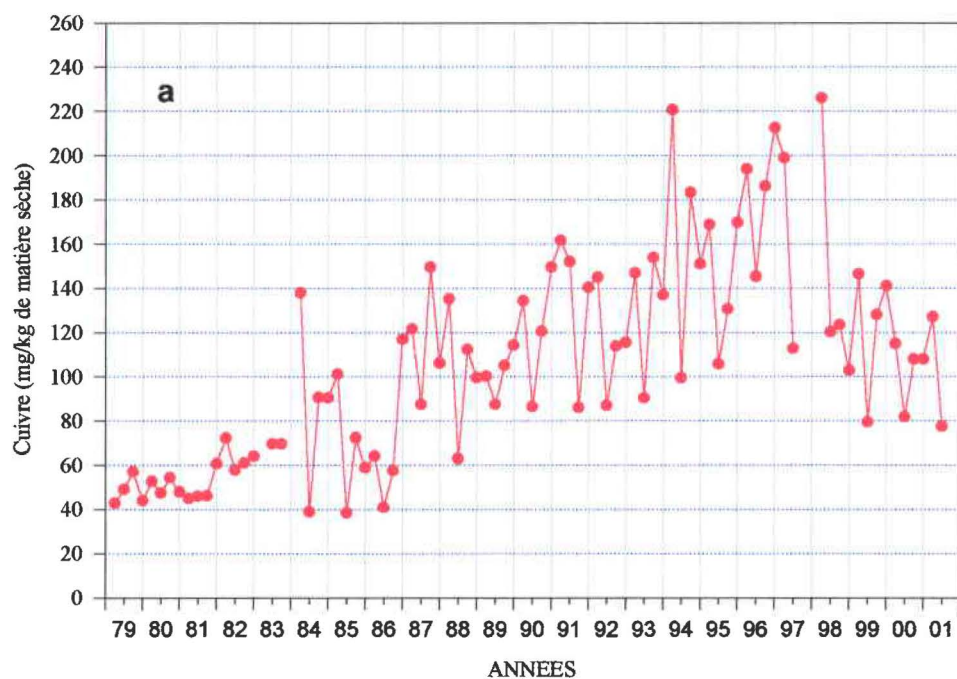


Figure 40 : Evolution de la teneur en cuivre dans les huîtres du Bassin d'Arcachon (source RNO). (a. Secteur des Jacquets; b. Secteur de Compiègne).

2. Analyse des molécules polluantes dans les eaux des principaux exutoires du Bassin d'Arcachon au cours de l'été 2001

2.1. Cuivre

L'**oxyde cuivreux** est présent dans la majorité des peintures utilisées à Arcachon. Entre 1997 et 2000, cette molécule constituait environ 90 % du volume total des biocides utilisés pour la protection des carènes, soit 3 000 à 4 500 litres par an.

Comme l'indiquent les figures 40a et 40b (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.

A partir de 1998, aux **Jacquets**, les teneurs en cuivre dans les huîtres ont fortement diminué. Comme nous l'avons évoqué dans le 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).

A **Comprian**, cette 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.

En raison de cette diminution, les médianes des concentrations mesurées dans les huîtres du Bassin depuis 3 ans sont actuellement moins élevées que la médiane nationale des échantillons du RNO aux Jacquets (= -22 %) et à Comprian (= -8 %).

Comme nous l'avons déjà évoqué, les travaux de Voulvoulis *et al.* (1999) indiquent que le cuivre a tendance à se lier avec des substances organiques, bloquant les ions Cu^{++} , permettant à la majorité du cuivre de ne plus se trouver sous forme ionique toxique pour les organismes. Par contre, ces auteurs relèvent dans la littérature des indications d'effets combinés des pesticides et du cuivre, *via* la formation de complexes plus lipophiles, donc plus susceptibles d'être bioaccumulés dans les graisses. D'après eux, la toxicité du cuivre varie non seulement en fonction des espèces, mais également en fonction des conditions abiotiques dans lesquelles se déroulent les tests.

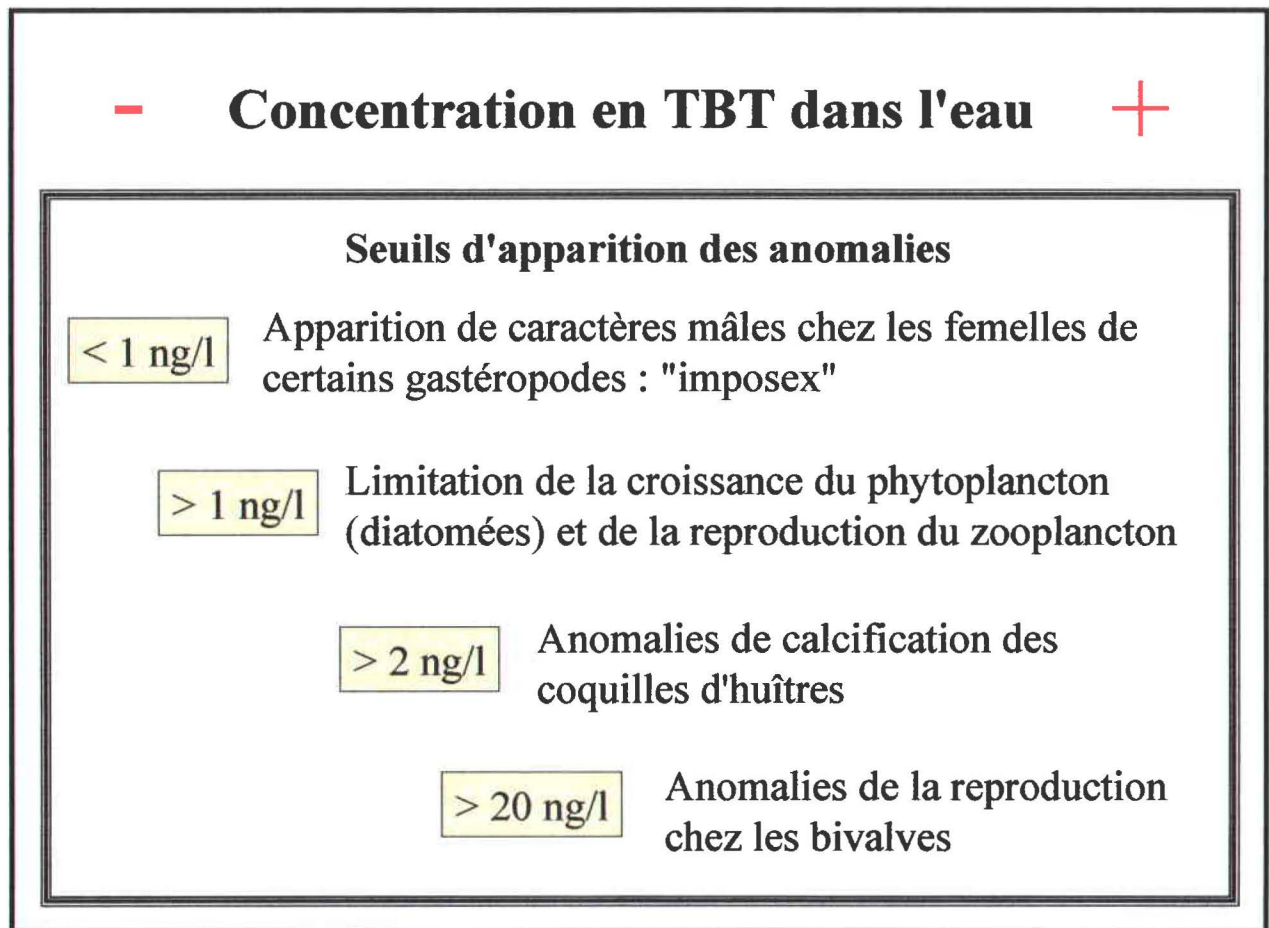


Figure 41 : Seuils (en ng TBT/l) d'apparition des anomalies provoquées par le TBT sur différents groupes végétaux et animaux (d'après Alzieu et Michel, 1998).

Les faibles teneurs en cuivre dans les huîtres du Bassin et leur récente tendance à diminuer, incitent à penser que ce métal n'est pas responsable des anomalies du captage observées en 1998 et du recrutement moyen en 2000.

2.2. TBT

2.2.1. Introduction

L'objectif de cette campagne de mesure était de vérifier les niveaux de contamination des eaux du Bassin d'Arcachon par les composés organostanniques utilisés dans la formulation des peintures antisalissure pour bateaux au cours de l'été 2001. En dépit de la réglementation qui régit l'usage de ces substances depuis 1982, les organostanniques sont toujours décelés dans le milieu et ceci pour différentes raisons.

Tout d'abord parce que la réglementation actuelle n'interdit l'usage des organoétains que pour les bateaux de moins de 25 m de long. Pour cette raison, des peintures contenant du TBT sont toujours vendues à Arcachon (Tableau 23).

De plus, on sait que le tributylétain (TBT) est toujours contenu dans les sédiments portuaires qui ont été exposés à l'usage de cette molécule, en raison de sa très faible dégradabilité dans ce type de substrat. En effet, il a été montré que si le TBT se dégrade assez rapidement dans l'eau de mer (demi-vie⁶ variant entre quelques jours et quelques semaines, d'après Stewart et de Mora, 1990), sa demi-vie atteint plusieurs années dans les sédiments : d'après des expériences réalisées en mésocosmes par Adelman *et al.* (1990), elle peut atteindre 19 ans!

A titre d'exemple, on peut signaler que les mesures effectuées par Sarradin *et al.* (1991) indiquent que les concentrations en TBT dans les ports du Bassin d'Arcachon étaient comprises à cette époque entre 4 et 158 ng Sn/g de sédiment sec.

Les nombreuses études écotoxicologiques réalisées depuis une vingtaine d'années ont montré que ces composés (principalement tributyl étain -TBT- et triphényl étain -TPhT-) sont toxiques pour la faune et la flore à de très faibles concentrations. En ce qui concerne le TBT, Alzieu et Michel (1998) ont établi l'échelle présentée dans la figure 41, dans laquelle il apparaît que l'appareil génital de certains gastéropodes femelles est affecté (masculinisation : imposex) pour une concentration en TBT inférieure à 1 ng/l, soit la dose infinitésimale de 1 milliardième de gramme par litre. Les impacts sur le phyto- et le zooplancton apparaissent dès 1 ng/l, sur le chambrage des huîtres dès 2 ng/l et sur la reproduction des bivalves à partir de 20 ng/l.

D'après Alzieu (2000), la toxicité des formes de dégradation du TBT (dibutylétain DBT et monobutylétain MBT) est bien inférieure à celle du TBT.

⁶ Temps nécessaire pour que la concentration du produit diminue de moitié.

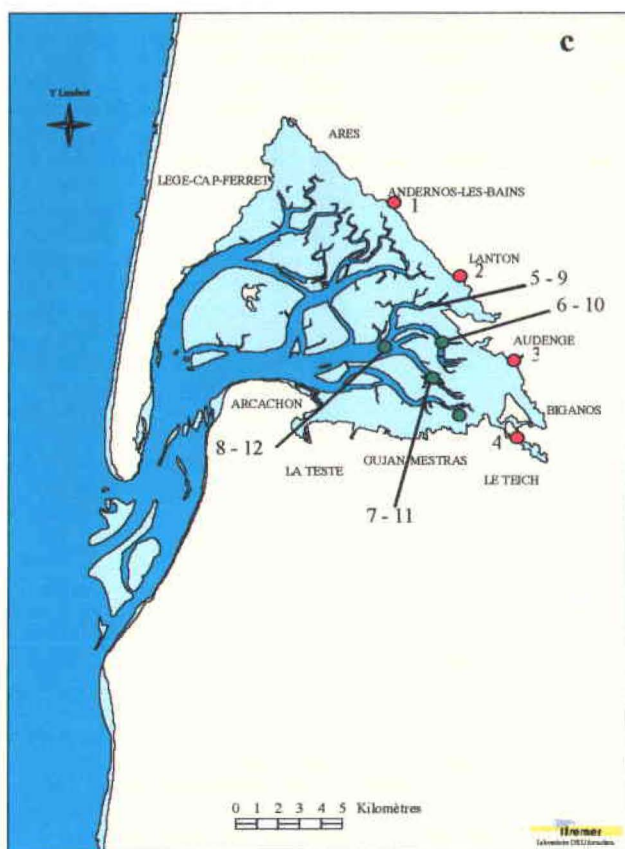
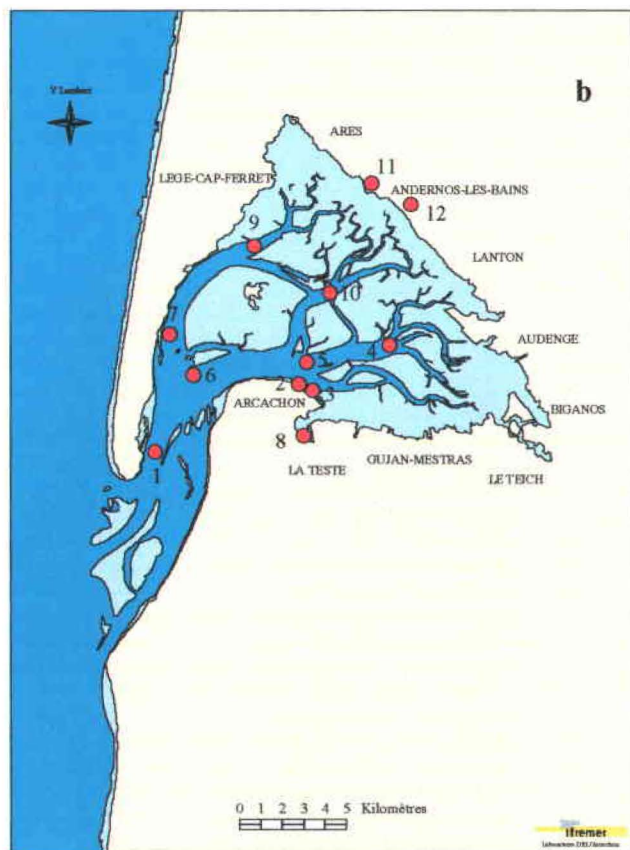


Figure 42 : Carte des points de prélèvements d'eau destinés à l'analyse des organostanniques (a : printemps 1992 ; b : .étés 1997, 1998, 2000 et 2001 ; c : janvier 2002).

