

direction de l'environnement et de l'aménagement littoral

Jean - Yves Quintin et Marcel Chaussepied

Novembre 2000 - R. INT. DEL/00.16/Brest

**ifremer**

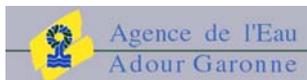
## **Vers le bilan de santé du Golfe de Gascogne**

**Compilation de documents de synthèse**

**préparés par IFREMER**

Rapport spécifique "Golfe de Gascogne", dans le cadre de la Convention n° 017/98 du 13 janvier 1999, entre :

- le Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire (MATE),
- l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (AEAG),
- l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER).



Pièce jointe au courrier DEL/D/00.2281



# **Vers le bilan de santé du Golfe de Gascogne**

## **Compilation de documents de synthèse**

**préparés par IFREMER**

Rapport spécifique "Golfe de Gascogne", dans le cadre de la Convention n° 017/98 du 13 janvier 1999, entre :

- le Ministère de l'Environnement  
et de l'Aménagement du Territoire (MATE),
- l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (AEAG),
- l'Institut Français de Recherche  
pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER).



## Avertissement

Ce document de travail, rapport d'avancement prévu au contrat n° 017/98 est un regroupement de travaux collectifs de synthèse des connaissances sur le milieu marin de la région Golfe de Gascogne, effectués par l'IFREMER et ses partenaires scientifiques. Ces travaux ont été réalisés avec l'aide financière du Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire (MATE), et de l'Agence de l'Eau Adour - Garonne (AEAG). Ils font suite à la décision de la Convention de Paris (OSPAR) d'établir des "bilans de santé" (Quality Status Report).

Ce document intermédiaire regroupe, selon un sommaire préalablement défini pour le document final, par la Convention OSPAR, une information française jusque là dispersée sur la géographie, l'hydrographie, le climat, les activités humaines, la chimie, la biologie, et les impacts sur l'environnement marin dans la zone Golfe de Gascogne.





## Sommaire

<b>1. Introduction .....</b>	<b>9</b>
1.1. Convention OSPAR.....	11
1.2. Bilans de santé de la zone OSPAR.....	11
1.3. Bilan de santé du Golfe de Gascogne .....	12
1.4. Documents préexistants.....	13
1.5. Participants .....	14
<b>2. Aspects géographique, hydrographique, et climatologique ....</b>	<b>17</b>
2.1. Aspect géographique (Françoise DURAND).....	19
2.1.1. Nature et morphologie du littoral.....	19
2.1.2. Topographie des fonds .....	20
2.1.3. Description des marges côtières.....	20
2.1.4. Répartition et nature des formations superficielles meubles .....	23
2.1.5. Références .....	26
2.2. Hydrodynamique du plateau atlantique (Pascal LAZURE).....	29
2.2.1. Processus hydrodynamiques.....	29
2.2.2. Circulations saisonnières et hydrologie sur le plateau continental .....	30
2.2.3. Aspects de la circulation et de l'hydrologie mal pris en compte par les modèles .....	32
2.2.4. Références .....	32
2.3. Circulation atmosphérique (Philippe DANDIN) .....	35
2.3.1. Variabilité climatique dans l'océan Atlantique nord .....	35
2.3.2. Météorologie.....	36
2.3.3. Références .....	38
<b>3. Activités humaines .....</b>	<b>39</b>
3.1. Pêcheries démersales (Alain BISEAU) .....	41
3.1.1. Présentation de l'activité halieutique française .....	41
3.1.2. Mesures de gestion.....	44
3.1.3. Etat des stocks.....	46
3.1.4. Points clés des Pêcheries démersales .....	48
3.1.5. Conclusion et grands problèmes .....	51
3.1.6. Références .....	52
3.2. Aquaculture dans les espaces côtiers de l'Atlantique (Loïc ANTOINE) .....	54
3.3. Navigation maritime et pollutions (Michel MARCHAND) .....	55
3.3.1. Compagnies maritimes françaises.....	55
3.3.2. Activités portuaires .....	56
3.3.3. ....	61
3.3.3. Trafic maritime.....	62
3.3.4. Aléas du trafic maritime.....	63
3.3.5. Hydrocarbures et autres pollutions .....	65
3.3.6. Références .....	67
3.3.7. ....	68
3.3.7. Annexes .....	68
3.4. Matériaux de dragage (Yves MONBET) .....	83
3.4.1. Dredged material.....	83
3.4.2. Références .....	85



3.5. Macrodéchets (Michel MARCHAND, François GALGANI).....	86
3.5.1. Sur le littoral .....	86
3.5.2. Sur les fonds .....	88
3.5.3. Références .....	89
<b>4. Chimie marine .....</b>	<b>91</b>
4.1. Le Cadmium (Bernard BOUTIER).....	93
4.1.1. Introduction.....	93
4.1.2. Apports de cadmium au Golfe de Gascogne.....	93
4.1.3. Cadmium dans la colonne d'eau.....	95
4.1.4. Cadmium dans les organismes marins.....	97
4.1.5. Cadmium dans les sédiments .....	101
4.1.6. Conclusion.....	103
4.1.7. Références .....	103
4.2. Mercure (Daniel COSSA).....	106
4.2.1. Introduction.....	106
4.2.2. Distribution .....	107
4.2.3. Flux.....	113
4.2.4. Conclusion.....	114
4.2.5. Références .....	115
4.3. Plomb (Bernard BOUTIER).....	116
4.3.1. Introduction.....	116
4.3.2. Apports au Golfe de Gascogne.....	116
4.3.3. Plomb dans l'eau.....	118
4.3.4. ....	121
4.3.4. Plomb dans les organismes marins .....	121
4.3.5. Le plomb dans les sédiments .....	124
4.3.6. Conclusion.....	125
4.3.7. Références .....	126
4.4. Cuivre (Jean-François CHIFFOLEAU).....	128
4.4.1. Flux de cuivre dans le Golfe de Gascogne.....	128
4.4.2. Niveaux de cuivre dans le Golfe de Gascogne.....	129
4.4.3. Références .....	135
4.5. Polychlorobiphenyls (Alain ABARNOU).....	137
4.5.1. PCBs .....	138
4.5.2. Références .....	143
4.6. Polycyclic aromatic hydrocarbons (Jacek TRONCZYNSKI).....	146
4.6.1. Availability of data on PAHs .....	146
4.6.2. Introduction.....	146
4.6.3. PAHs sources input estimates and trends .....	147
4.6.4. Concentrations in water, sediments, SPM and biota .....	148
4.6.5. Toxicology .....	152
4.6.6. Références .....	153
4.7. Tributylétain (Pierre MICHEL).....	155
4.7.1. T.B.T. dans les eaux .....	155
4.7.2. T.B.T. dans les sédiments.....	156
4.7.3. Références .....	156
4.8. Sels nutritifs - oxygène (Alain AMINOT).....	157
4.8.1. Introduction.....	157
4.8.2. Sources inputs and trends of nutrients .....	157
4.8.3. Dissolved oxygen .....	159
4.8.4. Références .....	160



<b>5. Biologie</b> .....	<b>163</b>
5.1. Fonctionnement et variabilité des écosystèmes du Golfe de Gascogne (Alain MENESGUEN, Alain HERBLAND, Sophie LOYER).....	165
5.1.1. Fonctionnement de base des écosystèmes créé par le climat et la marée .....	165
5.1.2. Perturbations causées par les panaches de fleuves côtiers .....	167
5.1.3. Effet des upwellings côtiers.....	168
5.1.4. "Navidad" et tourbillons anticycloniques ("swoddies") .....	168
5.1.5. Panorama rapide de quelques travaux et campagnes effectués durant les dernières années sur les écosystèmes pélagiques .....	169
5.1.6. Références .....	170
5.2. Pollution microbiologique (Martial CATHERINE et Marie-Andrée GORAGUER) .....	174
5.2.1. La qualité des eaux de baignade en mer.....	174
5.2.2. La qualité des zones de production des coquillages .....	176
5.2.3. Références .....	178
5.3. Biologie de petits pélagiques (Pierre PETITGAS, Patrick PROUZET) .....	179
5.3.1. Anchois.....	180
5.3.2. Sardine .....	182
5.3.3. Campagnes acoustiques françaises.....	184
5.3.4. Références .....	188
5.4. Note de synthèse sur les thons (Loïc ANTOINE).....	191
5.4.1. Germon .....	191
5.4.2. Dauphins .....	192
5.5. Marine mammals and human activities impact on their ecosystem (Anne COLLET).....	193
5.5.1. Description of marine mammals ecosystems .....	196
5.5.2. References .....	198
5.6. Végétaux marins (Pierre ARZEL).....	201
 <b>6. Evaluation des impacts</b> .....	 <b>203</b>
6.1. Evaluation de quelques impacts (Marcel CHAUSSEPIED, et Jean-Yves QUINTIN) .....	205
6.1.1. Pêche .....	205
6.1.2. Pollution par les Tributylétains .....	206
6.1.3. Aménagements .....	207
6.1.4. Déchets ménagers .....	207
6.1.5. Changement climatique .....	208
6.1.6. Biodiversité et activités de pêche.....	209
6.1.7. Eutrophisation / désoxygénation.....	210





## 1.Introduction





### 1.1. Convention OSPAR

La Convention OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord Est a été signée à Paris le 22 septembre 1992. Elle est née de la fusion de la Convention d'OSLO (1972) traitant de la prévention de la pollution marine par les opérations d'immersion, et de la Convention de PARIS (1974), traitant des rejets d'origine tellurique. Ratifiée par tous les pays du bassin versant de l'Atlantique Nord-Est plus la Communauté Européenne, elle est entrée en vigueur en mars 1998. Elle a repris les mandats des Conventions précitées, en a élargi l'approche dans le sens des dispositions prises lors des réunions de la Conférence des ministres de l'environnement des pays riverains de la Mer du Nord (*North-Sea Conference*) dont elle est en quelque sorte l'exécuteur testamentaire, et dans un esprit largement inspirée de l'agenda 21 de la conférence de RIO 1992. Ainsi, à la simple lutte contre la pollution inspirée par les Conventions d'Oslo et de Paris, elle ajoute explicitement, dans son titre même, la protection de l'environnement marin.

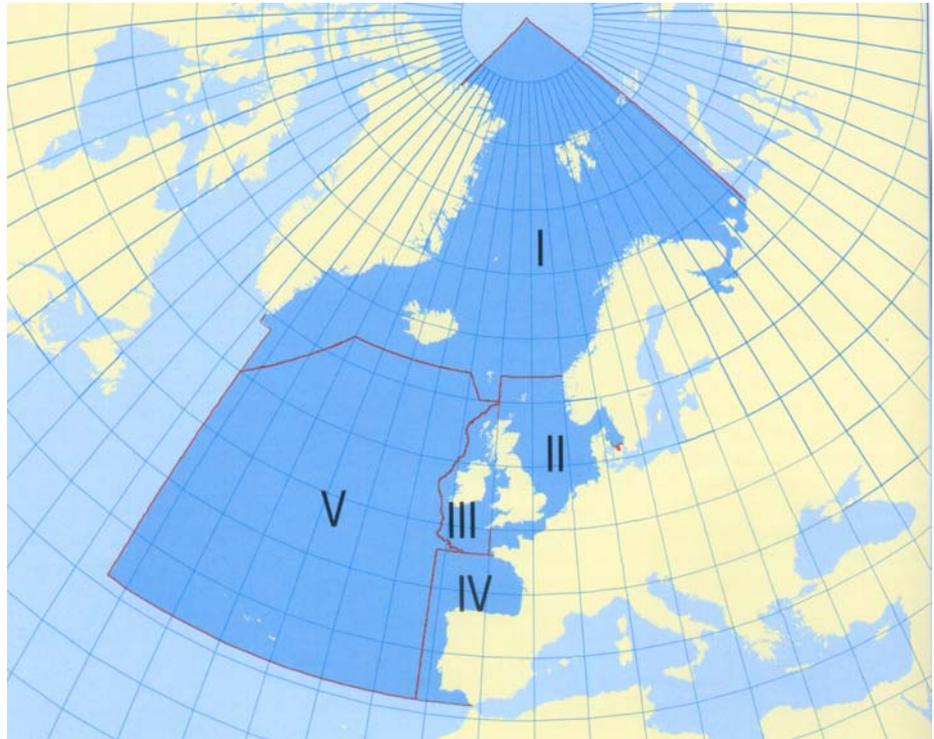
Des informations plus détaillées sur l'état actuel de la Convention OSPAR, son organisation, ses stratégies et ses plans d'action peuvent être obtenues sur son site Internet à l'adresse <http://www.ospar.org>.

Rappelons que, sous les auspices de la Conférence des Ministres de l'environnement des pays riverains de la mer du nord, les Commissions de Paris et d'Oslo, avec la coopération du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) ont établi, pour la première fois en 1993, un bilan de santé (Quality status Report, QSR) de la zone Mer du Nord - Manche. Dès l'adoption de la Convention OSPAR, les Parties contractantes sont convenues de réaliser un travail équivalent sur l'ensemble de la zone de compétence de la Convention.

### 1.2. Bilans de santé de la zone OSPAR

Cinq grandes zones homogènes ont été définies (figure 1) sur lesquelles cinq équipes régionales constituées des pays riverains concernés ont réalisé cinq bilans régionaux (regional Quality Status Report, r-QSR) entre 1995 et 1999. Un plan de rapport unique pour les cinq rapports avait été préalablement défini pour permettre un assemblage aisé à l'échelon de la zone OSPAR, en un Bilan holistique, QSR 2000.





*Figure 1 : Les 5 Régions de la zone maritime OSPAR : I - Eaux arctiques, II - Mer du Nord au sens large, III - Mers celtiques, IV - Golfe de Gascogne et côte ibérique, V - L'Atlantique au sens large.*

Les cinq QSR régionaux et le QSR 2000 matérialisent l'engagement des Parties à réaliser ces bilans, état des lieux et évaluation à partir desquels des pistes d'action et de recommandations sont faites. Ces dernières pouvant conduire à élaborer des mesures, recommandations et des décisions formelles au sens de la Convention, serviront à orienter les politiques de la commission OSPAR mais aussi des Parties contractantes ou de tous autres instruments comme l'Union européenne ou l'OMI qui pourraient s'en inspirer. L'établissement de ces QSR a représenté une mobilisation importante des experts pour collecter et harmoniser l'information, et des délégués des Parties contractantes pour aboutir à un document consensuel aussi opérationnel que possible, ce qui est parfois antinomique.

### **1.3. Bilan de santé du Golfe de Gascogne**

La France s'est trouvée particulièrement impliquée dans la réalisation du QSR IV, avec l'Espagne et le Portugal. La région IV correspond à la zone

délimitée par les coordonnées géographiques suivantes : de 48° N à 36° N, et de 11° W aux bandes côtières de la France, de l'Espagne et du Portugal.

Le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Direction de l'Environnement (MATE/DE), se concertant avec les Agences de l'Eau, et l'Agence de l'Eau Adour - Garonne (AEAG) en particulier, a préparé la convention tripartite n° 017/98 avec l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER). L'objet de cette convention était de :

- rassembler, mettre en forme et synthétiser l'information dispersée, pertinente, et de la compétence de l'IFREMER. Un large éventail de thèmes était à couvrir pour satisfaire les six chapitres, au contenu très détaillé, réclamés par OSPAR : Géographie, Hydrographie, Activités de l'homme, Chimie, Biologie, Evaluation des impacts. Outre les expertises de sa Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral (DEL), IFREMER a dû mobiliser les expertises de sa Direction des Ressources Vivantes (DRV), du Département Géosciences Marine de sa Direction des Recherches Océaniques (DRO), et d'organismes extérieurs, Centre de Documentation de Recherche et d'Expérimentations sur les Pollutions Accidentelles des Eaux (CEDRE), ...
- regrouper les informations françaises et de les fusionner avec celles des autres pays concernés, Espagne et Portugal.

L'objet du présent rapport d'avancement concerne la première phase, c'est à dire le rassemblement synthétique des informations pertinentes, non préalablement mises en forme dans les rapports préexistants signalés ci-après.

#### 1.4. Documents préexistants

Plusieurs documents de synthèse préalablement publiés constituaient une excellente base d'information directement utilisable pour le bilan de santé de la région IV. Nous donnons ci-après la liste des documents, exploités dans le rapport final, mais non retenus dans le contenu du présent rapport d'avancement.

Les principaux documents de référence sont les suivants :

- **DATAR et Secrétariat Général de la Mer** : Groupe de Prospective Maritime et Littoral de la Façade Atlantique, 1997 - Rapport du groupe interadministratif de prospective maritime et littorale, présidé par M. Joseph Erwan Coutel. [1] rapport de synthèse, 72 p., [2] dossiers



thématiques, 160 p., [3] cartographie : milieux littoraux atlantiques, caractères et sensibilités, 16 pl., et 12 doc.

- **Agence Adour - Garonne et DIREN de Bassin Adour - Garonne** : Comité de Bassin Adour - Garonne, 1996.- Cahier géographiques, littoral et espaces côtiers, 120 p.
- **IFEN** : Nirascou F. (Coord.), et al., 1997.- L'environnement littoral et marin, Collection Etude et Travaux n° 16, Déc. 1997, 118 p.
- **IFREMER** : Mauvais M., Goarnison R. (Coord.), 1999.- Etat de l'environnement sur la façade atlantique. Collection bilans et prospectives, 140 p.

De même, plusieurs atlas et recueils de données publiés à l'échelle nationale, par exemple RNDE 1998, données 1996 - l'assainissement des grandes villes, RNDE 1999, données 1997 - les principaux rejets d'eaux résiduaires industrielles, ont été exploités directement dans la synthèse franco - hispano - portugaise.

