

DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT
ET DE
L'AMENAGEMENT LITTORAL

CONTRIBUTION AU LIVRE BLANC
DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

**LA QUALITE DES EAUX DANS L'ESTUAIRE
DE LA GIRONDE :**
2 - SYNTHESE

*par Laurence MAURICE
sous la responsabilité de L.A. ROMANA*

IFREMER Bibliotheque de BREST



0EL06756



R. INT. DEL/93.17/TOULON

**DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT
ET DE
L'AMENAGEMENT LITTORAL**

**CONTRIBUTION AU LIVRE BLANC
DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE**

**LA QUALITE DES EAUX DANS L'ESTUAIRE
DE LA GIRONDE :
2 - SYNTHESE**

*par Laurence MAURICE
sous la responsabilité de L.A. ROMANA*

R. INT. DEL/93.17/TOULON

IFREMER - Centre de Toulon
 Zone Portuaire de Brégaillon
 B.P. 330
 83507 LA SEYNE SUR MER
 Tél.: 94.30.48.00

**DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT
 ET DE L'AMENAGEMENT DU LITTORAL**

LABORATOIRE CHIMIE DES CONTAMINANTS
 ET MODELISATION

AUTEUR(S) : L. MAURICE L.A. ROMAÑA	CODE : DEL/CCM/93- N°
TITRE : LA QUALITE DES EAUX DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE. CONTRIBUTION AU LIVRE BLANC	Date : septembre 1993 Nb tirages : 70 Nb pages : 52 Nb figures : 20 Nb photos : 0
CONTRAT : REDACTION DU LIVRE BLANC SUR L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE THEME TRAITE : QUALITE DE L'EAU Agence de l'eau Adour-Garonne - IFREMER - ADER-PACA N° : 93 3 430016	DIFFUSION Libre <input checked="" type="checkbox"/> Restreinte <input type="checkbox"/> Confidentielle <input type="checkbox"/>

RESUME :

Le seul problème grave de qualité de l'eau de l'estuaire de la Gironde est une contamination par le cadmium. Le suivi sur la dernière décennie, des paramètres physico-chimiques, chimiques, biochimiques et bactériens atteste de la bonne qualité générale de l'eau mais des mesures d'oxygène dissous en vives eaux et en amont de Bordeaux manquent au diagnostic.

Depuis 1989, chaque été, au droit de la centrale du Blayais, les valeurs de DBO₅ restent inférieures au seuil critique de 5 mg.l⁻¹ mais on observe plus en amont une diminution des taux d'oxygène dissous jusqu'à 30 %. Les années 1989 à 1991 ont été largement déficitaires sur le plan hydrologique, permettant au bouchon vaseux d'accumuler de la matière organique biodégradable; cette hypothèse expliquerait l'augmentation du rapport DBO₅/MES avec les MES. Pour une année hydrologique moyenne, 20 % des apports totaux en DBO₅ sont issus des rejets urbains; en 1991, cette part atteint 35 %. L'évolution pluriannuelle des nitrates en Garonne donne une augmentation de 18 % en 7 ans, laissant apparaître un risque de nitrification. Les teneurs en Chl_a classent ce fleuve dans un état d'eutrophisation probable.

ABSTRACT :

The main problem of the Girond estuary is a pollution by the cadmium. During this last ten years, the good quality of the water is proved by the analysis of the main physical, chemical and biochemical parameters. Since 1989, straight to the Blayais power station, the BOD₅ never reaches 5 mg.l⁻¹ but a diminution of the dissolved oxygen has been observed; it's probably caused by the accumulation of biodegradable organic matter in the maximum turbidity zone during years characterized by low river flows. For average river flow, urban discharges takes part for 20 % in total fluxes of BDO₅; in 1991, this part attempts 35 %. During the last 7 years, the pluriannual evolution of the nitrate concentrations measured in Garonne river shows an encreasing of 18 %.

Rates of chl a put this river in conditions of probable eutrophication.

Mots clés : Qualité eau, apports, estuaire Gironde.

Key words : Water quality, fluxes, Gironde estuary.

SOMMAIRE

oOo

LISTE DES SIGLES.....	4
INTRODUCTION.....	6
1. GENERALITES SUR LE FONCTIONNEMENT DES ESTUAIRES.....	7
1.1 Rappel des caractéristiques hydrodynamiques et hydrosédimentaires.....	7
1.2 Problématique liée à la présence du bouchon vaseux.....	7
2. PRESENTATION DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE.....	8
2.1 Ses spécificités.....	8
2.2 Les principales activités.....	8
2.2.1 Activités agricoles	8
2.2.2 Zones industrielles et urbaines	9
3. OBJECTIFS DE QUALITE DES ESTUAIRES.....	10
3.1 Turbidité	10
3.2 Oxygène dissous et matière organique	10
3.3 Sels nutritifs	11
3.4 Contamination chimique	11
3.5 Microorganismes	11
4. SOURCES D'INFORMATIONS.....	12
4.1 Réseaux de mesure	12
4.1.1 Mesures en Garonne et Dordogne	12
4.1.2 Mesures dans l'estuaire: données fournies par le (RNO).....	12
4.2 Campagnes ponctuelles.....	14
5. ESTIMATION DES APPORTS A L'ESTUAIRE.....	15
5.1 Apports en oxygène dissous.....	15
5.2 Apports en sels nutritifs.....	16
5.2.1 Apports en phosphates.....	16

5.2.2 Apports en phosphore particulaire	16
5.2.3 Apports en nitrates.....	17
5.2.4 Apports en ammonium	18
5.4 Apports en matière organique.....	19
5.4.1 Apports en DBO ₅	19
5.4.2 Apports en carbone organique.....	20
5.4.3 Apports en azote organique	21
5.4.4 Apports en chlorophylle a	22
5.4.5 Apports en phéopigments.....	23
5.5 Evaluation des apports à l'estuaire pour une année moyenne.....	24
6. QUALITE DES EAUX DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE.....	25
6.1 Paramètres physico-chimiques.....	25
6.1.1 Température.....	25
6.1.2 Oxygène dissous.....	26
6.2. Sels nutritifs	29
6.2.1 Phosphore minéral dissous	29
6.2.2 Nitrates et nitrites	31
6.2.3 Ammonium.....	33
6.3 Matière organique.....	34
6.3.1 Demande biochimique en oxygène dissous.....	34
6.3.2 Carbone organique.....	35
6.3.3 Chlorophylle a	35
6.3.4 Phéopigments	36
6.4 Contaminants chimiques	38
6.4.1 Cadmium	38
6.4.2 Zinc.....	40
6.5 Contaminants bactériens	42
7. DISCUSSION ET CONCLUSIONS.....	43
7.1 Situation de l'estuaire pour une année hydrologique moyenne.....	43
7.2 Situation de la Gironde par rapport aux principaux estuaires européens.....	45
7.3 Conclusions sur les paramètres de qualité de l'eau.....	49
8. PROSPECTIVES.....	50

LISTE DES SIGLES

oOo

Chl _a	: chlorophylle <i>a</i>
DBO ₅	: demande biochimique en oxygène dissous à 5 jours
DDAF	: Direction départementale de l'agriculture et des forêts
DDASS	: Direction départementale des affaires sanitaires et sociales
DIREN	: Direction régionale de l'environnement
DOD	: Déficit en oxygène dissous
DRIRE	: Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement
EDF	: Electricité de France
IEEB	: Institut Européen de l'Environnement de Bordeaux
EH	: Equivalent - habitant
MES	: matières en suspension
N minéral	: azote minéral dissous
N-NO ₂	: azote du nitrite
N-NO ₃	: azote du nitrate
N-NH ₄	: azote ammoniacal
NOD	: azote organique dissous
NOT	: azote organique total
NTK	: azote réduit par la méthode Kjeldahl (NOT + N-NH ₄)
PAB	: Port Autonome de Bordeaux
POD	: phosphore organique dissous
P-PO ₄	: phosphore du phosphate
P total	: phosphore total
SATESE	: Service d'assistance technique aux exploitants des stations d'épuration

INTRODUCTION

Cette étude entre dans le cadre d'un programme financé par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne mis en oeuvre dans le but d'établir un "LIVRE BLANC SUR LA QUALITE DES EAUX ESTUARIENNES".

Le thème traité dans ce rapport, concerne la qualité des eaux de **l'estuaire de la Gironde**. Il repose sur une analyse, la plus fine et la plus rigoureuse possible, des principaux paramètres physico-chimiques et biologiques et des contaminants chimiques et microbiologiques mesurés au cours des nombreuses campagnes organisées non seulement en Gironde mais également en Garonne et en Dordogne. Une étude bibliographique est superposée à cette analyse complétant ainsi l'état actuel des connaissances.

Les paramètres traités dans cette étude sont classés en cinq groupes:

1. **Paramètres physico-chimiques:** température et oxygène dissous. L'évolution des matières en suspension (MES) est présentée conjointement à celle des paramètres liés à leur distribution.
2. **Eléments nutritifs:** phosphates et phosphore total, nitrates, nitrites et ammonium.
3. **Matière organique:** DBO₅, carbone et azote organique et pigments chlorophylliens.
4. **Contaminants chimiques:** cadmium et zinc.
5. **Contaminants bactériens:** coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux.

L'étude est orientée autour de deux axes de travail :

1. Estimation des **apports fluviaux par la Garonne et par la Dordogne**.
2. **Suivi le long de l'estuaire** des paramètres précités sauf l'azote organique.

Ces deux axes de recherche nous permettent d'une part, de faire une synthèse des connaissances relatives à la qualité de l'eau de l'estuaire de la Gironde et d'autre part, de mettre en évidence certaines problématiques liées à l'évolution et à la réponse de l'écosystème à une modification des apports, qu'ils soient d'origine naturelle (lessivage des sols, bloom phytoplanctonique, etc ...) ou anthropique (rejets urbains et industriels, pollutions d'origine agricole). Les apports d'origine anthropique sont traités en détails par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (Agence de l'Eau Adour-Garonne, 1993).

Le travail réalisé au cours de cette étude est en particulier le fruit d'une collaboration étroite entre l'IFREMER et l'Agence de l'Eau Adour-Garonne ainsi qu'avec les dépositaires de données : le Port Autonome de Bordeaux (PAB), l'Institut européen de l'environnement de Bordeaux (IEEB), la Direction départementale des affaires sanitaires et sociales (DDASS), la Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement en Aquitaine (DRIRE), du Service d'assistance technique aux exploitants des stations d'épuration (SATESE), de la Direction régionale de l'environnement (DIREN) et de l'Institut de Géologie du Bassin d'Aquitaine (IGBA).

1. GENERALITES SUR LE FONCTIONNEMENT DES ESTUAIRES

Par leur situation d'interface entre le fleuve et l'océan, les estuaires peuvent être le siège d'activités biologiques importantes, maintenues par des apports continus en éléments nutritifs et en matière organique. Les systèmes biologiques attachés à de telles zones évoluent en fonction des conditions environnementales naturellement variables (la météorologie, la marée, le débit, etc ...) mais également des activités humaines développées sur le site telles que les rejets, les aménagements ou les dragages.

Les zones estuariennes peuvent être considérées comme de véritables "zones tampons" entre les fleuves qui sont influencés par l'activité humaine et le littoral marin; mais les capacités à modifier les composés issus des apports continentaux sont encore mal évaluées. La réponse adaptative du milieu peut conduire dans certains cas, à un fort déséquilibre.

1.1 RAPPEL DES CARACTERISTIQUES HYDRODYNAMIQUES ET HYDROSEDIMENTAIRES

Le comportement hydrodynamique des estuaires résulte de la superposition de deux types de courants: l'un fluvial, dirigé de l'amont vers l'aval et l'autre de marée. La conjonction de ces deux flux induit dans la majorité des grands estuaires macrotidaux européens (Loire, Gironde ou Tamise) une circulation résiduelle des eaux en deux couches. C'est au niveau du point nodal, où les vitesses résiduelles s'annulent, que se concentre le matériel particulaire pour former la **zone de turbidité maximale**, communément appelée **bouchon vaseux** (GLANGEAUD, 1938). En mortes eaux, une partie de ce matériel sédimente pour former la **crème de vase** (ALLEN, 1973).

En Gironde, le stock sédimentaire varie en fonction des années entre 4.10^6 et 5.10^6 tonnes; en moyenne annuelle, 1.10^6 tonnes sont expulsées dans l'Océan Atlantique et $1,2.10^6$ tonnes sont piégées dans l'estuaire (JOUANNEAU et LATOUCHE, 1982). Si le bouchon vaseux n'est pas totalement expulsé au cours des fortes crues, il peut accumuler du matériel particulaire, organique et minéral apporté par les fleuves sur plus d'une année.

Ainsi, le bouchon vaseux peut jouer un rôle fondamental dans le fonctionnement de l'estuaire; il sert de piège à particules dont les éléments qu'ils soient sous forme dissoute ou particulaire, subissent des processus de transformation. Les principaux sont :

- la minéralisation de la matière organique comprenant les processus d'hydrolyses et d'assimilation par les microorganismes;
- les processus d'adsorption-désorption des phosphates, des métaux et d'autres micropolluants sur les particules.

1.2 PROBLEMATIQUE LIEE A LA PRESENCE DU BOUCHON VASEUX

Généralement, dans les écosystèmes estuariens, le premier signal d'alarme du déséquilibre se traduit par l'apparition d'un **déficit en oxygène dissous**. En Europe, des problèmes de désoxygénation ont pu être observés en Loire (ROMAÑA et THOUVENIN, 1990), en Seine (ROMAÑA, 1982), sur la Tamar (MORRIS *et al.*, 1982) ou l'Ems Dollard (VAN ES et LAANE, 1982). D'une façon générale, il a été remarqué (MORRIS *et al.*, 1982) que les minima d'oxygène dissous observés dans les estuaires correspondent aux zones de turbidité maximale.

De nombreux travaux réalisés en milieu estuarien montrent le rôle prépondérant du matériel particulaire sur la distribution de certains **polluants chimiques** (MARTIN *et al.*, 1976). En effet, les processus d'adsorption-désorption des polluants sur les particules expliquent partiellement les fortes concentrations de polluants mesurés dans le bouchon vaseux.

Le bouchon vaseux est également une zone d'accumulation de **populations bactériennes** et en particulier de germes pathogènes (OTTMAN *et al.*, 1979). La biomasse bactérienne est en général bien corrélée aux matières en suspension puisque l'essentiel des bactéries actives se trouvent fixées aux particules (BENT et GOULDER, 1981; MAURICE, 1993 (a)). Cette importante biomasse bactérienne associée aux particules induit une augmentation de l'activité organotrophe au niveau du bouchon vaseux associée à une forte demande en oxygène dissous et combiné.

2. PRESENTATION DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

L'estuaire de la Gironde est constitué par la confluence au niveau du Bec d'Ambès, situé à environ 70 kilomètres de l'Océan Atlantique, de deux réseaux hydrographiques, celui de la Garonne et celui de la Dordogne.

2.1 SES SPECIFICITES

La superficie de son bassin versant, 81 000 km², le place au troisième rang des estuaires français, après celui de la Loire (119 000 km²) et le delta du Rhône (91 000 km²).

Le débit moyen interannuel calculé sur la période 1959-1992 est de 630 m³.s⁻¹ à La Réole en Garonne et de 344 m³.s⁻¹ à Pessac/Dordogne.

2.2 LES PRINCIPALES ACTIVITES

Avec une population totale de 1,2 millions d'habitants, les rives de l'estuaire de la Gironde témoignent d'une activité à dominante touristique et viticole. La densité moyenne de la population en Gironde est de 113 habitants/km².

2.2.1 Activités agricoles

Traditionnellement, l'activité viticole occupe une place dominante dans le Haut-Médoc, sur la rive gauche et sur les côteaux du Blayais et du Bourgeois, sur la rive droite. Ces vignes sont associées à la polyculture et également à d'autres activités agricoles telles que l'élevage.

La surface agricole utilisée en Gironde est de 275 405 hectares (IFREMER, 1993).

L'activité conchylicole est bien implantée dans la région (estuaire externe et Marennes-Oléron): en moyenne 15 000 tonnes d'huîtres sont produites par an (IFREMER, 1993).

2.2.2 Zones industrielles et urbaines (d'après Agence de l'Eau Adour-Garonne, 1993)

Elles regroupent la majorité de la population et peuvent éventuellement être à l'origine de pollutions diverses à partir de leurs effluents. Parmi les plus grandes activités industrielles, on peut citer l'industrie de l'alcool et des boissons alcoolisées, avec 76 entreprises et l'industrie des papiers et bois, avec 55 entreprises. Les principales zones urbaines et industrielles de l'estuaire sont réparties d'amont en aval de la manière suivante:

- * Bordeaux et la **Communauté Urbaine de Bordeaux (CUB)** qui comprend 27 communes et représente une population de 665 000 habitants dont 30 000 saisonniers.

Les **pollutions domestiques** de la CUB représentent 1 640 kg/jour de DBO₅, 7 763 kg/jour de DCO et 2 186 kg/jour de NTK, soit près de 800 tonnes d'azote réduit rejetés par an au niveau de Bordeaux. La capacité d'épuration en service est de 560 000 Equivalent-Habitant (EH) contre 825 000 EH de pollution urbaine à traiter. L'écart entre la capacité de traitement installée et la pollution à traiter va se réduire prochainement avec la mise en service d'une nouvelle station d'épuration, Clos de Hilde, dimensionnée pour 150 000 EH.

En ce qui concerne les **activités industrielles** installées autour de Bordeaux, on peut citer OGILVIE à Bordeaux, qui procède à l'extraction du gluten et de l'amidon et qui rejette en moyenne annuelle 3 657 kg/jour de MES et 14 488 kg/jour de DCO. Cet établissement doit se doter d'un ouvrage d'épuration très prochainement. La papeterie de Bègles qui représente 41 000 EH rejette également une quantité non négligeable de pollution organique. A Bassens, la SIAP rejette en moyenne annuelle sur 1991, 18 kg/jour de carbone organique total (COT).

Autour de Bordeaux, les principales sources polluantes en cadmium sont : la SAFT à Bordeaux dont les rejets en cadmium sont passés d'une valeur comprise entre 10 et 15 kg/jour en 1986 à une valeur de 1 à 1,5 kg/jour en 1991. La comparaison des mesures réalisées sur les effluents et les boues de la station d'épuration de Bordeaux Louis FARGUE montre qu'il existe, en région bordelaise, d'autres sources de rejets en cadmium que ceux de la SAFT. Ce problème est mis à l'étude par la CUB et l'Agence de l'Eau.

- * le **Blayais** se distingue par les plus importants établissements industriels dont les rejets sont à considérer: ceux de la Distillerie Vinicole du Blayais. Cette ville est connue également pour sa centrale nucléaire dont les effets des rejets d'eau chaude sur la température de l'estuaire sont étudiés plus loin dans ce rapport.

- * les villes de **Royan, Saint Georges-De-Didonne, Saint Palais et Meschers** représentent les agglomérations les plus importantes de l'estuaire de la Gironde. La capacité d'épuration installée est de 300 000 EH pour une pollution à traiter de 95 000 habitants permanents, 225 000 saisonniers et 7 500 EH d'industries raccordées.

En termes de pollution apportée au milieu naturel sont rejetées:

175 000 EH dans le bassin versant de l'estuaire de la Gironde du Bec d'Ambès à l'embouchure,

980 000 EH dans le sous-bassin de la Garonne de Langon jusqu'au Bec d'Ambès et

174 000 EH dans le bassin versant aval de la Dordogne et de l'Isle.

3. OBJECTIFS DE QUALITE DES ESTUAIRES

Sur le plan scientifique, l'intérêt est porté sur quelques critères reconnus comme représentatifs de la "qualité" de l'écosystème estuarien. Cette qualité est nécessaire à l'exercice de nombreuses activités mais elle peut être dégradée par des aménagements ou des rejets.

Ces critères de qualité sont reliés à un certain nombre de paramètres mesurables dans le milieu et dont on peut évaluer les apports par rejets et les distinguer des apports par le ou les fleuves alimentant l'estuaire (GUILLAUD, 1992). Les paramètres représentatifs de la qualité d'une eau et les problématiques s'y rattachant présentés dans ce rapport, sont:

- les matières en suspension et les zones de forte turbidité,
- l'oxygène dissous et la matière organique et les risques d'anoxie et d'eutrophisation,
- les sels nutritifs et le risque de nitrification,
- les micropolluants et la contamination chimique,
- les microorganismes et l'état sanitaire.

Le suivi permanent de ces paramètres dans un estuaire constitue un outil de gestion efficace pour mesurer l'évolution à long terme de la qualité du milieu; il permet de comprendre les réactions du système en cas de déséquilibre et donc fait partie des outils de prévision et de prévention.

3.1 TURBIDITE

La gestion des rejets en estuaire doit intégrer un facteur fondamental qui est la turbidité des eaux; elle intervient en effet, dans l'accumulation des matières oxydables particulières, dans la limitation de la production primaire, dans la mise en place de conditions anoxiques au niveau de la couche de sédiments déposés au fond du chenal, dans le développement des bactéries et dans l'accumulation de micropolluants liés aux suspensions.