Depuis une dizaine d'années, les eaux côtières françaises font l'objet d'un suivi réalisé par le laboratoire DEL/PC de l'IFREMER Nantes (Michel et Averty, 1996; 1998). Par ailleurs, en été 1998, en raison des problèmes de captage, une campagne spécifique à Arcachon a été réalisée sur les mêmes stations.

Les mesures effectuées au cours des étés 2000 et 2001 peuvent ainsi être comparées aux précédentes, afin de mettre à jour une éventuelle tendance de la contamination des eaux du Bassin en organostanniques.

En raison des teneurs un peu élevées mesurées pendant l'été 2001 dans certaines stations échantillonnées à cette saison, nous avons rééchantillonné les eaux de ces secteurs au mois de janvier 2002.

2.2.2. Méthodes

2.2.2.1. Localisation des stations

Les stations de prélèvements échantillonnées au printemps 1992 (stations désignées par des lettres) et pendant les étés 1997 à 2001 (stations désignées par des chiffres) sont présentées sur les figures 42a et 42b. 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 : Bétey à Andernos).

Les stations échantillonnées en janvier 2002 sont présentées sur la figure 42c. Dans ce cas, la stratégie d'échantillonnage vise à vérifier les niveaux de contamination de deux stations qui avaient présenté, au cours de l'été 2001, des teneurs plus élevées que d'habitude : Port du Bétey et chenal du Teychan, face au Tessillat (station 4). Afin de tenter de déterminer quelle était l'origine de la contamination de ce dernier point, nous avons également échantillonné les chenaux dont l'eau conflue sur la station 4 et les principaux ports situés dans cette zone du Bassin.

2.2.2.2. Prélèvements

Les prélèvements estivaux sont réalisés en marée de morte eau, autour de l'étalement de haute-mer.

Cet échantillonnage a été réalisé à deux reprises au cours de l'été 2001 : 12 juillet et 23 août.

Les prélèvements du 18 janvier 2002 ont été réalisés à un coefficient moyen en deux temps : prélèvements à haute mer dans les chenaux et les ports asséchant, prélèvements à marée descendante dans les mêmes chenaux.

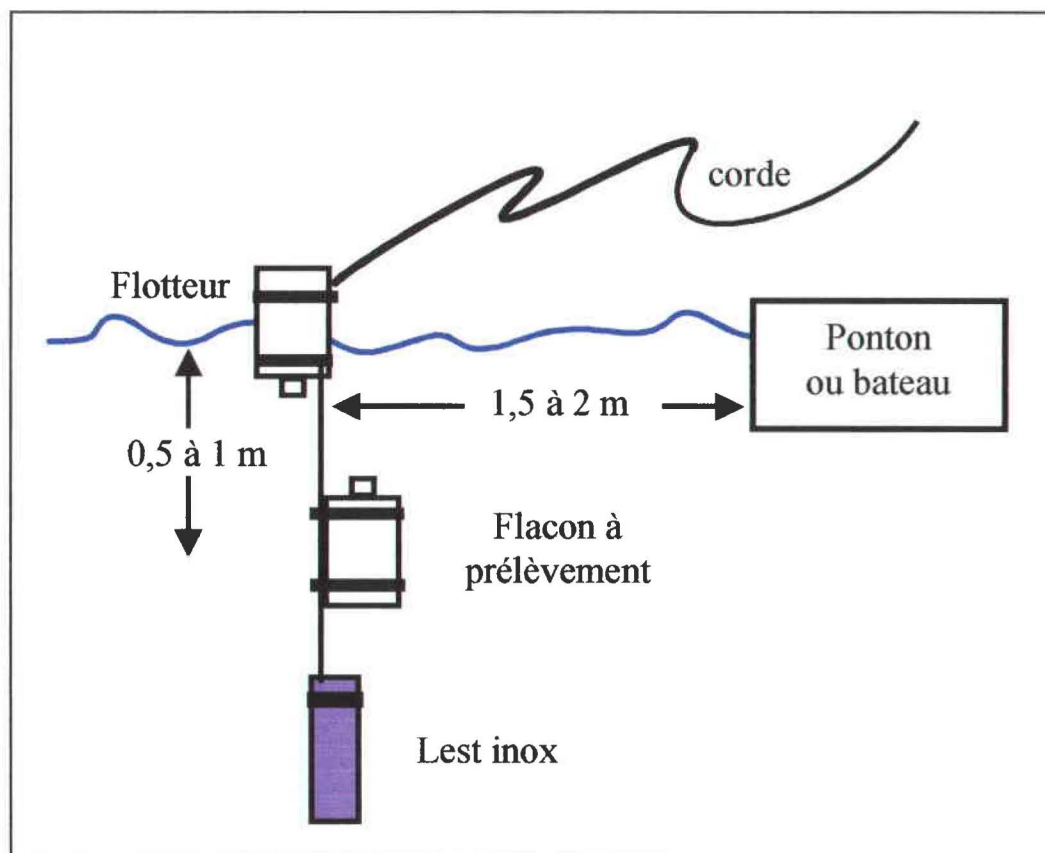


Figure 43 : Schéma de mise en oeuvre du système de prélèvement.

Station	Localisation	26/05/92			
		MBT	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 24 : Concentrations en composés organo-stanniques 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 monobutyl étain (MBT), dibutyl étain (DBT) , tributyl étain (TBT) et triphényl étain (TPhT).

La fiabilité des mesures, à des concentrations aussi faibles, impose des précautions particulièrement strictes pour les phases de prélèvement, de conditionnement d'échantillons et d'analyse.

Les flacons de 500 ml en polycarbonate ont été 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.

Deux précautions sont nécessaires pour assurer aux prélèvements une représentativité satisfaisante du milieu échantillonné.

- **Eviter l'influence de la microcouche de surface** qui n'est pas représentative de la contamination des eaux et dont la nature peut entraîner des biais analytiques et fausser l'interprétation des données. Pour cela, le flacon de prélèvement débouché doit être immergé rapidement sous la surface pour qu'il se remplisse entre 0,5 et 1 mètre de profondeur.

- **Eviter aussi la proximité immédiate des structures portuaires ou de la coque** de l'engin de prélèvement qui sont susceptibles d'apporter leur contamination propre, non représentative du lieu d'échantillonnage. Pour ce faire, les prélèvements seront effectués à une distance supérieure à 1 mètre de toute structure.

La description du matériel de prélèvement est représentée figure 43.

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

2.2.2.3. *Méthode 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

2.2.3. *Résultats*

Les résultats des analyses réalisées entre 1992 et 2001 sont réunis dans les tableaux 24, 25 et 26 dans lesquels nous avons fait apparaître en caractères gras les concentrations susceptibles d'avoir un effet biologique sur les organismes marins selon la classification présentée dans la figure 41.

Station	Localisation	MBT						DBT					
		25/08/97	11/08/98	27/07/00	21/08/00	12/07/01	23/08/01	25/08/97	11/08/98	27/07/00	21/08/00	12/07/01	23/08/01
1	Entre bouée 13 et Cap Ferret	0,8	-	1,1	0,6	1,7	0,5	9,2	-	2,7	1,9	0,3	<0,3
2	Port d'Arcachon niveau station	2,1	-	2,0	2,6	6,2	7,9	11,7	-	6,5	5,5	12,4	1,6
3	Port d'Arcachon face criée	2,1	-	2,0	2,7	4,6	2,9	6,6	-	7,7	7,7	10,4	3,4
4	Chenal du Teychan entre J0 et 18	<0,3	-	2,7	2,0	2,1	3,9	<0,4	-	1,9	3,5	1,0	3,8
5	Chenal du Teychan entre 3 et 12	<0,3	-	2,3	2,9	1,1	0,8	<0,4	-	3,4	5,1	1,7	0,9
6	Entre bouée 15 et Grand Banc	<0,3	-	1,3	1,9	1,4	< 0,4	<0,4	-	1,8	2,9	0,8	<0,3
7	Chenal de Piquey large Villa	<0,3	-	1,5	0,7	0,6	< 0,4	5,4	-	1,8	1,7	0,4	0,4
8	La Teste Port – Fond darse est	<0,3	-					<0,4	-				
9	Chenal d'Arès - estey Jacquets	<0,3	-	2,4	1,9	< 0,4	2,0	<0,4	-	2,4	2,3	0,7	0,6
10	Chenal Girouasse entre 8 et E1	0,4	-	1,9	0,9	1,3	< 0,4	0,5	-	3,7	2,1	0,6	<0,3
11	Andernos port ostréicole	<0,3	-					<0,4	-				
12	Milieu port Bétey Andernos	<0,3	-	1,5	2,3	1,7	0,9	<0,4	-	1,5	3,7	1,6	1,6

Station	Localisation	TBT						TPhT					
		25/08/97	11/08/98	27/07/00	21/08/00	12/07/01	23/08/01	25/08/97	11/08/98	27/07/00	21/08/00	12/07/01	23/08/01
1	Entre bouée 13 et Cap Ferret	1,1	-	0,3	2,4	<0,4	0,8	<0,8	-	< 0,1	< 0,1	< 0,4	< 0,4
2	Port d'Arcachon niveau station	21,9	8,4	15,2	6,0	17,9	5,7	<0,8	-	0,2	0,2	< 0,4	< 0,4
3	Port d'Arcachon face criée	12,7	4,5	20,9	14,3	11,1	7,1	<0,8	-	0,2	0,1	< 0,4	< 0,4
4	Chenal Teychan entre J0 et 18	<0,6	<0,4	0,4	0,4	1,5	1,7	<0,8	-	< 0,1	< 0,1	< 0,4	< 0,4
5	Chenal du Teychan entre 3 et 12	<0,6	<0,4	0,4	0,6	0,8	0,8	<0,8	-	< 0,1	< 0,1	< 0,4	< 0,4
6	Entre bouée 15 et Grand Banc	2,4	<0,4	0,2	0,6	<0,4	1,1	<0,8	-	< 0,1	< 0,1	< 0,4	< 0,4
7	Chenal de Piquey Villa algérienne	0,7	<0,4	0,1	0,4	<0,4	0,8	<0,8	-	< 0,1	< 0,1	< 0,4	< 0,4
8	La Teste Port – Fond darse est	<0,6	-	-	-			<0,8	-	-	-		
9	Chenal d'Arès estey Jacquets	<0,6	<0,4	0,5	0,9	0,4	0,6	<0,8	-	< 0,1	< 0,1	< 0,4	< 0,4
10	Chenal Girouasse entre 8 et E1	4,2	<0,4	0,3	0,3	0,5	0,5	<0,8	-	< 0,1	< 0,1	< 0,4	< 0,4
11	Andernos port ostréicole	1,2	-	-	-			<0,8	-	-	-		
12	Milieu port Bétey Andernos	<0,6	<0,4	0,3	0,7	1,5	3,1	<0,8	-	< 0,1	< 0,1	< 0,4	< 0,4

Tableau 25 : Concentrations en composés organostanniques dans les eaux du Bassin pendant l'été entre 1997 et 2001.