### 1.5.Participants

Le présent travail de compilation, réalisé dans le cadre de la Convention tripartite n° 017/98, est préalable au rapport final franco - hispano - portugais. Il contient l'ensemble des rédactions originales établies par les scientifiques français et par les partenaires extérieurs sollicités par IFREMER pour leur qualification. On remarquera qu'il contient quelques rédactions, sur des sujets spécifiques, en langue anglaise pour faciliter leur intégration dans la synthèse franco - hispano - portugaise. De même il est à noter que seules quelques figures, tableaux et représentation propre au golfe de Gascogne sont consignés dans le présent document d'avancement ; l'iconographie, l'harmonisation des figures, et la réalisation finale par l'IFEN constituant un travail pour le rapport final.

Il a été suivi par :

- M. Philippe MAIRE - MATE/DE/SDCRE
- M. Michel ROUX - Agence de l'Eau AG/milieux aquatiques
- Mme Pascale BABILLOT - IFEN/Orléans
- M. Marcel CHAUSSEPIED - IFREMER/DEL/Brest



Les participants et rédacteurs des synthèses sont, par ordre alphabétique :

- ABARNOU A. - IFREMER/DEL/EC/Brest
- ALZIEU C. - IFREMER/DEL/PC/Nantes
- AMINOT A. - IFREMER/DEL/EC/Brest
- ANTOINE L. - IFREMER/DRV/RH/Nantes
- ARZEL P. - IFREMER/DRV/RA/Brest
- AUGRIS C. - IFREMER/DRO/GM/Brest
- BELIN C. - IFREMER/DEL/MP/Nantes
- BISEAU A. - IFREMER/DRV/RH/Brest
- CATHERINE M. - IFREMER/DEL/MP/Nantes
- CHAUSSEPIED M. - IFREMER/DEL/D/Brest
- CHIFFOLEAU J.F. - IFREMER/DEL/PC/Nantes
- CLAISSE D. - IFREMER/DEL/PC/Nantes
- COLLET A. - Institut de la mer et du littoral/La Rochelle
- COSSA D. - IFREMER/DEL/PC/Nantes
- DANDIN D. - Météo - France/Paris
- DURAND F. - Géologue consultant
- HERBLAND A. - Créma l'Houmeau
- GORAGUER M.A. - DDASS/Nantes
- JOANNY M. - IFREMER/DEL/AO/Brest
- LAZURE P. - IFREMER/DEL/AO/Brest
- LOYER S. - IFREMER/DEL/EC/Brest
- MANAUD F. - IFREMER/DEL/AR/Arcachon
- MARCHAND M. - Cèdre/Brest
- MENESGUEN A. - IFREMER/DEL/EC/Brest
- MICHEL P. - IFREMER/DEL/PC/Nantes
- MOGUEDET P. - IFREMER/DRV/RH/La Rochelle
- MONBET Y. - IFREMER/DEL/EC/Brest
- PETITGAS P. - IFREMER/DRV/RH/La Rochelle



- PROUZET A. - IFREMER/DRV/RH/Saint-Pée sur Nivelle
- QUINTIN J.Y. - IFREMER/DEL/SR/Brest
- TRONCKZINSKI M. - IFREMER/DEL/PC/Nantes



## **1.Aspect géographiques, hydrographiques, et climatologiques**

Le Golfe de Gascogne est une grande baie ouverte sur l'Océan Atlantique Nord, dont la dynamique est caractérisée par des variations saisonnières et pluriannuelles de grandes amplitudes.





## 1.1.Aspect géographique (Françoise DURAND)

### .1. Nature et morphologie du littoral

#### **De la Pointe de Penmarch aux côtes de Vendée**

Les côtes, constituées de formations multiples appartenant aux roches éruptives et métamorphiques, plus ou moins abruptes et d'altitude variable, apparaissent très dentelées.

Le littoral, orienté à l'Ouest, est particulièrement battu. Les sédiments sableux, accumulés par les courants, se trouvent attaqués par les houles, notamment celles en provenance du secteur Ouest à Sud-Ouest. Cependant, les secteurs abrités par les îles (Les Glénans, Belle-Ile, Houat, etc...) prédominent.

Au Sud de Belle-Ile et jusqu'à l'île de Noirmoutier, de larges vasières sont présentes (au Nord de l'estuaire de la Loire et dans le Marais Breton), bien protégées par les îles et les hauts-fonds, à des profondeurs comprises entre 15 et 30 mètres. Elles se prolongent vers l'intérieur des terres par d'importants estuaires et rivières.

De l'île de Noirmoutier à l'île de Ré, un cordon discontinu de dunes littorales borde les socles cristallins de faible altitude, formant une côte convexe.

#### **Des pertuis charentais à la rive droite de l'estuaire de la Gironde**

La nature géologique des côtes change, devient calcaire, avec une transition de formations détritiques et argileuses.

Des zones très étendues, de terres basses et humides, se situent dans la dépression du Marais du Poitevin et de part et d'autre de la rivière " Charente ", abritées par les îles de Ré et d'Oléron.

#### **Côte aquitaine**

La côte aquitaine est une côte rectiligne, dépourvue d'îles, directement exposée aux houles. Le rivage est constitué de sables en perpétuel remaniement et les côtes sont en érosion. La formation des sables des Landes recouvre l'intérieur des terres.



Les deux rives de l'estuaire de la Gironde, le plus grand de la façade atlantique, sont très différentes. La rive droite montre une alternance de falaises calcaires d'âge secondaire alors que la rive gauche est constituée de terrasses fluviales quaternaires reposant sur des terrains tertiaires. D'importantes vasières très plates occupent la moitié amont de la rive droite et se développent sur l'ensemble de la rive gauche.

De la Pointe de Grave à la Pointe du Cap Ferret, les taux d'érosion sont variables, de 1 à 5 mètres en moyenne annuelle ; les zones situées au Nord étant les plus touchées. La résultante générale du transit littoral est dirigée vers le Sud, les sables venant alimenter les passes du Bassin d'Arcachon.

La côte basque redevient calcaire et découpée. Des érosions s'observent dans l'estuaire de la Bidassoa, en-dessous de Saint Jean-de-Luz.

### **Côtes espagnoles**

Les côtes montagneuses apparaissent très découpées et escarpées, interrompues par de nombreuses embouchures et rivières. Les formations géologiques sont d'âges primaire, secondaire et tertiaire, constituées par des terrains calcaires, cristallins et métamorphiques (BRGM, 1976).

#### **.2. Topographie des fonds**

Le plateau continental occupe un tiers de la surface totale du Golfe de Gascogne. Ce plateau est bordé à l'Ouest par l'isobathe 200 m. Sa largeur varie, au Nord (Bretagne Sud), de 140 km (pente de 0.12 %) à 60 km au Sud, vers la frontière franco-espagnole (pente de 0.34 %). Près du canyon sous-marin (gouf) de Cap-Breton, les fonds de 1000 m se situent à moins de 30 km du littoral (RNO, 1981).

Le long des côtes espagnoles, la largeur diminue encore pour atteindre des valeurs de l'ordre de 12 à 32 km au niveau des canyons (pentes de 1.6 à 0.6 %). Au maximum, le plateau s'étend à 56 km des côtes (pente de 0.35 %). Le plateau continental nord-espagnol s'élargit sensiblement d'Est en Ouest avec une augmentation conséquente à partir du canyon de Llanes, de 20 à 40 km.

#### **.3. Description des marges côtières**

Le plateau continental du Golfe de Gascogne présente deux entités bien distinctes (BRGM, 1976) :



- au Nord du Gouf de Cap-Breton, *la plate-forme celtaquitaine* montre des affleurements de plus en plus récents de la côte vers le large, d'âge mésozoïque et cénozoïque. Les couches géologiques constituant ce vaste plateau sont monoclinales, inclinées vers le Sud-Ouest et entaillées par des fractures NW/SE.
- au Sud du Gouf de Cap-Breton, *le plateau continental nord-espagnol*, est étroit et beaucoup plus complexe en raison des différentes phases de déformation liées à l'orogénèse pyrénéenne. Ce phénomène se note jusqu'au niveau du Cap Ferret (Prud'homme, 1972) mais de façon marginale.

Le plateau celtaquitain se scinde en deux : *le plateau armoricain* au Nord, de la Pointe de Penmarch à la Gironde, et *le plateau aquitain* au Sud, de la Gironde jusqu'au Gouf de Cap-Breton.

## Plateau continental celtaquitain

### Plateau armoricain

*La plate-forme interne* s'étend depuis la côte et jusqu'à 40 m de profondeur. Cette plate-forme présente les reliefs les plus contrastés. Dans les dépressions et dans les échancrures le long des littoraux les mieux protégés, de nombreuses vasières sont visibles. Près des côtes, un chapelet de petites îles, au relief peu important et séparées par d'anciens couloirs fluviaux, s'étend de la Pointe de Penmarch jusqu'à Noirmoutier : les Glénans, Groix et Houat. Plus au large, des îles plus grandes telles que Belle-Ile, Yeu, Ré et Oléron sont présentes. Elles sont soit granitiques (Groix, Belle-Ile, Yeu) soit formées de calcaires et de grès tertiaires (îles de Ré et d'Oléron) et constituent une prolongation des reliefs terrestres en mer.

*Les plates-formes médiane et externe* se situent en dessous de 40 m de profondeur et présentent peu de relief. Ces plates-formes sont accidentées par des massifs rocheux dont le plus important est le plateau de Rochebonne. Les vallées anciennes sont faiblement marquées en raison d'un comblement par des formations détritiques (lambeaux de terrasses et cordons littoraux). Une vaste étendue de sédiments fins « La Grande Vasière » est centrée sur les profondeurs d'une centaine de mètres. Elle s'étend de la Pointe de Penmarch jusqu'au plateau de Rochebonne, sur environ 300 km de long et 40 km de large. Ses dimensions sont variables puisqu'elle occupe en hiver la moitié de sa surface estivale en raison des remises en suspension. Son épaisseur est de quelques décimètres (BRGM, 1986). Le rebord du plateau externe, entaillé par de nombreux canyons, montre un accore dont la hauteur diminue du NW vers le SE.



### Plateau aquitain

Deux fois plus étroit que le plateau armoricain, il est le siège d'apports de sédiments récents très importants qui masquent les reliefs rocheux et donnent aux fonds sous-marins un aspect monotone. Les anciennes vallées et lignes de rivage ont totalement disparu devant la moitié sud du plateau aquitain (Prud'homme, 1972 ; BRGM, 1976). La pente continentale ne présente pas de canyon à l'exception du Gouf de Cap-Breton dont la tête est à environ 9 km de la côte.

*La zone interne*, jusqu'à 40 m de profondeur, est dominée par les phénomènes dynamiques actuels. *La zone médiane*, jusqu'à 100 m de profondeur, présente peu de relief et des pentes moyennes (0.20 %). *La zone externe*, affiche légèrement plus de relief et des pentes faibles (0.13 % ; BRGM, 1974).

Les vasières à l'Ouest et au Sud de la Gironde, d'étendue beaucoup plus modeste que sur le plateau armoricain, se situent à l'exutoire du fleuve, entre 30 et 75 m de profondeur. La longueur de la vasière ouest est de l'ordre de 50 km, sa largeur de 20 km et son épaisseur de 4 m (Bakayoko, 1981). Longue de 17 km et large de 8 km, l'épaisseur de la vasière sud dépasse rarement 2 m (Lesueur, 1991).

### Plateau continental nord-espagnol

*Les plateaux interne et médian* sont à la fois étroits et découpés par de profonds canyons sous-marins orientés NW/SE (Aviles) et NE/SW (Lastres et Llanes) dont les têtes se situent très près de la côte, de 13 à 20 km (Boillot *et al.*, 1971). Ils s'étendent jusqu'à 60-70 m de profondeur. Vers le large, les déclivités sont peu importantes et sa limite correspond également à la limite d'influence des apports terrigènes.

Dans la zone littorale, les reliefs constituent une prolongation de ceux présents à terre comme sur le plateau continental armoricain. Leur nature et leur âge sont équivalents aux formations qui affleurent dans les zones émergées (formations primaire, secondaire, tertiaire). Elles forment une ceinture quasi-continue le long du littoral.

*Le plateau externe* s'étend jusqu'au talus continental avec une limite se situant aux environs de 200 m. L'influence continentale est quasiment nulle et les conditions de sédimentation exclusivement marines. Il se caractérise par une couverture vaseuse de faible épaisseur. Des affleurements rocheux s'observent au niveau du Cap de Peñas.



#### .4. Répartition et nature des formations superficielles meubles

Le plateau continental du Golfe de Gascogne présente les caractéristiques des plateaux détritiques de moyennes et hautes latitudes (Emery, 1968). Résultant de dépôts fluviatiles ou côtiers lors des bas niveaux marins, les différents faciès sédimentaires recouvrant le plateau continental celtaquitain ont été remaniés et mélangés au cours des régressions et des transgressions (Arbouille *et al.*, 1985 ; Turcq *et al.*, 1986). Les apports fluviatiles ont été repris par la dynamique et remodelés en cordons littoraux (Allen et Castaing, 1977). Ces dépôts quaternaires sont épais de quelques dizaines de mètres, avec un maximum dans la zone interne, de 10 à 40 m (BRGM, 1986).

### Plateau celtaquitain

Les sédiments recouvrant le plateau celtaquitain présentent des granulométries et des natures variées : des vases marines et fluviatiles sur la plate-forme et dans les estuaires, des sables répartis sur l'ensemble du plateau et des graviers provenant des affleurements rocheux ou d'accumulations fossiles.

#### Cailloutis

Ils ne sont présents qu'en Iroise sur le glacis-plaine et sur la zone externe dans des dépressions soulignant les paléovallées ou constituant d'anciens cordons littoraux, ou encore sous forme d'éboulis autour des roches affleurantes (BRGM, 1986). Près des hauts-fonds, ils sont très souvent associés à des débris coquilliers.

De nature variée, renfermant des éléments de granite, schistes, micaschistes, amphibolites, silex, grès et calcaires, et de forme anguleuse ou arrondie, ils sont en majorité immobiles.

#### Graviers et sables grossiers

Sur le plateau armoricain, leur représentation augmente depuis l'Iroise jusqu'au Nord de l'embouchure de la Gironde et ils occupent environ 10 % du plateau celtaquitain. Ils restent soit, confinés dans les zones côtières et peuvent contenir du maërl soit, occupent de vastes surfaces entre 50 et 80 m de profondeur. Sur le plateau aquitain, le dépôt le plus important se situe à l'Ouest de la Vasière Ouest-Gironde, entre 30 et 70 m de profondeur. Vers le Sud, ils montrent un alignement très bien marqué, de direction N-NW/S-SE puis N/S. Ils correspondent à d'anciens épandages fluviatiles mis en place lors de bas niveaux marins et ultérieurement remaniés en cordons littoraux.



Ils sont de même nature que les cailloutis.

#### Sables moyens

Ils occupent plus de 30 % du plateau et caractérisent les plages bordées de cordons dunaires ; la limite sud de leur extension se situe au niveau du Bassin d'Arcachon. Ils correspondent au remaniement de stocks sableux mis en place lors des périodes de régression et repris par la houle lors de la remontée du niveau marin.

Ils sont surtout quartzeux avec des débris coquilliers parfois rubéfiés.

#### Sables fins

Recouvrant 35 % du plateau, ils se composent de sables roux et de sables gris. Du Nord vers le Sud, les sables roux sont canalisés dans les dépressions de la plate-forme externe puis occupent sa quasi totalité ; ils sont localement recouverts par la Grande Vasière. Les sables gris ont une extension côtière, dans les endroits abrités par les affleurements rocheux et autour des formations vaseuses. Ces éléments ont une origine actuelle fluviale.

De nature siliceuse, les sables gris se singularisent par la présence de paillettes de micas. En dessous de 50 m de profondeur, ils sont très peu mobiles. Vers la côte, la dynamique sédimentaire les déplace vers les plages abritées. Ils constituent la fraction sédimentaire la plus mobile.

#### Sables très fins

Très peu représentés, ils se localisent sur le plateau interne, entre l'île d'Oléron et le Bassin d'Arcachon (Amari, 1981). Puis, ils migrent vers la plate-forme médiane au niveau du Bassin d'Arcachon et vers la plate-forme externe au large du Gouf de Cap-Breton.

Leur nature est siliceuse. Au Sud de l'embouchure de la Gironde, leur répartition traduit une dérive actuelle des sédiments vers le Sud. Une partie des sables fins et des sables très fins ont été remodelés en rides, barres et dunes hydrauliques.

#### Vases

Trois vasières sont présentes : la Grande Vasière, la Vasière Ouest-Gironde et la Vasière Sud-Gironde. Elles se sont édifiées sur des systèmes lagunaires ou estuariens, développées lors de la transgression flandrienne



(18 000 ans BP) entre 35 et 60 m de profondeur. Près des côtes, dans les zones abritées, la sédimentation vaseuse est telle qu'elle peut former des marais émergés (waddens). Par faibles profondeurs, elle peut contenir du maërl. Le talus continental montre une couverture vaseuse correspondant à la décantation d'éléments fins surtout biogènes.

La Grande Vasière ne reçoit pas d'apports fluviaux actuels alors que les Vasières Ouest et Sud-Gironde et les formations côtières sont fonctionnelles (Castaing et Jouanneau, 1987), avec des biocénoses et des remaniements par la houle. La présence des vasières sur le plateau médian est une preuve du blocage des matières en suspension provoqué par le front thermo-halin hivernal (Castaing *et al.*, 1997 ; Hermida, 1997).