Certains aménagements ou activités peuvent modifier la localisation ou l'importance de la zone de turbidité maximale; dans l'estuaire de la Seine, par exemple, le bouchon vaseux a migré vers l'aval suite aux travaux d'endiguage du chenal. En Loire, les travaux d'extraction de sables et graviers ont favorisé la remontée du bouchon vaseux vers l'amont.

La gestion des matières en suspension doit donc intégrer à la fois la politique d'aménagement de l'estuaire, sa morphologie et les rejets en matériel particulaire contaminé, car si le flux rejeté est faible, en revanche, les particules sont souvent utilisées comme support de contamination.

3.2 OXYGENE DISSOUS ET MATIERE ORGANIQUE

L'oxydation de la matière organique accumulée en période d'étiage dans l'estuaire dont les réactions sont accélérées par les fortes températures estivales induisent, de façon "naturelle", des déficits en oxygène dissous.

Cependant, en milieu estuarien, la concentration minimale en oxygène dissous qui permette une survie de la faune piscicole en période estivale la plus critique (étiage et vive-eau) semble correspondre à des valeurs supérieures à **3 mg.l⁻¹** ou à **30 % de la saturation** en oxygène dissous (GUILLAUD, 1992).

Au vu de la qualité actuelle de la plupart des grands estuaires français en période estivale, un objectif de 3 mg.l⁻¹ d'O₂ paraît donc aujourd'hui comme très ambitieux mais indispensable.

3.3 SELS NUTRITIFS

La gestion des rejets de sels nutritifs dans les estuaires doit tenir compte de la sensibilité à l'eutrophisation de la zone littorale située à l'aval; les fortes turbidités limitent souvent le processus de production primaire. Les efforts de réduction des apports en sels nutritifs peuvent être portés sur l'azote ou sur le phosphore selon l'effet limitant que celui-ci implique sur la production primaire de la zone considérée. Rappelons que la contribution des rejets urbains par rapport aux rejets agricoles est souvent plus grande dans le cas du phosphore que dans le cas de l'azote.

Il est indispensable de comparer les rejets urbains et industriels en sels nutritifs, relativement constants dans l'estuaire, aux apports amont par le ou les fleuves alimentant l'estuaire. Cette comparaison permettra de relativiser les efforts de lutte à entreprendre contre les apports excessifs de sels nutritifs dans l'estuaire. N'oublions pas que les apports diffus dus à l'érosion des terres agricoles en particulier sont très difficiles à estimer et qu'un effort de surveillance doit être maintenu.

3.4 CONTAMINATION CHIMIQUE

Un problème grave de contamination chimique a été mis en évidence dans l'estuaire de la Gironde: il s'agit du cadmium. La principale source de contamination a été identifiée mais des analyses relevées par l'Agence de l'Eau ont montré qu'il existe d'autres sources de rejet en cadmium dans l'agglomération bordelaise. La contamination dans les organismes vivants et filtreurs est surveillée le long du littoral mais de nombreuses lacunes subsistent encore ou sont à l'étude en ce qui concerne les effets à long terme dans l'eau et les sédiments.

3.5 MICROORGANISMES

Des niveaux seuil de contamination par les microorganismes pathogènes ont été définis sur la base d'une numération des germes tests dans des échantillons d'eau (critères définis par les Agences de l'Eau) et dans les **coquillages** destinés à la consommation (directive européenne CEE 91/492). En considérant que N (exprimé par 100 ml) représente 10 % des plus mauvaises mesures par numération, les seuils de contamination d'une eau par les microorganismes se répartissent dans les gammes suivantes:

Qualité d'une eau	coliformes totaux	coliformes fécaux	streptocoques fécaux
Bonne	N < 50	N < 20	N < 20
Moyenne	50 < N < 5 000	20 < N < 2 000	20 < N < 1 000
Médiocre	5 000 < N < 50 000	2 000 < N < 20 000	1 000 < N < 10 000

Par ailleurs, les rejets de bactéries dans un estuaire peuvent modifier au droit du point de rejet l'activité hétérotrophe engagée par les bactéries autochtones et par là-même la demande en oxygène induite par le métabolisme des bactéries. La dilution d'un effluent urbain provoque une compétition interspécifique (SERVAIS *et al.*, 1990) entre les bactéries autochtones et les bactéries apportées par le rejet, généralement de plus grosses tailles.

4. SOURCES D'INFORMATIONS

Deux types d'informations sont traitées: soit, à partir de données brutes relevées dans le cadre des réseaux de mesure soit, à partir de campagnes ponctuelles référées en bibliographie.

4.1 RESEAUX DE MESURE

Les données mises à notre disposition dans le cadre de cette étude ont été extraites des principaux réseaux de mesures mis en place dans l'estuaire et dans les bassins hydrographiques y référant (figure 4.1). La période d'étude porte sur la dernière décennie jusqu'en 1991.

4.1.1 Mesures en Garonne et Dordogne

Deux sources de mesures régulières en Garonne et en Dordogne sont à notre disposition. Elles ont été fournies par:

□ ***L'Agence de l'Eau Adour-Garonne:*** nous avons retenu les points de surveillance qui se trouvent en limite amont de la marée dynamique, à savoir, le point situé près de **Couthures** en **Garonne** et le point situé au pont de **Gardonne** en **Dordogne**. Ces points se trouvent à 110 km en amont du Bec d'Ambès.

□ ***L'EDF, l'Institut Européen de l'Environnement de Bordeaux et l'IFREMER*** dans le cadre de la surveillance écologique de la centrale du Blayais: le programme pluriannuel de surveillance comprenait 2 stations en zone fluviale (figure 4.1): une station en **Garonne**, à **La Réole** (PK* - 66,8) et une station en **Dordogne**, à **Pessac/Dordogne** (PK - 66,4).

Les valeurs de débits fluviaux instantanés en Garonne et en Dordogne nous ont été fournies par ***le Port Autonome de Bordeaux.***

4.1.2 Mesures dans l'estuaire: données fournies par le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO)

□ Le ***RNO*** est un réseau de mesures mis en place par **l'IFREMER** à la demande du Ministère de l'Environnement, sur tout le littoral français, de la Manche à la Méditerranée. Dans l'estuaire de la Gironde, ce réseau comprend 19 stations de mesures (figure 4.1) réparties entre l'embouchure et Lormont, situé sur la Garonne à 5 kilomètres en aval de la commune de Bordeaux.

□ ***L'EDF*** surveille depuis 1975, 3 stations autour du point de rejet d'eau chaude de la centrale (figure 4.1).

PK* est l'abréviation du terme *point kilométrique* exprimé en kilomètres par rapport à la commune de Bordeaux. Mais en fonction du bassin hydrographique considéré, le PK de référence n'est plus le même. Dans le cas de la Dordogne par exemple, le PK 0 est situé à Libourne (pont SNCF); en revanche, dans le système Garonne, le PK de référence est situé à Bourdelle, à la limite des départements de la Gironde (33) et du Gers (47). Dans ce texte, seule **Bordeaux** sera choisie comme commune de référence (**PK 0**).

Localisation des points de mesure

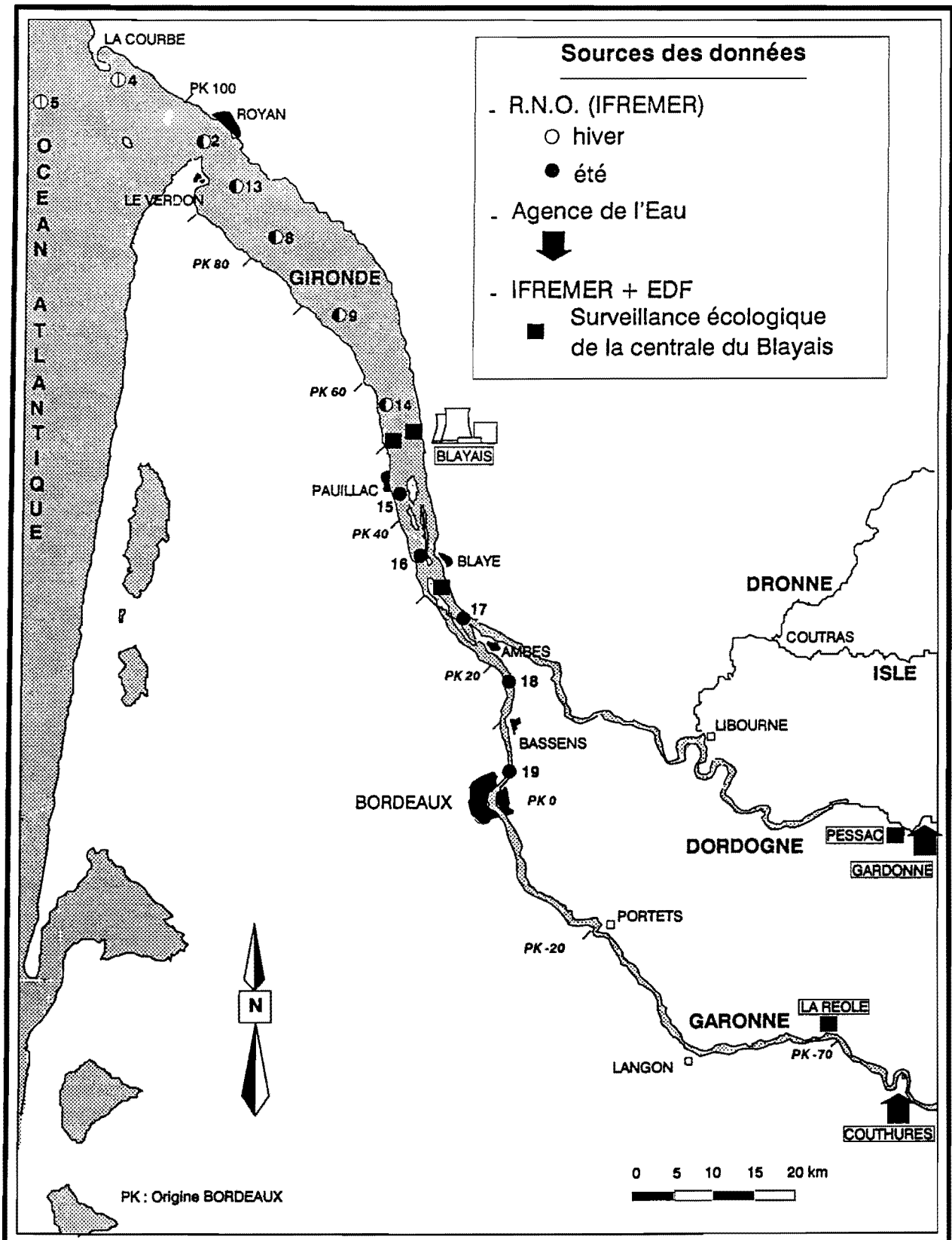


Figure 4.1. Localisation des points de mesure dans le système fluvio-estuarien de la Gironde.

4.2 CAMPAGNES PONCTUELLES

La compréhension du fonctionnement biogéochimique de l'estuaire de la Gironde et donc de son équilibre, n'a fait l'objet d'études fines qu'à partir de 1975. Elles ont débuté avec la perspective de l'implantation de la centrale nucléaire du Blayais puis différents programmes de recherche, à vocation plus fondamentale, ont été mis en place. Ces programmes concernent essentiellement le cycle des métaux lourds en système estuarien; peu d'études fondamentales traitant du fonctionnement biogéochimique ont été réalisées. Par ordre chronologique, nous pouvons citer :

- de 1976 à 1978, des mesures mensuelles de MES, de carbone organique particulaire (COP) et de zinc ont été réalisées à La Réole (ETCHEBER et JOUANNEAU, 1980). Elles ont mis en évidence le lien entre les teneurs en zinc et celle du COP dont le rôle est majeur dans les processus d'adsorption, de complexation et de désorption des métaux.
- en 1977, l'expérience du "double marquage de vase en Gironde" (ETCHEBER *et al.*, 1980). Elle a permis de suivre le comportement de métaux (zinc et hafnium) introduits dans l'estuaire depuis leur point d'injection, à 46 km en amont de Bordeaux, jusqu'à l'embouchure.
- en 1981, la campagne "Libellule 1" mise en place par le CNEXO a été organisée de manière à échantillonner tout l'estuaire en un temps limité, ce, par hélicoptère (ROMAÑA, 1982); le but fut de suivre l'onde de marée lors de sa remontée dans l'estuaire. Les résultats présentent un caractère cohérent du point de vue spatio-temporel ce qui a permis d'apporter de nouvelles informations sur la qualité de l'eau de l'estuaire de la Gironde.
- De nombreuses campagnes ont été réalisées par l'IFREMER dans le cadre d'une étude consacrée au cycle du cadmium dans l'estuaire (BOUTIER *et al.*, 1989).
- en 1990 et 1991, des campagnes ont été réalisées par le Centre d'Océanographie et de Biologie Marine d'Arcachon (IRIGOYEN et CASTEL, 1993) dans le but de caractériser la dynamique du phytoplancton en relation avec les MES.

5. ESTIMATION DES APPORTS A L'ESTUAIRE

Pour chaque paramètre choisi comme critère de la qualité de l'eau de l'estuaire de la Gironde, nous avons estimé, à partir des données mises à notre disposition, les flux moyens annuels en Garonne et en Dordogne sur la **période 1984-1991**.

Les détails des calculs et des courbes obtenues sont explicités dans un premier rapport consacré uniquement au traitement des données (MAURICE, 1993 (b)).

5.1 APPORTS EN OXYGENE DISSOUS

Les **concentrations** en oxygène dissous varient en **Garonne** aval de 5,6 à 13 mg.l⁻¹, avec une moyenne de 9 mg.l⁻¹, ce qui correspond à des teneurs comprises entre 57 et 128 % de leur valeur à saturation et une moyenne sur la période 1984-1991, de 92 %. A La Réole, les minima sont observés en période d'étiage. En **Dordogne**, elles sont comprises entre 5,2 et 14,7 mg.l⁻¹; la valeur moyenne est de 9,5 mg.l⁻¹. Exprimées par rapport à la saturation, elles varient de 51 à 140 % avec une moyenne de 95 % donc très proche de la saturation. Aucune corrélation avec le débit fluvial n'est statistiquement satisfaisante.

Sur la période 1989-1991, les **apports moyens annuels** en oxygène dissous par la **Garonne** ne dépassent pas 150 000 tonnes par an.

En **Dordogne**, ils sont d'environ 60 000 tonnes. Comparativement aux années précédentes, ces flux sont faibles en raison des débits fluviaux déficitaires qui caractérisent ces 3 dernières années. En effet, pour une année hydrologique moyenne, les apports en oxygène dissous par la Garonne et la Dordogne sont respectivement de 200 000 et de 111 000 tonnes/an.

Les apports annuels en oxygène dissous sont corrélés aux valeurs de débits fluviaux moyens annuels (en m³.s⁻¹) de la Garonne (Q_{fG}) et de la Dordogne (Q_{fD}) selon les lois suivantes:

$$\text{Flux d'oxygène dissous (tonnes/an) par la Garonne} = 333,215 \cdot Q_{fG} - 10545,95 \quad \text{avec, } r^2 = 0,967; n = 8$$

$$\text{Flux d'oxygène dissous (tonnes/an) par la Dordogne} = 327,778 \cdot Q_{fD} - 2081,84 \quad \text{avec, } r^2 = 0,969; n = 8$$

La Dordogne ne représente en 1991 que 30 % des apports totaux en oxygène dissous dans l'estuaire de la Gironde; ils sont de 36 % pour une année hydrologique moyenne.

5.2 APPORTS EN SELS NUTRITIFS

Les sels nutritifs étudiés dans les fleuves Garonne et Dordogne sont les phosphates, le phosphore particulaire dont les formes minérales sont majoritaires, l'ammonium et les nitrates; les nitrites sont négligés par rapport aux nitrates puisque les nitrates représentent en moyenne 98 % de la somme de ces deux sels.

5.2.1 Apports en phosphates

Les **concentrations** en P-PO₄ varient en **Garonne** de 0,005 à 0,26 mg.l⁻¹ avec une valeur moyenne de 0,05 mg.l⁻¹ (1,6 μmol.l⁻¹). En **Dordogne**, elles atteignent à Pessac jusqu'à 0,14 mg.l⁻¹ avec une valeur moyenne de 0,03 mg.l⁻¹ (1,1 μmol.l⁻¹); peu de valeurs mesurées à Gardonne sont exploitables; elles mettent plutôt en évidence un problème de méthode analytique et de manque de sensibilité de la mesure. Les concentrations mesurées paraissent très faibles comparées aux mesures réalisées en Seine amont (à Caudebec) où la valeur moyenne est de 0,8 mg.l⁻¹ P-PO₄ (GUILLAUD, 1993).

Sur la période 1984 - 1991, les **apports annuels** en P-PO₄, en **Garonne** (à Couthures), sont compris entre 1 000 et 1 300 tonnes par an, ce qui reste faible comparé à la Seine où en 1990, les apports étaient de 8 000 tonnes par an. En Garonne, les apports en P-PO₄ sont relativement constants quelque soit le débit fluvial et oscillent autour de la valeur moyenne de 1 110 tonnes/an. Cela signifie que les apports d'origine anthropique, les seuls flux qui puissent être constants, sont relativement importants par rapport aux apports diffus ou d'origine autochtone.

Les faibles concentrations en phosphates mesurées en **Dordogne** peuvent expliquer que les **apports annuels** soient 4 fois plus faibles qu'en Garonne. En effet, sur la période 1987-1991, compris entre 200 et 310 tonnes/an, ils paraissent relativement constants avec le débit fluvial.

5.2.2 Apports en phosphore particulaire

Les concentrations en phosphore particulaire ont été estimées à partir de la différence entre les concentrations en phosphore total et en phosphore minéral dissous (phosphates).

Les **concentrations** en P particulaire en **Garonne** semblent se répartir en 2 séries en fonction du débit fluvial: pour des débits inférieurs à 500 m³.s⁻¹, 90 % des teneurs sont inférieures à 0,1 mg.l⁻¹; au-delà, elles se répartissent majoritairement entre 0,1 et 0,18 mg.l⁻¹.

Les **apports en phosphore total** par la **Garonne**, de 1989 à 1991, ne dépassent pas 3 000 tonnes par an avec une proportion moyenne de phosphore minéral qui semble diminuer: de 63 % en 1989, la part de phosphore minéral dissous dans le phosphore total chute à 39 % en 1991. Mais les erreurs de mesures ne sont pas à négliger dans l'interprétation des résultats.

En **Dordogne**, les apports en P total ont été calculés à partir de 6 valeurs en 1990 et de 4 en 1991 contre 9 les autres années. Cette disparité peut expliquer la diminution apparente des flux annuels en P total de ces 2 dernières années. En effet, si les apports en phosphates sont relativement constants depuis 1987, en revanche, d'après les mesures, les apports en P particulaire ont diminué, de 2 500 tonnes en 1985 à 500 tonnes en 1990. En 1991, la part de P minéral serait de 38 % du P total; c'est du même ordre de grandeur qu'en Garonne.

Si l'on s'intéresse aux apports en P total dans le système fluvio-estuarien de la Gironde, on peut constater (tableau 5.1) que les apports par la Garonne représentent, en 1991, 52 % des apports totaux dans l'estuaire contre 44 % au cours d'une année hydrologique moyenne.

En 1991, les rejets urbains déversés dans les deux fleuves et dans l'estuaire représentent 28 % des apports totaux en phosphore, ce qui est supérieur aux apports par la Dordogne (13 %).

Tableau 5.1. Répartition des apports en P total (en tonnes/an) dans le système fluvio-estuarien de la Gironde pour une année hydrologique moyenne et pour l'année 1991.

	Garonne	Dordogne	Rejets urbains	Rejets industriels
année moyenne	3 000 (44 %)	1 900 (28 %)	1 559 (23 %)	365 (5 %)
1991	2 915 (52 %)	735 (13 %)	1 559 (28 %)	365 (7 %)

5.2.3 Apports en nitrates

Les **concentrations** en azote nitrique varient en **Garonne** de 0,35 à 5,46 mg.l⁻¹ avec une valeur moyenne de 1,81 mg.l⁻¹ (129 µmol.l⁻¹). On peut estimer que cette moyenne a augmenté de 20 % par rapport à la décennie précédente où elle était de 1,55 mg.l⁻¹ (PROBST, 1985). Sur la période 1984-1991, l'évolution pluriannuelle des teneurs en nitrates en Garonne met en évidence une **augmentation d'environ 18 % en 7 ans** (à La Réole). Cette tendance, représentée en figure 5.1, peut être le signe précurseur d'un **risque de nitrification** dans le système fluvio-estuarien de la Gironde. Le fait que les nitrates puissent se trouver en conditions non limitantes dans un système aquatique peut favoriser la mise en place du processus d'eutrophisation, caractérisé par un développement considérable de la biomasse phytoplanktonique.