Les résultats sont exprimés en ng/l des ions monobutyl étain (MBT), dibutyl étain (DBT), tributyl étain (TBT) et triphényl étain (TPhT).

Les résultats de 1992 et des autres années ne sont pas rapportés dans les mêmes tableaux parce qu'ils n'ont pas été acquis à la même époque de l'année et qu'ils ne concernent pas les mêmes stations.

On notera que les limites de quantification des différents produits ont diminué au cours du temps, traduisant l'augmentation de la sensibilité des méthodes d'analyse.

➤ **Ports** (6 stations en 1992 – 5 stations en 1997 – 3 stations en 1998, 2000 et 2001)

Comme nous l'avions déjà évoqué, 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 et parfois des anomalies de la reproduction chez les bivalves. Si les teneurs mesurées pendant la période 1997-2001 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 4 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 Bétay à Andernos**, la teneur en TBT n'avait jamais dépassé 0,7 ng/l depuis les premières analyses réalisées en 1992. Pendant l'été 2001, la concentration en TBT y a été plus élevée, dépassant en juillet le seuil pouvant limiter la croissance phytoplanctonique et en août celui suffisant pour induire du chambrage. Une rapide enquête réalisée auprès de la capitainerie de ce port montre qu'aucun dragage n'a été réalisé en 2001, excluant l'hypothèse d'un relargage à partir de sédiments contaminés qui auraient été remués. Il est alors probable que ce port a abrité lors de l'été 2001, de façon permanente ou temporaire, un ou des bateaux utilisant des peintures contenant des organostanniques.

Le résultat obtenu en janvier 2002 sur ce même port révèle une teneur en TBT inférieure au seuil de détection, indiquant que cette légère contamination n'était que temporaire.

➤ **Extérieur des ports** (7 stations en 1992 – 7 stations en 1997 – 6 stations en 1998 – 7 stations en 2000 et 2001)

Les mesures réalisées en 1998 et 2000 révèlent une occurrence un peu moins importante de stations présentant des concentrations en TBT susceptibles de générer un impact biologique que celles de 1992 et 1997.

En mai 1992, 2 stations/7 révélaient des teneurs supérieures au seuil pouvant provoquer le chambrage des huîtres (Jacquets, Jetée de la Chapelle à Arcachon).

Station	Station	Heure	MBT	DBT	TBT	TPhT
1	Port du Bétey	PM	2.2	2.1	0.3	<.05
2	Port de Cassy	PM	6.8	<0.8	0.3	<.05
3	Port d'Audenge	PM	7.2	1.7	<0.3	<.05
4	Port du Teich	PM	<1	1.2	0.5	<.05
5	Lanton	BM-2	6.8	<0.8	0.3	<.05
6	Branne	BM-2	7.2	1.7	<0.3	<.05
7	Comprian	BM-2	<1	1.2	0.5	<.05
8	Tessillat	BM-2	2.1	1.2	0.3	<.05
9	Lanton	PM	58.3	21.6	0.4	<.05
10	Branne	PM	4.1	4.8	0.3	<.05
11	Comprian	PM	3.6	1.5	0.3	<.05
12	Tessillat	PM	1.1	1.6	0.3	<.05

Tableau 26 : Concentrations en composés organostanniques dans les eaux du Bassin en janvier 2002.

NB : Les résultats sont exprimés en ng.l^{-1} des ions respectifs. monobutyl étain (MBT) , dibutyl étain (DBT) , tributyl étain (TBT) , triphényl étain (TPhT)

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.

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 a été dépassé à 3 occasions, dont 1 fois devant le Grand Banc en août et 2 fois face au Tessillat, station dans laquelle on n'avait jamais mesuré de teneurs supérieures au seuil analytique entre 1992 et 2000.

On observe que ces 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.

En revanche, la station 4, localisée dans un chenal de plus faible profondeur, est peu appropriée à la navigation de ce genre de bateaux. Par ailleurs, ce point de prélèvement n'est pas localisé dans une zone de corps morts. La présence régulière d'un bateau recouvert de peinture à base de TBT y semble donc peu probable.

Une autre source de TBT pouvait être recherchée dans les travaux portuaires menés dans les ports avoisinants. D'après le Service Maritime de Navigation de la Gironde, les seuls travaux réalisés en 2001 dans cette zone ont consisté à draguer le chenal d'accès du port d'Audenge, au mois de juin. D'après ces services, environ 3000 m³ de sédiment constitué à 90 % de sable ont été extraits de cette zone et déposés dans un bassin intertidal situé le long de la digue des marais de Certes, dont l'eau avait tendance à s'écouler vers le nord. Ce sédiment était-il assez riche en TBT pour que, malgré sa granulométrie peu propice à un stockage de TBT, il ait un impact à haute mer sur les masses d'eau alentours ?

La série de prélèvements supplémentaires réalisés en janvier 2002 n'indiquait aucune contamination particulière des eaux des ports du sud-est de la baie et l'eau des chenaux échantillonnés en fin de marée descendante était très pauvre en TBT. Par contre, à marée haute, on a mesuré des teneurs anormalement élevées en MBT et DBT (formes de dégradation du TBT) dans la zone du chenal de Lanton. Il n'est donc pas exclu que la légère contamination estivale en TBT face au Tessillat, dont on retrouve la trace dans le Lanton cinq mois plus tard sous une forme dégradée, ait pu provenir du dépôt intertidal.

2.2.4. Conclusion

Comme nous l'avons déjà souligné, en dépit de la réglementation sévère qui régit l'utilisation des organostanniques dans les peintures antisalissure depuis près de 20 ans, le TBT est toujours détecté dans les eaux du Bassin d'Arcachon comme dans les autres sites côtiers français.

A l'heure actuelle, une contamination chronique relativement élevée est toujours observée dans le port d'Arcachon. Les concentrations en TBT qui y sont mesurées dépassent régulièrement le seuil pouvant provoquer le chambrage des coquilles d'huîtres et plus rarement les teneurs pouvant engendrer des anomalies de la reproduction des bivalves. Il est probable que ces concentrations assez fortes reflètent à la fois un relargage par les sédiments portuaires et par les coques de certains bateaux qui échappent à la réglementation sur l'utilisation du TBT. Aucune tendance à la diminution des teneurs en TBT dans ce port n'est observée depuis 1997.

Il faut également souligner la récente augmentation des teneurs en TBT dans un port de la côte est du Bassin (le Bétay) dont les sédiments n'ont pas été remaniés en 2001, reflétant bien le fait que l'utilisation de cette molécule par certains propriétaires de bateaux reste toujours d'actualité.

Le rejet de sédiments portuaires à l'intérieur du Bassin, même quand leurs caractéristiques granulométriques pourraient laisser penser qu'ils ne contiennent pas de TBT, doit être très surveillé. Quoiqu'on n'ait pas la preuve que le dépôt d'Audenge ait été responsable de la contamination faible mais récurrente des eaux du Tessillat en été 2001, certains indices concordent pour étayer cette hypothèse. D'une façon générale, il est de toute façon peu acceptable de déplacer, juste avant la période de reproduction des huîtres, des sédiments possiblement contaminés dans la meilleure zone de captage du Bassin. On peut toutefois remarquer qu'en dépit de cette contamination, la saison de captage 2001 s'est déroulée normalement dans cette zone du Bassin.

Les eaux des autres sites extérieurs aux ports contiennent également du TBT, mais à des concentrations en général très faibles, correspondant à la limite du seuil d'action sur l'imposex chez les mollusques gastéropodes. Elles ne présentent que très sporadiquement des concentrations en TBT un peu plus fortes et susceptibles d'occasionner d'autres effets biologiques. Par ailleurs, la fréquence de ces dépassements semble avoir diminué entre la période 1992-97 et les années suivantes. L'explication de ces rares "bouffées" de TBT, dont on a un exemple entre la bouée 13 et le Cap Ferret en août 2000, réside peut-être dans le fait que le prélèvement a été réalisé après le passage d'un bateau dont la coque est protégée par des peintures contenant des organostanniques.

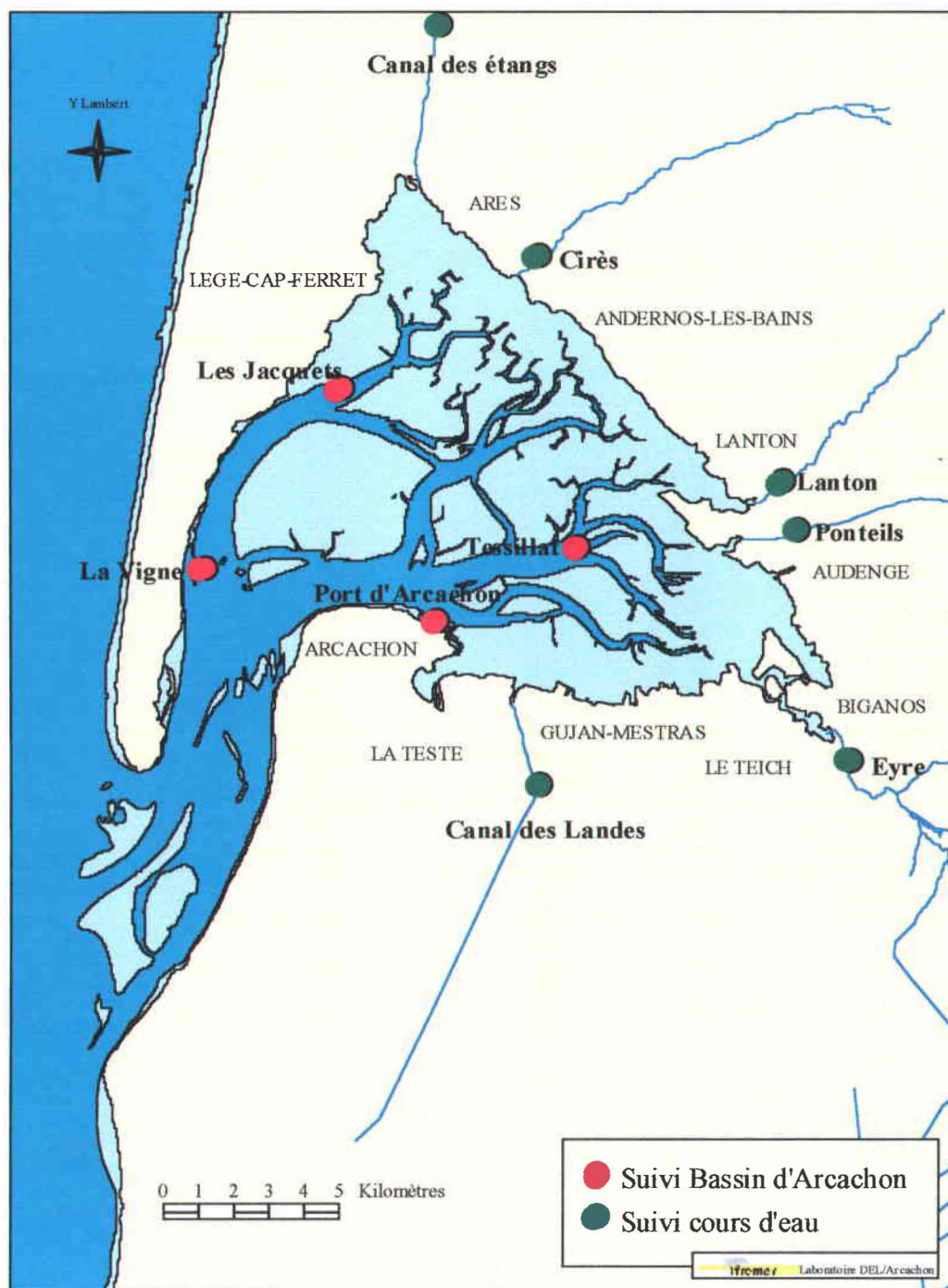


Figure 44 : Localisation des stations de prélèvement pour analyses de pesticides dans le Bassin d'Arcachon et les cours d'eau pendant les étés 1999 à 2001.

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

2.3. Pesticides

Il s'agissait de déterminer le niveau de contamination en pesticides dans les eaux du Bassin pendant l'été et de tenter de distinguer l'origine de chacune de ces molécules. Le plan d'échantillonnage a été déterminé de façon à tenter de répondre à ces deux questions.