La nature des dépôts fins (15 % de la couverture sédimentaire totale) est essentiellement terrigène et l'uniformité du cortège minéralogique témoigne d'un important remaniement. Le long du talus continental, la teneur en carbonates dans les sédiments fins augmente avec la profondeur.

### **Plateau continental nord-espagnol**

Les principales sources qui contrôlent le volume et la distribution des apports sur la plate-forme sont les sédiments fluviaux transportés en suspension dans les zones profondes. Dans la zone nord de la plate-forme de la Galice, les sédiments côtiers sont transportés vers le Sud par la dérive littorale et les courants.

La couverture sédimentaire est réduite voire absente (Rey et Medialdea, 1989). Depuis la plate-forme interne, le prisme sédimentaire augmente pour atteindre les valeurs les plus importantes sur le plateau médian dans les zones situées en face du débouché des rivières (Acostas et Herranz, 1984). Puis, il diminue jusqu'à la plate-forme externe pour prendre des valeurs quasiment nulles.

Dans les zones où les apports terrestres sont réduits, des faciès carbonatés contenant des algues rouges ou des bryozoaires peuvent se développer. Le contenu carbonaté diminue d'Ouest en Est.

#### **Graviers**

Ils apparaissent généralement en relation avec les affleurements rocheux mais aussi dans des zones où la dynamique est assez forte. Les dépôts les plus importants se situent sur les plates-formes médiane et externe. Ils peuvent être associés à des débris bioclastiques.

#### **Sables**



Ils représentent le faciès dominant dans la zone littorale. Leur présence diminue d'Ouest en Est. Les principales accumulations de sables se situent au niveau des embouchures où la dynamique littorale joue un rôle important dans sa distribution et son accumulation.

Les composants sableux proviennent de trois sources qui sont principalement les apports terrigènes et, de façon secondaire, les produits bioclastiques dérivant des organismes colonisant la frange littorale et du matériel provenant du démantèlement des affleurements rocheux.

#### Vases

Les sédiments vaseux apparaissent distribués de manière continue sur le bord externe de la plate-forme et montrent un développement notable dans les têtes de canyons sous-marins. Ces éléments fins se rencontrent principalement dans les zones abritées, généralement reliés aux zones d'embouchures des grands fleuves, des golfes, des baies, estuaires et des lagunes littorales. Les vases sont parfois associées, en proportion variable, aux sables dans les environnements littoraux (Rey et Días del Río, 1987).

À la frontière franco-espagnole, les vases apparaissent vers 50 m de profondeur. Puis, elles sont repoussées brutalement vers 200 m de profondeur jusqu'au canyon de Llanes pour finalement n'être présentes qu'à partir de 500 m de profondeur et en dessous. Vers la Corogne, elles réapparaissent sous forme de taches ponctuelles vers 100 m de profondeur et autour de 200 m.

#### .5. Références

Acostas, J., et Herranz, P. 1984. Contribución al conocimiento del cuaternario marino en la ría de Muros y Noya. *Thalassas*, 2 : 12-31.

Allen, P., et Castaing, P. 1977. Carte de répartition des sédiments superficiels sur le plateau continental du Golfe de Gascogne. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, 21 : 255-261, 1 carte.

Amari, A. 1981. Cartographie des sédiments meubles de la moitié sud du Golfe de Gascogne. Diplôme d'Etudes Appliquées, Université Bordeaux 1, 42 pp.

Arbuoille, D., Legigan, P., et Weber, O. 1985. Séquences élémentaires types du proche plateau interne Nord-Aquitain. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, 38 : 31-48.



- Bakayoko, S. 1981. Différenciation lithologique des sédiments constituant le fond marin à l'aide des données de sismique réflexion (transducteur 5 Khz). Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1, 119 pp.
- Boillot, G., Dupeuble, P.-A., Lamboy, M., d'Ozouville, L., et Sibuet, J.-C. 1971. Structure et histoire géologique de la marge continentale au Nord de l'Espagne (entre 4° et 9° W). In Histoire structurale du Golfe de Gascogne, tome 2 : pp. V6-1/V6-52. Ed. Technip. et Institut Français du Pétrole.
- B. R. G. M. 1974. Atlas géologique du plateau continental aquitain. Géologie, structure et nature des dépôts meubles. 12 planches, et notice 12 pp.
- B. R. G. M. 1976. Carte géologique du plateau continental du Golfe de Gascogne. 1 feuille à l'échelle 1/1 000 000 et notice 24 pp. Bilingue français -espagnol.
- B. R. G. M. 1986. Carte des sédiments superficiels du plateau continental du Golfe de Gascogne. Partie septentrionale. 1 feuille à l'échelle 1/500 000 et notice 22 pp.
- Castaing, P. 1981. Le transfert à l'océan des suspensions estuariennes. Cas de la Gironde. Thèse d'Etat, Université Bordeaux 1, 530 pp.
- Castaing, P., Friodfond, J.-M., Weber, O., Prud'homme, R., et Jouanneau, J.-M. 1997. Models of supply of suspended sediments to the Bay of Biscay. Deep Sea Research, Sp-Topics, in press.
- Castaing, P. et Jouanneau, J.-M. 1987. Les apports sédimentaires actuels d'origine continentale aux océans. Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine, Bordeaux, 41 : 53-65.
- Emery, K. O. 1968. Relics sediments on continental shelves of the world. Bull. Amer. Assoc. Petrol. Geol., 52, 3, 445 pp.
- Hermida, J. 1997. Dispersion des eaux estuariennes de la Gironde sur le plateau continental. Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1, 178 pp.
- Lesueur, P., Tastet, J.-P., Weber, O. et Sinko J. A. 1991. Faciès et genèse d'un corps sédimentaire pélagique de plate-forme continentale au large de l'estuaire de la Gironde. Oceanologica Acta, n° spécial 11 : 143-153.
- Prud'homme, R. 1972. Analyse morphostructurale appliquée à l'Aquitaine occidentale et au Golfe de Gascogne. Définition d'une méthodologie cartographique interprétative. Thèse d'Etat, Université Bordeaux 1, 365 pp.

Rey, J., et Días del Río, V. 1987. Estructuras de unidades sedimentarias recientes en la plataforma continental de Galicia. (NW de España). Cuaderno. Lab. XeolÓxico de Laxe, 12 : 35-45.

Rey, J. J., et Medialdea, T. 1989. Los sedimentos cuaternarios superficiales del margen continental español. Publicaciones Especiales Instituto Español de Oceanografía. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, 3 : 7-29.

R. N. O. 1981. Synthèse des travaux de surveillance 1975-1979 du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin. Centre Océanologique de Bretagne, Brest, 358 pp.

Turcq, B., Cirac, P., Berné, S., et Weber, O. 1986. Caractéristiques des environnements sédimentaires de la plate-forme continentale Nord-Aquitaine en relation avec les processus hydrodynamiques actuels. Bull. Inst. Géol. bassin d'Aquitaine, 39 : 149-164.



### 1.1. Hydrodynamique du plateau atlantique (Pascal. LAZURE)

La dynamique des courants sur la façade atlantique est très riche en raison du nombre de processus physiques qui interfèrent. La marée, la circulation induite par les vents ou l'effet des gradients de densité peuvent être chacun l'un des processus dominants en fonction des échelles de temps ou d'espace observées.

#### .6. Processus hydrodynamiques

### Marée

Sur la majeure partie du plateau, la marée est le phénomène dynamique le plus sensible mais il ne contribue que très peu au transport à long terme des masses d'eau. Les courants instantanés varient d'une dizaine de cm/s au large de Concarneau à plus de 1,5 m/s localement en mer d'Iroise ou dans certains chenaux au voisinage des îles (la Teignouse, goulet de Fromentine, pertuis de Maumusson...).

En période de stratification thermique, la marée barotrope génère au niveau du talus des ondes internes qui consistent en une oscillation de grande amplitude (la dizaine de m ou plus) de la pycnocline. Ces ondes se propagent de part et d'autre du talus et sont sensibles jusqu'à des profondeurs de l'ordre de 50 m.

Sur la majeure partie du plateau atlantique, les courants résiduels sont très faibles. **Ils deviennent** notables (qq. cm/s) par petits fonds en mer d'Iroise, au voisinage de Quiberon, dans la baie de Bourgneuf, la zone des pertuis et l'estuaire de la Gironde. Au-delà de l'isobathe 50 m, on peut considérer que le vent est le facteur dynamique le plus important.

### Vent

La tension du vent en surface induit des variations du niveau moyen de quelques centimètres qui, associés aux variations de pression, peuvent créer des surcotes et décotes du niveau moyen de quelques dizaines de cm.

Au large, le vent induit un transport d'Ekman dirigé à droite de la direction du vent. Près des côtes, la pente de la surface libre induit des courants barotropes (quasiment homogènes de la surface au fond). Ces courants sont plus importants pour un vent soufflant parallèlement à la côte (nord



ouest, sud est) que pour un vent perpendiculaire (sud ouest, nord est) (Pingree et Le Cann 1989).

L'une des caractéristiques de la circulation induite par le vent est sa capacité à créer des mouvements verticaux (up- et down-welling). Les zones les plus favorables aux upwelling côtiers sont les Landes et la Vendée. Par vent de secteur nord, ces upwelling côtiers sont parfaitement identifiables par thermographie infra rouge.

### Circulation de densité

La façade atlantique se caractérise par de nombreux apports d'eau douce dont les deux plus importants sont ceux de la Loire et de la Gironde (débit moyen :  $900 \text{ m}^3/\text{s}$ ) suivis de l'Adour ( $300 \text{ m}^3/\text{s}$ ) et de la Vilaine ( $70 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Les gradients de densité induits par les apports massifs d'eau douce créent, sous l'effet de la rotation terrestre, des courants dirigés vers le nord, le long de la côte. Ces courants se situent dans la couche de surface et sont maximum à la lisière des panaches. En l'absence de vent, le panache de la Gironde se fera donc sentir sur les littoraux des îles d'Oléron, de Ré et Yeu et sur le littoral vendéen, alors que l'influence de la Loire sera perceptible sur le littoral sud Bretagne.

Toutefois, ces différents processus interagissent entre eux et les schémas de circulation sont très variables à l'échelle saisonnière et inter-annuelle.

#### .7. Circulations saisonnières et hydrologie sur le plateau continental

### Hiver

En hiver les vents soufflent majoritairement du sud ouest et créent des courants dirigés du sud vers le nord. Cette circulation accentue la tendance générale des eaux d'origine fluviale à se propager vers le Nord. L'agitation en surface et les vents perpendiculaires à la **côte ont tendance à empêcher** la stratification verticale des eaux et à limiter la dispersion vers le large des eaux douces (Lazure, Jegou 1998).

Du fait de leur plus faible contenu thermique, les eaux se refroidissent plus vite par petit fond.

Dans le sud de la zone on note parfois le long de la pente, une pénétration d'eau chaude sur le plateau, issue des côtes nord espagnoles et transportée par un courant appelé 'navidad' (Pingree, Le Cann, 1990).



## Printemps

En général, les vents passent au secteur nord ouest au printemps alors que les débits des fleuves ont tendance à diminuer. La circulation induite par le vent s'inverse donc, les courants moyens sont plutôt dirigés vers le sud et vers le large dans les couches de surface. Il en résulte donc une dispersion des eaux fluviales qui se répandent sur tout le plateau sur une épaisseur d'environ 20 m. La variabilité inter annuelle de cette dispersion est importante car elle dépend du régime des vents et de la quantité d'eau douce accumulée près des côtes durant les crues hivernales.

## Eté

Les vents sont encore en moyenne du secteur nord ouest et les fleuves sont en étiage. Les courants de surface continuent à être dirigés en moyenne vers le sud. Les salinités des eaux de surface sur le plateau sont proches de celle de l'eau de mer car la dispersion vers le large des panaches n'est plus compensée par des apports d'eau douce à la côte. Du point de vue thermique, les masses d'eaux sont en général stratifiées, les différences de température entre les eaux de surface et celles de fond sont de l'ordre de 80°C. Sur la majeure partie du plateau, au-dessus de la grande vase, la faible turbulence induite par les courants de marée limite les échanges thermiques et permettent la persistance d'une eau de fond froide appelée 'bourelet froid' toute l'année d'une température d'environ 12°C.

Par vent de nord à nord est assez persistant, des remontées d'eaux de fond le long de la côte des Landes provoquent une baisse de température des eaux côtières. Le mélange dû aux forts courants de marée au voisinage de Ouessant et Sein ou au Nord des îles de Noirmoutier et d'Oléron crée une zone frontale entre des eaux mélangées verticalement et des eaux stratifiées chaudes en surface et froides au fond.

## Automne

En automne, les vents repassent en général au sud ouest et annoncent les tempêtes hivernales. Les courants sur le plateau s'inversent à nouveau et les premières crues induisent une baisse des salinités au nord des principaux estuaires. La thermocline saisonnière disparaît peu à peu. Il apparaît parfois une langue d'eau chaude située devant les côtes de la Vendée, l'origine de cette langue semble due à des facteurs locaux, sa variabilité est importante (Kousikopoulos et Le Cann, 1996).



#### .8. Aspects de la circulation et de l'hydrologie mal pris en compte par les modèles

Les modèles numériques 2D et 3D du plateau continental ont permis de décrire les principaux aspects de l'hydrodynamique du plateau. Ils ont mis en évidence les échelles caractéristiques de la circulation et les causes de sa variabilité. Toutefois, ces modèles ne sont actuellement que partiellement validés en raison du manque de mesures *in situ*.

Pour accroître la fiabilité d'un modèle de plateau (quelque soit le modèle numérique), il est nécessaire de connaître avec précision les conditions aux limites en courants, température et salinité. Cette connaissance peut être issue soit d'un modèle de circulation à meso échelle ou de mesures *in situ*.

En hiver, dans le Sud de la zone, un courant chaud longe les côtes espagnoles, bifurque devant le pays basque et se prolonge vers le nord au large des Landes. L'origine, la force et la variabilité de ce courant sont actuellement mal connus et de ce fait difficiles à imposer à la limite d'un modèle de plateau.

La limite ouest du plateau correspond au talus. Celui ci est le siège d'une circulation en général dirigée vers le nord mais d'une grande variabilité ; tant que ce courant ne sera pas mieux connu, il ne pourra être imposé à la limite.

Les ondes internes : celles-ci sont générées par les courants barotropes de marée au niveau du talus. Cette zone n'étant pas prise en compte dans un modèle de plateau, la simulation de la propagation des ondes internes nécessiterait de disposer de conditions aux limites en températures et salinité faisant apparaître une oscillation de la pycnocline.

#### .9. Références

Frouin R., Fluza A.F.G., Ambar I. & T.J. Boyd, 1990.- Observations of a poleward surface current off the coast of Portugal and Spain during winter. *J. of Geophys. Research*, 95: 679-691.

Jegou A.M. & P. Lazure, 1995.- Quelques aspects de la circulation sur le plateau atlantique ; In : *acta del IV Coloquio Internacional sobre Oceanografía del Golfo de Viscaya*, O. Cendrero and I. Olaso (eds): 99-106.

Koutsikopoulos C. I B. Le Cann, 1996.- Physical processes and hydrological structures related to the Bay of Biscay Anchovy. *Sci. Mar.*, 60: 9-19.



- Lazure P. & A.M. Jegou, 1998.- 3D modelling of seasonal evolution of Loire and Gironde plumes on the Biscay Bay continental shelf. *Océanologica acta*, 21: 165-177.
- Lazure P. et A.M. Jegou, 1998.- Modélisation du devenir des eaux issues de la Loire et de la Gironde en hiver et au printemps 1993 et 1994 sur le plateau continental atlantique. Soumis à *Océanologica Acta*.
- Le Cann B. & R. Pingree, 1995.- Circulation dans le golfe de Gascogne: une revue des travaux récents. In *Actas del IV Coloquio Internacional sobre Oceanografía del Golfo de Vizcaya*, 217234.
- Pingree R.D., 1993.- Flow of surface water to the west of the British Isles and in the Bay of Biscay. *Deep-sea Research*, 40: 369-388.
- Pingree R.D. & B. Le Cann, 1989.- Celtic and Armorican slope and shelf residual current. *Progress. in Oceanogr.*, 23: 303-338.
- Pingree R.D. & B. Le Cann, 1990.- Structure, strength and seasonality of the slope currents in the Bay of Biscay. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 70: 857-885.
- Pingree R.D. & B. Le Cann, 1992.- Three anticyclonic Slope Water Oceanic EDDIES (SWODDIES) in the southern Bay of Biscay in 1990. *Deep-sea Research*, 39: 1147-1175.



## 1.1.Circulation atmosphérique (Philippe DANDIN)

.10. Variabilité climatique dans l'océan Atlantique nord

### Oscillation Nord Atlantique

Lors des 50 dernières années, l'Europe et l'Amérique du Nord ont subi une modification sensible des conditions climatiques. Depuis le milieu des années 60, les précipitations ont augmenté sur les pays d'Europe du Nord bordant l'Atlantique, alors qu'elles diminuaient de la péninsule ibérique à la Turquie. Durant cette période, la température moyenne de l'air en hiver a également augmenté de la Scandinavie à la Sibérie. Un phénomène régional appelé "Oscillation Nord Atlantique" (ONA) semble à l'origine de ces phénomènes.