Evolution des teneurs moyennes annuelles en azote nitrique en Garonne

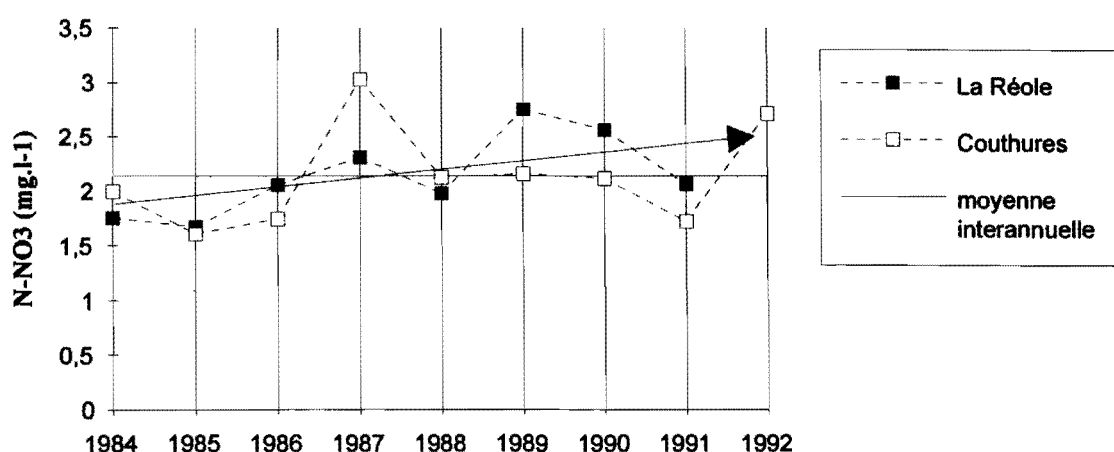


Figure 5.1. Evolution temporelle des moyennes annuelles en azote nitrique calculées de mars à novembre à Couthures et à La Réole, sur la période 1984-1992.

A la Réole, on observe généralement un pic en azote nitrique en période hivernale, ce qui est confirmé par la tendance évolutive des nitrates avec les débits. C'est en hiver en effet, que les débits fluviaux sont les plus importants et les orages les plus fréquents, favorisant le lessivage des sols. En été, en revanche, on observe généralement les teneurs minimales en nitrates; ceci

peut s'expliquer par une réduction des apports et par une utilisation par les organismes phytoplanctoniques; cette hypothèse est vérifiée sur les profils d'azote ammoniacal et de chlorophylle *a*. En effet, l'azote nitrique et l'azote ammoniacal rentrent dans le cycle de l'azote comme supports de la croissance du phytoplancton. L'azote nitrique est ensuite régénéré à partir de l'oxydation de l'azote ammoniacal (nitrification).

En **Dordogne**, les concentrations en N-NO₃ sont comprises entre 0,02 mg.l⁻¹ et 2,98 mg.l⁻¹ avec une valeur moyenne de 1,34 mg.l⁻¹ (95,7 μmol.l⁻¹); les minima sont généralement mesurés en juillet.

Aussi bien en Garonne qu'en Dordogne, les concentrations en azote nitrique ne sont pas corrélables au débit fluvial.

De 1984 à 1987, en **Garonne**, les **apports annuels** en azote nitrique sont compris entre 25 000 et 40 000 tonnes; ils augmentent jusqu'à 60 000 tonnes en 1988, année la plus "humide". Les apports les plus faibles observés entre 1989 et 1991 ne dépassent pas 30 000 tonnes par an. En 1978, où le débit moyen de la Garonne est très élevé, 955 m³.s⁻¹, le flux de nitrates apporté par le fleuve est composé pour 40-50 % d'apports par les engrais (PROBST, 1985). Il serait intéressant de faire le calcul pour cette dernière décennie caractérisée par des années hydrologiquement "déficitaires" et pour lesquelles le lessivage des sols est sûrement moins prononcé.

De 1984 à 1988, en **Dordogne**, les apports annuels en azote nitrique sont compris entre 9 500 et 13 000 tonnes; ils atteignent 8 000 tonnes par an entre 1989 et 1991. Les apports en azote nitrique par la Dordogne ne représentent que 17 à 29 % des apports totaux.

En Garonne et en Dordogne aval, les apports annuels en azote nitrique augmentent avec le débit moyen annuel selon les lois de régression linéaire suivantes:

$$\text{Flux N-NO}_3 \text{ (tonnes par an) par la Garonne} = 69,51 \cdot Q_{fG} - 3429,40$$

$$\text{Flux de N-NO}_3 \text{ (tonnes par an) par la Dordogne} = 41,48 \cdot Q_{fD} - 45,47$$

Dans les 2 cas, $r^2 = 0,82$; $n = 8$

Ainsi pour des débits moyens interannuels calculés en Garonne et en Dordogne sur la période 1959-1992, les flux de nitrates sont respectivement de 40 362 et 14 223 tonnes N-NO₃/an.

5.2.4 Apports en ammonium

En **Garonne**, les **concentrations** en azote ammoniacal atteignent jusqu'à 0,51 mg.l⁻¹; la valeur moyenne à La Réole est de 0,05 mg.l⁻¹ (3 μmol.l⁻¹) et à Couthures de 0,19 mg.l⁻¹ (13 μmol.l⁻¹). Les valeurs de N-NH₄ mesurées à Couthures sont dans l'ensemble plus élevées que celles mesurées à La Réole, qui se trouve plus en amont du fleuve. En raison de leur incohérence, les mesures réalisées à Couthures et à Gardonne semblent refléter un **problème de sensibilité de la mesure**. Elles ont été réalisées par le **laboratoire de l'Agence de l'Eau** tandis que celles de La Réole ont été réalisées par l'IEEB. *Même si l'appareillage utilisé est identique, il n'en demeure pas moins que les analyses puissent ne pas être comparables; de nombreuses sources d'erreurs sont envisageables particulièrement dans le cas de mesures fines (différence de flaconnage ou de conservation des échantillons, etc ...).*

De 1984 à 1986, en **Dordogne** aval, les données d'azote ammoniacal sont difficilement exploitables; trop de valeurs restent indéterminées ou particulièrement faibles. La valeur maximale atteinte est de $0,35 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NH}_4$ et la moyenne de $0,05 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NH}_4$ (soit $3,6 \text{ } \mu\text{mol.l}^{-1} \text{ N-NH}_4$). Ces teneurs sont dans l'ensemble faibles comparées aux valeurs mesurées dans d'autres fleuves: en Seine; à Caudebec (GUILLAUD, 1993), la valeur moyenne est de $0,83 \text{ mg.l}^{-1}$ ($59 \text{ } \mu\text{mol.l}^{-1}$).

Les maxima de N-NH_4 sont mesurés en été. On peut remarquer qu'à chaque pic de chlorophylle *a* se superpose une diminution des teneurs en azote ammoniacal, ce qui peut correspondre au processus d'incorporation d'ammonium par la biomasse phytoplanctonique. Puis les produits d'excrétion et de décomposition du plancton enrichissent à nouveau l'eau en ammonium; c'est en général après les blooms phytoplanctoniques que l'on observe les maxima en N-NH_4 .

De 1985 à 1988, les **apports annuels** en azote ammoniacal sont compris entre 3 000 et 5 000 tonnes en **Garonne**; en 1990 et 1991, ils restent inférieurs à 2 000 tonnes par an. En **Dordogne**, ils n'ont jamais dépassé 300 tonnes par an sauf en 1988 (700 tonnes/an) où le débit fluvial était particulièrement fort ($385 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$). Les apports par la Dordogne représentent entre 7 et 13 % des apports totaux par les deux fleuves.

Sur la période 1985-1991, sans compter l'année 1986 en raison du nombre trop important de valeurs non déterminées, les apports annuels en azote ammoniacal par la Garonne suivent les lois de régression linéaire suivantes:

Flux N-NH_4 (tonnes par an) = $6,131.Q_{fG} + 6,479$ par la Garonne	avec $r^2 = 0,77$; $n = 6$
---	-----------------------------

Flux de N-NH_4 (tonnes par an) = $2,6183.Q_{fD} - 245,49$ par la Dordogne	avec $r^2 = 0,82$; $n = 5$
---	-----------------------------

Ainsi pour des débits moyens interannuels calculés en Garonne et en Dordogne sur la période 1959-1992, les flux d'azote ammoniacal sont respectivement de 3 869 et 655 tonnes/an.

5.4 APPORTS EN MATIERE ORGANIQUE

5.4.1 Apports en DBO_5

Sur la période 1984-1991, la **valeur** moyenne de DBO_5 mesurée en Garonne est de $2,8 \text{ mg.l}^{-1}$ et en Dordogne de $2,5 \text{ mg.l}^{-1}$. D'après les critères des Agences de l'Eau, les eaux de ces stations sont de bonne qualité puisque moins de 10 % des valeurs sont supérieures à 3 mg.l^{-1} .

Entre 1989 et 1991, les **apports annuels** en DBO_5 sont en **Garonne**, inférieurs à 30 000 tonnes et en **Dordogne**, à 10 000 tonnes. Pour un débit moyen interannuel, ces apports sont respectivement de 52 000 et de 19 000 tonnes/an. Les droites de régression sont les suivantes:

Flux de DBO_5 (tonnes par an) = $134,604.Q_{fG} - 32563$ par la Garonne	avec $r^2 = 0,81$; $n = 7$ (1988 exclue)
---	--

Flux de DBO_5 (tonnes par an) = $65,826.Q_{fD} - 4091$ par la Dordogne	avec $r^2 = 0,77$; $n = 8$
--	-----------------------------

5.4.2 Apports en carbone organique

Les **concentrations** en carbone organique sous forme dissoute (COD) et les pourcentages de carbone organique particulaire (COP) exprimés par rapport aux MES dans les fleuves Garonne et Dordogne (tableau 5.2) ont été estimés en différentes conditions de débits à partir de prélèvements réalisés en 1978 (JOUANNEAU *et al.*, 1986) :

Tableau 5.2. Estimation des concentrations en carbone organique dissout (COD) et des pourcentages de carbone organique particulaire (COP/MES) dans les fleuves Garonne et Dordogne.

Débits ($m^3.s^{-1}$) Turbidité	> 1000 eaux turbides	1000 < Q < 300 eaux claires	< 300
COP	3,5 % des MES	4,7 % des MES	7,9 % des MES
COD	3,8 mg.l ⁻¹	1,6 mg.l ⁻¹	

Pour une année moyenne (débits Garonne+Dordogne = 650+350 $m^3.s^{-1}$), les **apports** fluviaux en COP sont estimés à 137 000 tonnes et en COD à 8 400 tonnes (JOUANNEAU *et al.*, 1986).

En Garonne, deux types de matière organique ont été définies en fonction de leur principale origine (RELEXANS et ETCHEBER, 1982) :

1. Une origine essentiellement phytoplanctonique, d'avril à septembre. La "fraction vivante" de matière organique, estimée à partir des teneurs en chlorophylle *a* et de son contenu en carbone, est voisine de 62 % de la matière organique particulaire.
2. Une origine essentiellement détritique, d'octobre à mars. Les débits fluviaux les plus importants étant observés en cette période de l'année, l'apport de matériel organique provenant du bassin versant est supérieur à la production endogène.

Cette distribution saisonnière de la matière organique se retrouve également dans les autres estuaires (Loire, Escaut, etc ...). Il est en effet intéressant de connaître les principales origines de la matière organique car d'elles dépendront les cinétiques d'oxydation et donc de consommation d'oxygène dissout. Ces particules accumulées au niveau du bouchon vaseux induiront une demande en oxygène différente selon leur biodégradabilité.

Malheureusement, aucun suivi du carbone organique et de sa biodégradabilité n'a été engagé dans le système fluvio-estuarien de la Gironde depuis cette date; il aurait permis de mieux comprendre l'origine et le comportement biogéochimique de la matière organique dans l'estuaire et donc de prévoir les risques de déséquilibre annoncés par l'hypoxie.

5.4.3 Apports en azote organique

L'azote organique total (NOT) a été estimé à partir de la différence entre les concentrations en azote Kjeldahl (*NTK*) mesurées seulement par l'Agence de l'Eau, et en azote ammoniacal.

Les concentrations en NOT varient en Garonne de 0,06 à 16,60 mg.l⁻¹, avec une valeur moyenne de 1,76 mg.l⁻¹ et en Dordogne de 0,09 à 5,0 mg.l⁻¹ avec une valeur moyenne de 1,51 mg.l⁻¹. En Dordogne, *les valeurs de NOT et de NTK sont quasi identiques; il convient de remettre en question les mesures* d'azote ammoniacal à Couthures et à Gardonne ou de les voir confirmer par d'autres campagnes. Ces teneurs paraissent élevées par rapport à celles mesurées en Loire fluviale, où la moyenne de l'année 1988 est de 1,19 mg.l⁻¹; en Seine, à Poses, la moyenne annuelle de 1990 s'élève à 1,31 mg.l⁻¹.

Sur la période 1984-1991, les apports annuels en NOT par la Garonne sont compris entre 10 000 tonnes (1990) et 25 000 tonnes (1988). En 1985, année où les blooms phytoplanctoniques sont particulièrement importants, ils atteindraient, selon les mesures, jusqu'à 90 000 tonnes/an. Mais ces résultats peuvent refléter des erreurs analytiques. Sur la période 1984-1991 (excepté 1985), la moyenne interannuelle des apports en NOT par la Garonne est de 23 000 tonnes par an. En Dordogne, les apports annuels en NOT des trois dernières années sont compris entre 6 000 et 9 000 tonnes.

Dans le cas de ces 2 fleuves, les coefficients de régression reliant ces apports aux débits moyens annuels restent statistiquement insatisfaisants pour des variables dépendantes.

En 1991, année déficitaire sur le plan hydrologique, les apports en NOT en Garonne apparaissent aussi importants qu'en 1988 ou 1984. Ne disposant pas de mesure directe de carbone ou d'azote organique pour déterminer l'origine de ce matériel, nous avons comparé l'évolution temporelle de la biomasse phytoplanctonique, approchée par les concentrations en chlorophylle *a*, avec celle du NOT (figure 5.2).

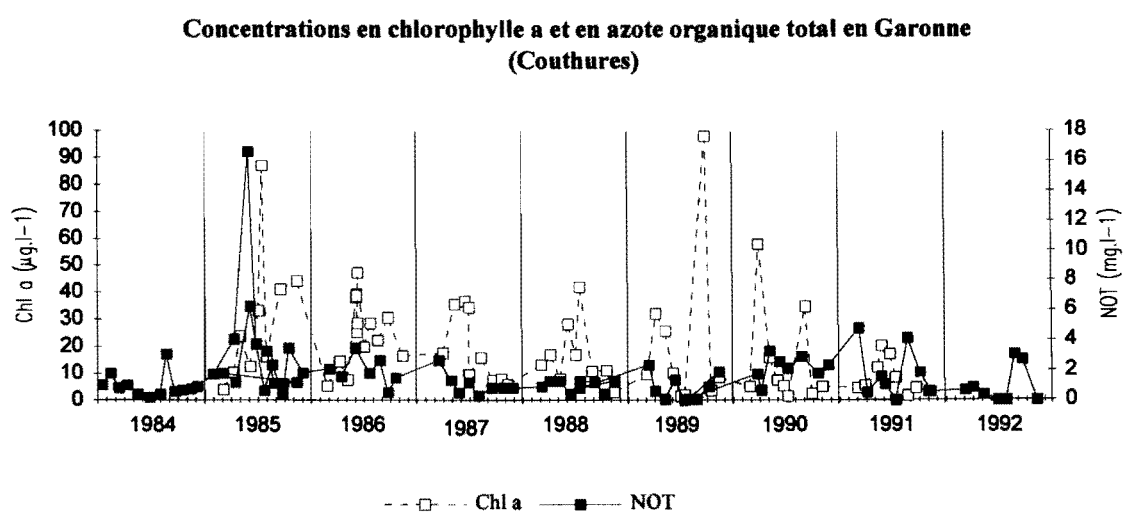


Figure 5.2. Evolution temporelle des concentrations en chlorophylle *a* (en µg.l⁻¹) et en NOT (en mg.l⁻¹) à Couthures (Garonne), de 1984 à 1992.

Si une grande partie de l'azote organique était d'origine phytoplanctonique, on devrait observer les maxima non seulement en période de bloom, mais aussi en phase de décroissance de la biomasse (produits d'excrétion, de décomposition, etc ...). La seule observation à extraire du graphe précédent est qu'en général, les pics de chlorophylle *a* se superposent aux faibles valeurs de NOT. Donc cette hypothèse n'est pas valable pour expliquer les fortes valeurs de NOT. La seconde source à envisager concerne donc les rejets d'origine anthropique.

Pour pallier aux *erreurs de mesures réalisées sur le NOT et le NTK*, nous avons donc cherché à estimer les apports fluviaux totaux, c'est-à-dire par les 2 fleuves, en azote organique à partir soit, des apports en COP soit, des apports en Chlorophylle *a*:

1. Estimation des apports fluviaux en NOT à partir des apports en COT:

En raisonnant à partir du rapport de Redfield, à savoir C : N : P = 106 : 16 : 1, on obtient:

flux moyen de COT de 145 400 tonnes/an \approx flux moyen de 24 000 tonnes NOP/an

Ce flux est du même ordre de grandeur que le flux moyen interannuel calculé sur la période 1984-1991 en excluant l'année où les résultats des mesures sont excessifs.

2. Estimation des apports fluviaux en N₀phytoplanctonique à partir des apports en Chl_a:

En supposant que: $1 \mu\text{g.l}^{-1} \text{ Chl}_a \approx 1 \mu\text{mol.l}^{-1} \text{ Norga}$

On obtient à partir du flux maximal de Chl_a mesuré sur la période 1984-1991:

500 tonnes/an Chl_a \approx 7 000 tonnes/an Norga. phytoplanctonique

Ces premières estimations nous permettent d'avancer qu'**environ 30 % des apports fluviaux en azote organique particulière seraient d'origine phytoplanctonique.**

5.4.4 Apports en chlorophylle *a*

Les **concentrations** en chlorophylle *a* varient à La Réole de 1,5 à 98,2 $\mu\text{g.l}^{-1}$ et à Pessac/Dordogne, de 1,6 à 158,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$; la valeur moyenne pluriannuelle est de 20 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en Garonne et de 10,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en Dordogne. Il existe généralement chaque année 2 blooms phytoplanctoniques, l'un au printemps, l'autre en automne, qui ne sont pas forcément mis en évidence en raison du choix des jours de prélèvements.

Certaines concentrations en chlorophylle *a* mesurées à La Réole sont comprises entre 50 et 100 $\mu\text{g.l}^{-1}$, ce qui laisse supposer que la **Garonne aval** est dans un **état d'eutrophisation probable** (critère de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie). Les teneurs en chlorophylle *a* mesurées en Dordogne étant plus faibles qu'en Garonne, les risques d'eutrophisation semblent plus limités dans cette première rivière.

Pour des débits fluviaux s'étendant de 300 à 730 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$, les **apports annuels** en chlorophylle *a* par la **Garonne** sont compris entre 50 et 400 tonnes et par la **Dordogne**, où les débits n'ont pas dépassé 400 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$, entre 20 et 130 tonnes.

La relation linéaire reliant les flux annuels en chlorophylle *a* aux débits moyens de la Garonne s'écrit:

$$\text{Flux Chl}_a \text{ (tonnes par an)} = 0,649.Q_{FG} - 48,111$$

par la Garonne

$$\text{avec } r^2 = 0,73; n = 7$$

Pour la Dordogne, la loi de régression ne donne pas de résultats statistiques exploitables. Mais pour des débits moyens, les apports en chlorophylle a par la Garonne et la Dordogne s'élèvent respectivement à environ 400 tonnes/an et 100 tonnes/an, soit un total de 500 tonnes/an.

La fraction de carbone organique d'origine phytoplanctonique, donc rapidement biodégradable, dans le COP total a été estimée entre 30 et 50 mg COPphyto/mg Chla (CAPBLANCQ *et al.* 1982); c'est une valeur couramment observée en eau douce (MAURICE, 1993 (a)). Ce rapport nous permet de comparer les apports totaux en COP (estimés par JOUANNEAU *et al.*, 1986) aux apports en COP d'origine phytoplanctonique. Les apports totaux en COP phytoplanctonique s'élèvent donc à (500*40) soit 20 000 tonnes de COP phyto. par an à comparer aux 137 000 tonnes COP/an.

Il advient, pour une année hydrologique moyenne, qu'environ 15 % des apports fluviaux en COP sont d'origine phytoplanctonique.

5.4.5 Apports en phéopigments

A La Réole, les **concentrations** en phéopigments sont très faibles; elles varient de 0,05 à 22,23 $\mu\text{g.l}^{-1}$ et leur moyenne est de 7,56 $\mu\text{g.l}^{-1}$. A Pessac/Dordogne, elles varient entre 0,71 et 41,70 $\mu\text{g.l}^{-1}$ avec une moyenne de 5,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

En Garonne, la chlorophylle a représente entre 41 et 99 % des pigments totaux; les pourcentages maximaux sont atteints en été (juillet et août), le pourcentage moyen est de 67 %. En Dordogne, la chlorophylle a représente entre 38 et 87 % des pigments totaux; le pourcentage moyen est de 58,5 %.

Les **apports annuels** en phéopigments de ces 3 dernières années par la **Garonne**, sont compris entre 50 et 100 tonnes et par la **Dordogne**, entre 20 et 40 tonnes, soit environ 2 fois plus faibles. Les lois de régression linéaire permettant d'approcher les apports en phéopigments à partir du débit moyen annuel ne donnent pas de coefficients statistiques significatifs.

Pour des débits moyens, les flux de phéopigments par la Garonne et la Dordogne s'élèvent approximativement à 150 et 60 tonnes/an.