2.3.1. Méthodes

2.3.1.1. Localisation des stations

En ce qui concerne les eaux continentales (pesticides d'origine agro-sylvicole et/ou provenant de l'entretien des communes riveraines des rivières), l'échantillonnage a porté sur les deux cours d'eau dans lesquels nous avons trouvé, en 1999, les fréquences et les concentrations les plus élevées de pesticides : Lanton et Eyre (Figure 44).

Pour le Bassin, comme en 1999 et 2000, 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 44).

2.3.1.2. Prélèvements

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 éviter la pénétration des eaux marines) pour les cours d'eau.

Cet échantillonnage a été réalisé à six reprises au cours de l'été 2001 : 13 juin, 27 juin, 11 et 31 juillet, 14 août, 28 août.

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 contenir les échantillons d'eau étaient conditionnés par le GIRPA 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, elles étaient recouvertes de papier aluminium, afin de prévenir la photodégradation des molécules, puis placées 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.

2.3.1.3. Méthodes d'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 l'annexe 6. 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 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 6. Ils sont différents selon les substances analysées. Ils varient de 5 à 25 ng/l pour les rivières et de 2,5 à 10 ng/l pour le Bassin.

2.3.2. Résultats

Sur les 24 molécules recherchées pendant l'été 2001, 9 sont quantifiables dans les cours d'eau, et 10 dans le Bassin. Dans leur grande majorité, ces produits sont des herbicides. Ces molécules, et leurs concentrations mesurées aux différentes stations et dates sont rassemblées en annexe 7 dans les tableaux B et C. Les concentrations mesurées en 1999 et 2000 sont également rapportées dans cette annexe (tableau D à J).

Cours d'eau :

Molécule	Propriété	Fréquence dans les échantillons (%)		
		1999	2000	2001
2,4 D	Herbicide	< LD	8	<i>non recherché</i>
2,4 MCPA	Herbicide	40	17	<i>non recherché</i>
Chlorocrésol		<i>non recherché</i>	8	< LD
Alachlore	Herbicide	11	17	33
Amitrole	Herbicide	3	<i>non recherché</i>	<i>non recherché</i>
Atrazine	Herbicide	14	92	100
DEA		< LD	< LD	33
Chlorpyriphos-éthyl	Insecticide	< LD	< LD	17
Dichlofluanid	Fongicide	20	< LD	< LD
Diuron	Herbicide	6	< LD	< LD
Folpel	Fongicide	9	< LD	< LD
Irgarol	Herbicide		< LD	8
Lindane	Insecticide	3	< LD	< LD
Métolachlor	Herbicide	14	50	42
Oxadiazon	Herbicide	11	50	42
Simazine	Herbicide	11	< LD	17
Tébutame	Herbicide	6	8	< LD
Terbutylazine	Herbicide	3	< LD	8
DET		6	< LD	< LD
Nombre total d'échantillons		35	12	12

Tableau 27 : 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 2001 (< LD : inférieur à la limite de détection = recherché mais non détecté).

Comme en 2000, l'atrazine est omniprésente dans les cours d'eau échantillonnés pendant l'été 2001 (Tableau 27). De même, à l'instar de l'été précédent, l'alachlore, le métolachlore et l'oxadiazon sont fréquemment détectés. Par ailleurs, le DEA (forme de dégradation de l'atrazine) est présent dans le tiers des échantillons. D'autres herbicides apparaissent moins fréquemment : la simazine et la terbutylazine, tous deux déjà observées en 1999 ou 2000 ainsi que l'irgarol. Enfin, le chlorpyriphos-éthyl (insecticide) a été détecté pour la première fois simultanément dans les deux cours d'eau, en juin 2001.

Bassin d'Arcachon :

Molécule	Propriété	Fréquence dans les échantillons (%)		
		1999	2000	2001
2,4 MCPA	Herbicide	77	4	<i>non recherché</i>
Alachlore	Herbicide	18		29
Atrazine	Herbicide	41	91	100
DEA				25
Bromoxynil	Herbicide		22	
Dimethenamid	Herbicide	5		
Diuron	Herbicide	41	65	50
Folpet	Fongicide		4	
Irgarol	Herbicide	41	39	63
Lindane	Insecticide	5		
Linuron	Herbicide	5		
Métolachlor	Herbicide	41	70	38
Neburon	Herbicide		4	
Oxadiazon	Herbicide	5	4	8
Simazine	Herbicide	5		4
Tebutame	Herbicide	9		
Terbutylazine	Herbicide	9	22	46
DET				13
Nombre total d'échantillons		22	23	24

Tableau 28 : 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 2001.

Au cours de l'été 2001, 5 herbicides ont été fréquemment détectés dans les eaux du Bassin : atrazine diuron, irgarol, terbuthylazine, métolachlor (Tableau 28). Les produits de dégradation de deux de ces molécules (DEA et DET), ainsi que l'alachlore ont également été observés à quelques occasions. Plus rarement, l'oxadiazon et la simazine ont été détectés dans le Bassin. Toutes ces molécules avaient déjà été observées au cours des étés 1999 ou 2000.

Dans les paragraphes suivants, nous allons traiter de ces molécules principales, 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

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 (Rade de Brest) Faou Penfoul Daoulas Camfrout Keroulle Auberlac'ch Roscanvel	Baies - été	147 – 1071 (478) 176 153 – 206 (179) 189 155 159 166			Arzul <i>et al.</i> Durand (1999)
France (Baie de Bourgneuf) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baie - été	172 95 8 – 9 (8,5)			Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (Baie de l'Aiguillon) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baie - été	145 73 9 – 23 (18)			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 – 22 (5) ND – 22 (7) ND – 1161 (194) ND	2000 16-150 (50) ND – 45 (17)	2001 13-54 (25) 6-50 (19)	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) et présente étude
	Ports - été	ND – 34 (9)	12 – 19 (15)	6-10 (9)	
	Baies - été	ND – 7 (1) ND – 3 (1) ND – 88 (17)	6 – 26 (9) ND – 19 (12) 13 – 20 (16)	4-9 (6) 5-10 (7) 6-12 (8)	

Tableau 29 : 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 Milieu minimal	Entre 100 et 500 µg/l 100 µg/l : pas d'inhibition 500 µg/l : 70 % d'inhibition 25 ng/l (1 ^{ère} concentration testée) 70 % d'inhibition		Arzul et Durand (1999)*
<i>Chlorella fusca</i>	80 µg/l		Arsalane <i>et al.</i> (1993)
<i>Phaedactylum tricornutum</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 30 : Ecotoxicité de l'atrazine sur différentes espèces phytoplanctoniques.

nous sommes particulièrement intéressés à l'impact des produits sur les microalgues, qui sont les organismes vivants les plus sensibles à ces produits. 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 dans les paragraphes suivants 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. En 2000 et 2001, vingt deux molécules ont été recherchées : *aminotriazole*, *atrazine*, *diuron*, *déséthyl atrazine*, *lindane*, *simazine*, *cyanazine*, *chlortoluron*, *trifluraline*, *alachlore*, *pendiméthaline*, *méthomyl*, *cyproconazole*, *folpel*, *aclonifen*, *delthaméthrine*, *lamda-cyhalothrine*, *métolachlore*, *dinoterbe*, *terbuthylazine*, *désisopropyl atrazine*, *tébutame*.

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 6.

- Pour les données d'écotoxicité, l'unité de concentration est variable (ng/l ou µg/l) et systématiquement indiquée chaque fois.

2.3.2.1. *Atrazine*

L'atrazine est un herbicide sélectif utilisé principalement sur les champs de maïs. Il présente une solubilité moyenne ($S = 0,028 \text{ g/l}^7$), se retrouve facilement dans l'eau ($\text{KOC} = 100^8$), est peu bioaccumulable ($\log P = 2,71\text{--}2,75^9$). Ce composé est assez toxique pour la faune aquatique et provoque des effets insidieux (tératogènes et mutagènes).

⁷ La solubilité -S- (g/l) est un indicateur de la tendance d'un produit à être entraîné par les eaux sous forme soluble.

⁸ Le coefficient de partage carbone organique-eau -KOC- (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.

⁹ 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
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) Lanton Autres rivières Port d'Arcachon La Vigne Les Jacquets Tessillat	Rivières - été	1999 ND ND	2000 ND ND	2001 ND – 7 (1) ND	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) et présente étude
	Ports - été	23 – 95 (49)	16 – 34 (23)	27 – 47 (32)	
	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)	

Tableau 31 : Concentrations en irgarol dans différents milieux aquatiques. limite inférieure - limite supérieure (moyenne). ND : inférieur à la limite de quantification.

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.

L'atrazine a été détectée dans les 2 cours d'eau pendant presque tout l'été 2001, à des concentrations généralement plus élevées dans le Lanton que dans l'Eyre. Par rapport à 1999, l'atrazine semble plus régulièrement apportée par les cours d'eau pendant les étés 2000 et 2001, mais les concentrations mesurées n'ont jamais atteint de valeur élevée. 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).

Ces valeurs mesurées dans l'Eyre et le Lanton en 2001 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 29).

Dans le Bassin, les concentrations sont généralement faibles, comme dans les sites côtiers anglais et les zones marines (salinité élevée) des baies de Bourgneuf et de l'Aiguillon. Contrairement à l'été 1999, nous n'avons jamais mesuré de valeur ponctuellement élevée dans un site de la Baie en 2000 ou en 2001. Toutefois, alors qu'en 1999 l'atrazine était détectée avec une fréquence moyenne, elle l'a été presque en permanence et dans tous les sites du Bassin au cours des étés 2000 et 2001.

Ecotoxicité

Le tableau 30 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 l'été 2000. 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 2000.

2.3.2.2. Irgarol 1051

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. Il présente une solubilité moyenne ($S = 0,009$ g/l), un KOC (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).

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.

En 1999 et 2000, l'irgarol n'avait été détecté dans aucun des cours d'eau échantillonnés. Par contre, au cours de l'été 2001, il a été observé à une occasion dans le ruisseau de Lanton. Cette contamination sporadique provient probablement du carénage d'un bateau aux environs du point de prélèvement. En effet, l'irgarol présent dans les eaux du Bassin provient exclusivement de sources nautiques, comme l'indique également le fait que sa concentration soit plus élevée dans les eaux du port. Ces observations rejoignent celles que Gough *et al.* (1994) ont réalisé dans la zone côtière du sud de l'Angleterre. Comme nous l'avons déjà souligné, en dépit de la faible proportion de peintures contenant de l'irgarol vendues sur le Bassin, ce pesticide atteint dans le port des concentrations relativement élevées (de 27 à 47 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 31).

En 1999 et 2000, la station la plus océanique (La Vigne) n'avait jamais présenté de teneurs détectables en irgarol. En 2001, cette molécule y a été rencontrée à une seule occasion, et elle était assez régulièrement présente dans les deux sites les plus internes (Tessillat et Jacquets). Dans toutes ces stations, l'irgarol présente 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
Pologne Pomeranian Bay Gdansk Bay	Baie - septembre	(4,9) (4,5)			Pempkowiak <i>et al.</i> (2000)
France (Baie de Bourgneuf) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baie - été	432 18 4 – 6 (5)			Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (Baie de 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)	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) et présente étude
	Ports - été	ND – 3 (0,5)	ND – 4 (2)	3 – 5 (2)	
	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)	

Tableau 32 : 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 33 : Ecotoxicité de la terbuthylazine sur différentes espèces phytoplanctoniques.

Ecotoxicité

En ce qui concerne les 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). D'après A. Bérard (INRA-Thonon les Bains com. pers.), l'irgarol serait environ 80 fois plus toxique que l'atrazine pour le périphyton¹⁰ d'eau douce. De même, Okamura *et al.* (2000) mesurent pour l'irgarol une toxicité 100 fois supérieure à l'atrazine sur *Selenastrum capricornutum*.

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 plus 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, *Lactuca 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.

2.3.2.3. Terbutylazine

La terbutylazine est un herbicide utilisé principalement sur la vigne, le maïs et certains arbres fruitiers en agriculture. Par ailleurs, il est utilisé comme désherbant des allées des parcs et trottoirs. Il s'agit d'une molécule très peu

¹⁰ Microalgues fixées sur un substrat immergé (plante, rocher ...).

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 Camfrout Keroulle 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)	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) et présente étude
	Ports - été	ND – 14 (4)	ND – 5 (2)	ND – 4 (1)	
	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)	

Tableau 34 : 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	400 µg/l	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>		60 µg/l	CIBA GEYGY (source 3617 AGRITOX)
<i>Skeletonema</i>		14 µg/l	
<i>Selenastrum capricornutum</i>		6 µg/l	
<i>Selenastrum capricornutum</i>	4 µg/l		Fairchild <i>et al.</i> (1997)

Tableau 35 : Ecotoxicité du métolachlore sur différentes espèces phytoplanctoniques.

soluble ($S = 0,0085$ g/l), se retrouvant facilement dans l'eau ($KOC = 306$), 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.