Au début du siècle, les météorologues ont noté l'opposition de phase entre les variations de la température de l'air en hiver entre l'Islande et la Scandinavie. Ce mode de variabilité climatique a alors été nommé l'ONA. Depuis, ce phénomène a été redéfini, et l'index ONA correspond à la différence de pression à la surface de la mer entre la dépression de l'Islande et l'anticyclone des Açores. Une valeur positive de l'index est associée à une forte dépression sur l'Islande, un important anticyclone sur les Açores, de forts vents d'ouest sur l'Atlantique Nord, des températures en dessous de la normale sur la région du Labrador et du Groenland, et des températures au dessus de la normale sur le nord ouest de l'Europe. Une valeur négative de l'index correspond à des anomalies de signe opposé. Ces oscillations affectent tout le bassin atlantique, tant d'un point de vue atmosphérique qu'océanique. Le golfe de Gascogne y est donc directement soumis.

Les échelles de temps caractéristiques de l'ONA sont de l'ordre de 24, 8 et 2 ans. Ainsi, du début du siècle aux années 30 (à l'exception des hivers 1916 à 1919) les vents d'ouest étant anormalement forts, le climat de la partie occidentale de l'Europe était tempéré par l'influence océanique (Parker and Folland, 1988). Des années 40 aux débuts des années 70, un renversement de tendance a eu lieu, avec une diminution de l'index de l'ONA. Cette période est marquée par des hivers plus froids que la normale. Les 25 dernières années présentent (à l'exception de 1996) une augmentation de l'indice ONA, qui a été fortement positif ces 15 dernières années, contribuant ainsi au réchauffement des températures de surface de l'hémisphère nord (Wallace et al., 1995). Ces variations de l'ONA



s'accompagnent d'une modification des storm tracks ainsi que des précipitations (Hurrell, 1995). Durant les hivers où l'index de l'ONA est élevé, l'Europe centrale, l'Europe du Sud et la Méditerranée souffrent d'un déficit de précipitations, tandis que de l'Islande à la Scandinavie, on observe un excédent de précipitations. La position des tempêtes varie également suivant l'index ONA, elles sont situées plus au sud lors des faibles valeurs de cet index.

#### .11. Météorologie

### **Circulation atmosphérique**

La circulation atmosphérique aux latitudes moyennes de l'Atlantique Nord et sur la partie occidentale de l'Europe est gouvernée par la présence de deux principaux centres d'action :

- anticyclonique au Sud du 40° Nord, centré près des Açores (anticyclone des Açores)
- dépressionnaire de position et l'intensité plus fluctuantes, centré en moyenne vers le 60° Nord près de l'Islande (dépression d'Irlande).

Entre ces deux zones, les vents dominants sont d'Ouest à Sud-Ouest. Leur force est maximale en hiver, alors qu'ils sont plus faibles et plus irréguliers en été.

A ce système de vents se superpose le passage de perturbations, qui se succèdent de Terre Neuve à l'Europe en provoquant des rotations de la direction du vent de Sud-Ouest à Nord-Ouest et des coups de vent.

En hiver, le froid atteint son intensité maximale sur les continents (Amérique du Nord, Groenland, Europe), alors que la température de l'Océan Atlantique reste relativement élevée (10° environ) ; en outre, le contraste entre les eaux chaudes du Gulf Stream et les eaux froides du Labrador génère un front thermique de surface. Cet écart de température favorise la formation sur l'océan de dépressions souvent très marquées. La zone anticyclonique des Açores est alors à son minimum et occupe une position très méridionale. En conséquence, les dépressions et perturbations associées circulent jusqu'à des latitudes assez basses : c'est la saison des coups de vent et des tempêtes qui peuvent se produire en toutes zones. Ils restent toutefois plus fréquents au nord du 47° parallèle.

En été, l'anticyclone des Açores est décalé vers le Nord-Ouest. Il domine l'océan jusqu'au 45° Nord.



Ces moyennes et caractéristiques dominantes constituent la climatologie. Celle-ci résulte d'une succession de situations météorologiques, à forte variabilité, qui chacune impriment leurs caractéristiques propres sur le Golfe de Gascogne. Les principales, décrites par Augros et al. (1991), sont rappelées ci-après.

### **Situations météorologiques typiques**

#### **Courant de Sud-Ouest**

C'est une situation fréquente en hiver : environ 30% des cas. Un anticyclone est situé sur le continent, et une zone dépressionnaire assez étendue et creuse sur l'Atlantique Nord. Le vent de Sud-Ouest intéresse toute la région ; il se renforce souvent vers le Nord où il peut atteindre 60 km/h.

Le relief de la péninsule Ibérique joue dans ces situations un rôle important :

- en protégeant le fond du golfe de Gascogne dont la partie sud bénéficie de vents faibles de secteur Ouest ;
- en renforçant les vents au large du Cap Finistère ;
- en déviant les vents au secteur Sud sur l'ouest du Portugal (le plus souvent, du fait de sa position méridionale, cette zone reste souvent à l'écart d'un tel courant et connaît alors des vents variables faibles).

#### **Courants d'Ouest**

C'est une situation un peu plus fréquente en hiver (20% des cas) qu'en été (12% des cas). Les hautes pressions occupent le sud de la région et s'étendent jusqu'à la péninsule Ibérique. La partie la plus septentrionale de la région est balayée par des vents de secteur Ouest modérés à forts, alors que les zones méridionales restent souvent à l'écart.

#### **Courant de Nord-Ouest et de Nord**

C'est une situation fréquente au printemps (28% des cas) et en été (23% des cas), moins fréquente en hiver (19% des cas). L'anticyclone des Açores se prolonge par une dorsale en direction de l'Islande. Une zone dépressionnaire se situe à l'Est des Iles Britanniques. On observe des vents modérés à forts de secteur Nord-Ouest sur l'ensemble de la région.

#### **Dépression traversant les zones**



Situation assez fréquente l'hiver (environ 8% des cas). L'anticyclone des Açores est décalé très au Sud. Les dépressions circulent alors vers le 50<sup>e</sup> Nord, mais peuvent descendre jusqu'au Sud du 40<sup>e</sup>.

Les vents, souvent forts, présentent des changements de direction très importants au passage de la dépression : de secteur Sud (voire Sud-Est) à l'avant, ils tournent au secteur Nord à l'arrière. Ce type de situation qui provoque les plus violentes tempêtes lors du creusement rapide d'une dépression.

#### Courant de Nord-Est

Situation fréquente en été (26% des cas), moins en hiver (15% des cas).

Un anticyclone est situé près des Iles Britanniques et se prolonge sur le proche Atlantique au large du cap Finistère. Une zone de basses pressions est située sur la Méditerranée. Les vents de Nord-Ouest sont généralisés sur toute la région. Le sud du golfe de Gascogne est généralement épargné. En revanche, ces vents peuvent être forts en Manche ainsi qu'au large du Cap Finistère.

#### Situation anticyclonique

Situation très fréquente en été (30% des cas), rare en hiver (8% des cas).

Un anticyclone est situé sur le proche Atlantique et se prolonge sur l'Europe de l'Ouest. Suivant sa position et suivant les zones, on observe des vents variables faibles (parfois modérés de Nord-Est en Manche).

#### .12. Références

Augros E., Canet, I., Kerleau, C., David P., 1991: Zones Inter Service Mer. Tome I : Manche et Atlantique. Série : Données et Statistiques, n°11. Météo-France.

Hurrell, J.W., 1995: Decadal trends in the North Atlantic Oscillation regional temperatures and precipitations. *Science*, 52, 2286-2301.

Parker and Folland, C.K., 1988: The nature of Climatic variability. *Met. Mag*, 117, 201-210.

Wallace, J.M, Zhang, Y. and Renwick, J.A., 1995: Dynamic contribution to hemispheric mean temperature trends. *Science*, 270, 780-783.



## 1. Activités humaines

Dans son contexte de mer ouverte à caractère hydroclimatique caractéristique, le Golfe de Gascogne est soumis à une forte pression anthropique. Les activités humaines y sont multiples. Notamment,

- la pêche, qui revêt une importance économique de tout premier ordre, avec des captures de plus de 100 000 tonnes en 1997 et en 1998. Il en résulte divers déséquilibres pour les stocks de poissons tels que anchois, merlu ou sardine.
- la navigation maritime : intensité du trafic maritime dans le Golfe de Gascogne, activités portuaires et transport des matières dangereuses le long des côtes françaises.
- l'impact des activités humaines liées à la navigation : accidents, pertes de conteneurs, pollutions par hydrocarbures pétroliers, résidus pétroliers échoués sur le littoral, opérations de "déballastage" en mer, pollutions chimiques, et autres.





### 1.1. Pêcheries démersales (Alain BISEAU)

#### .13. Présentation de l'activité halieutique française

Le golfe de Gascogne est une zone de pêche caractérisée par une très grande diversité de navires, d'engins de pêche et de métiers, mais aussi d'espèces capturées - une centaine - dont certaines, comme les espèces estuariennes (civelles, alose), peuvent atteindre des valeurs très importantes.

#### Espèces exploitées. Source : Statistiques de Pêche (CRTS) 1997

En 1997, la production totale française du golfe de Gascogne dépasse 100 000 tonnes pour 1,8 milliard de francs. Les espèces pélagiques représentent 16% de la valeur débarquée pour 42% du tonnage.

Ces chiffres de production sont vraisemblablement sous-estimés, car une partie (inconnue) des débarquements, surtout des espèces à forte valeur commerciale (sole, civelle ... échappe aux statistiques officielles car faisant l'objet de ventes directes.

Les principales espèces démersales sont présentées dans le tableau 1.

Les quatre premières espèces en valeur (Sole, Merlu, Langoustine, Baudroies) représentent plus de la moitié de la valeur totale débarquée, pour 40 % des quantités totales.

#### Engins utilisés

Ces espèces démersales sont capturées principalement par des chaluts de fond (50%), des filets (16%), des engins non identifiés (14%), puis à des degrés moindres par des chaluts pélagiques, des lignes, des dragues et des casiers.

#### Navires

Près de 2 500 navires français sont répertoriés ayant une activité de pêche dans le golfe de Gascogne (Source: POP et RAP 96), parmi lesquels on peut distinguer deux tiers de navires très côtiers que l'on pourrait appeler 'territoriaux' puisque l'essentiel de leur activité se tient à l'intérieur de la bande des 12 milles, d'une longueur de 6 à 10 mètres. 13% sont des 'côtiers-hauturiers', c'est-à-dire qu'ils pêchent au-delà des 12 milles



(longueur > 15 mètres), et 20% sont 'mixtes' car ils fréquentent la bande côtière mais aussi 'le large' (9-18 m).

Ces bateaux sont quasi-exclusivement des bateaux immatriculés dans les ports de la façade atlantique.

Espèces	Valeur (MF)	Quantité (t)
Sole	309	5500
Merlu	198	9500
Langoustine	154	3400
Baudroies	108	5300
Civelle	108	800
Bar	94	1700
Seiche	68	4500
Encornet blanc	48	1 500
Congre	26	2400
Cardine	26	1200
Rouget barbet	24	570
Divers Poissons	22	1 900
Merlan	21	2300
Bouquet	20	230
Lieu jaune	19	1200
Tourteau	18	1 600
Céteau	17	770
Turbot	12	190
<b>Maigre</b>	12	660
Raie fleurie	il	1 300
Tacaud	10	1 700

*Tableau 1 - Débarquements en quantité et valeur des principales espèces démersales capturées en 1997 dans le golfe de Gascogne (Source CRTS 1997).*



Longueur totale (m)	'Territoriaux'	'Mixtes'	'Large'	Totaux
3 - 6 m	192	2	0	194
6- 9 m	789	49	1	839
9- 12 m	486	193	18	697
12 - 15 m	87	79	31	197
15 - 18 m	48	124	109	281
18 - 21 m	8	52	100	160
21 - 24 m	0	13	42	55
> 24 m	0	14	17	31
Total	1610	526	318	2454

*Tableau 2 - Nombre de navires ayant une activité de pêche dans le golfe de Gascogne en 1996 (Source RAP96), par classe de longueurs.*

2 000 navires seulement sont recensés dans les Statistiques de Pêche (CRTS) comme ayant pêché (vendu) au moins une fois dans le golfe de Gascogne en 1997.

Après suppression des navires ayant une activité très faible et/ou très faiblement décrite dans les Statistiques de Pêche, c'est-à-dire ceux qui sont rapportés ayant pêché moins de 200 h dans l'année (soit environ un mois), il ne reste qu'un peu moins de 1 500 navires pour lesquels l'activité et la production sont supposées bien décrites. Il faut néanmoins signaler qu'une partie des marées de ces navires n'est pas renseignée (c'est-à-dire qu'aucune information n'est disponible sur le secteur fréquenté, l'engin utilisé et/ou le temps de pêche).

Ainsi, sur les 2 500 navires du golfe de Gascogne, 500 navires environ échappent totalement au système national des Statistiques de Pêche, et plus de 500 ont une activité décrite très partiellement. En clair, l'essentiel de nos connaissances repose sur des informations provenant de 60% des navires seulement.

En identifiant ces navires selon l'engin qu'ils utilisent principalement, 33 % sont des Chalutiers de Fond, 23 % des Fileyeurs, 12 % des Civelliers, 10 % des Ligneurs, 8 % des Chalutiers Pélagiques, 5 % des Caseyeurs, 3 % des Dragueurs, 2 % des Bolincheurs et 5 % ne sont pas identifiés.



## Métiers

A partir des navires dont l'activité est bien décrite dans les statistiques de pêche, en considérant les principales espèces cibles (et des pourcentages seuils associés) et en tenant compte de l'activité dominante, il est possible de représenter l'activité halieutique du golfe de Gascogne à travers un certain nombre de métiers. Le chalutage pour la langoustine constitue l'activité principale de 15 % de ces navires, la capture de la civelle 12 %, la recherche de sole au filet 10 %, de congres et bars à la ligne 7%.

### .14. Mesures de gestion

L'activité halieutique dans le golfe de Gascogne est complexe. Les mesures de gestion qui y sont en vigueur sont nombreuses et visent à encadrer les captures, l'activité, les modalités d'exploitation. Elles sont souvent accompagnées de dérogations.

## TAC et quotas

Le contingentement des captures concerne des stocks évalués sous l'égide du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) (Anchois, Merlu, Chinchard, Maquereau, Cardine, Baudroies, Langoustine, Sole), d'autres par le Conseil Scientifique Technique et Economique des Pêches (CSTEP) (Lieu jaune), et certains non évalués (Merlan, Plie).

Il faut noter que, s'il existe pour le golfe de Gascogne des TACs de merlu, baudroies et cardine, ces stocks sont réputés s'étendre au-delà du golfe et leur évaluation prend en compte la totalité de leur aire de répartition.

Enfin, pour le Chinchard et le Maquereau, les TACs, comme les stocks, couvrent des zones débordant largement le seul golfe de Gascogne.

Les TACs sont partagés entre la France et l'Espagne pour les stocks suivants: Anchois, Merlu, Cardine, Chinchard, Merlan et à un degré moindre Baudroies, Langoustine, Lieu jaune et Plie. Une partie du TAC de Sole est attribuée aux Pays-Bas et à la Belgique.

## Effort / Nombre de bateaux

Les Plans d'Orientation Pluri-annuels (POP) institués par la CE, visent à limiter la puissance motrice de l'ensemble des flottes nationales. Une segmentation a été mise en place afin que les taux de réduction soient modulés selon les engins utilisés et les espèces recherchées.



Par ailleurs, le golfe de Gascogne a été soumis pendant longtemps à une réglementation particulière visant à limiter l'activité des navires espagnols (listes de base, listes périodiques...). Ces dispositions ont été supprimées en 1995 lors de la révision de l'Acte d'Adhésion de l'Espagne et du Portugal, mais de nouvelles dispositions ont été prises afin de maintenir, pour tous les pays, l'effort de pêche au niveau de celui enregistré pour les années 1986-1995 (en nombre de bateaux et puissance maximum). Une limitation de l'effort de pêche par un système de “ Jours Navires Standards ” (JNS), longtemps envisagée n'a finalement pas été retenue.

Enfin, en ce qui concerne les navires français, la pratique d'un certain nombre de métiers (chaluts pélagiques à anchois, filets à thons...) est encadrée par un système de licences qui limite le nombre de bateaux.

### **Maillage et taille marchande**

Un nouveau règlement “ Mesures techniques ” a été adopté le 30 mars 1998 et doit entrer en application le 1er janvier 2000. Ce nouveau règlement harmonise les maillages poissons et langoustine à 70 mm, alors qu'auparavant, le chalutage dirigé sur la langoustine pouvait utiliser un maillage de 55 mm, contre 65 mm pour le poisson. Cependant, de nombreuses dérogations subsistent, par exemple: Crevettes, Anchois = 16 mm, Céteau = 32 mm, Galathée = 60 mm.

Par ailleurs ce nouveau règlement a modifié de nombreuses tailles marchandes afin de les mettre en rapport avec la sélectivité des nouveaux maillages.

### **Autres mesures envisagées/envisageables**

- Cantonnement : lors de l'élaboration du nouveau règlement sur les mesures techniques, un projet de cantonnements à merlu, sur la grande Vasière notamment, a été à l'étude. Ce cantonnement, situé en plein dans la zone d'activité des chalutiers langoustiniers bigoudens, prévoyait une interdiction totale du chalutage, mais une ouverture pour les engins dits dormants (palangres, filets). Ces dispositions ont été jugées inacceptables par les pêcheurs, et d'un intérêt probable mais non quantifiable par les scientifiques.
- Arrêt de la pêche à certaines périodes : une alternative à la fermeture totale d'une zone serait l'arrêt de la pêche à certaines périodes de l'année, notamment lorsque les mortalités par pêche sont fortes sur les juvéniles (comme cela se pratique en Islande par exemple). Cette mesure alternative serait sûrement mieux acceptée par les professionnels et sans



doute beaucoup plus efficace qu'un simple cantonnement, car les effets pervers d'un redéploiement permanent à la périphérie de la zone fermée pourraient être évités.