5.5 EVALUATION DES APPORTS A L'ESTUAIRE POUR UNE ANNEE MOYENNE

De manière à identifier les principales sources d'éléments nutritifs et de matière organique à l'estuaire, nous avons reporté les apports suivant leur origine, fluviale, urbaine ou industrielle, pour des débits moyens interannuels calculés en Garonne et en Dordogne sur la période 1959-1992 (tableau 5.3).

L'évaluation des apports par la Garonne et la Dordogne a été réalisée sur la période 1984-1991. Les estimations de flux apportés par les rejets urbains et industriels prennent en compte le bassin versant de la Garonne aval (Langon), de la Dordogne aval (Castillon La Bataille), de l'Isle (Coutras) et de l'estuaire de la Gironde (Agence de l'Eau Adour-Garonne, 1993).

Tableau 5.3. Evaluation des apports par la Garonne, la Dordogne et les rejets urbains et industriels en sels nutritifs et en matière organique pour un débit moyen interannuel de 630 m³.s⁻¹ pour la Garonne et de 344 m³.s⁻¹ pour la Dordogne.

Apports (tonnes par an)	Garonne	Dordogne	Rejets urbains	Rejets industriels
☐ sels nutritifs				
P-PO ₄	1 150	330		
P total	3 000	1 900	1 600	365
P total	(44 %)	(28 %)	(23 %)	(5 %)
N-NO ₃	40 360	14 220		
N-NH ₄	3 870	655		
azote réduit (NTK)	28 725	17 110	5 470	690
NTK	(55 %)	(33 %)	(11 %)	(1 %)
☐ matière organique				
DBO ₅	52 240	18 555	19 340	8 280
DBO₅	(53 %)	(19 %)	(20 %)	(8 %)
COP	Σ 2 fleuves:	137 000		
(COP phyto)		(15 %)		
NOP	Σ 2 fleuves:	25 000		
(NOP phyto)		(30 %)		

L'essentiel des apports à l'estuaire en éléments nutritifs dissous et particuliers est d'origine autochtone. En effet, les apports par la Garonne représentent 44 % des apports totaux en phosphore total et 55 % des apports en azote Kjeldahl. Les rejets urbains et industriels représentent 28 % des apports en P total et seulement 12 % en NTK. Mais il faut rappeler que les mesures d'azote présentent quelques incohérences.

L'influence des apports par les rejets urbains dans l'estuaire de la Gironde est surtout sensible au niveau de la DBO₅. Pour une année hydrologique moyenne, 20 % des apports en DBO₅ dans l'estuaire de la Gironde sont dus aux rejets urbains déversés dans tout le système fluvio-estuarien; en 1991, donc année déficitaire, cette part atteint 35 %.

6. QUALITE DES EAUX DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

Ce chapitre présente l'évolution des principaux paramètres physico-chimiques, biochimiques, chimiques et bactériologiques entre 1984 et 1991 dans l'estuaire de la Gironde; il s'appuie non seulement sur le traitement des données recueillies le long de l'estuaire mais également sur des travaux plus ponctuels. Seule la partie aval de l'estuaire a fait l'objet de mesures en hiver; les prélèvements ont été réalisés jusqu'à la limite amont de la pénétration haline. En effet, en hiver, les débits fluviaux sont suffisamment importants pour déplacer le point fluvial, où la salinité devient nulle, vers l'aval, généralement aux environs du PK 55.

6.1 PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

6.1.1 Température

Une variation de température peut agir, en particulier, sur les cinétiques de croissance des organismes vivant dans le milieu et par là-même sur les processus relatifs à leur métabolisme (photosynthèse, nitrification, assimilation de la matière organique, respiration d'oxygène dissous ou combiné). Une augmentation de température peut donc entraîner une diminution des teneurs en oxygène dissous dans le milieu.

□ *Dans l'estuaire*, en période estivale, les profils longitudinaux de température sont relativement linéaires; les valeurs maximales étant observées dans la partie amont où elles atteignent en surface entre 18 et 22 °C (figure 6.1). Comparativement aux années précédentes, l'année 1991 présente la plus forte amplitude entre l'été et l'hiver: au PK 55 par exemple, la température passe de 26 °C en septembre à 6 °C en janvier.

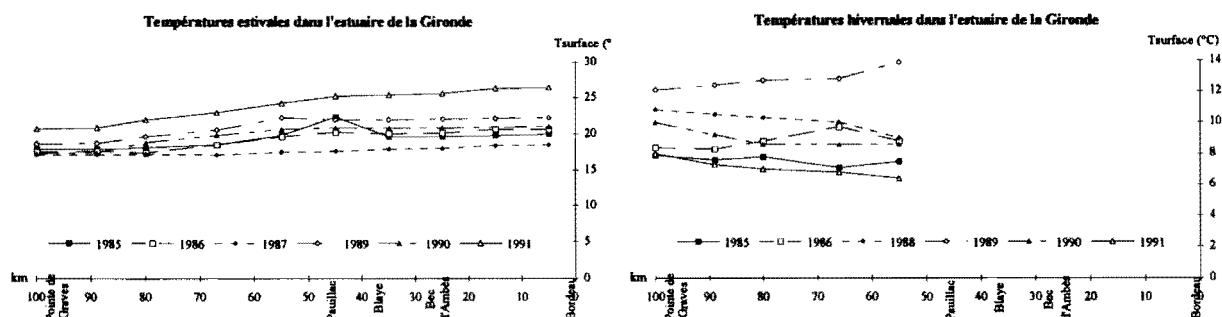


Figure 6.1. Profils longitudinaux des températures mesurées dans l'estuaire de la Gironde de 1985 à 1991.

□ Variations de la température de l'eau au droit de la centrale nucléaire du Blayais

Dans le cadre de la surveillance écologique de la centrale du Blayais, on s'est intéressé aux températures relevées de mai à novembre au droit de la centrale. Nous avons comparé l'évolution des moyennes, calculées de mai à novembre, des températures de l'eau relevées à 1 m. du fond avec celles de l'air (figure 6.2) pour deux raisons. D'une part, parce que le rejet d'eau chaude de la centrale a lieu au fond et d'autre part, parce que les températures mesurées à 1 mètre du fond présentent moins de fluctuations que celles de la surface.

Températures de l'air et de l'eau de fond au droit de la centrale nucléaire du Blayais

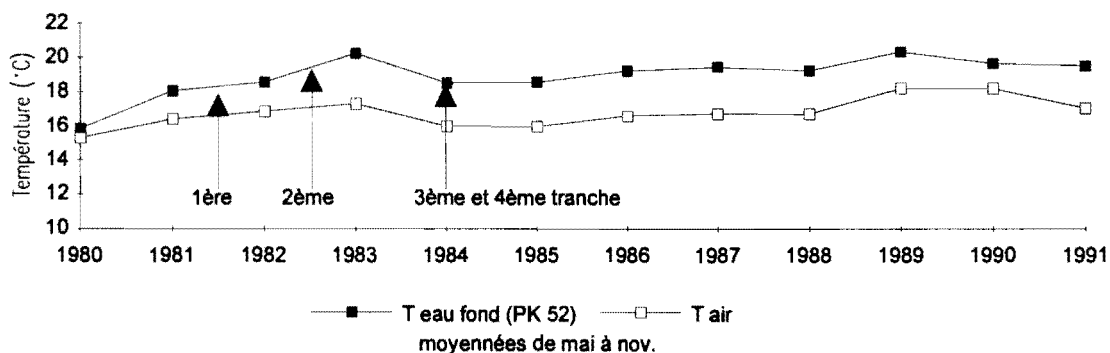


Figure 6.2. Evolutions comparées de la température de l'eau de fond au droit du point de rejet de la centrale et de la température de l'air à Bordeaux de 1980 à 1991. Les températures sont moyennées de mai à novembre.

Sur la période 1980-1983, il a été remarqué (IFREMER-EDF, 1989) que l'écart thermique entre la température de l'air et la température de l'eau (mesurée au fond) est au maximum de 2°C. Par contre, de 1983 à 1987, cet écart est compris entre 2,5 et 3 °C; 1983 représente l'année charnière puisque les 2 tranches de la centrale ont fonctionné.

Sur la période 1988-1991, l'écart thermique entre la température de l'air et la température de l'eau tend à diminuer; il est compris entre 1,4 et 2,5 °C. On peut observer une augmentation de la température de l'eau de fond; mais ce gradient (1 °C) est moins prononcé que celui de la température de l'air (1,5 °C). Depuis 1988, c'est-à-dire pour des années particulièrement ensoleillées, l'impact des eaux de rejet de la centrale du Blayais paraît négligeable sur la température de l'eau de fond par rapport à l'impact des variations de température de l'air.

6.1.2 Oxygène dissous

L'oxygène dissous constitue l'un des facteurs les plus importants dans le diagnostic de la qualité d'une eau estuarienne.

Dans un estuaire, les principales sources d'oxygène dissous sont:

- * la réaération par l'atmosphère,
- * le mélange avec les eaux oxygénées de l'océan et des fleuves et
- * l'activité photosynthétique.

Les principaux puits d'oxygène dissous sont:

- * l'oxydation de la matière organique (respiration des organismes décomposeurs et de leurs prédateurs),
- * la nitrification (respiration des bactéries nitrifiantes) et
- * la respiration des autres organismes.

Le bilan en oxygène dissous extrêmement variable dans un estuaire est surtout commandé par le système bouchon vaseux - crème de vase.

□ En période estivale

Les concentrations en oxygène dissous sont comprises entre 8 mg.l⁻¹ (1985 caractérisée par un important bloom phytoplanctonique) et 2,5 mg.l⁻¹ (1989); la valeur moyenne estivale est de 6,4 mg.l⁻¹, ce qui indique une bonne oxygénation de l'estuaire. C'est entre Bordeaux et la commune de Blaye que les concentrations en oxygène dissous sont les plus faibles avec des minima relevés en aval de Bordeaux, centrés autour du PK 15. Cependant, le **manque de mesures en amont de Bordeaux** ne nous permet pas de savoir si ces valeurs sont réellement les valeurs minimales de l'estuaire.

En exprimant les teneurs en oxygène dissous par rapport à leur valeur à saturation (calculée à partir de la formule de WEISS, 1970), l'estuaire de la Gironde apparaît bien oxygéné, principalement entre la pointe de Graves et la commune de Blaye (PK 35). Ensuite, de Blaye jusqu'à Bordeaux, le **taux d'oxygène dissous** diminue pour atteindre entre **30 et 60 % de sa valeur à saturation** (figure 6.3).

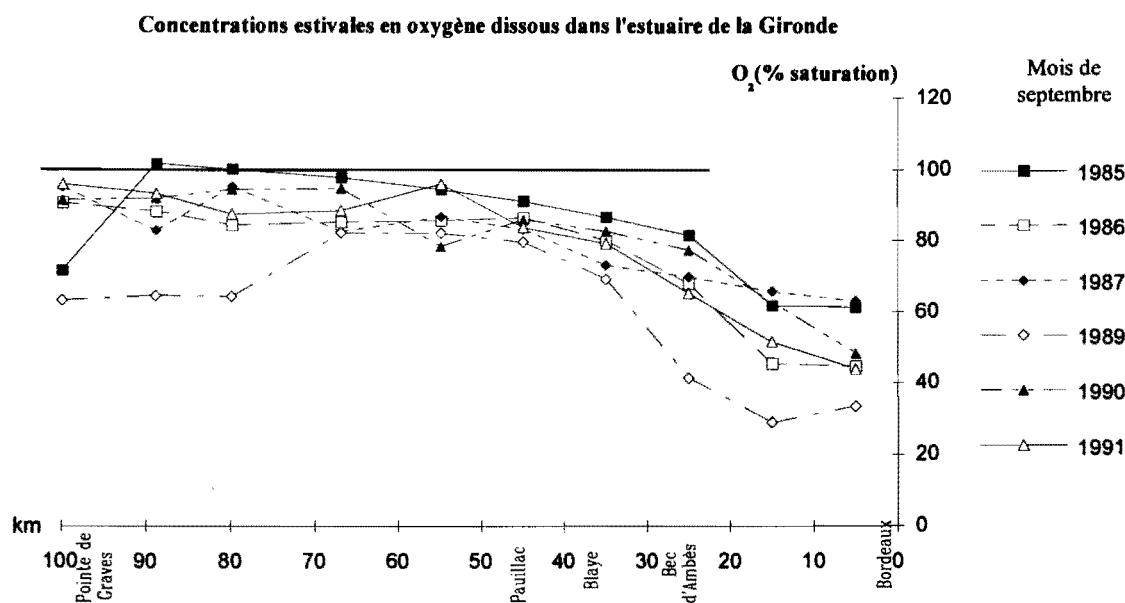


Figure 6.3. Taux d'oxygène dissous exprimés par rapport à la saturation dans l'estuaire de la Gironde au cours des mois de septembre 1985 à 1991.

En deçà de 50 %, le milieu est déclaré fragile par les normes imposées par les Agences de l'Eau; au vu des fonctionnements des principaux estuaires français, nous avons déjà signalé que le taux minimal nécessaire à la survie des espèces halieutiques était de 30 %. Le fonctionnement biogéochimique de l'estuaire de la Gironde n'apparaît pas en déséquilibre; en effet, entre 1985 et 1991, les mesures n'ont jamais signalé d'anoxie.

Cependant, ces mesures ont été réalisées sans prendre en compte la variation des coefficients de marée. Les études menées sur l'estuaire de la Loire ont permis de constater que l'anoxie du bouchon vaseux était observable en marées de vives eaux. En effet, l'érosion de la crème de vase induit un enrichissement de la colonne d'eau, généralement oxygénée, en matière organique biodégradable vivante (bactéries) et détritique; cette richesse induit une augmentation de la demande en oxygène dissous, due en particulier au processus de minéralisation de la matière organique, et favorise ainsi la mise en place de conditions hypoxiques pouvant conduire à l'anoxie du bouchon vaseux (MAURICE, 1993(a)). Donc il apparaît indispensable, particulièrement en été et dans la zone de turbidité maximale, de **réaliser des mesures d'oxygène dissous en période de vives eaux.**

On peut remarquer, comme c'est le cas dans de nombreux autres estuaires (MORRIS *et al.*, 1982; ROMAÑA *et al.*, 1990), que les **minima d'oxygène dissous correspondent aux zones de turbidité maximale**. La figure 6.4 atteste de la relation entre l'évolution du déficit en oxygène dissous (DOD = différence entre la valeur à saturation et la valeur mesurée) et celle des MES. Depuis 1986, les DOD sont positifs. Donc en été, sur 40 kilomètres en aval de Bordeaux, les cinétiques des processus consommateurs d'oxygène dissous prévalent sur ceux fournissant un apport de cet élément. Les 2 principales raisons peuvent être :

1. Une production primaire insuffisante pour équilibrer la consommation d'oxygène; ce processus est en effet limité par les fortes turbidités qui diminuent la profondeur de la couche euphotique.
2. Une activité hétérotrophe relativement importante dans le bouchon vaseux dont une partie de la fraction organique piégée est soumise à la minéralisation.

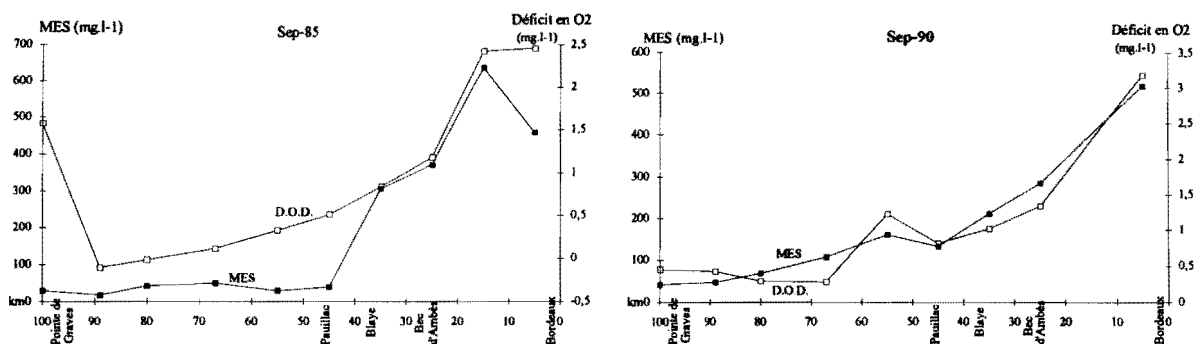


Figure 6.4. Relation entre le déficit en oxygène dissous et les concentrations en MES dans l'estuaire de la Gironde en septembre 1985 et 1990.

Certaines années, la diminution des teneurs en oxygène dissous semble coïncider avec la position du bouchon vaseux mais le manque de valeurs ne nous permet pas de localiser ni la position exacte du bouchon vaseux, ni le minima en oxygène dissous. Il serait donc nécessaire de **rajouter des points de mesures régulières en amont de Bordeaux, particulièrement en débit d'étiage**.

En période hivernale

Les concentrations en oxygène dissous sont comprises entre 7,9 et 10,8 mg.l⁻¹; leur valeur moyenne est de 9,3 mg.l⁻¹. Les taux d'oxygène dissous restent supérieurs à 75 % par rapport à leur valeur à saturation.

Les concentrations en oxygène dissous sont généralement plus importantes en hiver qu'en été. Ceci tient à la diminution de la température mais également au fait qu'en hiver, les débits fluviaux et par là-même les apports en oxygène sont plus importants; la turbulence, favorisée par l'augmentation des débits, permet également une meilleure réoxygénation par l'atmosphère. Donc en hiver, aucun problème lié à l'oxygène dissous n'est à signaler.

6.2. SELS NUTRITIFS

6.2.1 Phosphore minéral dissous

Le phosphore est un élément nutritif dont la forme minérale dissoute, orthophosphate, généralement désignée par le terme de "phosphates" (P-PO₄) est majoritaire par rapport à la forme organique.

Les principaux processus à l'origine d'une diminution des teneurs en phosphates sont :

- * *l'assimilation par le phytoplancton et*
- * *l'adsorption sur les particules sédimentaires.*

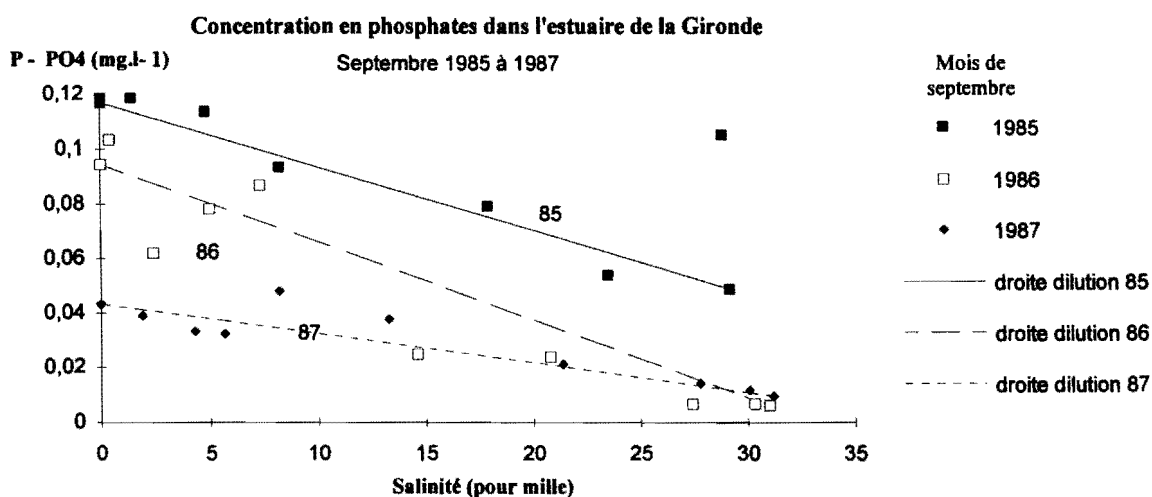
Les principales sources naturelles de phosphates sont:

- * *l'excrétion par les microorganismes,*
- * *la décomposition des organismes morts,*
- * *la minéralisation du phosphore organique par, d'une part, des bactéries et d'autre part, des enzymes (phosphatases) sécrétées par les cellules végétales et*
- * *la désorption de phosphore minéral par les sédiments.*

□ *En période estivale*

Les concentrations en P-PO₄ sont comprises entre 0,006 et 0,17 mg.l⁻¹; leur moyenne vaut 0,077 mg.l⁻¹ P-PO₄. Elles suivent relativement bien les droites de dilution théoriques calculées à partir des teneurs en eau douce relativement élevées et celles de l'eau de mer généralement plus pauvre (figure 6.5).

En septembre 1990 et 1991, les concentrations dans la partie amont de l'estuaire sont situées au-dessus des valeurs des droites de dilution théorique de façon statistiquement significative. Ceci est dû soit, à une diminution des concentrations à salinité nulle au cours du temps, déjà observée sur la période 1985-1987, soit, à un apport de phosphates par **désorption** des phosphates adsorbés jusque là sur les sédiments.