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 32).

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.

Il faut également souligner que la terbuthylazine n'a pas été détectée dans l'Eyre, entre 1999 et 2001 dans le cadre du RNB.

Ces observations suggèrent que la légère contamination en ce pesticide provient de sources diffuses, probablement liées à l'entretien des parcs, jardins privés et/ou trottoirs.

Ecotoxicité

D'après les résultats des tests d'écotoxicologie dont on dispose (Tableau 33), on peut penser que les concentrations estivales mesurées dans le Bassin n'affectent pas le développement du phytoplancton.

2.3.2.4. 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 ($KOC = 200$), légèrement bioaccumulable ($\log P = 3,45$), assez toxique pour la faune aquatique et présentant des effets insidieux (mutagènes et cancérogènes).

Le métolachlore est détectable dans la majorité des échantillons d'eau du Bassin à la mi-juin et fin août pendant l'été 2001, et très sporadiquement le reste du temps. 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 34).

Ce pesticide, sans doute d'origine agricole, est apporté dans la Baie par certains cours d'eau (en 1999, surtout l'Eyre et le Lanton, en 2000 et 2001 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

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 (Bassin d'Arcachon) Canal des Landes Autres rivières Port d'Arcachon La Vigne Les Jacquets Tessillat	Rivières - été	1999 ND – 150 (28) ND	2000 ND	2001 ND	Auby <i>et al.</i> (2000) et présente étude
	Ports - été	ND – 310 (106)	49-186 (116)	56-317 (187)	
	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)	

Tableau 36 : 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 37: Ecotoxicité du diuron sur différentes espèces phytoplanctoniques.

pesticide est régulièrement décelé dans l'Eyre (RNB Adour Garonne) entre avril et juin, à des concentrations non négligeables (360 ng/l au maximum en avril 2001).

Ecotoxicité

D'après les résultats des tests d'écotoxicologie (Tableau 35), on peut penser que les concentrations estivales mesurées dans le Bassin n'affectent pas le développement du phytoplancton.

2.3.2.5. *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 ($S = 0,042$ g/l), se retrouvant facilement dans l'eau ($KOC = 480$), 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.

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). En 1999, les concentrations en diuron mesurées dans le Canal des Landes 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 36. Au cours des étés 2000 et 2001, cet herbicide n'a jamais été détecté dans l'Eyre et le Lanton.

Par ailleurs, on peut remarquer que les analyses mensuelles réalisées dans l'Eyre entre 1994 et 2001 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 n'est pas d'origine agricole.

Comme nous l'avions observé au cours des étés précédents, le diuron est présent en permanence dans les eaux du port d'Arcachon pendant l'été 2001, 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 anti salissures, 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 relativement faibles (20 à 24 ng/l au maximum respectivement à Tessillat et aux Jacquets) comparativement aux valeurs estivales rapportées dans certains sites de la rade de Brest. Néanmoins, le diuron est très fréquent dans ces deux sites. Par ailleurs, en août 2001, il a été détecté pour la première fois à la station La Vigne.

Ecotoxicité

Au regard de la variété des résultats (Tableau 37) 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 s'avéreraient suffisantes pour limiter la croissance de cette population. Cette limitation serait d'autant plus importante que le milieu est pauvre en nutriments.

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).

2.3.2.6. *Alachlore*

L'alachlore est un herbicide systémique relativement soluble ($S = 0,242$ g/l) utilisé sur le maïs et le soja, qui se retrouve facilement dans l'eau ($KOC = 170$), peu bioaccumulable, assez toxique pour la faune aquatique et ne présentant pas d'effets insidieux.

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 (Baie de Bourgneuf) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baies - été	25 ND ND			Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (Baie de l'Aiguillon) Faible salinité Salinité moyenne Forte salinité	Baies - été	17 12 ND			Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
France (Bassin 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 (14,5)	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) et présente étude
	Ports - été	ND – 4 (1)	ND	ND – 19 (4)	
	Baies - été	ND – 4 (1) ND ND – 11 (2)	ND ND ND	ND – 7 (1) ND – 4 (1) ND – 6 (2)	

Tableau 38 : 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	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
Milieu minimal			
<i>Selenastrum</i>	4 µg/l	6 µg/l	Fairchild <i>et al.</i> (1997)

Tableau 39 : Ecotoxicité de l'alachlore sur différentes espèces phytoplanctoniques.

Localité	Milieu - saison	Concentration (ng/l)			Auteur
France (Bassin d'Arcachon) Cirès Lanton Eyre Autres rivières Port d'Arcachon La Vigne Les Jacquets Tessillat	Rivières - été	1999 ND – 20 (3) ND – 30 (10) ND – 88 (15) ND	2000 31-173 (71) ND	2001 ND – 50 (21) ND – 15 (2,5)	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) et présente étude
	Ports - été	ND	ND	ND	
	Baies - été	ND ND ND	ND ND ND	ND ND ND – 7 (2)	

Tableau 40 : Concentrations en oxadiazon (limite inférieure - limite supérieure (moyenne)) ND : inférieur à la limite de quantification.

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 38). 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.

Les mesures du RNB dans l'Eyre n'ont pas révélé la présence de cet herbicide en 1999 alors qu'il y était détecté en 1998 (mai : 200 ng/l ; juin : 100 ng/l), en 2000 (mai : 150 ng/l) et en 2001 (avril : 90 ng/l ; juin : 56 ng/l).

Ecotoxicité

D'après les quelques valeurs d'écotoxicité dont on dispose pour cette molécule (Tableau 39), les concentrations mesurées dans le Bassin ne semblent pas poser de problèmes pour le phytoplancton.

2.3.2.7. 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.

C'est une substance très peu soluble ($S = 0,0007$ g/l), qui a tendance à s'adsorber sur les particules ($KOC > 1000$), légèrement bioaccumulable, assez toxique sur la faune aquatique et dépourvu d'effets insidieux.

En 1999, l'oxadiazon était quelquefois détecté dans certains cours d'eau (Tableau 40), mais on ne le retrouvait pas dans le Bassin (sauf dans le port, 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, 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.

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 (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	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) non recherché en 2001
	Ports - été	ND - 1110 (217)	ND	
	Baies - été	ND - 90 (36) ND - 180 (86) ND - 720 (148)	ND ND ND - 26 (4)	

Tableau 41 : 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 42 : Ecotoxicité du 2,4 MCPA sur différentes espèces phytoplanctoniques.
(* in Caux *et al.*, 1995)

On ne dispose d'aucune référence concernant sa présence dans d'autres zones côtières ou sa toxicité sur les microalgues.

2.3.2.8. *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. En 2001, il 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 $\mu\text{g/l}$) 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 ($\text{NOEC} = 3,12 \mu\text{g/l}$; $\text{EC}_{50} = 7,76 \mu\text{g/l}$).

2.3.2.9. *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 ($S = 0,825 \text{ g/l}$), une tendance à se retrouver facilement dans l'eau ($\text{KOC} = 49,3 - 110$), 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 recensées dans le tableau 41. 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

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 (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	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) non recherché en 2001
	Ports - été	ND	ND		
	Baies - été	ND	ND		
		ND	ND		

Tableau 43 : 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> Milieu optimal	Pas d'inhibition jusqu'à 10 µg/l		Arzul et Durand, 1999
Milieu minimal	25 ng/l : 50 % d'inhibition		

Tableau 44 : Ecotoxicité du 2,4 D sur différentes espèces phytoplanctoniques.

ordre de grandeur que celles des cours d'eau¹¹. 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 41). 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.

En raison de problèmes analytiques, ce pesticide n'a pu être recherché dans les eaux en 2001.

Ecotoxicité

D'après les résultats réunis dans le tableau 42, les concentrations mesurées dans le Bassin seraient bien inférieures aux seuils de toxicité mesurés pour ces espèces phytoplanctoniques.

2.3.2.10. 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 ($KOC = 20$) 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 (tableau 43).

¹¹ 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 (côte sud)	Rivières	8 – 18 (11)			Gough <i>et al.</i> (1994)
	Estuaires	ND – 74 (18)			
	Eaux côtières	ND – 12 (1)			
Angleterre (Yorkshire)	Rivières	(140)			House <i>et al.</i> (1997)
Aire		(90)			
Trent		(220)			
Calder		(60)			
Don		(20)			
Ouse					
Grèce (Macédoine)	Rivières - été	ND – 240 (130)			Albanis <i>et al.</i> (1994)
Axios		ND – 340 (130)			
Loudias		ND – 60 (30)			
Aliakmon					
France (Baie de Bourgneuf)	Baies - été	276			Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
Faible salinité		70			
Salinité moyenne		5 – 8 (7)			
Forte salinité					
France (Baie de l'Aiguillon)	Baies - été	17			Tronczynski <i>et al.</i> (1999)
Faible salinité		15			
Salinité moyenne		5 – 10 (7)			
Forte salinité					
France (Bassin d'Arcachon)	Rivières - été	1999	2000	2001	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) et présente étude
Lanton		ND – 48 (12)	ND	ND – 10 (2,5)	
Ponteils		ND – 14 (2)			
Eyre		ND – 5 (1)	ND	ND	
Autres rivières		ND			
Port d'Arcachon	Ports - été	ND	ND	ND	
La Vigne	Baies - été	ND	ND	ND	
Les Jacquets		ND	ND	ND	
Tessillat		ND	ND	ND – 3 (0,5)	

Tableau 45 : 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 46 : Ecotoxicité de la simazine sur différentes espèces phytoplanctoniques.

Dans le Bassin d'Arcachon, on n'a pas mis en évidence cette substance pendant l'été 2000.

En raison de problèmes analytiques, ce pesticide n'a pas pu être recherché dans les eaux en 2001.

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 44)

2.3.2.11. 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 ($KOC = 130$) 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 qui ont été mesurées dans la Baie de l'Aiguillon et dans les rivières du sud de l'Angleterre (Tableau 45). 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, elle n'a jamais été mise en évidence. En 2001, elle a été rencontrée à deux occasions dans le Lanton en faible concentration et, pour la première fois, dans le Bassin d'Arcachon au Tessillat mais avec une très faible teneur.

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 ND ND ND	2001 ND ND ND	Auby <i>et al.</i> (2000) Maurer <i>et al.</i> (2001) et présente étude
	Ports - été	ND	ND	ND	
	Baies - été	ND	ND	ND	
		ND	ND	ND	
		ND	ND	ND	

Tableau 47 : Concentrations en dichlofluanid (limite inférieure - limite supérieure (moyenne)) dans différents milieux aquatiques (ng/l). ND : non détectable.

Ecotoxicité

D'après les quelques références dont on dispose au sujet de la toxicité de la simazine vis à vis des microalgues (Tableau 46), les concentrations mesurées dans les cours d'eau seraient largement inférieures au seuil de toxicité pour les espèces testées.

2.3.2.12. 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. Il s'agit d'une molécule peu soluble ($S = 0,002 \text{ g/l}$), ayant tendance à s'adsorber sur les particules ($KOC = 2000$), légèrement bioaccumulable ($\log P = 3,70$), très toxique pour la faune aquatique, et qui présente des effets tératogènes.

Sa dégradation 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).

En dépit de cette dégradabilité rapide, ce produit 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 Sea-nine 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 47). Cependant, on ne le retrouvait jamais dans les eaux du Bassin, probablement en raison de ses propriétés chimiques. En 2000 et 2001, ce pesticide n'a jamais été mis en évidence ni dans les cours d'eau ni dans le Bassin.

2.3.2.13. Autres molécules

Quelques autres molécules apparaissent très sporadiquement dans les cours d'eau ou dans le Bassin.

- Le **chlorpyrifos-éthyl** est un insecticide 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. C'est un produit faiblement soluble ($S = 0,004 \text{ g/l}$), qui a tendance à se fixer sur les particules, et qui est très toxique pour les crustacés. En juin 2001, ce pesticide a été détecté pour la première fois, simultanément dans l'Eyre et le Lanton, à de faibles concentrations, mais pas dans le Bassin.

● **L'aminotriazole** est un herbicide utilisé principalement sur la vigne et certains arbres fruitiers en agriculture ainsi que sur les zones cultivées après récolte. Il est apparu, 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. En 2000 et 2001, nous ne l'avons pas recherché dans les eaux.

● En 1999, le **tébutame** était apparu deux fois dans les cours d'eau (une fois dans le Pontails 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-est du Bassin. En 2000, on a détecté ce pesticide dans un seul des échantillons récoltés (Eyre, fin juin), à une très faible concentration (3,3 ng/l). En 2001, 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.