- Adoption de dispositifs sélectifs : de tels dispositifs pourraient/devraient être encouragés dans des zones sensibles si l'arrêt de la pêche ne peut être envisagée, que ce soit les chaluts sélectifs à crevette, à langoustine (nappe séparatrice), les panneaux de mailles carrées....

#### .15. Etat des stocks

Une synthèse des connaissances sur les principaux stocks exploités dans le golfe de Gascogne est donnée en annexe sous forme de “ fiches espèces ”. Un bref résumé en est donné ci-dessous.

### **Merlu**

Ce stock a une aire de répartition plus large que le seul golfe de Gascogne, et l'évaluation porte sur la totalité du 'Stock Nord' (de la frontière espagnole à la Norvège).

Les débarquements qui, après les fortes valeurs d'après guerre s'étaient stabilisés dans les années 1965 autour de 60 000 t, ont fortement baissé depuis 10 ans: 65 000 t en 1988, 43 000 t en 1997.

La biomasse de géniteur (SSB) a considérablement chuté entre 1979 (230 000 t) et 1993 (120 000 t) et semble se stabiliser à ce bas niveau depuis, conséquence d'une baisse récente de la mortalité par pêche, voire d'une amélioration du diagramme d'exploitation.

En 1993, près de 80% en nombre des merlus capturés (par les Français et les Espagnols) dans le golfe de Gascogne (soit 84 millions d'individus pour 3 700 t) sont inférieurs à la taille légale de 27 cm. Les chiffres pour 1997 sont en baisse (70 millions de merlus 'hors-taille', soit 56 % des individus capturés), mais restent très alarmants.

La très importante quantité de rejets et/ou de débarquements de tout petits merlus, et la baisse constante de la biomasse de géniteurs conduisent à un diagnostic de mésexploitation doublée de surexploitation.



## Langoustine

La langoustine est un stock difficile à évaluer car les modèles utilisés pour les poissons ne sont pas parfaitement adaptés à des populations de crustacés à croissance discontinue et pour lesquelles l'estimation de l'âge est délicate. Ce stock a longtemps été considéré comme stable et à l'abri des problèmes, le comportement des femelles grainées enfouies dans les terriers étant supposé constituer un gage de pérennité du stock. Cependant les récentes évaluations laissent voir quelques sujets de préoccupation : baisse constante de la biomasse et du recrutement depuis 10 ans, en plus d'une méexploitation chronique.

## Soie

La mortalité par pêche présente une tendance générale à la hausse depuis 1984, avec un maximum en 1994.

La biomasse des géniteurs augmente très légèrement, conséquence d'une amélioration du profil d'exploitation et de recrutements relativement stables.

## Baudroies (blanche et noire)

*Stocks communs au golfe de Gascogne et à la mer Celtique*

Deux bons recrutements en 1991-1992 pour la baudroie blanche, et 1993-1994 pour la noire, ont amené une amélioration récente de l'état des stocks (débarquements et SSB au niveau de ceux de la fin des années 1980). Cependant, les débarquements actuels (30 000 t pour les deux espèces confondues) sont très inférieurs à ceux des années fastes de la pêche (40 000 t en 1980).

## Cardine

Stock commun au golfe de Gascogne et à la mer Celtique. Ce stock montre une grande stabilité de la biomasse des géniteurs et des recrutements. Cependant il souffre d'une méexploitation chronique avec des captures très importantes de petits individus et des rejets souvent considérables.



### **Autres (lieu jaune, merlan, raie fleurie ... )**

Pas d'évaluation analytique au sein du CIEM. Le lieu jaune est évalué par le CSTEP, merlan et raie fleurie faisant l'objet d'un suivi et d'études ponctuelles.

#### .16. Points clés des Pêcheries démersales

En plus d'une compétition pour les moyens de production (consécutives aux régimes de limitation des flottes et/ou des activités) et pour les marchés, l'activité halieutique s'inscrit dans sa logique de cueillette : le principe " tout poisson non capturé par un pêcheur pouvant l'être par un autre " induit une compétition pour la ressource, mais aussi pour l'espace.

### **Facteurs limitants : La Ressource, l'Espace, rarement les pêcheurs**

Définissant une pêcherie comme l'interaction entre acteurs économiques, ressource et espace, il est possible de mettre en évidence un certain nombre de points de blocage ou de friction.

#### Compétition pour l'espace

Tous les métiers qui se pratiquent dans les mêmes secteurs sont potentiellement en compétition pour l'espace lorsque leur activité s'exerce au même moment. Les conflits entre arts traînants et arts dormants sont les plus vifs, et spécialement dans la zone côtière du fait de sa faible largeur, du nombre élevé de bateaux qui y travaillent et de la grande diversité des métiers pratiqués. Les pêcheurs sont en effet plus sensibles à la gêne subie dans l'exercice de leur métier et a fortiori à la dégradation de leur matériel ou à l'appropriation d'une zone par un engin concurrent, qu'aux répercussions plus lointaines d'une compétition pour la ressource.

#### Compétition pour la ressource

Il est rare qu'un stock soit suffisamment isolé pour qu'il ne donne pas lieu à des interactions ou influences réciproques engendrées par la présence de plusieurs flottilles, métiers ou pays, entrant en compétition pour la capture de l'espèce et/ou pour les marchés. Ces interactions peuvent être simultanées si les différentes flottilles capturent des poissons de tailles identiques; elles sont dites séquentielles si les captures d'une flottille sont constituées de poissons de tailles inférieures à celles des autres, tout poisson épargné par cette flottille pouvant être capturé plus gros par les autres. En outre, une flottille ne capture rarement qu'une seule espèce, et la



mixité des pêcheries vient de cette pluri-spécificité des captures. Cette pluri-spécificité peut donner lieu également à des interactions puisqu'une espèce capturée accessoirement par une flottille peut être l'espèce cible d'une autre flottille. De plus, la mixité des pêcheries favorise les reports d'effort, certains navires changeant de métier et donc de zone et/ou d'espèces cibles.

Enfin, les pêcheries démersales dans le golfe de Gascogne ne peuvent pas être considérées comme un ensemble sans lien avec les pêcheries extérieures pour des stocks communs à d'autres zones (merlu, baudroies, cardine...), voire avec d'autres pêcheries amenant sur le marché des produits concurrentiels. Tout aménagement doit donc tenir compte de l'intégralité de ces pêcheries.

### **Pêcheries mixtes**

Les pêcheries démersales du golfe de Gascogne sont dominées par les interactions langoustine merlu principalement sur la vasière de sud Bretagne et jusqu'à Rochebonne, et par les interactions crevette - sole dans le sud du golfe. Ces pêcheries posaient des problèmes vis à vis de la réglementation générale des maillages puisque la pêche à la langoustine s'effectuait avec un maillage dérogatoire théorique de 55 mm, celle de la crevette grise avec du 20 mm.

#### **Langoustine / merlu**

L'histoire a montré que le développement de la pêche artisanale langoustinière a précipité la décroissance du stock de merlu (Charuau, 1988) par une capture très importante de très jeunes merlus qui se traduit soit par des rejets importants, soit par une commercialisation de poissons inférieurs à la taille minimale légale. En effet, les pêcheries de merlu et de langoustine sont mêlées ou juxtaposées, et les langoustiniers ne changeaient pas toujours de maillage en sortant des pêcheries à langoustine qui sont bien localisées, alors que les zones à merlu sont plus diffuses et couvrent la totalité du golfe de Gascogne. De surcroît, il faut noter qu'une partie des nourriceries de merlu coïncide avec les pêcheries à langoustine. Cette répartition est la conséquence des caractéristiques sédimentologiques du golfe de Gascogne, faite d'alternance de substrats variés: " Mosaïque ", " marqueterie, imbrication " tels sont les termes utilisés pour décrire la structure sédimentologique du golfe de Gascogne (Glémarec, 1969 ; Pinot, 1974). Les deux espèces sont inféodées à des substrats très typés, à dominante vaseuse pour la langoustine, sablo-vaseux pour le jeune merlu.



### Soie /crevette

Les principales nourriceries de sole se localisent dans les zones côtières et dessalées et se superposent, au moins en partie, aux pêcheries de crevette grise. Les chalutiers à crevette grise utilisent des chaluts à très petite maille (20 mm) et capturent des quantités importantes de très jeunes soles.

### Pêcheries séquentielles

Si la langoustine n'est capturée que par du chalut de fond, les autres espèces et spécialement merlu et sole font l'objet d'une pêche dirigée de la part de plusieurs flottilles utilisant des engins différents.

Les pêcheries de merlu et de sole sont dites séquentielles car les structures en taille des captures des flottilles/métiers impliqués sont très diverses, tout poisson épargné par les flottilles capturant les plus petits individus pouvant être capturé, plus gros, par les autres. Elles sont souvent doublées d'une compétition pour la ressource, pour l'espace et pour les marchés.

Merlu : Chalut langoustine, Chalut poisson, Chalut pélagique, Palangre, Filets maillants

On voit sur cette figure que les captures internationales de petits merlus sont principalement le fait de navires recherchant le poisson. En effet, même si les langoustiniers capturent une plus forte proportion de merlu 'hors-taille (70 % en 1997), le nombre total de ceux-ci est trois fois moins important que celui provenant des autres chalutiers pour lesquels les petits merlus ne représentent que 66 % des captures.

Une amélioration de la sélectivité et/ou une diminution de la pression de pêche sur les très jeunes merlus auraient un impact économique très important pour toutes les autres pêcheries capturant du merlu. Les grands gagnants seraient les fileyeurs et les chalutiers hors du golfe de Gascogne, les grands perdants seraient bien sûr ceux qui auraient consenti le plus gros effort en réduisant leur capture de petit merlu et donc de leur chiffre d'affaires (Biseau, 1996). La réalité serait sans doute plus difficile à appréhender car si le marché, en particulier espagnol, est très demandeur de petits merlus, une forte augmentation des débarquements de merlu de bonne taille risquerait fort de créer des problèmes d'engorgement du marché.



Sole : Chaluts à crevette, Chaluts côtiers, Filets maillant

Les pêcheries de crevette grise ne peuvent avoir que des effets négatifs sur les navires exploitant le stock de sole plus au large ou en dehors des nourriceries, et spécialement ceux visant exclusivement la phase adulte (filets maillants notamment). Depuis quelques années, les captures de sole par les chalutiers à crevette grise sont en nette régression (déclin de ce métier et/ou utilisation de chaluts sélectifs). A l'inverse, la pêche française aux filets fixes a connu un essor considérable depuis 1984, et procure près de là moitié des débarquements totaux. La conjonction de ces deux tendances a eu un effet très positif sur le diagramme d'exploitation de ce stock.

Cette séquentialité des pêcheries concerne également les baudroies qui sont capturées par les chaluts de fond, mais également, depuis une dizaine d'années par une pêche au filet maillant (franco espagnole notamment). Le merlan fait l'objet d'une pêche au chalut de fond, au chalut pélagique, à la ligne et dans une moindre mesure aux filets. Un autre exemple, générateur de conflits par les excès régulièrement constatés concerne le bar, capturé en hiver par des chalutiers pélagiques qui profitent des concentrations de géniteurs pour faire de très importantes captures entraînant parfois des engorgements de marché, et des ligneurs pratiquant la traîne ou la palangre toute l'année.

#### .17. Conclusion et grands problèmes

La grande diversité des pêcheries, l'état des principaux stocks, l'importance socio-économique constituent autant de raisons pour parfaire nos connaissances sur le golfe de Gascogne. Le merlu constitue l'espèce majeure d'une telle étude, de par son poids économique, mais aussi de la complexité des problèmes (mixité et séquentialité des pêcheries, non-respect de la réglementation, déficience des statistiques de pêche, ignorances biologiques .... ).

Il faut rappeler quelques points très importants qui conditionnent la réussite d'une telle entreprise

l'activité halieutique dans le golfe de Gascogne est mal connue dans sa totalité et dans son détail. Les Statistiques de Pêche n'ont jamais pris en compte, loin s'en faut, l'intégralité de l'activité (spécialement dans la bande côtière), et les données fiables et précises sont de plus en plus rares du fait de la dégradation du système de collecte et de traitement des statistiques de pêche, alors que des informations bateau par bateau, marée par marée, sont un préalable à toute étude fine.



l'identification des stocks/populations est également une des clés d'une telle étude. D'éventuelles modifications de frontières entre les stocks (actuellement plus politiques que réellement scientifiques ?) remettraient en effet en question une bonne partie de notre perception des pêcheries du golfe de Gascogne, ou tout au moins de l'état des principaux stocks. Il convient donc de s'interroger sur la réalité des frontières actuelles : le gouf du Cap Breton est-il une véritable frontière, pour les adultes, pour les larves ? Qu'en est-il de l'estuaire de la Gironde ? Quelle incidence sur l'évaluation, sur la gestion ?

De la même façon, la réalité des frontières vers le nord (limite golfe de Gascogne / mer Celtique ouest Ecosse) devrait être étudiée. De plus, pour le merlu du Nord, il convient de s'interroger sur la pertinence et les effets de TACs différents selon les zones (Baltique, Mer du Nord, Nord et Ouest des îles britanniques, golfe de Gascogne), alors qu'il est considéré comme un seul stock et évalué comme tel.

Enfin, toute étude pour une exploitation durable des ressources halieutiques du golfe de Gascogne doit se pencher sur le respect de la réglementation en vigueur (maillage, taille marchande, voire quota et/ou effort de pêche), sur la faiblesse des contrôles et le très fort attrait économique pour le petit merluchon. Le système de gestion montrant ses limites, il faut s'interroger : s'agit-il des limites des procédures de gestion ou des modalités de leur application ? Peut-on proposer des mesures complémentaires/alternatives ? Dispose-t-on des données et des moyens méthodologiques pour quantifier a priori l'impact de chacune : dispositifs sélectifs, réduction d'effort de pêche (limitation du nombre de navires, du temps de pêche, des zones de pêche), voire appropriation de la ressource ?

#### .18. Références

Biseau A., 1996.- Etude d'impact d'une augmentation de maillage des chaluts dans le golfe de Gascogne. rapport MAPA/DPMCM. Réf Ifremer : 95/1212434/BF, 73 p.

Charuau A., 1988.- Les pêcheries mixtes de langoustine et de merlu du golfe de Gascogne. Modélisation bio-économique et simulation des procédures de gestion. Rapport CEE/Ifremer. 88/1210774/BF.

Dardignac J., 1988.- Les pêcheries du golfe de Gascogne. Bilan des connaissances. Rapports *scientifiques et techniques de Ifremer*, n°9 : 206 pp.

Glemarec M., 1969.- Les peuplements benthiques du plateau continental Nord-Gascogne. Thèse de doctorat.



Guichet R, Moguedet Ph., Mesnil B. & A. Battaglia A., 1998.-  
Echantillonnage biologique des rejets de poissons et autres organismes  
dans le golfe de Gascogne. Rapport final. Contrat BIO ECO 94-054 CEE  
DG XIV 121 p.

Guichet R., 1996.- Le merlu européen (*Merluccius merluccius* L.) RI  
DRV 96-04.

ICES, 19XX.- Report of the working group on fisheries units in sub-areas  
VII and VIII.

ICES, 19XX.- Report of the working group on Nephrops stocks.

ICES 19XX.- Report of the working group on the assessment of southern  
shelf demersal stocks.

Moguedet Ph., Trujillo V. & P. Lucio, 1998.- "The status of the Northern  
hake (*Merluccius merluccius*) stock in 1997 : an optimistic outlook for  
fishermen in the Bay of Biscay ?", VIème Colloque International  
d'Océanographie du Golfe de Gascogne, San-Sebastiàn, avril 1998.

Pinot JP., 1974.- Le précontinent breton, entre Penmarch' Belle Ile et  
l'escarpement continental, étude géomorphologique.



### 1.1. Aquaculture dans les espaces côtiers de l'Atlantique (Loïc ANTOINE)

La longue façade maritime de la mer Celtique et du golfe de Gascogne, prolongée par un vaste plateau continental, offre des conditions très favorables aux activités d'aquaculture et de pêche, pratiquées depuis plusieurs siècles dans cette région. Les retombées économiques et sociales sont primordiales pour les populations côtières. On peut schématiquement distinguer l'aquaculture en marais maritimes, la conchyliculture côtière, les pêches estuariennes et les pêches maritimes proprement dites.

L'aquaculture est l'un des nombreux usages des marais maritimes de la côte française de l'Atlantique exploités par l'homme depuis le Moyen Âge. L'affinage des huîtres en « claires » est un exemple d'activité traditionnelle. Les éclosiers de coquillages se sont installés en marais maritimes dans les années 1980 ainsi que des entreprises de pisciculture marine (turbot, bar, dorade). Dans les zones fortement anthropisées, l'usage aquacole actuel des marais maritimes apparaît comme un facteur favorable à la préservation des zones humides face à la multiplication des usages à caractère plus agressif ou destructeur (assèchement, agriculture intensive, constructions immobilières, industries, etc.).