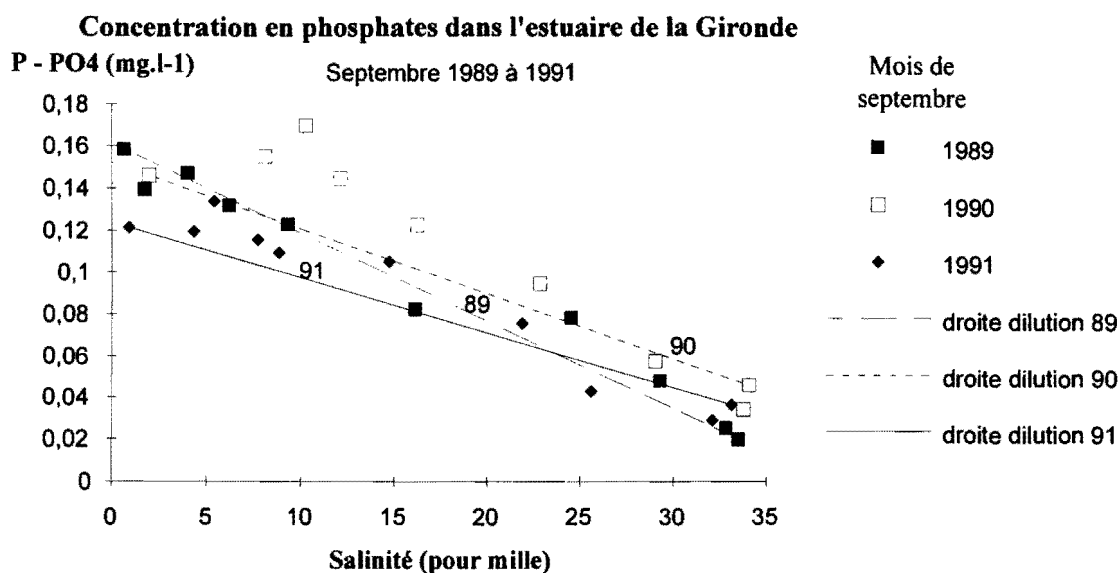


Figure 6.5. Evolution des concentrations en phosphates avec la salinité. Comparaison avec les droites de dilution théoriques des mois de septembre des années 1985 à 1991.

En septembre 1991, si l'on compare l'évolution longitudinale des MES à celle des phosphates, on peut remarquer une superposition des valeurs maximales de ces deux paramètres.

Ainsi en été, d'une façon générale, les teneurs en phosphates présentent des concentrations maximales à Bordeaux, ce qui est traditionnellement observé en zone fluviale, mais également au Bec d'Ambès et autour du PK 40. Ces pics sont probablement dus en partie aux processus d'adsorption-désorption des phosphates sur les particules.

□ *En période hivernale*

Les concentrations en phosphates sont comprises entre 0,013 et 0,12 mg.l⁻¹ P-PO₄ avec une valeur moyenne de 0,06 mg.l⁻¹ P-PO₄, plus faible qu'en été. Cette observation est à rapprocher de la variation des concentrations à salinité nulles en fonction des débits. En effet, en système fluvial, les teneurs en phosphates ont tendance à augmenter pour les faibles débits fluviaux, généralement mesurés en période estivale. Plusieurs hypothèses sont envisageables pour expliquer l'augmentation de P-PO₄ en été:

- la diminution du débit fluvial entraîne un temps de résidence des masses d'eau dans l'estuaire plus important, ce qui peut provoquer une accumulation des produits phosphatés d'origine autochtone (décomposition des débris organiques, etc ...) ou allochtones,
- la désorption des phosphates fixés sur le matériel particulaire,
- un lessivage des sols important dû à de violents orages estivaux.

En hiver, l'évolution longitudinale des concentrations en P-PO₄ ne semble pas uniquement régie par le processus de dilution. De 1986 à 1991, excepté 1990, les valeurs mesurées ont tendance à se trouver au dessus des droites de dilution théorique. En 1991, elles coïncident avec des concentrations en MES particulièrement élevées, comprises entre 1,2 et 1,7 g.l⁻¹. C'est en effet en 1991 que les concentrations maximales en MES ont été mesurées. Il pourrait donc y avoir **désorption des phosphates dans l'eau au niveau des zones de forte turbidité**, tant en période estivale qu'hivernale. Mais nous ne savons pas si les prélèvements ont été réalisés en période de mortes eaux ou de vives eaux.

6.2.2 Nitrates et nitrites

Les nitrates sont formés en environnement aérobie à partir de l'oxydation de l'ammoniac; c'est la nitrification; ils sont également apportés par ruissellement et lessivage des sols situés en zone agricole. Ils peuvent ensuite être assimilés par la biomasse phytoplanktonique au cours de sa croissance.

Les valeurs minimales, 0,094 mg.l⁻¹, sont observées dans la partie aval de l'estuaire et en été et les valeurs maximales, 2,93 mg.l⁻¹, en hiver et à la limite amont; la valeur moyenne observée au cours de la période 1984-1991 est de 1,40 mg.l⁻¹. Ces concentrations semblent faibles comparées aux valeurs mesurées en Loire, dont la moyenne en hiver 1988, était de 3,5 mg.l⁻¹.

□ En période estivale

En raison du processus de dilution, les nitrates diminuent régulièrement de Bordeaux jusqu'à l'embouchure où ils atteignent des valeurs jusqu'à 25 fois plus faibles (figure 6.6).

En septembre 1987, un pic en ammonium se distingue nettement au prélèvement réalisé à PK 55. Il peut s'agir soit, d'une erreur de mesure soit, d'un apport d'origine anthropique puisque des teneurs anormalement élevées ont été mesurées jusqu'à l'embouchure.

En 1991, on peut remarquer à la hauteur de la commune de Blaye, un pic en azote nitrique dû soit à un apport, soit à une nitrification particulièrement importante; cette dernière hypothèse est vérifiée sur la droite de dilution et sur les courbes d'évolution temporelle de l'ammonium.

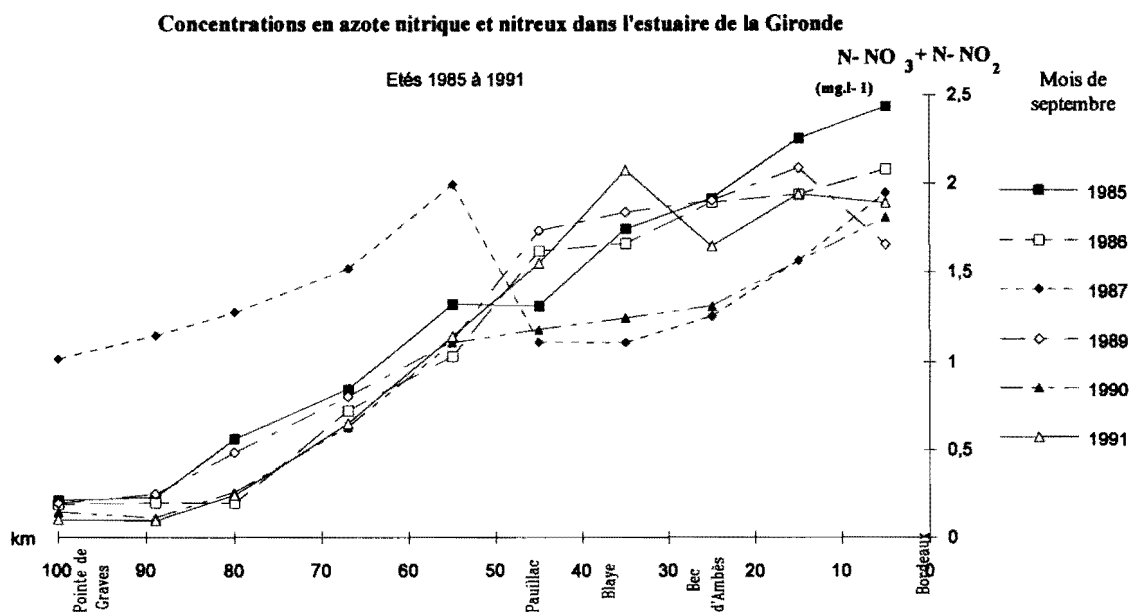


Figure 6.6. Evolution longitudinale de l'azote nitrique et nitreux dans l'estuaire de la Gironde au cours des mois de septembre 1985 à 1991.

Sur la période 1985-1991, les concentrations en azote nitrique et nitreux sont relativement bien corrélées à la salinité. La droite de régression reliant la concentration en N-(NO₃+NO₂) à la salinité, en période estivale, s'écrit:

$$N-NO_3 + N-NO_2 \text{ (mg.l}^{-1}\text{)} = - 0,0515.S \text{ (‰)} + 1,946 \quad \text{avec } r^2 = 0,81; n = 58$$

Mais certaines années les concentrations en N-NO₃ et N-NO₂ ne suivent pas les droites de dilution:

- En 1985, les teneurs en nitrates mesurées aux faibles salinités sont inférieures aux valeurs théoriques; ce qui signifie qu'il y aurait consommation de nitrates ou dénitrification.
- En 1987, nous retrouvons les valeurs anormalement élevées mesurées aux fortes salinités.
- En septembre 1989 et 1991, les concentrations en nitrates mesurées aux faibles salinités sont situées au-dessus des droites de dilution d'un écart supérieur à l'erreur de mesure, ce qui pourrait indiquer une **nitrification**. Cette hypothèse est à rapprocher de l'augmentation des teneurs moyennes en nitrates observées sur leur évolution pluriannuelle en Garonne; elle pourra également être vérifiée sur les mesures d'ammonium en amont.

La nitrification présente le risque de participer à la diminution du taux d'oxygène dissous puisque ce processus est assuré par des bactéries autotrophes consommatrices d'oxygène.

□ **En période hivernale**

Les concentrations en N-NO₃ et N-NO₂ varient de 0,29 à 2,93 mg.l⁻¹ avec une valeur moyenne de 1,6 mg.l⁻¹; elles paraissent faibles comparées aux valeurs mesurées en Loire par exemple, dont la moyenne en hiver 1988, atteignait 3,5 mg.l⁻¹. Les concentrations hivernales sont jusqu'à 2 fois plus élevées qu'en été (figure 6.7); particulièrement dans la partie aval de l'estuaire où d'une part, les salinités sont plus basses expliquant les concentrations dans l'Océan Atlantique plus importantes et d'autre part, car le phytoplancton n'est pas en phase de croissance. En hiver, en raison des forts débits fluviaux, la diminution des teneurs en nitrates et nitrites est principalement due à l'effet de la dilution.

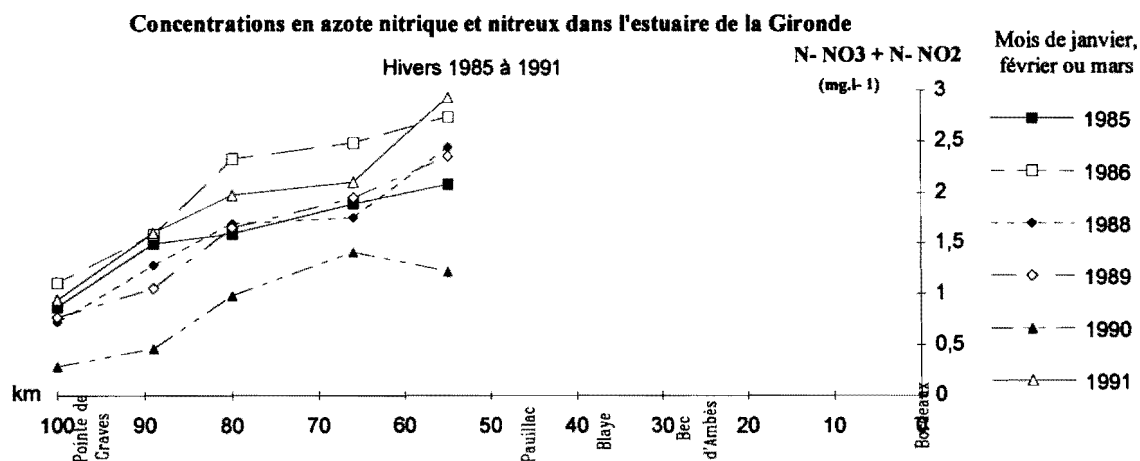


Figure 6.7. Evolution longitudinale des concentrations en N-NO₃ et en N-NO₂ dans l'estuaire de la Gironde en période hivernale, de 1985 à 1991.

6.2.3 Ammonium

L'azote ammoniacal ($N-NH_4$) provient des excréments animaux et de la décomposition bactérienne des composés organiques azotés. Avant d'être excrété, il est consommé par le phytoplancton et incorporé par de nombreuses espèces bactériennes pour la synthèse de leurs protéines. Il est également oxydé en azote nitrique par les bactéries nitrifiantes (nitrification).

□ En période estivale

Les concentrations en azote ammoniacal varient de 0,01 à 0,09 $mg.l^{-1}$, avec une valeur moyenne de 0,03 $mg.l^{-1}$ ce qui est faible. A titre de comparaison, la moyenne mesurée dans l'estuaire de la Loire en septembre 1988, est de 0,07 $mg.l^{-1}$; en Seine, la valeur moyenne mesurée en septembre 1990 entre Poses et Honfleur est de 1,58 $mg.l^{-1}$. Mais en Seine, ce sont les rejets de la station d'épuration d'Achères qui perturbent le milieu.

On peut remarquer une diminution régulière des concentrations en ammonium depuis 1986, au niveau de la commune de Bordeaux. Cette tendance peut s'expliquer par une réduction des apports fluviaux.

L'évolution de l'ammonium avec la salinité présente un profil de "courbe en sac" dont les minima sont centrés sur la salinité de 15 pour mille (figure 6.8).

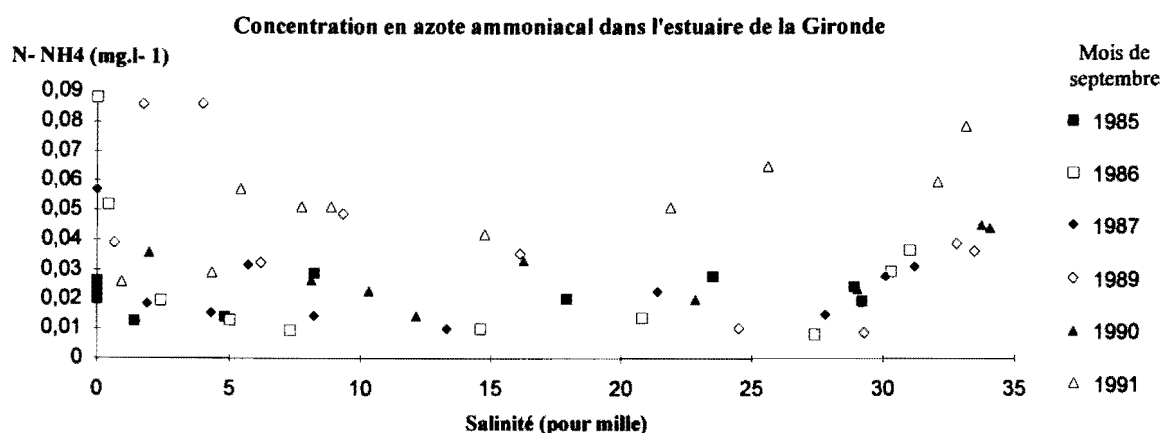


Figure 6.8. Evolution des concentrations en azote ammoniacal avec la salinité dans l'estuaire de la Gironde; cas des mois de septembre des années 1985 à 1991.

Il apparaît clairement que l'évolution de l'ammonium dans l'estuaire n'est pas uniquement régie par le processus de dilution. L'augmentation de l'ammonium à l'embouchure est un phénomène qui semble se présenter sur certains estuaires de la façade Atlantique. C'est le cas en Seine, par exemple, où malgré une oxydation complète de l'ammonium au sein de l'estuaire, on retrouve des valeurs importantes dès l'abord de la baie de Seine. En Gironde, ce profil avait déjà été mis en évidence en 1981 (ROMAÑA, 1982). La régénération d'azote ammoniacal aux fortes salinités peut s'expliquer par le processus d'excrétion du zooplancton ou par la minéralisation de la matière organique.

□ En période hivernale

Même si les concentrations en $N-NH_4$ sont plus élevées qu'en été, elles restent tout de même faibles puisqu'elles ne dépassent pas 0,10 $mg.l^{-1}$; la concentration moyenne en hiver est de 0,04 $mg.l^{-1}$.

6.3 MATIERE ORGANIQUE

6.3.1 Demande biochimique en oxygène dissous

La demande biochimique en oxygène dissous représente théoriquement la quantité d'oxygène dissous nécessaire à la dégradation du stock de matière organique biodégradable présent dans l'échantillon analysé. Par convention, on a l'habitude de parler de DBO à 5 jours; elle correspondrait à la quantité d'oxygène dissous nécessaire à la minéralisation du carbone organique sur 5 jours d'incubation, à 20 °C.

Les seules valeurs de DBO₅ disponibles dans l'estuaire sont mesurées en une seule station, au droit de la centrale nucléaire du Blayais. Elles sont présentées (figure 6.9) en moyenne annuelle en fonction du débit moyen annuel entrant dans l'estuaire, calculé à partir de la somme des débits fluviaux de la Garonne et de la Dordogne.

Les valeurs de DBO₅ ne dépassent jamais, en moyenne annuelle, 4 mg.l⁻¹. Le seuil défini par les Agences de l'Eau comme critère de bonne qualité, est de 5 mg.l⁻¹, c'est-à-dire que 10 % des plus mauvaises valeurs ne doivent pas atteindre pas ce seuil; ce fut le cas sur la période 1978-1991.

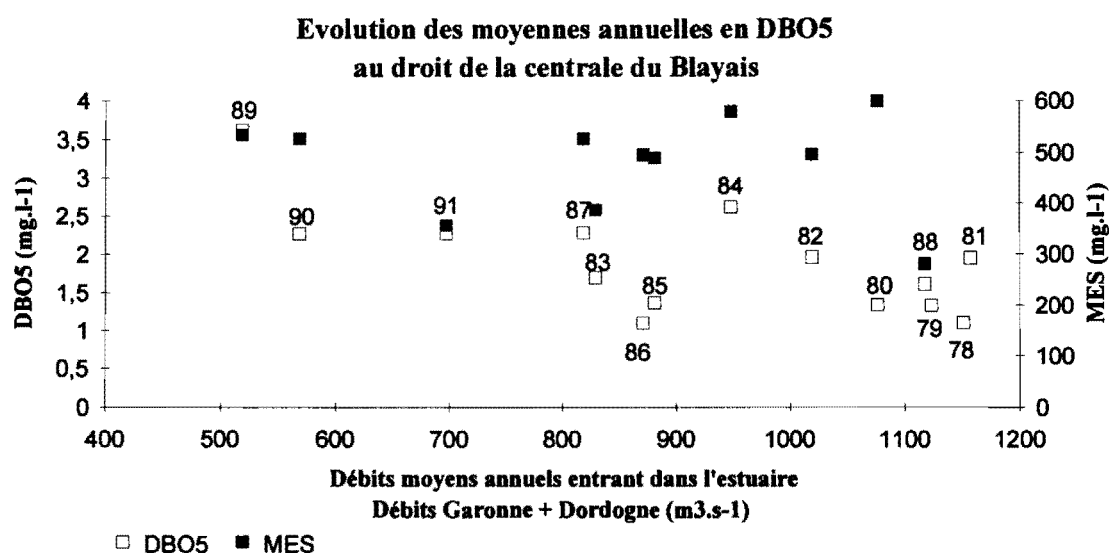


Figure 6.9. Evolution des DBO₅ et des teneurs en MES en moyenne annuelle avec les débits fluviaux au droit de la centrale nucléaire du Blayais entre 1978 et 1991.

Sur la période 1978-1986, on peut remarquer que la DBO₅ suit un profil gaussien centré entre 1982 et 1984. Ce profil peut s'expliquer par une présence plus élevée du bouchon vaseux dans le secteur de la centrale pour des débits moyens annuels voisins de 1000 m³.s⁻¹. La zone du bouchon vaseux est le siège d'une demande importante en oxygène dissous liée en particulier à la dégradation de la matière organique particulière piégée dans cette zone. Ces processus ont particulièrement été étudiés en Loire (THOUVENIN *et al.*, 1992; MAURICE, 1993, (a)).

Par contre, à partir de 1987, la DBO₅, en moyenne annuelle, a tendance à augmenter lorsque les débits moyens annuels diminuent mais en étant comprise entre 2 et 3,5 mg.l⁻¹, ce qui reste des valeurs faibles. Il serait intéressant d'avoir de plus amples informations sur le comportement du matériel particulaire depuis cette date. Puisque ces années sont caractérisées par des teneurs moyennes en MES relativement élevées (figure 6.9), cette tendance pourrait en

effet s'expliquer par l'accumulation et le renouvellement de matériel organique biodégradable sur une partie importante de l'estuaire, induisant une demande en oxygène dans le milieu non négligeable. La question qui se pose alors est de savoir si le bouchon vaseux, entre 1989 et 1991, a été totalement expulsé; les mesures de DBO laissent penser que non.