● 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. Non détecté dans les échantillons en 1999 et 2001, ce pesticide n'est apparu qu'une fois en 2000, à Tessillat (49 ng/l à la fin du mois de juillet).

● Malgré la récente interdiction de son usage agricole en France et dans d'autres pays européens, du **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) en été 1999. La présence de ce puissant insecticide, 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.

Enfin, on peut remarquer l'absence dans les échantillons du **chlorothalonil** (recherché exclusivement en 1999). En effet, alors que ce fongicide est le "booster" le plus utilisé dans les peintures antisalissure vendues sur le Bassin (Tableau 23), il 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 ($S = 0,0006$ g/l), sa tendance à s'adsorber sur les particules ($KOC = 1380$), et sa dégradabilité rapide en eau de mer (temps de demi-vie = 2,8 jours, d'après Thomas *et al.*, 2001). Pour cette raison, cette molécule n'a pas été recherchée dans les eaux en 2000 et 2001.

2.3.3. Conclusion

Pendant l'été 2001, on a pu mettre en évidence dans les eaux du Bassin la présence de divers pesticides, 8 (+ 2 produits de dégradation) au total, provenant de sources continentales, notamment agricoles (atrazine, métolachore) et nautiques (diuron, irgarol). Ces observations sont peu différentes de celles des deux précédents étés. L'atrazine était omniprésente dans tous les échantillons récoltés. Par ailleurs, le diuron et l'irgarol étaient très fréquents dans les sites du fond de la Baie (Tessillat et Jacquets). Quoique les concentrations de ces pesticides soient restées faibles, elles approchaient souvent les valeurs propres à provoquer une inhibition significative chez la petite espèce phytoplanctonique *Chaetoceros gracilis* élevé en condition trophique minimale.

3. Conclusion

L'examen des résultats du RNO et des analyses de polluants (pesticides, HAP en 1999, TBT en 2000 et 2001) réalisés au cours des étés 1999 à 2001 permet de préciser quel est le niveau de la contamination supporté par les larves et les maillons inférieurs de leur chaîne trophique lors de la reproduction de l'huître dans le Bassin.

La contamination estivale des eaux du Bassin présente une double origine 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 cette pollution est principalement constituée par des herbicides sélectifs (atrazine et métolachore). 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.

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) 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, étain contenu dans le 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 depuis 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 un manque de précaution dans les déplacements de sédiments portuaires.

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 (chapitre 6) 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, depuis quelques années, les teneurs ont 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. Les teneurs en cuivre des huîtres d'Arcachon sont à l'heure actuelle légèrement inférieures à la médiane des observations françaises du RNO. En raison de cette récente diminution des teneurs, le cuivre ne peut pas être impliqué dans les récents problèmes de captage à Arcachon.

- L'introduction de pesticides 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, on détecte deux composés provenant de cette source, 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 pesticides 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) ont restreint l'usage du diuron et de l'irgarol aux bateaux de plus de 25 mètres (Thomas *et al.*, 2002).

Ces résultats permettent de mettre en évidence que, pour les contaminants recherchés dans le cadre de cette étude, la contamination estivale des eaux arcachonnaises est, en grande partie, due à l'activité nautique, *via* les peintures antisalissure. Il est probable que des observations printanières n'auraient pas donné les mêmes résultats, les apports de pesticides agricoles s'effectuant surtout à cette saison. Cependant, cette contamination n'est pas particulièrement élevée en comparaison avec les mesures réalisées dans d'autres zones ostréicoles atlantiques (Baie de l'Aiguillon ou de Bourgneuf). Elle est très inférieure aux niveaux de pollution mesurés dans la rade de Brest, par exemple. Par ailleurs, les résultats de trois années d'étude montrent une certaine stabilité de cette contamination estivale dans le Bassin.

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.

De même, aucun des contaminants suivis (sauf le TBT, le plus souvent très sporadiquement, de façon plus constante en 2001 à Tessillat) n'atteint 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 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 en conditions trophiques minimales, comme c'est le cas pendant l'été dans le Bassin, ainsi que dans la plupart des zones côtières.

La variabilité inter annuelle de la concentration en nutriments peut-elle expliquer, notamment via son impact sur la sensibilité des algues aux herbicides, les variations inter annuelles de l'abondance des phytoplanctontes?

Par ailleurs, 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 différents pesticides dans le mélange et de leur EC50 individuel, la valeur du EC50 du mélange. Dans les deux cas étudiés, les EC50 mesurés et calculés du mélange de triazines sont proches et compris entre le NOEC et le EC5 des différentes substances présente dans le mélange.

L'addition des faibles concentrations en herbicides mesurées dans les eaux du Bassin pourrait-elles alors influencer sur les populations phytoplanctoniques présentes pendant l'été ?

Enfin, comme nous l'avons déjà souligné dans le précédent rapport (Maurer *et al.*, 2001), toutes les composantes de la population phytoplanctonique, notamment ses différentes classes de taille, ne sont pas également affectées par la présence d'un polluant.

Si une inhibition due à ces pesticides existe effectivement, atteint-elle significativement les classes de taille servant à alimenter les larves ?

Il apparaît clairement que la réponse à ces trois questions ne pourra être apportée que par une démarche expérimentale.

Discussion générale

L'intensité du captage a été différente au cours des quatre années étudiées (1998, 1999, 2000 et 2001), très faible en 1998, excellente en 1999 et 2001 et moyenne en 2000. Les résultats acquis au cours de ces trois dernières années permettent de commencer à cerner les causes de cette variabilité.

Cette partie reprend les conclusions des chapitres précédents.

1. Importance et qualité des pontes

En 2001, la reproduction des huîtres a commencé dans le Bassin aux alentours de la mi-juin, et plusieurs vagues de pontes ont été observées pendant l'été : début juillet, fin de la seconde décade de ce mois et mi-août.

Les larves issues de la ponte importante de l'été (située aux alentours du 16 juillet) ont subi pendant quelques jours des conditions hydrologiques difficiles : vents violents de sud-ouest générant une importante agitation de l'eau, chute de la température d'environ 4°C dans les "hauts". Ces aléas n'ont pas empêché cette cohorte de se développer rapidement et efficacement.

D'une façon générale, toutes les vagues de "petites" ont évolué avec succès, aboutissant chaque fois aux derniers stades de développement aptes à se fixer sur les collecteurs.

Pour ces raisons, la saison de reproduction 2001 a abouti à un captage excellent, de l'ordre de 3000 naissains fixés par tuile.

En 1999, nous avons proposé un suivi de la maturation et des pontes, au niveau des géniteurs, qui n'a pas été retenu faute de moyens. Ces données auraient permis de mieux cerner l'implication éventuelle de la quantité et la qualité des gamètes émis au cours de la saison de reproduction. En l'absence de ces informations, nous pouvons cependant reprendre l'analyse que nous avons formulée pour les années précédentes. L'utilisation des réserves vitellines contenues dans les œufs est déterminante pendant les premières phases du développement larvaire (His et Maurer, 1988). Si la qualité des gamètes n'avait pas été bonne, des anomalies de croissance et d'évolution auraient été rapidement perceptibles et n'auraient pas permis que les larves parviennent normalement au stade "moyenne". Nous pensons, *a priori*, que la qualité des gamètes et des réserves vitellines n'est pas en cause dans la faiblesse du recrutement de 1998, ni dans celui de 2000. Cependant, le nombre de pontes certainement plus faible et la quantité de gamètes émis peut être moins élevée de la saison de reproduction 2000, ont pu jouer un rôle dans la relativement faible performance du captage cette année-là.

2. Dispersion des larves

La dispersion des larves d'huîtres dans le Bassin d'Arcachon a été étudiée à l'aide du modèle hydrodynamique bidimensionnel Imars. Le devenir de larves issues de trois secteurs de la Baie (Grand Banc, Tès et Comprian) a été simulé pendant 20 jours, durée moyenne nécessaire aux véligrès pour atteindre le stade "en fixation", la ponte se produisant soit en mort d'eau soit en vive eau, et soit au montant soit au descendant.

Les principaux résultats des 12 simulations effectuées sont les suivants.

L'hydrodynamique a un effet avéré sur la répartition des larves. Si les larves issues des pontes du secteur interne restent en presque totalité dans la Baie, les cohortes issues du frai des secteurs océaniques (Grand Banc) et intermédiaires du sud du Bassin (Tès) sont sujettes à être exportées en partie vers l'océan selon les conditions de marée lors de la ponte (de 3 à 40 %). La situation la plus défavorable parmi celles testées correspond à une ponte en vive eau par descendant.

Par ailleurs, alors que les pontes des secteurs océaniques sont susceptibles de participer au recrutement de toutes les zones de la Baie, celles des secteurs Tès et Comprian restent plutôt cantonnées dans leurs zones d'origine (sud-est du Bassin) même si une petite partie peut alimenter les chenaux ouest (Piquey).

L'effet du vent resterait toutefois à préciser. Certains résultats préliminaires indiquent que, pour les pontes de l'intérieur du bassin, cet effet est relativement faible.

Le facteur hydrodynamique ne semble cependant pas pouvoir expliquer les variations interannuelles de l'intensité du recrutement des huîtres creuses dans le Bassin d'Arcachon au cours de nos années d'étude. Si la date de ponte de 1998 (très faible captage) est située à un moment du cycle des coefficients défavorable pour le maintien des larves à l'intérieur du Bassin, il en est de même en 1999 qui est pourtant une année de captage pléthorique. A l'inverse, la date très favorable de 2000 ne se traduit pas par un bon recrutement puisque les résultats de captage de cette année furent très moyens. 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.

3. Climatologie et physico-chimie de l'eau

La saison de reproduction **2001** a débuté précocement, à la fin de la deuxième décennie de juillet, et toutes les émissions de l'été, y compris celle-ci, ont conduit à la formation de larves aptes à se fixer. Comme celle de 1999, et à l'inverse de celle de 2000, il s'agit donc d'une saison de reproduction très étalée dans l'été. La première cohorte de l'été a sans doute bénéficié de l'importante hausse de température (dépassant 25°C le 2 août) pour se développer rapidement jusqu'au stade "en fixation".

Les jeunes larves issues de la ponte importante des alentours du 16 juillet ont, pour leur part, eu à subir des conditions météorologiques difficiles pendant quelques jours : chute de température (de 22°C à 18,2°C au Tessillat), agitation de l'eau due aux vents forts de sud-ouest. Cela n'a pas empêché cette cohorte de se développer rapidement (pics de larves "en fixation" observées vers les 2 et 3 août) et apparemment sans trop de pertes (plusieurs milliers de larves à ce stade dénombrées dans la population du secteur "est").

Il est vrai que les conditions de milieu (température et vent) sont redevenues plus favorables aux larves environ une semaine après leur naissance. Par ailleurs, il faut souligner que la biomasse phytoplanctonique était particulièrement élevée au cours de ce mois. Dans le chapitre suivant, nous verrons que, juste avant ce pic de larves, la biomasse de la fraction phytoplanctonique < 8 µm et les abondances de cellules nanoplanctoniques étaient importantes.

Du point de vue climatique, les étés **1998** et **2000** sont atypiques et présentent de grandes ressemblances. Dans les deux cas, le mois de juillet a présenté une forte diminution de la température de l'eau au cours de sa première quinzaine. Ce facteur a pu perturber le développement des larves nées avant cette chute brutale en 1998. On peut néanmoins rappeler qu'un épisode similaire n'avait pas affecté le développement larvaire en 1988. En 2000, la ponte importante s'est heureusement produite lors de la remontée de la température vers des valeurs normales, si bien que les larves de cette cohorte n'ont apparemment pas souffert de cette irrégularité thermique. En **2001**, comme en 1998, la ponte principale a été suivie d'une chute de température assez importante, mais de très courte durée (températures exceptionnellement basses par rapport à la moyenne pendant 4 jours). Les larves de cette cohorte se sont développées normalement. En 1999, les larves issues de la ponte principale n'ont pas eu à souffrir d'une diminution de la température.

Au contraire de 1999 et 2001, années pendant lesquelles la saison de reproduction a duré tout l'été, les mauvaises conditions thermiques au début des époques de reproduction 1998 et 2000 ont réduit la durée d'occurrence dans la population des stades larvaires aptes à se fixer¹², la saison de reproduction "efficace" étant limitée au mois d'août. On peut remarquer que le mois d'août

¹² En compromettant les chances d'évolution de la première cohorte en 1998 et en retardant les pontes importantes en 2000.