La conchyliculture tient une place privilégiée dans les activités économiques de la côte Atlantique. La France, premier producteur de coquillage d'élevage d'Europe (210 000 tonnes), élève près des deux-tiers de sa production d'huîtres et de moules sur sa façade atlantique. Cette activité traditionnelle fait partie intégrante du paysage économique, social et culturel des régions littorales et contribue au maintien de la stabilité écologique des milieux littoraux. Néanmoins, elle est fréquemment soumise aux pressions des divers usages : la mer côtière est le réceptacle de multiples rejets qui peuvent mettre en danger la salubrité des produits mis en vente selon les normes européennes. Le tourisme en fort développement vient sur certains sites en concurrence pour l'occupation des zones balnéaires.



## 1.2. Navigation maritime et pollutions (Michel MARCHAND)

Plusieurs millions de tonnes de marchandises (hydrocarbures, produits alimentaires, produits chimiques, minerais, minéraux) sont transportés chaque année par voie maritime le long des côtes françaises. Le transport de beaucoup de ces produits peut entraîner, en cas d'accident, une pollution. Pour apprécier la nature et le volume du trafic maritime, 3 sources de documentation ont été consultées : (i) l'activité des compagnies maritimes françaises, (ii) les activités des principaux ports français métropolitains sur la façade Atlantique, (iii) les données statistiques de la Marine Nationale concernant le trafic maritime le long des côtes de la Manche, porte de sortie ou d'entrée du Golfe de Gascogne.

### .19. Compagnies maritimes françaises

D'après les derniers chiffres publiés par la Direction du Transport Maritime pour 1997 (Le Marin, 1998), la flotte française est composée de 210 navires, regroupés au sein de 28 compagnies. Les six compagnies les plus importantes occupent des activités diverses (tableau 1).

La compagnie DELMAS occupe la première place avec 31 bâtiments après fusion avec la SCAC (Société Commerciale d'Affrètement et de Commission) et se consacre essentiellement au transport de conteneurs entre l'Europe et l'Afrique. La CNN (Compagnie Nationale de Navigation) et la Compagnie Maritime Belge viennent de créer une nouvelle entité, EURONAV-LUXEMBOURG, composée de 21 navires, spécialisée dans le transport des produits pétroliers. Quant à la CGM (Compagnie Générale Maritime), autre grande compagnie comptant 20 bateaux à son actif, essentiellement des porte-conteneurs, elle traite essentiellement du transport nord/sud, avec un réseau de lignes desservant les Dom/Tom et l'ensemble de l'Amérique latine. La compagnie LOUIS DREYFUS détient 13 navires, vraquiers et méthaniers, desservant essentiellement l'Afrique. L'activité principale du groupe VAN OMMEREN TANKERS, possédant 13 bâtiments, est le cabotage pétrolier. Les 11 navires de la NAVALE FRANÇAISE (issue de fusions entre plusieurs compagnies, dont la Société Finistérienne de Cabotage) sont spécialisés dans le transport de liquides en vrac, en particulier les huiles et les vins.

Tableau 1 : Compagnies maritimes françaises

<b>Trafic des compagnies maritimes françaises</b>			
Hydrocarbures			35 %
Conteneurs			15 %
Vrac			10 %
Gaz			8 %
Polyvalents			12 %
Rouliers et autres			20 %
<b>Principales compagnies maritimes françaises</b>			
	<b>Nombre total de navires</b>	<b>Nombre de navires sous pavillon français</b>	<b>Types de bateaux</b>
DELMAS/SCAC/ VIELJEUX	31	11	Rouliers porte-conteneurs Ro/Ro, polyvalents
CNN/EURONAV -LUXEMBOURG	21	12	Pétroliers, gaziers
CGM/CMA	20	16	Porte-conteneurs, gaziers, Ro/Ro, navires spéciaux
LOUIS DREYFUS	13	5	Vraquiers, méthaniers
VAN OMEREN TANKERS	13	13	Pétroliers
NAVALE FRANÇAISE	11	6	Vraquiers, navires-citernes

## .20. Activités portuaires

L'acheminement des personnes et des produits est une vocation traditionnelle des ports marchands. Aux différents types de navigation (navigation côtière, cabotage national et cabotage international) qui ont chacun leur réglementation administrative, différents niveaux d'équipements portuaires ont vu le jour, selon la nature et l'importance des échanges économiques, correspondant à des ports locaux, des ports régionaux ou ports d'intérêt national et des ports autonomes. Au total, 67 ports de commerce s'échelonnent le long du littoral français : 44 ports locaux, 17 ports d'intérêt national et 6 ports autonomes. Les seuls



départements littoraux ne disposant pas d'un port de commerce sont l'Eure, les Landes et le Gard. Les ports les plus importants sont représentés par les ports autonomes (Dunkerque, Le Havre, Rouen, Nantes-St-Nazaire, Bordeaux et Marseille), qui assurent 80 à 90 % des trafics nationaux.

Sur la façade Atlantique de la région du Golfe de Gascogne, 20 ports de commerce sont dénombrés de la Pointe du Raz à la frontière espagnole : 2 ports autonomes, 4 ports d'intérêt national et 14 ports locaux (tableau 2).

*Tableau 2 : Liste des ports métropolitains sur la façade Atlantique du Golfe de Gascogne*

Ports autonomes	2	Nantes-St-Nazaire, Bordeaux
Ports d'intérêt national	4	Concarneau, Lorient, La Rochelle-Pallice, Bayonne
Ports locaux	14	Loctudy, Pont l'Abbé, Quimper, Hennebont, Vannes, Redon, Pornic, Port-Joinville, Les Sables d'Olonne, Marans, Rochefort, Tonnay-sur-Charente, Royan, Mortagne-sur-Gironde

Le recueil des données statistiques du trafic portuaire est effectué par les services maritimes, les ports autonomes et Chambres de Commerce et d'Industrie. Les résultats sont publiés par le Ministère de l'Équipement, du Logement, des Transports et du Tourisme sous la forme d'un annuaire statistique : *"Résultats de l'exploitation des ports maritimes"*.

Le trafic total représente le trafic global de marchandises débarquées ou embarquées dans l'ensemble des ports maritimes métropolitains. Selon le mode de conditionnement, les trafics de marchandises traités par les ports maritimes de commerce sont répartis en trois groupes :

- les liquides en vrac : ce groupe comporte les liquides transportés dans des cuves aménagées dans les navires, les solides dissous dans une solution liquide, ainsi que les gaz liquéfiés (gaz naturel, méthane, propane, etc.) ;
- les solides en vrac : ce groupe rassemble les "marchandises sèches" dont la structure ne permet pas le dénombrement ;
- les marchandises diverses : ce groupe très hétérogène comporte non seulement les marchandises conditionnées (caisses, cartons, paquets, fûts, sacs, cylindres, rouleaux, etc.) mais aussi les unités de charge (marchandises prépalettisées, préélinguées ou fardées, cadres, plateaux,

remorques, voitures, etc.), les marchandises en conteneurs, colis lourds, et celles dont le conditionnement n'a pu être apprécié.

Le tableau 3 présente l'évolution du trafic portuaire (entrées et sorties) pour toutes marchandises et pour les produits pétroliers au niveau national et pour les principaux ports situés sur la façade Atlantique du Golfe de Gascogne.

*Tableau 3 : Evolution du trafic portuaire national et des principaux ports du Golfe de Gascogne (Lorient, Nantes-Saint-Nazaire, La Rochelle-La Pallice, Bordeaux (millions de tonnes) (Marchand M., 1997)*

	1992	1993	1994	1995	1996	1997
<u>Toutes marchandises</u>						
• France	302,36	304,37	303,48	296,68	298,30	
• Golfe de Gascogne	44,34	43,75	41,94	41,32	41,15	43,43
%	14,7	14,4	13,8	13,9	13,8	
<u>Produits pétroliers</u>						
• France	148,04	149,59	145,14	139,04	142,76	
• Golfe de Gascogne	24,40	25,25	24,37	23,90	22,75	14,00
%	16,5	16,9	16,8	17,2	15,9	

Le tableau 4 présente les statistiques des mouvements portuaires du Golfe de Gascogne pour l'année 1994 (Stéphan G., 1998).

*Tableau 4 : Trafic portuaire dans le Golfe de Gascogne (millions de tonnes)*

	Golfe de Gascogne (*)	% par rapport au trafic national
Trafic total	46,7	15 %
Liquides en vrac	26,87	17 %
dont produits pétroliers	24,94	17 %
Solides en vrac	16,29	23 %
Marchandises diverses	3,58	4 %
dont conteneurs	0,64	4 %



*Source : DTMPL (1994) ; (\*) Chiffres légèrement sous-estimés ne prenant pas en compte les activités portuaires du département du Finistère.*

Le tableau 5 représente les données statistiques de ces activités à partir du classement des produits selon leur catégorie définie par la nomenclature statistique des transports NST (annexe 1) (Guennou K., 1994).

Le tableau 6 résume les statistiques des activités portuaires en 1994 et 1995 des produits susceptibles de provoquer une pollution des eaux en cas d'accidents et de déversements accidentels (produits pétroliers, produits chimiques, huiles végétales et animales).

Le trafic portuaire dans le Golfe de Gascogne se situe entre 40 et 50 millions de tonnes par an, chiffre relativement modeste représentant environ 15 % du trafic portuaire national. Les principaux établissements portuaires dépassant un trafic annuel d'un million de tonnes sont les deux ports autonomes de Nantes-Saint-Nazaire et Bordeaux et les trois ports d'intérêt national de Lorient, La Rochelle et Bayonne. La singularité du trafic portuaire dans la région du Golfe de Gascogne concerne une activité soutenue pour les produits agricoles, de l'agro-alimentaire et des engrais (32 à 37 % du trafic portuaire national), une activité modeste pour les produits pétroliers et les produits chimiques (respectivement 17 et 13 % du trafic national) et une activité faible pour le transport maritime par conteneurs (4 %). L'essentiel du trafic portuaire en produits pétroliers est assuré par le port autonome de Nantes-Saint-Nazaire (17 Mt/an), activité modeste par rapport au trafic portuaire de Marseille (67 Mt/an) ou du Havre (46 Mt/an). Le trafic portuaire de produits chimiques représente au niveau national environ 12 Mt/an, les activités dans les ports du Golfe de Gascogne ne dépassent pas 0,3 à 0,4 Mt/an (Nantes-Saint-Nazaire, La Rochelle, Bordeaux, Bayonne).



Tableau 5 : Statistiques du transport maritime des marchandises dans les principaux ports du Golfe de Gascogne (1996)  
(millions de tonnes)

	TOTAL	Produits agricoles	Produits alimentaires	Combustibles minéraux solides	Produits pétroliers	Minerais	Produits métallurgiques	Matériaux de construction	Engrais	Produits chimiques	Véhicules et produits manufacturés
Lorient	3,30	< 0,01	1,80	0	0,82	< 0,01	<0,01	0,27	0,06	0	0,33
Nantes/St-Nazaire	24,51	1,41	2,34	0,75	17,26	0,08	0,17	1,12	0,63	0,42	0,33
Sables d'Olonne	0,35	0,13	0,03	0	< 0,01	0	0	0,12	0,07	0	< 0,01
La Rochelle	6,06	1,70	0,20	0	3,00	0	0,03	0,30	0,33	0,43	0,07
Tonnay-Charente	0,75	0,26	0,05	0,01	0	0	0	0,32	0,01	< 0,01	0,10
Bordeaux	9,32	2,47	0,77	0,21	4,87	0,03	0,03	0,12	0,43	0,37	0,03
Bayonne	2,85	0,60	0,02	< 0,01	0,51	0,02	< 0,01	0,79	0,56	0,34	< 0,01
Total Golfe de Gascogne	47,14	5,97	5,21	0,97	26,46	0,13	0,23	3,04	2,09	1,56	0,86
Total France	305,37	18,67	15,54	11,36	150,41	21,44	5,83	11,53	5,59	11,88	53,12
% Golfe de Gascogne par rapport au trafic national	15,4 %	32,0 %	33,5 %	8,5 %	17,6 %	0,6 %	3,9 %	26,4 %	37,4 %	13,1 %	1,6 %

Tableau 6 : Statistiques des activités portuaires pour les produits pétroliers, produits chimiques et huiles végétales et animales (millions de tonnes)

	Produits pétroliers		Produits chimiques		Huiles végétales et animales	
	(1994)	(1995)	(1994)	(1995)	(1994)	(1995)
Lorient	0,82	0,88	0	0	0	0
Nantes-St-Nazaire	17,26	16,10	0,42	0,45	0,21	0,23
Sables d'Olonne	< 0,01	< 0,01	0	0	0,02	0,02
La Rochelle	3,00	2,30	0,43	0,48	0,08	0,08
Tonnay Charente	0	0	< 0,01	< 0,01	0,04	0,07
Bordeaux	4,87	4,70	0,37	0,40	0,24	0,28
Bayonne	0,51	0,38	0,34	0,34	0	0
<b>Total</b>	<b>26,46</b>	<b>24,36</b>	<b>1,56</b>	<b>1,67</b>	<b>0,59</b>	<b>0,68</b>

Source : DT MPL

## .21. Trafic maritime

Le littoral est soumis aux aléas des activités en milieu portuaire. Le trafic maritime représente également un risque non négligeable pour l'espace maritime et littoral. En Manche, ce sont environ 25 % du trafic mondial de marchandises qui rallient le port de Rotterdam, ceci correspond à l'acheminement annuel de plus de 220 millions de tonnes d'hydrocarbures et près de 40 millions de tonnes de produits chimiques.

Si nous ne disposons pas de données statistiques précises du trafic maritime dans le Golfe de Gascogne, nous pouvons utiliser celles existant pour le secteur Manche-Mer du Nord, considérant que ce secteur maritime constitue une porte d'entrée ou de sortie du trafic dans le Golfe de Gascogne. Il conviendra de comparer ces données statistiques à celles fournies le long des côtes portugaises et espagnoles (Cap Finisterre).

La Commission d'Etudes Pratiques de lutte antipollution (CEPPOL) de la Marine Nationale recense les données relatives au trafic maritime des hydrocarbures et des substances dangereuses au large des côtes françaises de la Manche. Ces données sont recueillies à partir des messages reçus par les CROSS de Corsen, Jobourg et Gris-Nez. En effet, les navires qui franchissent le Pas-de-Calais dans les eaux territoriales sont tenus de déclarer leur cargaison au CROSS Gris-Nez s'il s'agit de substances dangereuses. Ces données, même si elles ne peuvent prétendre être rigoureusement exhaustives, fournissent une bonne représentation de l'ensemble du trafic transitant le long des côtes françaises de la Manche (tableau 7). Il est important de savoir que les données de la CEPPOL reposent uniquement sur les déclarations émanant des capitaines de navires. Certains produits ne sont probablement pas déclarés et les tonnages ne sont sans doute pas complètement exacts. En 1997, il a été déclaré environ 16 000 passages de bateaux contenant des substances dangereuses ou des hydrocarbures, se répartissant de la manière suivante : 5 000 d'hydrocarbures, 11 000 de produits chimiques dont 1 600 de gaz liquéfiés.

**Tableau 7 : Trafic maritime en Manche** Evolution des quantités de gaz liquéfiés et hydrocarbures transportés en Manche (en millions de tonnes)

	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Gaz liquéfié	12.9	12.5	12.2	13.9	11.9	14.1
Hydrocarbures	232	243	236	228	244	234

**Tableau 7 (suite) : Evolution des quantités de substances dangereuses transportées en Manche, par classe IMO (en milliers de tonnes)**

	1992	1993	1994	1995	1996	1997
IMO : non précisé	12 079	11 415	14 207	18 568	34 000	31 090
IMO1 : matières et objets explosifs	150	619	748	1 055	420	455
IMO2 : gaz liquéfiés ou comprimés	13 183	13 064	12 284	14 062	12 000	14 600
IMO3 : matières liquides inflammables	6 637	6 082	7 882	5 585	6 400	6 902
IMO4 : matières solides inflammables	671	287	507	954	3 000	1 125
IMO5 : matières comburantes	465	444	585	1 084	1 500	1 726
péroxydes organiques						
IMO6 : matières toxiques et matières infectieuses	153	281	296	578	400	522
IMO7 : matières radioactives	36	45	222	232	215	154
IMO8 : matières corrosives	1 571	2 029	2 128	2 093	3 200	3 439
IMO9 : matières dangereuses diverses	9	41	24	113	1 100	156

## .22. Aléas du trafic maritime

Le risque lié au trafic maritime peut devenir accident et l'aspect le plus spectaculaire est celui des marées noires. A six reprises, les marées noires ont touché les côtes Nord de la Bretagne, la plus importante fut celle de *l'Amoco Cadiz* en 1978 qui occasionna le déversement de 223 000 tonnes de pétrole, polluant 300 km de rivage. Il a fallu 6 à 7 ans pour que les milieux naturels retrouvent leur équilibre. Mais d'autres produits chimiques, tout aussi dangereux que les produits pétroliers, sinon plus, transportés en conteneurs transitent à proximité des côtes. Ainsi en 1993, le porte-conteneurs *Sherbro* perdit en Manche 88 conteneurs sous l'effet d'une forte tempête.

Les pollutions accidentelles en mer ont des causes variées : explosions, abordages, échouements, avaries et pannes. Entre 1989 et 1993, le long des côtes françaises, ce sont en moyenne 34 accidents par an qui ont été recensés pour le secteur Manche-Atlantique et 2 accidents par an en Méditerranée. Le taux d'accident, défini par le rapport entre le nombre d'accidents et la fréquence du trafic (145 000 navires transitent annuellement en Manche et 8 000 en Méditerranée), représente pour l'ensemble des côtes françaises une probabilité de 0,02 % /10/. Le taux calculé pour les navires transportant des substances dangereuses (pétrole, gaz liquéfié, produits chimiques) est encore plus bas et non quantifiable à l'échelle d'une année.