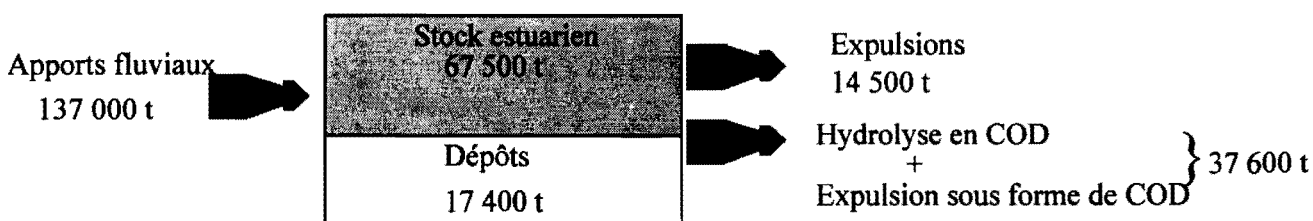
Dans les zones de forte turbidité, la demande biochimique en oxygène est due principalement à la minéralisation de la matière organique particulaire. Entre 1989 et 1991 (seules années où les mesures ont été exploitables), le rapport DBOparticulaire/MES augmente avec les teneurs en MES mais relativement peu par rapport au gradient de turbidité observé. Les apports fluviaux permettent d'alimenter les zones de turbidité en matériel organique biodégradable, ce qui se traduit par une augmentation globale de la DBO₅. Parallèlement, si le bouchon vaseux n'a pas été expulsé entre 1989 et 1990, une fraction de la matière organique accumulée dans cette zone devient de plus en plus réfractaire à la biodégradation; ce processus limiterait alors l'augmentation de la DBO₅.

6.3.2 Carbone organique

Les concentrations en **COD** varient dans l'embouchure entre 2,8 et 5,2 mg.l⁻¹, les références côtières fluctuant elles-mêmes entre 0,8 et 1,7 mg.l⁻¹ (JOUANNEAU *et al.*, 1986).

Dans le bouchon vaseux au centre de l'estuaire, en 1978, la teneur moyenne en **COP** est de 1,5 % des MES alors que celle des matériaux sédimentés s'écarte peu de la valeur moyenne de 1,45 % du particulaire (JOUANNEAU *et al.*, 1986). Les particules expulsées hors de l'estuaire ont elles aussi une teneur moyenne de 1,45 % des MES.

Le bilan de COP proposé pour une *année moyenne* (débits fluviaux de 650 et 350 m³.s⁻¹) est :



6.3.3 Chlorophylle a

La chlorophylle a est depuis longtemps utilisée comme indicateur de la biomasse phytoplanctonique vivante. Elle permet de marquer les périodes d'activité phytoplanctonique (blooms) et les phases de consommation (de sels nutritifs) ou de production des principaux éléments représentatifs de la qualité de l'eau (oxygène dissous, matière organique, etc ...).

□ En période estivale

Dans l'estuaire, les concentrations en Chla atteignent jusqu'à 28 µg.l⁻¹ (figure 6.10); leur valeur moyenne est de 7 µg.l⁻¹, ce qui est très faible. Ces teneurs sont supérieures à celles mesurées dans l'estuaire de la Loire, où elles atteignent en septembre 1988, entre 1 et 5 µg.l⁻¹ seulement; en effet, la présence du bouchon vaseux aux environs de la commune de Nantes empêche toute production phytoplanctonique. En Seine, à Caudebec, la concentration en Chla est en moyenne de 35 µg.l⁻¹ en septembre 1990. La moins grande turbidité des eaux à Caudebec (où la teneur moyenne en MES est de 56 mg.l⁻¹) et leur richesse en éléments nutritifs permettent de ne pas limiter la production de biomasse phytoplanctonique.

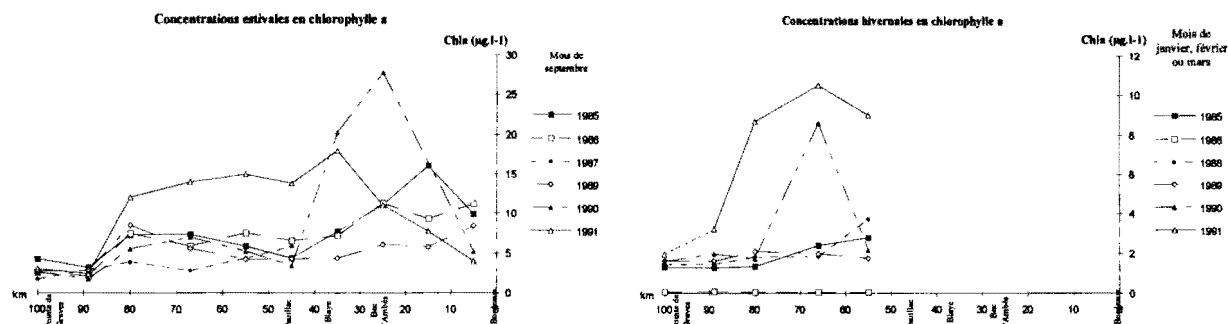


Figure 6.10. Evolutions longitudinales de la chlorophylle *a* dans l'estuaire de la Gironde en périodes estivale et hivernale, de 1985 à 1991.

En 1985, 1990 et 1991, la production primaire est particulièrement importante; elle est favorisée par un bon ensoleillement puisque les températures sont élevées et en 1990, par des faibles turbidités. On peut remarquer à l'inverse, dans les eaux de faible salinité, des processus de consommation (par le zooplancton) ou de dégradation de la chlorophylle *a*.

Les autres années, où l'étiage est prononcé, les teneurs en chlorophylle *a* restent relativement constantes entre Bordeaux et le PK 80 et supérieures aux concentrations mesurées au niveau de l'embouchure.

□ *En période hivernale*

Les concentrations dans l'estuaire varient de 0,05 à 10,5 µg.l⁻¹ Chl_a (figure 6.10); la valeur moyenne hivernale est de 2,8 µg.l⁻¹. Cette valeur est inférieure à la moyenne estivale puisqu'aucun bloom n'a lieu au cours des 3 premiers mois de l'année.

En 1990 et 1991, les concentrations en Chl_a sont élevées pour la saison et présentent un pic centré sur le PK 65. **Ces maxima sont liés à la présence du bouchon vaseux dans l'estuaire qui joue le rôle de piège à particules;** ils coïncident avec les maxima en phéopigments.

En revanche, dans le cas des autres années, les teneurs en chlorophylle *a* hivernales n'évoluent pas le long de l'estuaire. Ces particules semblent donc transportées selon un mouvement de va et vient entre le PK 55 et l'embouchure, sans transformation. Il faut en effet, 10 jours pour que les eaux douces de l'estuaire soient totalement renouvelées en période de crue (3500 m³.s⁻¹) et 70 jours en période d'étiage (150 à 200 m³.s⁻¹) (CASTAING et JOUANNEAU, 1979). Il se peut qu'au cours de leur transport, ces cellules n'aient pas le temps de mourir et d'être dégradées.

6.3.4 Phéopigments

La mesure des phéopigments est généralement utilisée pour estimer la matière organique d'origine algale en voie de dégradation mais elle ne permet pas de connaître le niveau de dégradation du matériel original. Cette mesure globale ne peut donc nous renseigner ni sur la biodégradabilité de ce matériel organique, ni sur sa demande en oxygène dissous.

□ *En période estivale*

Sur la période 1985-1991, les concentrations en phéopigments varient de 0,11 µg.l⁻¹ en aval à 34,3 µg.l⁻¹ en amont, au niveau du Bec d'Ambès; leur concentration moyenne est de

5 µg.l⁻¹. L'évolution longitudinale des phéopigments est superposable à celle de la chlorophylle *a*; les concentrations sont particulièrement importantes ces 3 dernières années au niveau du Bec d'Ambès où elles atteignent jusqu'à 34 µg.l⁻¹. C'est en effet à ce niveau que les 2 fleuves se rejoignent mais il correspond surtout aux zones de forte turbidité.

En 1991, les fortes concentrations en phéopigments sont à rapprocher des maxima de Chl_a observés aux mêmes points.

On peut constater (figure 6.11) que les concentrations en phéopigments (en µg.l⁻¹) sont bien corrélées aux MES (en mg.l⁻¹); la loi est la suivante:

$$[\text{phéopigments}]_{\text{été}} = 0,094.[\text{MES}]^{0,69} \quad \text{avec } r^2 = 0,55; n = 58$$

C'est en effet une fonction puissance qui semble régir l'évolution des teneurs en phéopigments avec les MES car lorsque les MES deviennent importantes (> 800 mg.l⁻¹), c'est le cas en 1991, les concentrations en phéopigments ne dépassent pas 15 µg.l⁻¹; cela peut s'expliquer par le fait que la turbidité limite la production de biomasse phytoplanctonique.

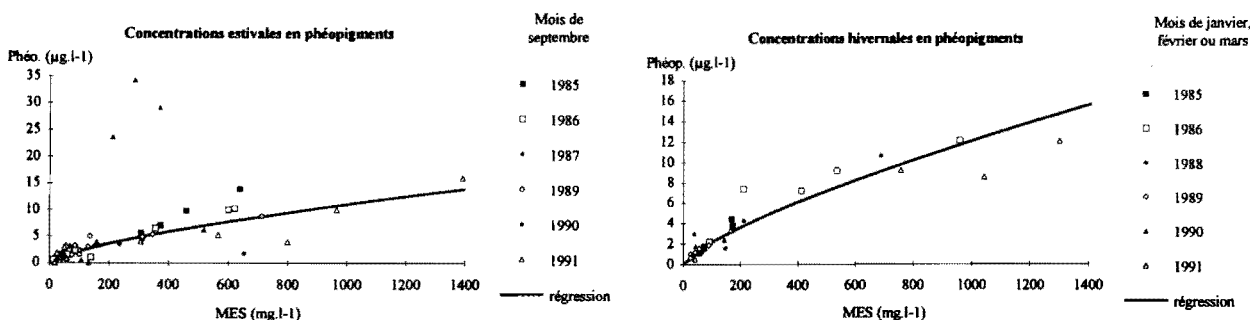


Figure 6.11. Evolution des phéopigments en fonction des MES dans l'estuaire de la Gironde entre 1985 et 1991.

□ En période hivernale

Les concentrations en phéopigments varient de 0,51 à 12,20 µg.l⁻¹ entre 1985 et 1991; leur valeur moyenne est de 3,96 µg.l⁻¹.

Quelque soit la saison étudiée, on peut constater que les teneurs en phéopigments (exprimé par rapport aux MES) atteignent un seuil moyen de 0,001 mg.g⁻¹. Ce seuil correspond, sur la période 1985-1991, au taux minimal de phéopigments et donc à celui observé dans le bouchon vaseux. Donc la meilleure relation entre les concentrations en phéopigments (en µg.l⁻¹) et les MES (en mg.l⁻¹) est une fonction puissance (figure 6.11):

$$[\text{phéopigments}]_{\text{hiver}} = 0,0678.[\text{MES}]^{0,7505} \quad \text{avec } r^2 = 0,86; n = 29$$

6.4 CONTAMINANTS CHIMIQUES

L'évolution des principaux paramètres chimiques, à savoir le mercure, le cuivre, le zinc et le cadmium, mesurés dans les huîtres de l'estuaire de la Gironde révèle un taux de pollution non négligeable (figure 6.12). Les processus responsables de ces contaminations ont particulièrement été étudiés par l'IGBA (ETCHEBER *et al.*, 1977 et 1980; JOUANNEAU, 1981).

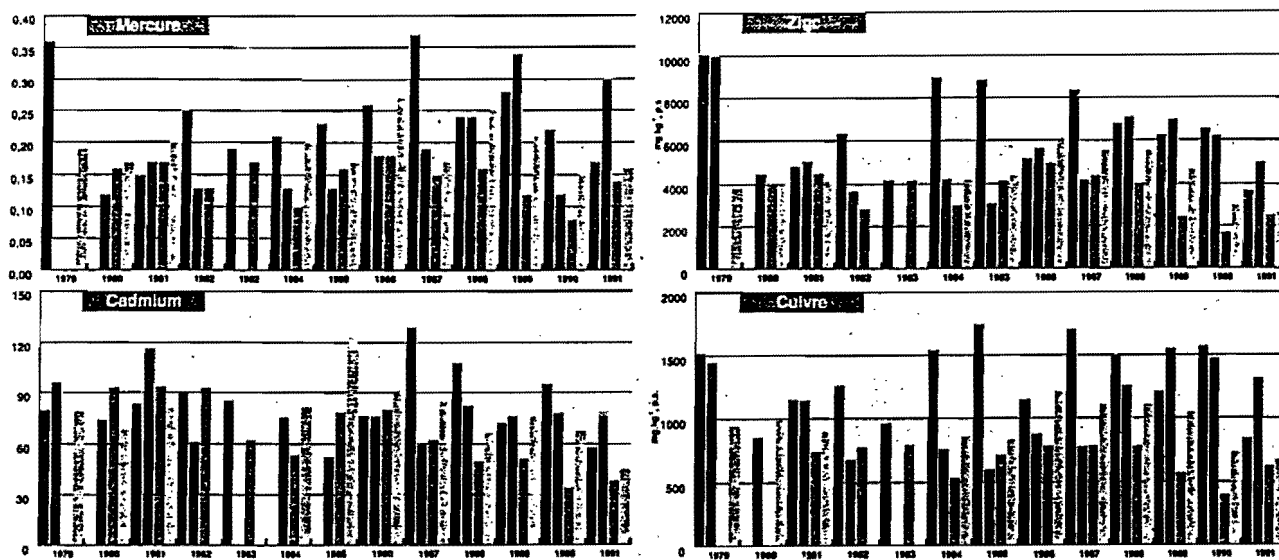


Figure 6.12. Evolution des moyennes trimestrielles des teneurs en mercure, zinc, cadmium et cuivre mesurées (en mg.kg^{-1} poids sec) dans les huîtres à 10 km en amont de la pointe du Verdon, de 1979 à 1991.

6.4.1 Cadmium

La surveillance de la qualité des eaux côtières, exercée dans le cadre du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (R.N.O.) a mis en évidence un grave problème de contamination des huîtres de Gironde par le cadmium (Cd). Celles-ci présentent en effet des teneurs 50 à 100 fois plus élevées que les huîtres prélevées sur les autres points du littoral français. Cette contamination ne peut s'expliquer que par un apport très important de cadmium en Gironde. Les études conduites par l'Agence de Bassin Adour-Garonne, l'IFREMER et l'IGBA ont permis d'en préciser l'origine et les processus de transport et de contamination (LATOUCHE, 1988; BOUTIER *et al.*, 1989).

□ Origine et transport

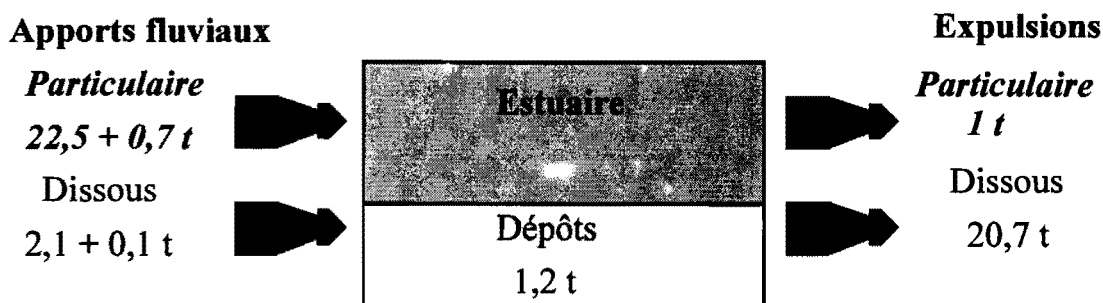
La principale source est constituée par des rejets miniers au niveau de Riou-Mort, petit affluent du Lot, dans la zone industrielle de Viviez. Les rejets de cette installation sont essentiellement réalisés sous forme de matières solides en suspension. Le Riou-Mort est un cours d'eau au débit très faible, environ $1,5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, ce qui ne représente que 1 % du débit du Lot. Cependant, en période d'étiage, cette contribution peut être portée à 5 % et les eaux du Riou-Mort sont alors presque exclusivement composées d'effluents industriels et domestiques.

Les matières en suspension arrivent à l'estuaire avec des charges de 2 à 20 milligrammes de cadmium par kilogramme de poids sec.

□ Evolution dans l'estuaire

Les particules solides arrivant dans l'estuaire y séjournent pendant un temps relativement long, de plusieurs mois à 2 ans. Pendant ce séjour, elles subissent certaines transformations, notamment au niveau de la matière organique dont 70 % sont dissous et/ou minéralisés. L'augmentation de la salinité à l'approche de la mer est un facteur supplémentaire de libération du cadmium qui passe alors sous forme dissoute où il est stabilisé par les chlorures. La quasi totalité du cadmium arrivée à l'amont est ainsi solubilisée au cours du transit estuarien, ce qui se traduit par l'existence d'un maximum de Cd dissous pour les salinités moyennes (autour de 18 ‰).

L'essentiel du cadmium particulaire est dissous au cours de son transit dans l'estuaire, seules 1,2 tonnes sont piégées dans le sédiment et une tonne expulsée sous forme particulaire. Entre 1980 et 1985, les expulsions sous forme dissoute étaient donc de 22 tonnes par an, ce qui a fait de la Gironde une source de cadmium non négligeable pour l'environnement littoral :



Ces tonnages ont été réestimés à la baisse, les apports fluviaux de Cd particulaire seraient d'environ 10 tonnes/an. Mais des recherches sont en cours et ne sont donc pas encore publiées.

□ Conséquences

- Dans les zones de salinité 15 à 20 ‰, les concentrations en Cd dissous dans l'eau sont 10 à 20 fois supérieures à celles que l'on pourrait observer dans un estuaire équivalent non contaminé,

- Les **sédiments** présentent également un enrichissement anormal que l'on a situé chronologiquement vers les années 1950,

- Les teneurs en Cd des **huîtres** de Gironde, parfaitement expliquées par les teneurs observées dans l'eau, les rendent tout à fait **inconsommables**. En effet, une recommandation de l'OMS fixe à 400 µg la dose hebdomadaire du cadmium admissible pour un adulte en bonne santé. Il suffit de consommer une à trois huîtres de Gironde par semaine pour dépasser cette dose. Cette contamination constitue donc un lourd handicap à la valorisation de l'estuaire aval par la conchyliculture.

□ Perspectives d'évolution

1. Réduction des apports

Les activités polluantes ont d'ores et déjà cessé au niveau de la zone industrielle de Viviez. La plus grande partie des apports actuels provient du lessivage des crassiers et de l'infiltration d'eaux contaminées à partir des bassins de stockage de boues cadmiées. Ce problème devrait être résolu par des travaux en cours de réalisation tels que la construction de nouveaux bassins étanches ou la réfection d'installations défectueuses.

2. Influence attendue

Le processus de contamination de la Gironde est établi depuis plusieurs années et un stock important de sédiments pollués est accumulé dans le lit du cours d'eau. L'on peut prévoir que l'évacuation de cette charge particulaire, évaluée à 200 tonnes environ, prendra sans doute un temps relativement long.

Des données de 1990 et 1991 ont montré une baisse significative des apports bruts de cadmium à la Réole (4 tonnes en 1991). Il convient toutefois d'être prudent avant de conclure à une baisse importante et durable des apports, car ces années étant sèches, elles sont loin d'être représentatives d'une année moyenne.

6.4.2 Zinc

L'évolution générale du zinc (Zn) a particulièrement été étudiée entre 1976 et 1978. En octobre 1978, exprimé relativement aux MES, le Zn présente dans l'estuaire une décroissance amont-aval (figure 6.13) expliquée d'une part, par une mobilisation du métal avec les salinités croissantes et d'autre part, par une dilution des particules fluviales riches en éléments métalliques avec les particules estuariennes appauvries. Trois zones peuvent être individualisées (JOUANNEAU *et al.*, 1986) :

- une zone amont (La Réole - Ambès) où apparaît une forte décroissance du Zn dans les suspensions,
- une zone centrale où les teneurs décroissent plus faiblement. Dès le bouchon vaseux et à l'aval de celui-ci, les teneurs en métaux présentent une grande stabilité,
- une zone externe où les teneurs en Zn remontent.