2000 a été plus sec que ceux des années 1999 et 2001 et que les teneurs en nitrate des eaux ont été plus faibles. Les concentrations en phosphate dans les stations internes étaient également peu élevées par rapport à la normale. Résultant probablement de cette pauvreté en nutriments, les teneurs en chlorophylle *a* du mois d'août 2000 étaient faibles par rapport à celles de 1999 et 2001. Ainsi, par rapport aux cohortes de 1999 et 2001, les larves issues de la ponte principale de 2000 n'ont sans doute pas bénéficié d'une situation trophique favorable à leur développement.

4. Nutrition larvaire

Les eaux du Bassin d'Arcachon présentent, au cours de l'été, les caractéristiques d'une eau marine côtière compte tenu des composantes du plancton qui s'y développent et de leur richesse relative (Iriarte et Purdie, 1994) : dominance du picoprocaryote *Synechococcus*, importance qualitative et quantitative des picoeucaryotes, grande abondance et diversité du nanoplancton (Guillocheau, 1988). Malgré une pauvreté estivale marquée en sels nutritifs, des floraisons microplanctoniques peuvent aussi s'y développer. Si les cycles annuels nano- et microplanctoniques sont assez bien connus, il n'en est pas de même pour le picoplancton dont seule l'évolution estivale commence à être précisée dans cette étude.

Au cours de l'été 1999, les composantes nanoplanctoniques se sont très bien développées. La grande richesse quantitative et qualitative en ces organismes est considérée comme caractéristique de la saison estivale par Guillocheau (1988). Les niveaux observés se situaient dans des gammes apparemment suffisantes pour assurer la réussite complète de la vie larvaire. Les teneurs en chlorophylle *a* étaient assez élevées pour la saison. Le déroulement de la reproduction au cours de l'été 1999 a conduit à un excellent captage.

A l'inverse, durant l'été 2000, si les plus petites formes se trouvaient aussi abondantes (bactéries et *Synechococcus*) voire plus (picoeucaryotes) qu'en 1999, il n'en était pas de même pour le nanoplancton (beaucoup plus rare) et le microplancton (deux fois plus abondant). Malgré les effectifs microplanctoniques élevés, les teneurs en chlorophylle *a* phytoplanctonique étaient, en 2000, environ deux fois plus faibles qu'en 1999.

Cette année a été accompagnée d'un captage de faible ampleur.

L'année 2001 s'avère intermédiaire entre 1999 et 2000 à la fois sur le plan des teneurs en chlorophylle *a* et sur celui du développement du nanoplancton. Pour le microplancton et les picoprocaryotes (*Synechococcus*), elle ressemble à 1999 tandis que pour les picoeucaryotes, elle est proche de 2000 avec un niveau très élevé de cette catégorie d'organismes. La saison 2001, comme 1999, a été une excellente année pour le captage.

Les connaissances en matière de nutrition larvaire dans le milieu naturel peuvent être schématisées ainsi :

- le nanoplancton (2 à 20 μm) est un composant majeur du régime alimentaire des larves de bivalves,
- les bactéries et le picoplancton ($< 2 \mu\text{m}$) constitueraient plutôt un complément alimentaire d'autant plus important que la larve est jeune,
- le microplancton (20 μm à 1 mm) est rarement consommé.

Il ne nous est pas possible de conclure catégoriquement sur l'impact possible de l'alimentation des larves de bivalves sur le recrutement car ce n'est pas le seul facteur qui peut intervenir. Cependant, la comparaison des populations phytoplanctoniques observées au cours des trois étés permet les réflexions suivantes.

- Les très petites formes algales sont très abondantes au cours de l'été dans le Bassin d'Arcachon. La seule année où elles se trouvent en moindre quantité est 1999, celle du meilleur captage réalisé.
- L'année 2000 de captage très moyen se différencie des deux autres par la rareté relative du nanoplancton. Cette dissemblance peut-elle être à l'origine d'une limitation de la nourriture des larves d'huîtres, suffisante pour se répercuter sur le captage ? Si tel est le cas, les larves les plus âgées en auraient été surtout affectées, les jeunes larves pouvant sans doute mieux compenser ce déficit par les très petites formes de nourriture ($< 2 \mu\text{m}$) particulièrement nombreuses dans le Bassin en été 2000.
- Les deux années de très bon captage, 1999 et 2001, ne présentent pas exactement les mêmes populations algales. Si le nanoplancton constitue l'élément majeur de l'alimentation des larves d'huîtres dans le Bassin d'Arcachon, les niveaux qu'il a atteint en 2001 sont donc à considérer comme suffisants pour le bon déroulement de la vie larvaire.

Lors de nos premières réflexions, nous pensions *a priori* que les larves les plus jeunes étaient les plus vulnérables sur le plan alimentaire. A Arcachon, les résultats des trois étés, montrant la présence constante d'une population algale de taille inférieure à 2 μm , abondante et diversifiée, incitent à penser que les plus petites larves peuvent mieux compenser un déficit en nanoplancton que les larves plus âgées, qui de surcroît sont en compétition marquée avec les autres organismes zooplanctoniques.

Les raisons des différences de structure des populations phytoplanctoniques entre les trois années ne sont pas évidentes. Les facteurs susceptibles de réguler la croissance et la compétition entre les diverses catégories d'algues, qu'ils soient naturels ou anthropiques, sont en effet nombreux (température, éclaircissement, agitation de l'eau, nutriments, broutage par le zooplancton, contaminants ...) et peuvent s'avérer parfois antagonistes.

5. Pathologie

Comme en 1999 et contrairement à 2000, la présence du virus herpès n'a pas été mise en évidence dans les larves d'huîtres creuses du Bassin d'Arcachon au cours de l'été 2001.

Au cours des trois ans de suivi assez exhaustif des populations larvaires, on remarque que le seul échantillon contenant de l'ADN d'herpès virus a été récolté pendant l'année où le captage a été moyen (2000), entre deux années de très bon captage. Cependant, les mêmes réserves que précédemment doivent être apportées à l'interprétation de ces résultats : la présence de l'unique lot positif observé en 2000 ne signifie pas que ce virus ait compromis le succès de la population dans laquelle il a été détecté. Par ailleurs, les seuls aléas d'échantillonnage peuvent expliquer qu'il n'ait pas été détecté dans les lots de larves de 1999 et de 2000.

Il convient toutefois de poursuivre ce suivi dans le cas où des mortalités larvaires importantes seraient observées pendant la prochaine saison de reproduction.

6. Compétition et prédation

Au cours de l'été 2001, la composition spécifique et les abondances du zooplancton étaient cohérentes avec ce qui avait été observé antérieurement dans le Bassin d'Arcachon ou dans une zone de captage proche (Marennes-Oléron). Les taxons dominants sont ceux rencontrés habituellement dans les zones internes du Bassin pendant la période estivale : espèces autochtones accompagnées d'espèces à caractéristiques plus néritiques pénétrant dans la Baie de façon "continue" (*Euterpina acutifrons*) ou simplement en période estivale (*Penilia avirostris*, ...). Cette période est de plus caractérisée par une forte production secondaire liée notamment à la production d'organismes méroplanctoniques : larves de bivalves (en particulier huîtres) et larves de gastéropodes, mais aussi à la production d'organismes holoplanctoniques (fortes abondances de larves de copépodes : nauplii). La pénétration de taxons néritiques est essentiellement observée à La Vigne, ce qui est une caractéristique de cette zone du Bassin.

Les abondances holoplanctoniques totales sont proches dans les trois zones échantillonnées (et supérieures à celles de 2000). Au sein de ce groupe les copépodes représentent le taxon dominant. Les organismes méroplanctoniques sont essentiellement présents dans les zones internes du Bassin (les effectifs étant 5 à 10 fois moins importants à la Vigne que dans la zone interne). Cette différence est principalement liée à la présence dans cette zone interne de larves de bivalves et de larves de gastéropodes. Ces deux groupes sont responsables de la dominance du compartiment méroplanctonique par rapport

au compartiment holoplanctonique lors de 2 périodes dans la zone interne (fin juillet pour les larves d'huîtres et mi-août pour les larves de gastéropodes).

L'analyse des fluctuations temporelles des différents taxons zooplanctoniques regroupés en "compétiteurs potentiels" et "prédateurs potentiels" permet de mettre en évidence, comme en 2000, une succession rapide entre la présence des larves d'huîtres aux premiers stades et les pics d'abondance de ces groupes. En 2001, les compétiteurs sont plus abondants dès le début du suivi qu'en 2000 dans les trois zones et, comme cela avait déjà été observé, leurs effectifs augmentent fortement suite au pic de production de larves de bivalves (exception faite du Tessillat) et restent importants jusqu'à la fin de la période. Ce phénomène s'explique probablement par la simultanéité de l'augmentation de la température (qui a déclenché la ponte massive des huîtres) et l'augmentation de l'abondance et de la biomasse microphytoplanctoniques (qui a déclenché le processus précédant la ponte chez les copépodes notamment).

Les prédateurs présentent eux aussi une évolution similaire avec celle observée en 2000 avec une augmentation des effectifs consécutive au pic de production de larves d'huîtres (exception faite du Tessillat). Cette augmentation des abondances est relativement ponctuelle, les effectifs chutant ensuite assez rapidement.

La zone interne du Tessillat représente cette année un cas particulier du point de vue de l'évolution de ces groupes trophiques puisque les effectifs des 3 groupes (larves de bivalves, compétiteurs et prédateurs) diminuent (au lieu d'augmenter pour les compétiteurs et les prédateurs comme dans les 2 autres sites) à partir de la période de production de larves et restent faibles durant un mois (limitation de l'accès à la ressource trophique pour l'ensemble des taxons ?).

Les observations réalisées en 2001 mettent donc à nouveau en évidence une similitude dans la chronologie de l'apparition et de l'évolution des effectifs des compétiteurs et des prédateurs des larves d'huîtres suite au pic de production de larves. Ces résultats indiquent cependant aussi une variabilité inter-annuelle des effectifs observés pour les différents groupes, mais aussi liée au site, puisque cette chronologie n'est pas retrouvée dans l'une des zones internes pourtant caractérisée par un important pic de production de larves d'huîtres.

7. Contaminants

L'examen des résultats du RNO et des analyses de polluants (pesticides, HAP en 1999, TBT en 2000 et 2001) réalisés au cours des étés 1999 à 2001 permet de préciser quel est le niveau de la contamination supporté par les larves et les maillons inférieurs de leur chaîne trophique lors de la reproduction de l'huître dans le Bassin.

La contamination estivale des eaux du Bassin présente une double origine 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 cette pollution est principalement constituée par des herbicides sélectifs (atrazine et métolachlor). 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.

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) 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, étain contenu dans le 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 depuis 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 un manque de précaution dans les déplacements de sédiments portuaires. 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 de des copépodes (chapitre 6) 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, depuis quelques années, les teneurs ont 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. Les teneurs en cuivre des huîtres d'Arcachon sont à l'heure actuelle légèrement inférieures à la médiane des observations françaises du RNO. En raison de cette récente diminution des teneurs, le cuivre ne peut pas être impliqué dans les récents problèmes de captage à Arcachon.

- L'introduction de pesticides 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, on détecte deux composés provenant de cette source, 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 pesticides 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) ont restreint l'usage du diuron et de l'irgarol aux bateaux de plus de 25 mètres (Thomas *et al.*, 2002).

Ces résultats permettent de mettre en évidence que, pour les contaminants recherchés dans le cadre de cette étude, la contamination estivale des eaux arcachonnaises est, en grande partie, due à l'activité nautique, *via* les peintures antisalissure. Il est probable que des observations printanières n'auraient pas donné les mêmes résultats, les apports de pesticides agricoles s'effectuant surtout à cette saison. Cependant, cette contamination n'est pas particulièrement élevée en comparaison avec les mesures réalisées dans d'autres zones ostréicoles atlantiques (Baie de l'Aiguillon ou de Bourgneuf). Elle est très inférieure aux niveaux de pollution mesurés dans la rade de Brest, par exemple. Par ailleurs, les résultats de trois années d'étude montrent une certaine stabilité de cette contamination estivale dans le Bassin.

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.

De même, aucun des contaminants suivis (sauf le TBT, le plus souvent très sporadiquement, de façon plus constante en 2001 à Tessillat) n'atteint 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 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 en conditions trophiques minimales, comme c'est le cas pendant l'été dans le Bassin, ainsi que dans la plupart des zones côtières.

La variabilité inter annuelle de la concentration en nutriments peut-elle expliquer, notamment via son impact sur la sensibilité des algues aux herbicides, les variations inter annuelles de l'abondance des phytoplanctontes?