Pour la région du Golfe de Gascogne, six événements marquants peuvent être rapportés sur une période de 5 ans, de 1993 à 1998 (tableau 8),



consécutifs à deux échouements de navires ("*Julien Quéré*", "*Captain Tsannis*") sur le littoral et à la perte corps et biens d'un vraquier ("*Albion II*") au Sud-Ouest d'Ouessant. Les trois autres événements correspondent à un échouement important de résidus pétroliers (environ 100 m<sup>3</sup>) sur le littoral du Finistère, à la dérive de conteneurs-citernes contenant des substances dangereuses (plomb tétraéthyle) dans la partie Sud du Golfe de Gascogne et la dérive de détonateurs en mer et leur échouement sur le littoral atlantique. Ce dernier événement a très certainement constitué, sur le plan environnemental le cas le plus spectaculaire, plus de 23 000 détonateurs ayant été retrouvés le long du littoral Atlantique et jusque sur le littoral de la Manche (tableau 9).

Tableau 8 : Incidents et accidents liés au trafic maritime dans le Golfe de Gascogne (1993-1998)

19 décembre 1993	Perte de détonateurs en mer (large du Golfe de Gascogne)	23 000 détonateurs trouvés sur les plages du littoral français, principalement du Golfe de Gascogne
février 1994	Pollution pétrolière non identifiée (Sud Finistère)	Pollution du littoral Audierne (et Douarnenez) par environ 100 m <sup>3</sup> de pétrole
22 janvier 1995	Naufrage du chalutier " <i>Julien Quéré</i> " (Sud-Finistère)	Echouement sur le littoral. Risque de pollution par le fuel de propulsion (155 m <sup>3</sup> ). Navire renfloué en août 95.
18 février 1997	Naufrage du vraquier " <i>Albion II</i> " à 60 milles au large de Brest	Naufrage et perte de l'équipage (25 personnes) et de la cargaison, dont 114 tonnes de carbure de calcium (substance chimique réactive).
11 octobre 1997	Echouement du navire " <i>Captain Tsannis</i> " (Pyrénées Atlantiques)	Risque de pollution du littoral (plage d'Anglet) par le fuel de propulsion (120 tonnes de fuel lourd). Navire renfloué.
janvier-mars 1998	Dérive de conteneurs-citernes (Novoktan) au Sud du Golfe de Gascogne	Dérive de conteneurs-citernes transportant du plomb tétraéthyle, conteneurs récupérés

Tableau 9 Répartition des détonateurs trouvés sur les plages (situation en mars 1994)



• Pyrénées Atlantiques	19
• Landes	225
• Gironde	2 657
• Charente Maritime	3 897
• Vendée	9 171
• Loire Atlantique	1 687
• Morbihan	3 040
• Finistère	2 348
• Côtes d'Armor	2
• Ile et Vilaine	2
• Manche	2
<b>TOTAL</b>	<b>23 050</b>

### .23. Hydrocarbures et autres pollutions

Les rapports de pollution établis par les Centres Régionaux Opérationnels de Secours et de Sauvetage en Mer (CROSS) fournissent une source d'information, qui à défaut de prétendre à l'exhaustivité des déversements accidentels ou illicites en mer, permet une première évaluation susceptible d'être comparée d'une année à l'autre. Pour le Golfe de Gascogne, la synthèse des informations fournies par le CROSS ETEL et le sous-CROSS SOULAC pour l'année 1997 a été établie.

Au total 56 événements ont été répertoriés, essentiellement par l'aviation des douanes et à proximité du littoral par la gendarmerie et les CODIS. D'autres sources d'observations apparaissent également comme des navires (commerce, pêche, passagers, plaisance) et les aéronefs civils et militaires. Nous n'avons conservé que les événements proprement "marins", ayant volontairement mis de côté les informations transmises aux CROSS, correspondant à des constats de pollutions de nature plus terrestre que maritime, comme des cas de pollution par hydrocarbures en milieu portuaire liés à l'avitaillement des bateaux, ou à des causes locales (pollution à partir d'un parking, d'une bouche d'égout,...), à des observations de pollution en zone fluviale, ou des rapports rédigés suite à des échouements de fûts à la côte. Sur les 56 événements répertoriés, nous n'avons conservé que 41 rapports de pollution (annexe 2), parmi lesquels seuls 36 concernent la zone du Golfe de Gascogne (tableau 10). Les informations transmises aux CROSS, notamment celles concernant la présence de nappes d'hydrocarbures en mer, sont parfois infirmées après vérification par des observateurs plus spécialisés sur ce type d'événements. Il peut s'agir de dérives d'algues, de proliférations planctoniques, ou d'opérations en mer comme des rejets d'eaux de ballast ou d'immersion de rejets de dragage. La plupart des événements identifiés concernent



l'observation de nappes d'hydrocarbures en mer, et en zone littorale (64 %). Le repérage de fûts en mer ne représente qu'un faible pourcentage (6 %) ainsi que la dérive d'ordures ménagères (6 %) ou de débris végétaux (3 %). La crainte initiale de voir s'échouer sur le littoral landais, les ordures ménagères en provenance de la décharge de la Corogne, initialement envisagée au cours du premier trimestre 97, ne s'est pas concrétisée au vu des observations.

*Tableau 10 : Informations transmises par les CROSS ETEL et SOULAC sur les incidents de pollution dans le Golfe de Gascogne, année 1997*

Nombre de dossiers	56
Dossiers pollutions "marines"	41
• hors Golfe de Gascogne	5
• Golfe de Gascogne	36

**Evénements dans le Golfe de Gascogne**

Sources des informations (*)	
• Avion des douanes	15
• Bateaux (Marine Nationale, commerce, pêche, plaisance, passagers)	8
• Avions (civils, militaires)	8
• Etranger	1
• Terre (CODIS, Gendarmerie, ports, sémaphores)	6
• ?	1

(\*) parfois double pour un même événement

Nature des Evénements (36)	
• Hydrocarbures	23
• Fûts	2
• Ordures ménagères	2
• Végétaux terrestres, bois	1
• Autres (déversement en mer produits non identifiés d'un navire)	1
• Fausses pollutions	7



---

.24. Références

Le Marin, 1998.- Armements français (première partie) 6 février 1988 : 22 - 29, (deuxième partie) 13 février 1988 : 15 - 27.

Marchand M., 1997.- L'environnement littoral et marin. IFEN. Etudes et Travaux n° 16 : 116 pp.

Stéphan G, 1998.- Le risque chimique du transport maritime aux abords des côtes françaises. Rapport de stage, *Cèdre* : 16 pp + annexes.

Guennou K., 1994.- Trafic maritime et accidents de mer en France. Rapport de stage, *Cèdre* : 26 pp.



## .25. Annexes

**Annexe 1 : classement des produits suivant leur catégorie**

Les produits circulant dans les ports sont classés suivant 10 catégories selon la nomenclature des marchandises (N.S.T : Nomenclature Statistique des Transports).

Catégorie	Libellé des marchandises
Produits agricoles et animaux	<ul style="list-style-type: none"> <li>• céréales</li> <li>• bois</li> <li>• fruits et légumes</li> <li>• animaux vivants</li> <li>• matières textiles</li> </ul>
Denrées alimentaires	<ul style="list-style-type: none"> <li>• sucres</li> <li>• huiles</li> <li>• boissons.</li> <li>• produits alimentaires périssables ou non</li> </ul>
Combustibles minéraux solides	<ul style="list-style-type: none"> <li>• houille</li> <li>• coke</li> </ul>
Produits pétroliers	<ul style="list-style-type: none"> <li>• pétrole brut</li> <li>• dérivés énergétiques ( gazoles, fiouls, kérosènes, hydrocarbures gazeux liquéfiés)</li> <li>• dérivés non énergétiques</li> </ul>
Minerais pour la métallurgie	<ul style="list-style-type: none"> <li>• minerais de fer</li> <li>• minerais et déchets non ferreux</li> <li>• ferrailles</li> </ul>
Produits métallurgiques	<ul style="list-style-type: none"> <li>• fonte et aciers bruts; ferro-alliages</li> <li>• demi produits sidérurgiques</li> <li>• barres, fils, matériel de voie ferrée</li> <li>• tôles en acier</li> <li>• métaux non ferreux</li> </ul>
Matériaux bruts et matériaux de construction	<ul style="list-style-type: none"> <li>• sables, graviers, argiles, scories</li> <li>• sels, pyrites, soufre</li> <li>• ciments, chaux</li> <li>• plâtre</li> </ul>
Engrais	<ul style="list-style-type: none"> <li>• engrais naturels</li> <li>• engrais manufacturés</li> </ul>
Produits chimiques	<ul style="list-style-type: none"> <li>• produits chimiques de base ( acide sulfurique, soude caustique, carbonate de sodium, alcools )</li> <li>• alumine</li> <li>• produits carbochimiques ( benzols, goudrons)</li> </ul>



	<ul style="list-style-type: none"><li>• pâte à papier et papier</li><li>• matières chimiques</li></ul>
Véhicules et produits manufacturés	<ul style="list-style-type: none"><li>• véhicules et matériel de transport</li><li>• articles métalliques</li><li>• verrerie, produits céramiques</li><li>• cuirs textiles, habillement</li><li>• transactions spéciales</li></ul>



**Annexe 2 : Rapports de pollutions (POLREP et autres) établis par le CROSS ETEL et le sous CROSS SOULAC en 1997.**

DATE	SOURCE	INFORMATION	OBSERVATION	POSITION	COMMENTAIRE
18/01	MRCC MADRID	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	46 52 N - 011 28 W (300 milles WSW Ouessant)	Déversement accidentel d'eaux huileuses (1 m <sup>3</sup> ) par le navire "FJORDNES LAW/4" (Norvège)
05/02	Avion douanes	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	45 32 N - 03 40 W	2 milles x 30 m
05/02	Avion douanes	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	47 41 N - 05 52 W	1 mille de diamètre
(* ) 06/02	Avion douanes	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	49 36 N - 02 13 W	Nappe 8 milles x 200 m - origine cargo "DIANE GRENN" (Panama) - PV établi
(* ) 13/02	MRCC FALMOUTH	Confirmé	20 - 30 conteneurs en mer	49 46 N - 05 55 W	Perte de conteneurs par le navire porte conteneurs "TOKIO EXPRESS"
03/03	Avion	Non confirmé	Pollution hydrocarbures en mer, non confirmée	46 30 N - 02 10 W (large des SABLES D'OLONNE)	Nappe 2 milles x 200 m - sans doute nappe de phytoplancton

07/03	Avion douanes	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	du 47 47 N - 04 47 W au 47 46 N - 04 50 W	Bande hydrocarbures, large de 100 à 500 m
10/03	Aéronavale	Confirmé	(Pollution hydrocarbures en mer)	47 30 N - 04 10 W	Pétrolier " <i>POLYCLIPPER</i> " dégazant en mer.
	Avion douanes	Confirmé	(Lavage des ballasts)	Pas de pollution hydrocarbures	
28/04	Avion douanes	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	du 43 34 N - 03 11 W au 43 35 N - 03 06 W	Nappe 3 milles x 50 m origine pétrolier " <i>VERONICA B</i> " DE LAS PALMAS - PV de pollution marine
(* 01/05	Avion douanes	Confirmé	Pollution hydrocarbures (de sillage) en mer	du 48 18'9N - 05 27'5 W au 48 22'9 N - 05 24'4 N	Nappe de 30 m de large, hydrocarbures légers - origine vraquier " <i>UNLAGO</i> " de WILLEMSTAD - PV de pollution marine
05/05	Navire caboteur	Confirmé	6 fûts de 1 m <sup>3</sup> d'eau de javel (IMDG 8)	Les SABLES D'OLONNE, Bouée des BARGES	Ripage de cargaison, dérive vers la côte des fûts à la dérive - origine caboteur " <i>CASAN 3</i> "
09/05	Hélicoptère	-	Pollution hydrocarbures non confirmée, uniquement présence d'algues	46 09 - 01 45 W Ouest de LA PALLICE	Pollution non confirmée
13/05	Navire Marine Nationale		Fûts d'huile en mer	47 47.5 N - 05 32.7 W	Dizaine de fûts d'huile (50 l) à la dérive

15/05	Chalutier		Pollution hydrocarbures en mer	47 41 N - 04 24 W (large de PENMARCH)	Nappe hydrocarbures (1 mille x 20 m). Un cargo "PETREC", seul navire de commerce sur zone
16/05	Aéronavale	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	46 30 N - 07 20 W	3 nappes de 2 milles x 400 m chacune - origine inconnue
18/05	Navire de commerce		Pollution hydrocarbures en mer	46 23 N - 07 26 W	Pollution signalée par le navire "BELEHATOW" (POLOGNE), surface 1 mille x 1 mille
30/05	Avion douanes	Confirmé	Déversement de produits non identifiés en mer à l'aide d'une grue	43 48 N - 03 31 W	Origine : navire "AMRO KALKAVAN" (TURQUIE)
04/06	Avion douanes	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	46 06 N - 08 04 W	Dimension : 22 milles x 100 m. Origine : minéralier "POLYCARP" (NORVEGE)
20/06	Aéronavale	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	44 21 N 1 - 08 47 W 9	Origine inconnue - 4 milles x 200 m
24/06	Avion douanes	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	du 47 42 N - 06 01 W au 47 35 N - 06 00 W	Largeur 50 m, Navire <i>identifiée</i> "POINTE AUX CORMORANS" de PORT AUX FRANÇAIS
01/07	Navires chalutiers	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	Sud de Belle-Ile (56) 47 11 N - 03 08,9 W	Nappe 3 milles de long, 100 m de large

05/07	Avion douanes	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	du 47 00 N - 06 35 W au 47 08 N - 06 31 W	Pollution du navire "CITY OF TUNIS" (Pavillon ST-JOHN'S)
(* 06/07	Avion en vol		Hydrocarbure en mer	48 19 N - 05 51 W	Détection par avion en vol
08/07	Avion en vol	Non confirmé - fausse alerte	Fausse alerte	Entre L'ILE DE GROIX et POINTE TALUT (56)	Repérage d'un cargo en train de dégazer, en réalité drague qui immerge de la vase
09/07	Vigie port		Nappe de colorant vert à la côte	PORT LOUIS (56)	Exercice Marine Nationale
(* 11/07	Avion douanes	Confirmé	Pollution hydrocarbures (léger) en mer	48 58 N - 04 50 W	Dimension : 2 à 3 milles x 1 mille Observation visuelle et radar, vidéo radar
5/08	CODIS 44, baigneurs	Confirmé	Pollution hydrocarbures à la côte	LA TURBALLE (44)	Nappe de 500 m de long face à la plage de la TURBALE (plage des Bretons)
5/08	CODIS 64	-	Pollution hydrocarbures, nappes de gas-oil	45 38 N - 01 06 W. Travers de SAINT PALAIS	Dimension 10 m x 2 m
06/08	Plaisancier	-	Pollution hydrocarbures (gas-oil)	Baie de PORT NEUF - LA ROCHELLE	Nappe de 100 m de long
15/08	Avion civil + hélico gendarmerie	Confirmé	Nappe hydrocarbures en mer	47 06.33 N - 02 19.33 W (baie de BOURGNEUF)	L : 1 km, l : 300 m

17/08	?	Confirmé	Nappe hydrocarbures (fuel léger) en mer	2 km au large de COMBERGE ST MICHEL (56)	Longueur : 600 m
18/08	Sémaphore Socoa	Probable	Débris ménagers visibles	Socoa	Nappe devant la digue des CRIQUAS sur 10 m de large
21/08	Navire	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	du 45 45 N - 07 37 W au 45 56 N - 07 28 W	Tache d'hydrocarbures repérée par navire M/V ROS origine non identifiée
21/08	Avion douanes	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	du 44.40 N - 02 39 W au 44 31 N - 02 29 W	L : 2.2 milles, l : 30 - 100 m origine inconnue, observation visuelle et radar
26/08	Avion douanes	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	du 47 30 N - 06 12 W au 47 50 N - 05 57 W	Longueur 22 milles, largeur 50 à 100 m - origine inconnue, observation visuelle et radar
30/08	Avion douanes	Non confirmé	Ordures ménagères en mer	43 28.5 N - 01 46.3 W	Dérive de nappe d'ordures ménagères rejetée au travers de BIARRITZ, à la dérive en provenance des côtes espagnoles, 1 mille de long, 50 à 100 m de large
14/09	Avion douanes	Confirmé	Pollution hydrocarbures en mer	47 31 N - 06 31 W	Longueur 14 milles, largeur 150 m - origine : navire " <i>PIETRO-BARBARO</i> ", PALERME (Italie)

01/10	Avion et gendarmerie	-	Fausse pollution d'hydrocarbures, en fait bancs d'algues	5 milles au large de BISCAROSSE	Bancs d'algues dérivant et provenant du Bassin D'ARCAHON
14/11	Avion douanes	Confirmé	Troncs d'arbres, bois divers, bidons et bouteilles plastiques	Du 44 09.2 N - 01 20.7 W au 44 11.2 N - 01 22.4 W	Largeur 100 - 150 m, dérive vers la côte
18/12	Avion douanes	Confirmé	Nappe hydrocarbures en mer, présence importante de détritrus	du 44 19 N - 02 15 W au 44 20 N - 02 04 W	Origine inconnue, constatation visuelle et détection radar

### Annexe 3 : Résumé technique intégrant les données françaises, espagnoles et partiellement portugaises.

#### Transport maritime

Plusieurs millions de tonnes de marchandises (hydrocarbures, produits chimiques, produits alimentaires, minerais, minéraux) sont transportés chaque année par voie maritime le long des côtes françaises, espagnoles et portugaises. Pour le seul secteur Manche-Mer du Nord qui constitue une porte d'entrée ou de sortie du trafic dans le Golfe de Gascogne, plus de 220 Mt d'hydrocarbures et près de 40 Mt de produits chimiques sont acheminés annuellement. Afin de limiter le risque d'accident, de navigation, trois zones de séparation du trafic maritime ont été instaurées, au Nord à l'entrée de la Manche, au large de l'île d'Ouessant, au Cap Finistère et sur le détroit de Gibraltar qui commande l'entrée en Méditerranée.