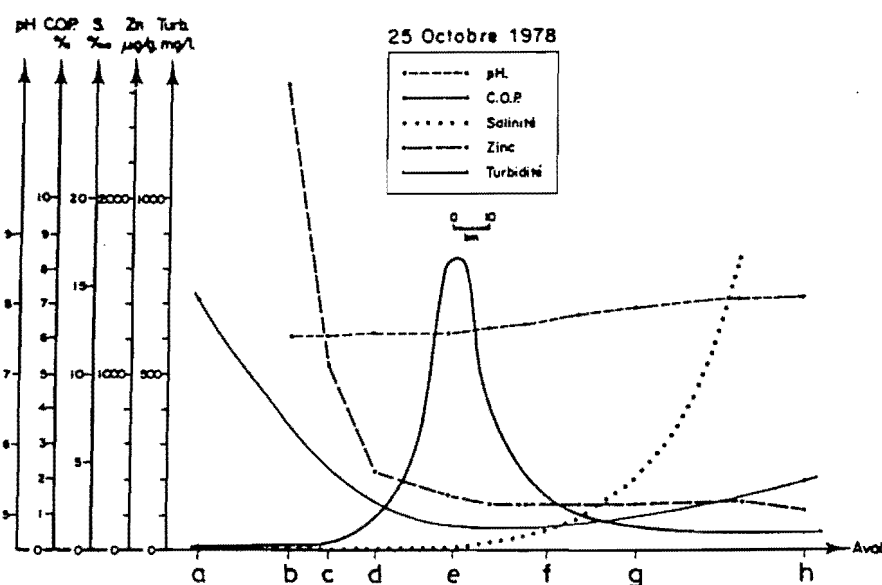
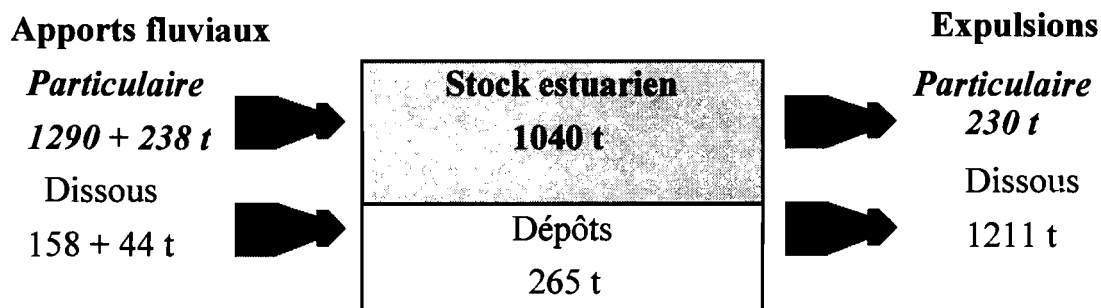


Figure 6.13. Coupes longitudinales de variation du zinc dans les MES par rapport au pH, au COP, à la salinité et à la turbidité en période d'étiage. a = La Réole, b = Langon, c = Cadillac, d = Langoiran, e = Bordeaux, f = Bec d'Ambès, g = Pauillac, h = Le Verdon (JOUANNEAU *et al.*, 1986).

En moyenne sur des mesures réalisées entre 1976 et 1978, le bilan du zinc proposé (JOUANNEAU, 1982) est le suivant :



Le bilan du zinc est "équilibré" si l'on ne considère que les apports fluviaux et les expulsions; en effet, les apports représentent 1730 tonnes et les expulsions et dépôts, 1706 tonnes. Le stock estuarien représente l'ensemble des suspensions et donc des métaux associés à ces particules dans le système bouchon vaseux-crème de vase. Il a été étudié de manière stricte mais l'isolant du fonctionnement global de l'estuaire, c'est-à-dire de l'amont vers l'aval. Aucun tonnage dans le bilan ne peut être proposé concernant l'alimentation de ce stock, son renouvellement, ou encore les processus de transformation de métaux dans cette zone (solubilisation, adsorption-désorption, etc ...).

L'expérience "double marquage de vase en Gironde" (ETCHEBER *et al.*, 1980) réalisée en octobre 1977 a permis de suivre le **comportement** du zinc introduit à Langon (PK -56) situé dans la partie amont de la zone de décroissance rapide des oligo-éléments métalliques (ETCHEBER *et al.*, 1977) et en amont de l'intrusion saline. Cette expérience met en évidence une solubilisation du zinc introduit sous forme particulaire dès l'immersion; mais ce zinc s'est par la suite refixé sur des particules du bouchon vaseux. Au bout de 3 mois, tous les stocks particuliers marqués ont perdu par solubilisation plus de 90 % du zinc resté effectivement après l'immersion. Ainsi apparaît un cycle complexe de fixation-libération du zinc sur le particulaire. Au cours du transit vers l'aval, le Zn est solubilisé et son expulsion sous forme dissoute est 4 à 6 fois plus importante que celle sous forme particulaire (JOUANNEAU, 1982).

Ainsi, le zinc stable naturellement associé aux MES et aux sédiments de l'estuaire peut suivre la même évolution que celle mise en évidence par l'expérience de "double marquage" à savoir une dissolution de l'amont vers l'aval; mais les processus de fixation-libération de ce métal sur les MES du bouchon vaseux restent encore à étudier en termes de cinétiques, en fonction des paramètres clés: turbidité, temps de séjour du matériel en suspension et déposé sous forme de crème de vase, salinité et facteurs physico-chimiques.

L'estuaire de type macrotidal joue donc un rôle mobilisateur fondamental. **Les apports arrivent essentiellement sous forme particulaire alors que les expulsions se font presque exclusivement sous forme dissoute.** Ce rôle est complété par le stock oscillant qui selon les années grossit ou maigrit mais qui constitue un "volant" de régulation des flux continentaux en fonctionnant soit comme stock temporaire, soit comme source en fonction des variations annuelles des expulsions; ce rôle est en partie assuré par le bouchon vaseux qu'il convient donc de surveiller rigoureusement.

Des campagnes de mesures le long de l'estuaire apparaissent donc indispensables non seulement pour réactualiser les chiffres établis il y a plus de 10 ans, mais aussi pour étudier les processus de transformation des métaux dans l'estuaire: du piégeage dans les zones de turbidités maximales à leur expulsion sous forme dissoute.

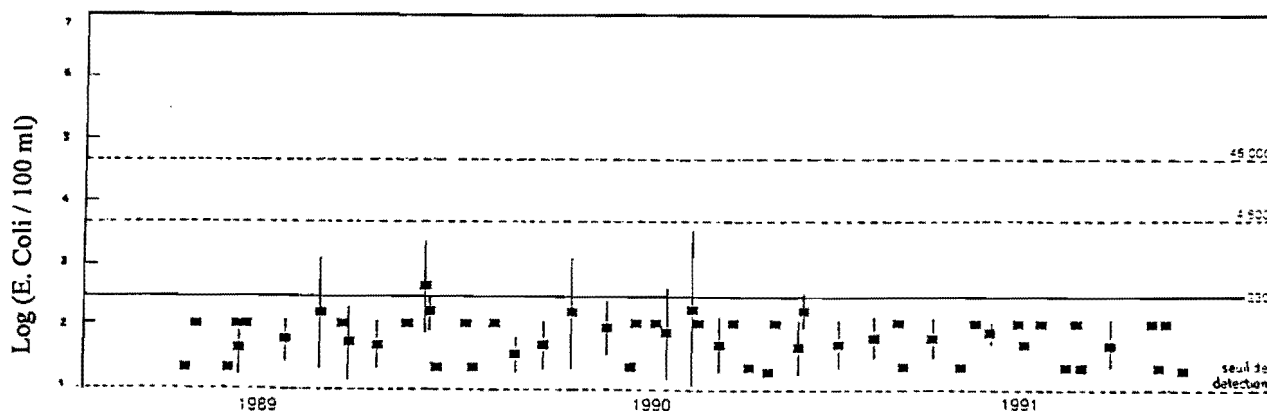
6.5 CONTAMINANTS BACTERIENS

• Dans la matière vivante

L'évolution des paramètres microbiologiques au niveau de l'embouchure de l'estuaire de la Gironde a été particulièrement étudié dans le cadre d'un autre réseau de mesure mis également en place par l'IFREMER: le réseau de surveillance microbiologique (REMI). Nous reprendrons ici les résultats publiés par l'IFREMER (1993).

La concentration moyenne en **coliformes fécaux** a été estimée dans des **huîtres** prélevées dans l'estuaire externe. Exprimée en logarithme décimal des *Escherichia Coli*/100 ml, la concentration moyenne est calculée à partir des résultats obtenus sur les différents points du secteur, c'est-à-dire la pointe de Graves, Royan et jusqu'à 9 km au sud de la pointe du Verdon, échantillonnés à la même date.

Les résultats bactériologiques sont présentés sur la période 1989-1991 (figure 6.14). L'évaluation qu'il est possible de faire du niveau de contamination bactériologique s'est inspirée de la directive européenne 91/492 du 15 juillet 1991 (CEE, 1991). Cette classification a une valeur purement indicative et ne doit pas être considérée comme un classement de zone tel que l'entend la directive CEE 91/492 sur les conditions de mise sur le marché de mollusques bivalves vivants.



Ces résultats ne peuvent pas être utilisés pour le classement des zones conchylicoles (CEE 91/492)

Figure 6.15. Evolution temporelle des coliformes fécaux (*Escherichia Coli*/100 ml) dans des huîtres de l'estuaire de la Gironde, entre la pointe du Verdon et la pointe de Graves, de 1989 à 1991.

D'après cette classification, l'estuaire de la Gironde est placé dans un **secteur de très bonne qualité** puisqu'aucun résultat n'est supérieur à 4 600 *E. Coli*/100 ml et que 90 % des résultats sont inférieurs à 230 *E. Coli*/100 ml.

• Dans l'eau

En revanche, ce n'est pas le cas de **fleuves** Garonne et Dordogne où les analyses des paramètres microbiologiques dans des échantillons d'eau ont révélé une eau de **qualité médiocre** à mauvaise (MAURICE, 1993 (b)).

7. DISCUSSION ET CONCLUSIONS

7.1 SITUATION DE L'ESTUAIRE POUR UNE ANNEE HYDROLOGIQUE MOYENNE

De manière à identifier les principales sources d'éléments nutritifs et de matière organique à l'estuaire, nous avons reporté les apports suivant leur origine, fluviale, urbaine ou industrielle, pour des débits moyens interannuels calculés en Garonne et en Dordogne sur la période 1959-1992 (tableau 7.2) respectivement de $630 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et de $344 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Les estimations de flux apportés par les rejets urbains et industriels prennent en compte le bassin versant de la Garonne aval*, de la Dordogne aval*, de l'Isle (Coutras) et de l'estuaire de la Gironde (Agence de l'Eau Adour-Garonne, 1993).

Tableau 7.2. Evaluation des apports par la Garonne, la Dordogne et les rejets urbains et industriels en sels nutritifs, en matière organique, en zinc et en cadmium pour des débits moyens interannuels.

Apports (tonnes par an)	Garonne	Dordogne	Rejets urbains	Rejets industriels
☐ sels nutritifs				
P-PO ₄	1 150	335		
P total	3 000	1 900	1 560	365
P total	(44 %)	(28 %)	(23 %)	(5 %)
N-NO ₃	40 365	14 225		
N-NH ₄	3 870	655		
azote réduit (NTK)	28 725	17 110	5 470	690
NTK	(57 %)	(33 %)	(9 %)	(1 %)
☐ matière organique				
DBO ₅	52 240	18 555	19 340	8 280
DBO₅	(53 %)	(19 %)	(20 %)	(8 %)
COP	Σ 2 fleuves:	137 000		
(COP phyto)		(15 %)		
NOP	Σ 2 fleuves:	25 000		
(NOP phyto)		(30 %)		
☐ paramètres chimiques				
Cd (dis + part)	2,1 + 22,5	0,1 + 0,7	Parts des rejets non communiquées	
Zn (dis + part)	158 + 1290	44 + 238	"	

Garonne aval* : de Langon au Bec d'Ambès

Dordogne aval* : de Castillon La Bataille au Bec d'Ambès

L'essentiel des **apports à l'estuaire en éléments nutritifs** dissous et particulaires est d'origine autochtone. En effet, les apports **par la Garonne** représentent 44 % des apports totaux en phosphore total et 57 % des apports totaux en azote Kjeldahl.

Les rejets urbains et industriels représentent 28 % des apports en P total et seulement 10 % des apports en NTK. Mais il faut rappeler que les mesures d'azote présentent quelques incohérences. L'influence des apports par les rejets urbains dans l'estuaire de la Gironde est surtout sensible au niveau de la **DBO₅**. Pour une année hydrologique moyenne, 20 % des apports en DBO₅ dans l'estuaire de la Gironde sont dus aux rejets urbains déversés dans tout le système fluvio-estuarien; en 1991, cette part atteint 35 %. Elle constitue en fait une **année déficitaire**; en effet, le débit moyen annuel de la Garonne est inférieur de 200 m³.s⁻¹, soit 32 % au débit moyen interannuel calculé sur la période 1959-1992, et celui de la Dordogne, de 70 m³.s⁻¹, soit 20 %.

En 1991, les mesures rapportent que le flux d'azote organique apporté par la Garonne et la Dordogne (34 082 tonnes) est du même ordre de grandeur que le flux d'azote minéral dissous apporté par ces 2 fleuves (36 020 tonnes). Ce n'est généralement pas le cas pour les autres systèmes fluvio-estuariens de la façade atlantique où les apports en azote minéral sont nettement supérieurs aux apports en azote organique. Ces résultats méritent d'être précisés car ils peuvent refléter des erreurs de mesure; la précision de l'analyse de l'azote ammoniacal diminue avec les faibles concentrations. Il convient donc de rester prudent quant à l'interprétation des résultats.

En 1991, sur la quantité totale de phosphore apportée à l'estuaire, soit 5369 tonnes, les apports par le fleuve Garonne représentent 54 % de apports totaux; les rejets urbains déversés en Garonne représentent quant à eux, 23 % des apports totaux, ce qui est supérieur aux apports par le fleuve Dordogne (figure 7.1). En ce qui concerne les apports en azote Kjeldahl, les apports par le fleuve Garonne sont largement prédominants (62 %); les apports par rejets urbains tiennent une place importante puisqu'ils représentent 10 % des apports totaux (figure 7.1).

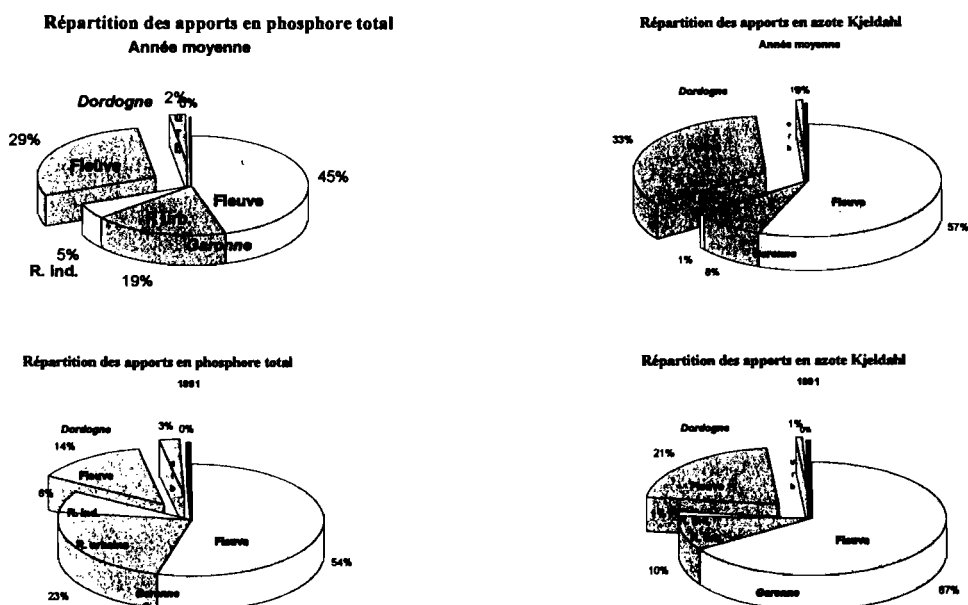


Figure 7.1. Répartition des apports annuels en phosphore total et en azote réduit (NTK) par la Garonne et la Dordogne, pour une année moyenne et en 1991, année déficitaire.

7.2 SITUATION DE LA GIRONDE PAR RAPPORT AUX PRINCIPAUX ESTUAIRES EUROPEENS

□ COMPARAISON DES APPORTS

La comparaison des apports annuels à l'estuaire de la Garonne et de la Dordogne avec ceux d'autres grands fleuves européens est présentée dans le tableau 7.2.

En Gironde, les apports en sels nutritifs azotés et phosphatés ramenés à la surface du bassin versant sont faibles comparés aux autres fleuves européens. Ces apports fluviaux sont parmi les moins importants de ceux des autres grands estuaires européens. En ce qui concerne la Garonne et la Dordogne, des efforts sont à considérer particulièrement au niveau des rejets d'azote minéral c'es-à-dire des rejets urbains et industriels ainsi que des apports par les engrais au cours de lessivages des terres agricoles.

Cependant, il convient de rester prudent quant à l'interprétation des résultats puisque ces estimations ont été réalisées à partir de mesures dont certaines méritent d'être confirmées.

TABLEAU 7.2

Apports annuels en azote et phosphore par quelques grands fleuves européens.

(d'après GUILLAUD, 1993)

Fleuve	Débit moyen (m ³ .s ⁻¹)	Surface du bassin versant (10 ³ km ²)	N minéral (t/an)	P-PO₄ (t/an)	P total (t/an)	<u>Nminéral</u> Surf. B.V. (kg/km ² .an)	<u>P-PO₄</u> Surf. B.V. (kg/km ² .an)	Références
Garonne + Dordogne	974	81	59 000	1 500	4 900	730	19	cette étude
Loire	890	115	137 000	3 200	7 500	1 190	28	A.B.L.B. (1989-1991)
Seine	413	78	80 500	8 400	11 000	1 030	110	GUILLAUD (1993)
Vilaine	70	11	11 700	250	—	1 060	23	MERCERON (1987)
Rhône	1 700	99	67 000	5 500	7 300	680	55	ROMANA (com. perso.)
Rhin	2 200	160	362 000	22 000	38 000	2 260	137	DE JONGE (1990)
Pô	1 500	75	105 000	4 900	—	1 400	65	MARCHETTI (1990)

□ COMPARAISON DES PARAMETRES DE QUALITE DE L'EAU

L'estuaire de la Gironde a connu un seul problème majeur: celui de la pollution par le cadmium. Les sources principales ayant été détectées, la décontamination de l'eau, des sédiments et des mollusques est en cours mais risque de nécessiter un temps relativement long car le stock accumulé dans les sédiments est considérable.

En ce qui concerne les paramètres physico-chimiques, chimiques et microbiologiques aucun seuil d'alerte n'a été atteint contrairement à de nombreux autres estuaires européens.

En effet, la problématique généralement rencontrée en système estuarien est l'hypoxie voire l'anoxie dont la principale conséquence est de causer une mortalité massive d'espèces halieutiques. Les conditions hydrologiques défavorables de ces 3 dernières années ont entraîné une nette régression de l'oxygénation moyenne, particulièrement en Seine et en Loire (tableau 7.3); ces minima sont toujours observés en fin d'été (septembre-octobre) au niveau des zones de fortes turbidités.

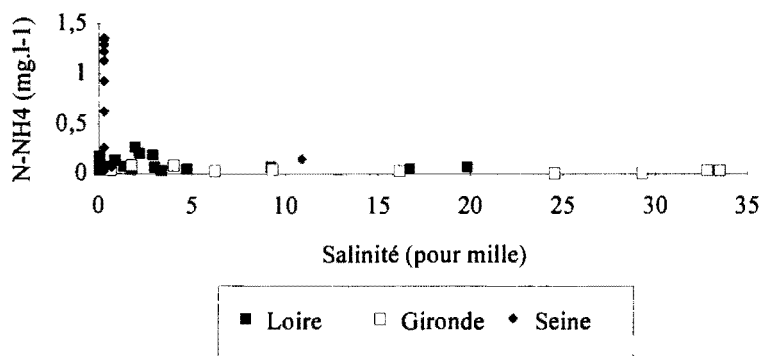
On est donc en mesure de se demander si la stratégie d'échantillonnage adoptée jusqu'alors n'est pas à améliorer, notamment en ce qui concerne les mesures d'oxygène dissous. En effet, les mesures estivales réalisées dans l'estuaire ne l'ont pas forcément été au niveau du bouchon vaseux, qui en période d'étiage fort peut remonter en amont de Bordeaux. Des mesures en période de vives eaux dans cette même zone seraient également nécessaires.

Tableau 7.3. Comparaison des taux d'oxygène dissous minimaux mesurés dans les principaux estuaires français.

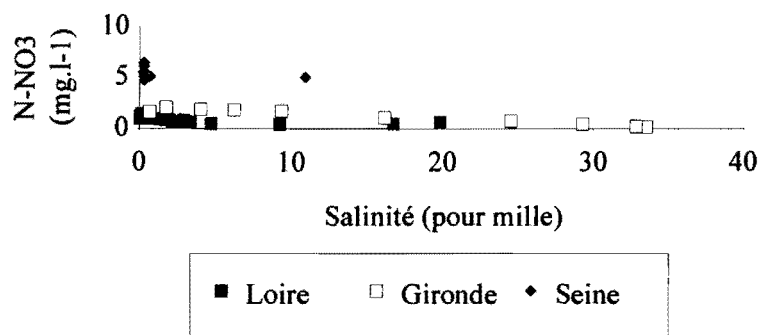
Année	Seine	Loire	Gironde
1989	7 %		29 %
1990	7 %	20 %	48 %
1991	6 %	14 %	43 %

Comparés aux autres estuaires de la façade Atlantique, l'évolution des sels nutritifs (figure 7.2) dans l'estuaire de la Gironde est principalement régie par le processus de dilution sauf dans le cas de l'ammonium où les processus de transformation ne sont pas négligeables. Les teneurs en sels nutritifs mesurées dans l'estuaire de la Gironde sont généralement inférieures à celles de la Loire ou de la Seine; mais en septembre 1989 et 1991, ces valeurs étaient supérieures aux valeurs théoriques calculées à partir de la dilution, pouvant indiquer un **risque de nitrification**. La nitrification présente le risque de participer à la diminution du taux d'oxygène dissous dans l'eau puisque ce processus est assuré par des bactéries consommatrices d'oxygène.