Par ailleurs, 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 différents pesticides dans le mélange et de leur EC50 individuel, la valeur du EC50 du mélange. Dans les deux cas étudiés, les EC50 mesurés et calculés du mélange de triazines sont

proches et compris entre le NOEC et le EC5 des différentes substances présente dans le mélange.

L'addition des faibles concentrations en herbicides mesurées dans les eaux du Bassin pourrait-elles alors influencer sur les populations phytoplanctoniques présentes pendant l'été ?

Enfin, comme nous l'avons déjà souligné dans le précédent rapport (Maurer *et al.*, 2001), toutes les composantes de la population phytoplanctonique, notamment ses différentes classes de taille, ne sont pas également affectées par la présence d'un polluant.

Si une inhibition due à ces pesticides existe effectivement, atteint-elle significativement les classes de taille servant à alimenter les larves ?

Il apparaît clairement que la réponse à ces trois questions ne pourra être apportée que par une démarche expérimentale.

Conclusion

Après trois étés (1999, 2000 et 2001) qui se sont révélés très différents en terme de résultats de captage et pendant lesquels des observations spécifiques à la reproduction des huîtres dans le Bassin ont pu être réalisées, nous disposons de données intéressantes pour éclairer la variabilité de ce processus.

Les observations suivantes se dégagent des différents axes de recherche appliqués aux années 1999 (année de captage excellent), 2000 (année de captage moyen) et 2001 (année de captage excellent).

☞ Les saisons de captage **1999** et **2001** se sont déroulées à une période normale, les premières pontes importantes se produisant pendant la première quinzaine de juillet (et des pontes précoces dès fin juin en 2001). Des larves proches de la fixation ont été présentes en permanence dans la population larvaire dès juillet (mi-juillet en 1999 et début juillet en 2001) jusqu'à fin août. A l'inverse, la saison **2000** a été décalée dans le temps (premières pontes massives observées le 22 juillet, larves "en fixation" récoltées à partir du 8 août) et ainsi écourtée.

☞ Le retard observé en **2000** s'explique par une très faible température de l'eau pendant une partie du mois de juillet, les pontes massives ne s'étant produites qu'après le retour des températures à des valeurs normales. Rappelons qu'en 1988 et 1998, une diminution de température moins importante appliquée sur des populations de jeunes larves avait conduit, dans le premier cas, à une évolution normale et dans le second cas à une quasi-disparition de la cohorte. Les jeunes larves issues de la ponte importante de mi-juillet **2001** ont aussi eu à subir des conditions météorologiques difficiles pendant quelques jours. Cela n'a pas empêché cette cohorte de se développer rapidement et apparemment sans trop de pertes. En **1999**, les larves issues de la ponte principale n'ont pas eu à souffrir d'une diminution de la température.

☞ Comparativement à **1999** et **2001**, l'année **2000** a été caractérisée par un printemps pluvieux et un mois d'août assez sec, avec de l'eau assez pauvre en nitrate et très pauvre en phosphate dans les stations internes. Résultant probablement de cette pauvreté en nutriments, les teneurs en chlorophylle *a* du mois d'août 2000 étaient faibles par rapport à celles de 1999 et 2001.

☞ En ce qui concerne les contaminants suivis au cours de ces trois étés **1999**, **2000** et **2001**, on n'a observé aucune différence majeure ni dans les molécules détectées, ni dans les teneurs qu'elles atteignaient dans le milieu. Le Bassin

d'Arcachon est affecté par une faible contamination estivale (cuivre, TBT, herbicides d'origine agricole et nautique).

☞ Contrairement à 1999 et 2001, la présence du virus herpès a été mise en évidence au cours de l'été 2000 dans les larves d'huîtres creuses du Bassin d'Arcachon. L'occurrence d'un seul échantillon positif sur les 12 analysés en 2000 et la biologie particulière de ce virus (présence ne signifiant pas obligatoirement pathogénicité) ne permet pas de conclure au sujet de son impact sur la population.

☞ Pendant l'été, les larves d'huîtres ne sont qu'une composante du peuplement zooplanctonique présent dans la Baie, constitué d'autres larves (mollusques bivalves et gastéropodes, crustacés et annélides) et de formes planctoniques permanentes (crustacés copépodes en majorité). En 2000 (toutes stations) et 2001 (La Vigne et Jacquets), le pic de larves d'huîtres a été suivi quelques jours plus tard d'une élévation d'abondance des organismes compétiteurs et prédateurs.

☞ Au mois d'août 2000, les plus petites formes phytoplanctoniques (picoplancton dont se nourrissent en partie les plus jeunes larves) étaient plus abondantes qu'en août 1999, mais les formes nanoplanctoniques (dont se nourrissent préférentiellement les larves âgées) étaient moins abondantes en 2000 qu'en 1999 et 2001.

Il est, pour l'instant, difficile de déterminer si cette dissemblance dans la structure et l'état des populations phytoplanctoniques entre les trois années est imputable aux différences de teneurs en nutriments (limitation en août 2000 ?), à une variation de l'intensité de consommation par les zooplanctons compétiteurs (plus abondants en 2000 ?), à un impact différents des herbicides (inversement proportionnel à la concentration en nutriments dans l'eau, donc plus important en août 2000 ?).

Par ailleurs, on peut se demander si cette différence entre les trois années est suffisamment importante pour avoir provoqué, en 2000 et non en 1999 et 2001, une limitation en nourriture des larves d'huîtres les plus âgées et si cette pauvreté peut expliquer la faible réussite de la cohorte née à la fin juillet 2000.

Références bibliographiques

- Adelman D., Hinga K.R., Pilson M.E.Q.** (1990). Biochemistry of butylins 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 antisalissures 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.** (2001c). Experimental herpes-like viral infections in marine bivalves : demonstration of interspecies transmission. *Diseases of Aquatic Organisms*, **46**, 1-6.
- 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., 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., 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., Trut G., D'Amico F., Beliaeff B. (1999). Réseau hydrologique du Bassin d'Arcachon. Synthèse des résultats 1988-1997. Rapport Interne IFREMER DEL/AR/99-09, 60 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. (1995a). 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. (1995b). 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. (1995c). Feeding rate response of oyster larvae (*Crassostrea virginica*) to seston quantity and composition. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **189**, 77-91.

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.

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.

Bell J.L. (1991). Food resources for larval growth : patches and picoplankton. *Pac. Sci.*, **45** (1), 87.

Biagiatti-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.

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.

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. Dans "Géochimie organique des sédiments marins profonds (ORGON III)", Eds Arnould M., Pelet R., Editions du CNRS, Paris, 303-352.

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 Hawaiï (station ALOHA). *Deep-Sea Research*, 40 (10), 2043-2060.

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.

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. et Courties C. (1997). Biodiversity of unicellular algae : example of pico- and ultraplanktonic eucaryotes of the Thau Lagoon. *Vie Milieu*, **47** (4), 317-324.

Chrétiennot-Dinet M.J., Robert R., His E. (1986). Utilisation des "algues-fourrage" en aquaculture. *Ann. Biol.*, T. XXV, Fasc. **2**, 97-119.

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.

Claisse D., Alzieu C. (1993). Copper Contamination as a result of antifouling paint regulations? *Mar. Pollut. Bull.*, **26** (7), 395-397.

Comps M., Cochenne 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.

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 Feb.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.
- Escande-Labrousche F.** (1964). Etude statistique et systématique du phytoplancton du Bassin d'Arcachon. Thèse 3° 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.
- 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.
- 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.

- 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.
- 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. IFREMER Rapp. Interne 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 Univ. Aix-Marseille II, 156 p.
- Guillocheau N., Dinét 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., Giddings J.M., Solomon K.R., Balcomb R.** (1999). An ecological risk assessment for the use of Irgarol 1051 as an algicide 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.
- 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.** (1991). Biologie et écotoxicologie des véligères de *Crassostrea gigas* (Thunberg) dans le Bassin d'Arcachon. *Thèse Doctorat Etat*, Université Bordeaux I, 192 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.
- 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.** (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.** (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., 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., 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.

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.

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. Contam. 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.

Kuylensstierna M., Karlson B. (1994). Seasonality and composition of pico- and nanoplanktonic cyanobacteria and protists in the Skagerrak. *Botanica Marina*, **37**, 17-33.

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*, Sep. 99, **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 Biochimie de l'environnement*. Université Bordeaux I, 172 p.

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 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, 389, 1-234.

- Le Deuff R.M., Nicolas J. L., Renault T., Nicolas J. L., Cochenne N.** (1994). Experimental transmission of herpes-like virus to axenic larvae of Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, **142** (2), 69-71.
- Le Deuff R.-M., Nicolas J.-L., Renault T., Cochenne 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.** (1999). Purification and partial genome characterisation of a herpes-like virus infecting the Japanese oyster, *Crassostrea gigas*. *Journal of General Virology*, **80**, 1317-1322.
- 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*. *Disease of Aquatic organisms*, **24** (2), 149-157.
- Le Deuff R.-M., Renault T.** (1999). Purification and partial genome characterization 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.
- 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 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 Research*, **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.
- Louis E.** (1998). Les pollutions de la plaisance. *Environnement*. No 4.
- Lubet P.E.** (1981). Influence des facteurs externes sur la reproduction des Lamellibranches. *Oceanis*, **6** (5), 469-489.
- Lucas J.S.** (1982). Quantitative studies of feeding and nutrition during larval development of the coral reef asteroid *Acanthaster planci* (L.). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **65**, 173-193.
- 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.
- 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 nannoplankton 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 p + 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.
- Masclet 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. Rap. Int. IFREMER DEL/98-01/Arcachon, 53 p.
- 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 p. + Annexes
- Maurer D., Borel M.** (1990). Estimation du captage d'huîtres *Crassostrea gigas* dans le Bassin d'Arcachon de 1985 à 1989. Rapport Interne IFREMER DRV-87.017-RA/ARCACHON, 31 p.
- 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.
- 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). Dans "Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment", Ed. U. Varanasi, CRC Press, Inc, Boca Raton, Floride, USA, 1-39.
- 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 Interne IFREMER*, DEL/96.06/Nantes, 12 p.
- Michel P., Averty B.** (1998). Bilan 1997 de la contamination des eaux côtières françaises par les composés organostanniques. *Rapport Interne IFREMER*, DEL/98.05/Nantes, 39 p.

Molander S., Dahl B., Blanck H., Jonsson J., Sjostrom 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., Cochennec, 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.

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.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.

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.R., Olson M.H. (1989). Food limitation of planktotrophic marine invertebrate larvae: does it control recruitment success. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **20**, 225-247.

Partensky F., Blanchot J., Lantoin 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 fractioned 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.
- 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.
- 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, Sep. 99, **36** (1-3), 73-78.
- 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., Cochenne N., Le Deuff R.M., Chollet B. (1994).** 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., Cochenne N., Maffart P. (1994).** 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., Cholet B., Haffner P. (1997).** Synthèse des travaux réalisés au laboratoire IFREMER de La Tremblade. Mars 1996-février 1997. Rapport 60 p.
- Renault T., Le Deuff R.-M., Cochenne N., Delsert C. (2000).** Developemtn 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., Cochenne N., Maffart P. (1994).** Herpesviruses 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*, pp. 67.

Renault T., Lipart C. (1998). Diagnosis of herpes-like virus infections in oysters using molecular techniques. In : *Aquaculture and Water : Fish culture, Shellfish culture and Water Usage*, pp. 235-236 ; European Aquaculture Society, Special Publication n° 26. Compiled by H. Grizel & P. Kestemont. Oostende, Belgium.

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. EAAP* 19-24 Septembre 1999. Rhodes. p104.

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. et Trintignac P. (1997). Microalgues et nutrition larvaire en éclosérie de mollusques. *Haliotis*, **26**, 1-13.

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.

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. IFREMER Rapp. Interne 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 Doct. Univ. 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.

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.

Stangroom S.J., Collins C.D., Lester J.N. (1998). Sources of organic micropollutants to lowland rivers. *Environmental Technology*, **19**, 643-666.

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.

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.

Thébault A. (1999). Bilan du Repamo 1998. Rapport IFREMER, 60 p.

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*, in press.

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 p.

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., 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.

Troussellier M., Courties C., Vaquer A. (1993). Recent applications of flow cytometry in aquatic microbial ecology. *Biol. of the Cell*, **78**, 111-121.

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., 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. Sous presse.

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). Sous presse.

- 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*, sous presse.
- Voulvoulis N., Scrimshaw M.D., Lester J.N. (1999).** Alternative antifouling biocides. *Applied Organometallic Chemistry*, **13**, 135-143.
- 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-méthyl-phenoxy acetic acid (MCPA). *Zeitschrift für Physikalische Chemie*, **213**, 87-92.