Evolution de l'azote ammoniacal



Evolution de l'azote nitrique



Evolution des phosphates

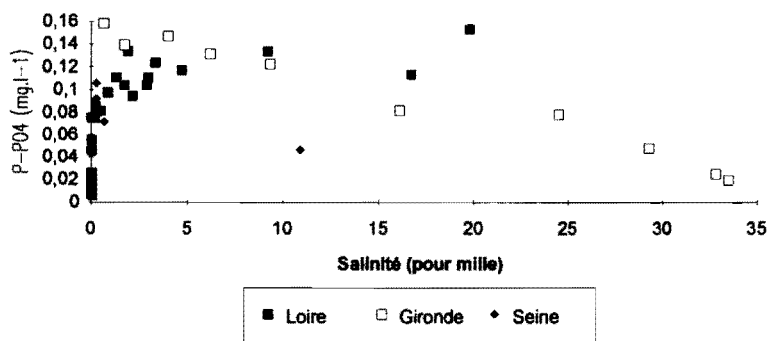


Figure 7.2. Evolution des sels nutritifs azotés et phosphatés en fonction de la salinité dans les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde (septembre 1988).

Sur la période 1984-1991, des risques de nitrification et d'eutrophisation ont été décelés en Garonne en période d'étiage fort. Si plusieurs années de "sécheresse" venaient à se succéder, des problèmes de désoxygénation pourraient survenir au niveau du bouchon vaseux. Il est donc impératif de limiter les apports en sels nutritifs et en matière organique, particulièrement en azote dont les teneurs sont anormalement élevées ainsi qu'en phosphates.

7.3 CONCLUSIONS SUR LES PARAMETRES DE QUALITE DE L'EAU

□ PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET SELS NUTRITIFS

Les lois de distribution dans l'estuaire des paramètres physico-chimiques et des sels nutritifs sont classiques, c'est-à-dire principalement régies par le processus de dilution. Un paramètre fait cependant exception à la règle, c'est l'ammonium: malgré une oxydation quasi complète dans l'estuaire, on mesure à l'embouchure des valeurs du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les fleuves. Depuis 1987, les valeurs de nitrates mesurées indiquent un risque de nitrification dans l'estuaire aux faibles salinités qu'il convient donc de surveiller puisqu'il ne serait pas limité par l'ammonium.

□ COMPOSES ORGANIQUES

Dans l'estuaire de la Gironde, la teneur en COP est stable: de 1,50 à 1,45 % des MES suivant que les particules sont en suspension ou déposées. Les pigments chlorophylliens sont directement liés aux MES. Le bouchon vaseux se comporte comme un piège à particules y compris phytoplanctoniques mais les fortes turbidités limitent la production de cette biomasse.

Aucun problème particulier n'apparaît si ce n'est une zone de forte turbidité qui, en été, semble à l'origine des faibles taux d'oxygène dissous. En effet, les années 1989 à 1991 ont été, sur le plan hydrologique, largement déficitaires. Il paraît donc important de **surveiller la position du bouchon vaseux** dans le système fluvio-estuarien de la Gironde car c'est de son évolution longitudinale que dépendront les concentrations en oxygène dissous et en sels nutritifs. On peut remarquer en été, depuis 1989, c'est encore récent:

- une augmentation de la DBO₅ (exprimée relativement aux MES) avec les MES,
- une diminution des taux d'oxygène dissous par rapport à la saturation jusqu'à 30 %.

Si les débits fluviaux ne sont pas suffisamment élevés en période de crue, le bouchon vaseux restera piégé au sein de l'estuaire accumulant ainsi sur plusieurs années des quantités très importantes de matériel organique et minéral. L'oxydation de ces stocks contribuera alors à la désoxygénation de l'estuaire.

□ CONTAMINANTS CHIMIQUES

La contamination de l'estuaire de la Gironde par le cadmium constitue en fait le problème majeur. La principale source de contamination ayant été détectée et largement diminuée depuis 1989, il est nécessaire de poursuivre la surveillance de ce paramètre chimique non seulement dans l'eau mais surtout dans les sédiments jusqu'à ce qu'il atteigne des teneurs acceptables.

□ CONTAMINANTS BACTERIENS

Si les eaux des fleuves Garonne et Dordogne sont classées de qualité médiocre à mauvaise, en revanche, les mesures des coliformes fécaux dans les huîtres prélevées entre la pointe du Verdon et la pointe de Graves attestent d'une bonne qualité microbiologique de l'estuaire de la Gironde.

8. PROSPECTIVES

Le maintien de la qualité de l'eau de l'estuaire de la Gironde aux meilleurs rangs passe par une politique découpée en trois volets : Surveiller - Etudier - Gérer.

1. SURVEILLER

Il est indispensable de poursuivre la surveillance des paramètres de qualité de l'eau assurée par les différents réseaux mis en place sur l'estuaire de la Gironde : le RNO par l'IFREMER, la surveillance de la centrale du Blayais par l'EDF, la surveillance des bassins hydrologiques par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, sous réserve que les imperfections constatées soient corrigées. Mais l'analyse des mesures réalisées dans le cadre de ces différentes surveillances a révélé quelques **imperfections** :

- Seul le RNO met à disposition des mesures dans l'estuaire; en période hivernale, les prélèvements sont réalisés jusqu'à la limite de la pénétration haline et non plus jusqu'à Bordeaux ce qui limite la connaissance du fonctionnement de l'estuaire et particulièrement en année déficitaire (sur le plan hydrologique) où le bouchon vaseux, non expulsé, continue l'hiver à s'enrichir en matière organique et en métaux.
- Des mesures d'oxygène dissous en amont de la commune de Bordeaux seraient nécessaires en période d'étiage, lorsque le bouchon vaseux est remonté plus en amont. Toujours dans cette situation, critique, il serait intéressant de réaliser des mesures d'oxygène dissous au niveau du bouchon vaseux en périodes de vives eaux.
- Aucun suivi longitudinal de la DBO₅ n'est réalisé le long de l'estuaire; seules des mesures sont disponibles au droit de la centrale du Blayais, ce qui limite considérablement l'interprétation des résultats. Des mesures de DBO₅ sont nécessaires particulièrement dans la(es) zone(s) de turbidité maximale où il est indispensable de surveiller le stock de matière organique biodégradable et le stock d'oxygène dissous disponible.
- Seule l'année 1984 a fait l'objet de mesures de carbone organique. Il est indispensable pour comprendre le fonctionnement biogéochimique de l'estuaire d'organiser un suivi régulier du COT dans un premier temps et du COP dans le bouchon vaseux dans un second temps.
- Les derniers résultats concernant l'évolution longitudinale du zinc dans l'estuaire datent de 1978. Il apparaît indispensable de réactualiser les bilans globaux de ce métal dont les tonnages en Gironde sont particulièrement importants (1040 tonnes estimés en stock estuarien).
- En ce qui concerne les rejets urbains et industriels, des informations et des précisions sur les flux rejetés manquent encore. Seuls sont inventoriés les organismes reliés à un réseau de traitement et ceux soumis à une autosurveillance; dans ce dernier cas, aucun contrôle n'est effectué pour s'assurer de la validité des résultats.
- Les prélèvements relatifs à la zone fluviale n'ont pas été réalisés au même point dans les deux fleuves, ce qui limite l'interprétation et la comparaison des résultats.

- Les analyses devraient faire l'objet d'intercalibrations entre laboratoires. La différence est surtout sensible au niveau des mesures fines: dans le cas du phosphore, de l'ammonium et du NTK, les résultats sont trop dispersés pour être sérieusement exploitables particulièrement ceux obtenus par le laboratoire de l'Agence de l'Eau.

Si une étude de surveillance de la qualité de l'eau de l'estuaire de la Gironde est engagée, il semble indispensable de créer un **outil de coordination** regroupant les différents organismes intéressés. Les principaux objectifs de cet outil de coordination seraient :

- de réaliser des mesures dans tout l'estuaire, de Bordeaux jusqu'à l'embouchure, au moins 2 fois par an : en période hivernale et de fort débit et en période estivale et d'étiage. Superposer à ces campagnes des mesures en zone fluviale des mêmes paramètres. Nous proposons comme points de prélèvements : La Réole en Garonne et Pessac/Dordogne.
- de mesurer systématiquement les paramètres suivants : température, oxygène dissous, DBO₅, carbone et azote organique, pigments chlorophylliens, sels nutritifs, contaminants chimiques (cadmium, zinc, plomb et cuivre) sous leurs phases dissoute et particulaire et contaminants microbiologiques (coliformes et streptocoques).

2. ETUDIER

Les mesures mises à notre disposition et les différentes études ponctuelles réalisées dans l'estuaire nous ont permis de dresser d'une part, une synthèse de l'évolution de la qualité des eaux estuariennes sur la dernière décennie et d'autre part, un état de qualité pour l'année 1991. Mais ce travail a mis en évidence un certain nombre de lacunes, notamment sur l'**évaluation des stocks de matières en suspension (MES)** dans l'estuaire. En effet, les phases particulières des paramètres de qualité de l'eau (carbone et azote organique, pigments chlorophylliens, métaux, bactéries) et donc la demande en oxygène dissous dépendent des MES.

Il est indispensable de dresser des **bilans** quantitatifs d'oxygène dissous, de carbone organique et de métaux sous leur forme dissoute et particulaire et non seulement sur une année mais également sur une période critique, d'étiage par exemple. Ces bilans nécessitent au préalable une bonne connaissance de la dynamique des particules dans l'estuaire.

C'est seulement à la suite de ce travail qu'une mise en place d'un **modèle numérique** pourra être envisagée. Il faudra au préalable :

- réaliser des campagnes lourdes s'étendant sur plus d'une année avec des prélèvements bimensuels le long de l'estuaire et des prélèvements plus nombreux en période d'étiage,
- réaliser des campagnes en période critique (étiage de septembre-octobre, marée de vives eaux),

En effet, développer un modèle numérique simple, uni- voire bi-dimensionnel, demande de combiner les processus hydrosédimentaires aux processus biologiques, chimiques et biochimiques majeurs. Un tel modèle ne pourra être à caractère prédictif qu'après une validation fine et rigoureuse sur des mesures régulières (donc au moins sur une année) n'ayant pas servies préalablement au calage des paramètres cinétiques. L'intérêt de ce type de modèle est d'apporter des informations quant à la réaction du système à divers aménagements ou rejets.

3. GERER

Le maintien de la qualité des eaux et des sédiments est fondamental pour la vie des organismes vivant dans le milieu et particulièrement indispensable pour assurer la commercialisation des mollusques élevés dans la partie aval de l'estuaire.

Différentes **règles de gestion** peuvent être définies en fonction des paramètres étudiés:

- En ce qui concerne les **paramètres** physico-chimiques, chimiques et microbiologiques, les différents seuils et règles de gestion proposés pour assurer une bonne **qualité de l'eau** ont déjà été définis au chapitre 3:
 - * **MES** : certains aménagements ou activités peuvent modifier la localisation ou l'importance de la zone de turbidité maximale, siège d'une problématique commune à tous les grands estuaires macrotidaux.
 - * **Oxygène dissous** : en milieu estuarien, la concentration minimale en oxygène dissous qui permette une survie de la faune piscicole en période estivale la plus critique (étiage et vive-eau) semble correspondre à des valeurs supérieures à **3 mg.l⁻¹ ou à 30 % de la saturation** en oxygène dissous.
 - * **Sels nutritifs** : un effort de surveillance des apports diffus dus à l'érosion des terres agricoles, en période de lessivage important, est à maintenir dans les zones fortement exposées afin de limiter les risques de nitrification et d'eutrophisation.
 - * **Contaminants chimiques** : poursuivre l'effort de recherche des sources de contamination par le cadmium et réactualiser les bilans annuels de tous les polluants métalliques: Zn, Cd, Pb et Hg.
 - * **Contaminants microbiologiques** : dans l'eau des rivières, 10 % des plus mauvaises mesures par numération doivent rester inférieur à 50 coliformes totaux/100 ml et à 20 streptocoques fécaux/100 ml pour la classer de bonne qualité. Dans les huîtres, ce critère est fixé à 4 600 *Escherichia Coli* / 100 ml. Des efforts restent à faire dans la décontamination des fleuves Garonne et Dordogne.
- En ce qui concerne les **rejets urbains et industriels**, les règles de gestion principales ont été résumées par ROMAÑA (1992).

Il est clair qu'une gestion globale des estuaires doit intégrer le fonctionnement biogéochimique du milieu aux aménagements et rejets organisés non seulement dans l'estuaire mais également dans la ou les zone(s) fluviale(s) amont.

Bibliographie

AGENCE DE L'EAU ADOUR-GARONNE, 1993. Bilan des pollutions industrielles et domestiques produites et éliminées-Contribution au LIVRE BLANC DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE, Juin 1993, 35 pages.

A.B.L.B. (AGENCE DE BASSIN LOIRE BRETAGNE), 1989-1991. Réseau de mesures de la qualité des eaux de surface. Résultats annuels 1988 et 1990 (Station de la Possonnière), 14 p.+annexes.

ALLEN G.P., 1973. Etude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde. *Mém. Inst. Géol. Bassin Aquitaine*, 5, 314 p.

BENT E.J. et GOULDER R., 1981. Planktonic bacteria in the Humber Estuary: seasonal variation in population density and heterotrophic activity. *Mar. Biol.*, 62:35-45.

BOUTIER B., CHIFFOLEAU J.F., JOUANNEAU J.M., LATOUCHE C. et PHILIPPS I., 1989. La contamination de la Gironde par la cadmium. Origines, extension et importance. *Rapports Sci. et Techn. de l'IFREMER*, n° 14, 105 p.

CASTAING P. et JOUANNEAU J.M., 1979. Temps de résidence des eaux et des suspensions dans l'estuaire de la Gironde. *J. Res. Oceanogr.*, Paris, vol. IV(2): 41-52.

CAPBLANCQ J. et al., 1982, Variations journalières de la production du phytoplancton en rivière; modélisation d'un bief du Lot, *Annls. Limnol.* 18: 101-132.

CEE, 1991. Directive 91/492/CEE du conseil du 15 juillet 1991 fixant les règles sanitaires régissant la production et la mise sur le marché de mollusques bivalves vivants. *JO n° L 268 du 24/9/91*, p. 1.

DE JONGE V.N., 1990. Response of the Dutch Wadden Sea ecosystem to phosphorus discharges from the River Rhine. *Hydrobiologia*, 195, pp. 49-62.

ETCHEBER H., JOUANNEAU J.M. et LATOUCHE C., 1977. Teneurs en Zn, Pb, Cu, Ni des suspensions de l'estuaire de la Gironde. Evolution amont-aval de novembre 1975 à août 1976. *Bull. Inst. Géol. Bassin Aquitaine*, 22, 123-137.

ETCHEBER H. et JOUANNEAU J.M., 1980. Cycles saisonniers des apports en zinc et en carbone organique associés aux matières en suspension du système Garonne-Gironde; enseignements et conséquences. *C.R. Acad. Sc. Paris*, T 290, 12, Série D, 735-738.

ETCHEBER H., JOUANNEAU J.M., LATOUCHE C., AZOEUF P., CAILLOT A. et HOSLIN R., 1980. L'expérience "double marquage de vase en Gironde". Contribution à la connaissance du devenir d'une pollution métallique en estuaire. *Oceanol. Acta*, 3, 4, 477-486.

GUILLAUD J.F., 1992. Objectifs de qualité et gestion des rejets en estuaire. *Actes du colloque Agence de l'Eau - IFREMER "Estuaires et deltas : des milieux menacés ?"*, Bègles, 25 juin 1992, pp 95-103.

GUILLAUD J.F., 1993. Les apports en sels nutritifs dans l'estuaire de la Seine. *Rapport interne IFREMER DEL/93.04/BREST*, 32 p.

IFREMER, 1978 à 1991. Surveillance écologique du site du Blayais. Années 1978 à 1991. *Rapports IFREMER/DEL*.

IFREMER, Direction Environnement et Aménagement Littoral, 1993. Qualité du milieu marin littoral. *Rapport IFREMER*, 241 p. + annexes.

IRIGOYEN X. et CASTEL J., 1993. Dynamique des pigments chlorophylliens dans l'estuaire de la Gironde. *Actes du III^e Colloque international "Océanographie du Golfe de Gascogne"*, p 73-77.

JOUANNEAU J.M., 1982. Matières en suspension et oligoéléments métalliques dans le système estuarien girondin: comportement et flux. *Thèse univ.*, Bordeaux I.

JOUANNEAU J.M. et LATOUCHE C., 1982. Estimation of fluxes to the ocean from megatidal estuaries under moderate climates and the problems they present. *Hydrobiol.*, Vol. 91: 23-29.

JOUANNEAU J.M., LATOUCHE C. et ETCHEBER H., 1986. Les flux de Zn, Pb, Cu et du carbone organique à l'océan exportés par la Gironde. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 186: 289-300.

JITTS H.R., 1959. The adsorption of phosphate by estuarine bottom deposits. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, Melbourne, n° 10, 7-21.

LATOUCHE C., 1988. La pollution en cadmium de l'estuaire de la Gironde. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, 44: 15-21.

MARCHETTI R., 1990. Algal blooms and gel production in the Adriatic Sea. C.E.C. *Water Pollution Research*. Report n° 16. Eutrophication related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean Coastal Zones. Ed. by H. Barth and L. Fegan, pp. 21-42.

MARTIN J.M., MEYBECK F., SALVADORI F. et THOMAS A., 1976. Pollution chimique des estuaires. Etat actuel des connaissances (juin 1974). CNEOX, *Rapp. Sci. et Techn.*, n°22.

MAURICE L., 1993 (a). Modélisation du cycle de dégradation de la matière organique. Application à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. *Thèse de Doctorat*, Institut National Polytechnique de Toulouse.

MAURICE L., 1993 (b). La qualité de l'eau de l'estuaire de la Gironde. Rapport 1 - Traitement des données. *Rapport interne IFREMER DEL/CCM/93*.

MERCERON M., 1987. Mortalités de poissons en baie de Vilaine (juillet 1982). *Rapport interne IFREMER-DERO.87-14.EL.*, 100 p.

MORRIS A.W., LORING D.H., BALE A.J., HOWLAND R.J.M., MANTOURA R.F.C. et WOODWARD E.M.S., 1982. Particles dynamics, particulate carbon and the oxygen minimum in an estuary. *Oceanol. Acta*, Vol. 5, n°3.

Norme AFNOR NF T90012. Dosage des nitrates, août 1975. Dans AFNOR-1986-Recueil de normes françaises. Eaux, méthodes d'essai, pp 256-257.

Norme AFNOR NF T90013. Dosage des nitrites, novembre 1985. Dans AFNOR-1986-Recueil de normes françaises. Eaux, méthodes d'essai, pp 258-259.

Norme AFNOR NF T90023. Dosage des orthophosphates, des polyphosphates et du phosphore total, septembre 1982. Dans AFNOR-1986-Recueil de normes françaises. Eaux, méthodes d'essai, pp 270-279.

Norme AFNOR NF T90103. Dosage de la DBO, décembre 1975. Dans AFNOR-1986-Recueil de normes françaises. Eaux, méthodes d'essai.

OTTOMAN F. et QUERE J., 1979. Etude de la concentration bactérienne par le bouchon vaseux de l'estuaire de la Loire. *Rapp. Univ. Nantes*, 53 pages.

PHILLIPS I., 1980. Qualité des eaux dans l'estuaire de la Gironde. Répartition et comportement des sels minéraux dissous: azote, phosphore et silice. *Thèse de Doctorat* soutenue à l'Université de Bordeaux I, 195 pages.

PROBST J.L., 1985. Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne basin (France). *J. Hydrol.*, 76, 281-305.

RELEXANS J.C. et ETCHEBER H., 1982. Cycles saisonniers de la matière organique à la limite amont de l'estuaire de la Gironde. Note présentée au *C.R. Ac. Sc. Paris*, t 294 - Série II, pp 861-863.

ROMAÑA L.A., 1982. Estuaire de la Gironde : Campagne "Libellule 1", *Rapport interne Centre Océanol. de Bretagne*, Département Environnement et Gestion du Milieu Marin, 85 pages.

ROMAÑA L.A., THOUVENIN B., 1990. Influence du bouchon vaseux sur les variations des concentrations en oxygène dissous: cas de l'estuaire de la Loire. *La Houille Blanche*, n°3/4, pp 257:262.

ROMAÑA L.A., 1992. Objectifs de qualité et gestion des rejets en estuaire. *Actes du colloque Agence de l'Eau - IFREMER "Estuaires et deltas : des milieux menacés ?"*, Bègles, 25 juin 1992, pp .

SERVAIS P., GARNIER J., BILLEN G. et BARILLIER A., 1990. Dégradation de la matière organique et dynamique des bactéries hétérotrophes. *Rapport technique PIREN-Seine*, I/90/01.

THOUVENIN B., ROMAÑA L.A. et LE HIR, 1992. Modélisation mathématique de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire - Première phase. *Rapport interne IFREMER DEL/CCM/92.01*.

VAN ES F.B. et LAANE W.P.M., 1982. The utility of organic matter in the Ems Dollard estuary. *Neth. J. Sea Res.*, 1: 101-118.

WALLING D.E. et WEBB W., 1985. Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: some cautionary comments. *Mar. Poll. Bull.*, vol 6 (12), pp 448-492.

WEISS R.F., 1970. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and sea water. *Deep Sea Res.*, 17: 721-735.