#### *Nombre de navires contrôlés sur les zones de séparation de trafic*

		1996	1997
Espagne (*)	Gibraltar	54 094	68 298
	Finistère	15 801	29 342
France (**)	Ouessant		~16 000*

(\*) Source : State Society for the Marine Security

(\*\*) Source : Marine Nationale, navires transportant uniquement des hydrocarbures et des substances dangereuses

Le trafic portuaire total sur la péninsule atlantique de l'Espagne représente un chiffre d'environ 31 Mt/an, soit 33 % du trafic portuaire espagnol (272 Mt/an). Pour la France, le trafic portuaire sur la façade atlantique est presque deux fois moins important, 47 Mt/an, soit 15 % du trafic portuaire français (305 Mt/an). L'activité portuaire s'échelonne sur 13 ports espagnols, dont 4 ont une activité supérieure à 10 Mt/an : Huelva (15 Mt/an, La Corunâ (10 Mt/an), Gijon (13 Mt/an) et surtout Bilbao (22 Mt/an). Sur les côtes françaises, l'activité portuaire est localisée sur 6 principaux ports, les deux plus importants étant Bordeaux (9 Mt/an) et Nantes-Saint-Nazaire (24 Mt/an).

*Activités portuaires (Mt/an) dans les ports espagnols et français du Golfe de Gascogne*

	Total Mt/an	Hydrocarbures Mt/an	Conteneurs Mt/an	Mouvement de navires (nombre)
Espagne (1995)	91,47	28,67	5,01	19 145
France (1994)	46,70	24,94	0,64	

Le nombre de mouvements de navires dans les ports espagnols du Golfe de Gascogne reste à peu près constant de 1992 à 1995 avec un peu moins de 20 000 navires par an, ce qui représente environ 20 % du nombre de navires au niveau national. Le port de Bilbao globalise une activité de 19 % des navires entrant ou quittant les ports de la péninsule ibérique.

<b>ACTIVITES PORTUAIRES (MT/AN)</b>		
<b>Ports</b>	<b>Trafic total</b>	<b>Hydrocarbures</b>
Lorient	3,30	0,82
Nantes-Saint-Nazaire	24,51	17,26
Sables d'Olonne	0,35	< 0,01
La Rochelle	6,06	3,00
Tonnay-Charente	0,75	0
Bordeaux	9,32	4,87
Bayonne	2,85	0,51
Pasajes	3,43	0,31
Bilbao	21,74	11,23
Santader	4,54	0,25
Gijon	13,46	1,50
Aviles	3,78	0,13
Ferrol-San Ciprian	7,19	0,33
La Corunã	10,60	7,85
Marin-Pontevedra	1,15	0,02
Villagallia	0,60	0,06
Vigo	2,61	0,15
Huelva	15,10	6,67
B. de Cadiz	3,51	0,12
Sevilla	3,76	0,05
<b>TOTAL Golfe de Gascogne</b>	<b>138,61</b>	<b>55,14</b>

### Accidents en mer

Le risque lié au trafic maritime peut devenir accident et l'aspect le plus spectaculaire est celui des marées noires. Les pollutions accidentelles en mer ont des causes variées : explosions, abordages, échouements, avaries, pannes. Entre 1989 et 1993, le long des côtes françaises du secteur Manche-Atlantique, ce sont en moyenne 34 accidents par an qui ont été recensés. Le taux d'accident, défini par le rapport entre le nombre d'accidents et la fréquence du trafic (145 000 navires transitent annuellement en Manche) représente une probabilité de 0,02 %. Ce taux calculé pour les navires transportant des substances dangereuses (pétrole, gaz liquéfiés, produits chimiques) est encore plus bas. Le nombre d'accidents chaque année mettant en cause des navires le long des côtes espagnoles, varie de 196 à 267 selon les évaluations réalisées entre 1993 et 1996, chiffre beaucoup plus élevé par rapport à l'évaluation française, sans qu'il soit permis une quelconque comparaison entre les données françaises et espagnoles, très vraisemblablement établies sur des critères différents.

Province	Pêche	Plaisance	Commerce	Total
• P. de Vasco	9	6	4	19
• Cantabric	9	8	3	20
• Asturias	8	4	-	12
• Galicia	64	27	27	118
• Andalucia	30	37	31	98
TOTAL	120	82	65	267
<b>TOTAL ESPAGNE</b>	<b>188</b>	<b>225</b>	<b>92</b>	<b>505</b>

### Impacts de la navigation

Les côtes espagnoles de la Galice ont été touchées deux fois par des déversements accidentels et majeurs d'hydrocarbures, successivement en 1976 après l'échouement du "*Monte Urkiola*" (30 000 tonnes) et en 1992 après l'incendie et l'échouement de l'*Aegean Sea*" (80 000 tonnes). L'impact sur les écosystèmes marins pour ces deux pollutions accidentelles a été suivi sur des périodes de deux et trois ans. Les conclusions sont conformes aux observations généralement recueillies après une marée noire : des mortalités et une forte réduction de la diversité de la microfaune durant la phase initiale, suivie de l'apparition d'espèces



opportunistes et d'un retour progressif à l'équilibre original des diverses communautés marines. L'abondance et la diversité de la microfaune des plages polluées reviennent après une période de un à trois ans. Dans les zones polluées abritées comme les fonds de rias (estuaires), le retour à l'état initial est fortement ralenti compte tenu d'une décontamination beaucoup plus lente du sédiment. Les accidents majeurs qui ont occasionné des déversements accidentels d'hydrocarbures sur les côtes françaises, ne sont pas localisés dans la région du Golfe de Gascogne mais sur les côtes Nord de la Bretagne, l'accident majeur ayant été celui de l'Amoco Cadiz en 1978 qui occasionna le déversement de 223 000 tonnes de pétrole, polluant 300 km de rivages. Les côtes portugaises ont subi quatre pollutions accidentelles par hydrocarbures, la plus importante ayant eu lieu en 1975 avec l'échouement du "*Jakob Maersk*" (80 000 tonnes).

Le risque chimique n'est pas absent, il concerne tout autant les effets toxiques sur l'environnement que les dangers directs pour les personnes (toxicité, réactivité des substances). L'accident majeur fut pour les côtes espagnoles l'incendie et l'échouement du cargo "*Cason*" près de la ville de Corenblion. Le navire contenait environ 1 000 tonnes de produits chimiques, dont 25 tonnes de sodium, produit hautement réactif au contact de l'eau. Le risque chimique lié à cet accident provoqua une panique parmi les populations avoisinantes du littoral et 15 000 personnes furent évacuées dans un rayon de 5 km. Cet accident mobilisa les efforts de l'équipe d'intervention ("Task Force") de l'Union Européenne. Au Portugal, l'échouement du "*Ouranos*" en 1974, dans la zone du Cap Saint-Vincent, occasionna la perte de 80 tonnes de substances dangereuses. En France, le naufrage du vraquier "*Albion II*" en février 1997 fut marqué par la perte corps et biens du navire au Sud-Ouest d'Ouessant avec, dans la cargaison, 114 tonnes de carbure de calcium, substance réactive avec l'eau, conduisant à la formation d'acétylène, gaz inflammable. L'événement le plus spectaculaire, sur le plan environnemental, a été fin 93 et début 94 la perte à partir d'un navire non officiellement identifié et la dérive en mer de plusieurs milliers de détonateurs : plus de 23 000 détonateurs ont été retrouvés le long du littoral atlantique.

*Accidents majeurs liés à la navigation maritime*

<b>Espagne</b>	Galice	1976	"Monte "Urkiola"	Pollution par hydrocarbures 30 000 tonnes
	Galice	1992	"Aegean Sea"	Pollution par hydrocarbures 80 000 tonnes
	Galice	1987	"Cason"	Pollution chimique (10 000 tonnes)
<b>France</b>	Large du Golfe de Gascogne	1993/ 1994	?	Echouement de 23 000 détonateurs sur le littoral français
	Bretagne	1997	"Albion II"	Naufrage corps et biens du vraquier dont 114 tonnes de carbure de calcium (substance réactive avec l'eau)
<b>Portugal</b>	Cap Saint-Vincent	1974	"Ouranos"	Echouement et perte de 80 tonnes de substances dangereuses
	Port de Leixões	1975	"Jakob Maersk"	Echouement et pollution par hydrocarbures, 80 000 tonnes
	Sines	1989	"Marão"	Collision et pollution par hydrocarbures 4 000 tonnes
	Figueira da Foz	1992	"Erika Dojer"	Echouement et déversement de 1 500 tonnes de pâte à papier
	Cap Saint-Vincent	1994	"New World" et "Ya Mawlaya"	Collision et pollution par hydrocarbures, 2 500 tonnes

A côté de ces événements majeurs, de nombreuses observations provenant des avions des douanes, des aéronefs civils et militaires, des navires eux-mêmes, d'observations terrestres, et maintenant depuis peu des observations satellitaires, montrent que le milieu marin est également soumis à des déversements accidentels ou illicites en mer. Sans prétendre à une quelconque exhaustivité de l'ampleur de ces événements, la synthèse des informations répertoriées pour la zone française du Golfe de Gascogne par les Centres Régionaux Opérationnels de Secours et de Sauvetage en Mer (CROSS) fait état de 36 événements observés durant l'année 1997 (cartes jointes). Une fraction notable (19 %) des observations représente des "fausses" pollutions (dérives d'algues, proliférations planctoniques, rejets d'eaux de ballast ou immersion autorisée de rejets de dragage. La plupart des événements identifiés concerne l'observation de nappes d'hydrocarbures en mer ou en zone littorale (64 %). Le repérage de fûts en mer ne représente qu'un faible pourcentage (6 %) ainsi que la dérive d'ordures ménagères (6 %) ou de débris végétaux (3 %). La crainte initiale de voir s'échouer sur les côtes françaises de la Région Aquitaine, les ordures ménagères de la décharge de la Corogne (glissement de 100 000



tonnes de déchets ménagers le 10 septembre 1996), initialement envisagée au cours du premier trimestre 1997, ne s'est pas concrétisée au vu de ces observations.

<b>EVENEMENTS OBSERVES SUR LES INCIDENTS DE POLLUTION DANS LE GOLFE DE GASCogne EN 1997</b>	
• Hydrocarbures	23
• Fûts	2
• Ordures ménagères	2
• Végétaux terrestres, bois	1
• Autres	1
• "Fausses" pollutions	7

Source : CROSS

## 1.1. Matériaux de dragage (Yves MONBET)

### .26. Dredged material

Sediments may be dredged in harbour areas, estuaries, and navigation channels. Dredging is necessary, for example, to maintain the required navigable depth in shipping lanes. The material excavated is usually sand, silt or gravel. There are three basic processes by which dredging is actually accomplished *i.e.* hydraulic or mechanical dredging or a combination of the two. Pipeline and hopper dredging, which use the hydraulic principle are the most common techniques utilized. The quantities of dredge material vary from year to year according to the patterns of sediment movement and accretion that make recurrent maintenance dredging necessary, as well as to new projects for harbour development requiring capital dredging. On the French coastal and estuarine areas of the Gulf of Biscaye, the annual quantity of dredged and dumped material represented roughly  $10 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  in 1993, about one percent of this amount being composed of contaminated sediments. Large harbours (Nantes, Bordeaux), located in the Loire and Gironde estuaries respectively account for 94 % (DGO/IGBA, 1996) of the total annual amount. Usually, this material is dumped at licenced sites off the main harbours.

The actual changes brought about in estuaries by dredging and spoil disposal will affect the hydrodynamics of an estuary. As shown in the Loire estuary (Gallenne, 1990), significant changes can occur in circulation patterns, induced accretion or erosion and changes in the flushing rate of the estuary. Phenomena such as the upstream migration of the salinity intrusion and of the turbidity maximum zone have also been observed (CSEEL 1984). Conversely, an upstream migration of the turbidity maximum has occurred in the Seine river estuary discharging into the Channel (Mauvais *et al*, 1995).

The dumping of material produced by capital and maintenance dredging of ports and navigation channels has a potential temporary and long term impact on the bottom and water column of the dump site because of the scale of the dumping and the general contaminated nature of the sediments. In addition, dumping results in a temporary increase of turbidity and consequently reduces light availability, which in turn may affect phytoplankton growth and the behaviour of fishes. Resuspension of bottom material rich in organic content can place an elevated oxygen

demand on the environment. In some cases, increased recirculation and liberation of nutrients occurs, adding to eutrophication risks.

Reported research on metal availability and accumulation has suggested that for most metals studied, no uptake by organisms was evident. Usually, eggs and larvae are more sensitive than adults. When accumulation did occur, the levels often varied from one sample period to another and were quantitatively marginal, rarely being statistically greater than levels in the control organisms, even after one month exposure. The results indicated that it is not valid to infer that metal levels in organisms are a function of total sediment chemical concentrations. In addition, to uncertain bioavailability, animals in undisturbed environments may have naturally high and fluctuating metal levels. Therefore, comparisons to evaluate bioaccumulation should be made between control and experimental organisms at the same time. Radenac *et al* (1997) performed studies on the accumulation of metals in caged mussels close to the dumping site of La Rochelle. They concluded that disposal of dredged material appeared to have no influence on growth of mussels within their first year of development. After three months of immersion around the disposal site, copper and zinc concentrations were similar to those recorded in individuals from a natural population.

There have been few studies on the effects of dredging of navigation channels and disposal of materials on the macrobenthos of the area of concern. The primary impact of dredging activities results in the loss of organisms living in the extracted sediment. Physical impact on benthic communities may also occur when organisms are covered or smothered by various loadings of dredged material. Benthic organisms like clams, crabs, and benthic worms may be able to recover through as much as 0.50 m. covering, or be smothered by as little as a few centimeters covering of different types of dredged material. Changes in substrate character may affect benthic community structure and succession, and thus the type of food available for finfish and shellfish. Judicious selection of disposal sites where sand is placed on a sand bottom or mud on a mud bottom is imperative to minimize immediate or long term physical impact at the site. In the Loire estuary, studies have shown that the most affected area was the polyhaline zone of the estuary, where benthic populations follow a mosaic distribution linked to hydrodynamic conditions and sediment grain size. Sometime after the dumping of materials, a rearrangement of the communities occurred. The microannelid facies almost disappeared, the facies of suspended feeders and detritivores bivalves regressed, and populations of the amphipod *Corophium volutator* invaded more than 43% of the area (CSEEL, 1984).



The possible consequences of disposal operations can be persistent, often irreversible, and compounding. However, they can be infrequent and can be avoided through the proper selection of the disposal site (dispersive versus non-dispersive) and many other physical and biological factors. In essence, the goal of site selection is to place the site such that it does not have an adverse effect upon amenities or resources.

#### .27. References

- Mauvais J.L., Bassoulet P., Loizeau V., Monbet Y., Morin J., (1995) Synthèse des connaissances sur l'estuaire de la Seine. Rapport IFREMER/Del/Drv pour le Port Autonome du Havre : 133 p.
- Radenac G., P. Miramand, J. Tardy (1997) Search for impact of a dredged disposal site on growth and metal contamination of *Mytilus edulis* (L.) in Charente Maritime (France). Mar. Pol. Bull. 34, (9) : 721-729.
- DGO/IGBA, (1996) Métaux et polychlorobiphényles (PCB) dans les sédiments dragués dans les ports français. Données 1991, 1992, 1993. Evolution 1986-1993. Université de Bordeaux 1 : 72p.
- CSEEL, (1984) Rapport final du Comité Scientifique pour l'Environnement de l'Estuaire de la Loire. Publication du CNEXO. Rapports Scientifiques et Techniques n° 55 : 158 p.
- Gallenne B., (1990) Case studies on dumping in estuarine zones : The Loire estuary. Proceedings of the international seminar on the environmental aspects of dredging activities. Nantes (France), 27 november - 1st december 1989 : pp. 283-301.

### 1.1. Macrodéchets (Michel MARCHAND, François GALGANI)

#### .28. Sur le littoral

Les tonnages de macrodéchets qui s'échouent sur la façade atlantique constituent une préoccupation de plus en plus grande pour les gestionnaires de l'espace littoral. La situation est particulièrement sensible sur la côte de la région Aquitaine, compte tenu des apports importants de macrodéchets charriés par l'Adour et ceux en provenance d'Espagne. L'exemple de la décharge de la Corogne est significatif à cet égard. Suite à un glissement accidentel le 10 septembre 1996, d'environ 200 000 tonnes de déchets, une quantité estimée entre 10 et 20 tonnes s'est répandue en mer. Toutefois, les prévisions d'échouement de ces déchets sur les côtes d'Aquitaine prévues fin février, début mars 97, n'ont pas eu lieu.

Les principales études sur les macrodéchets qui peuvent être citées ont été réalisées au niveau national par IFREMER en 1982 (Mer et Littoral, 1977), au niveau régional en Aquitaine, par l'Association pour la Récupération des Déchets en Région Aquitaine (AREDRA) en 1990-1991 (Loubersac L, 1982) et plus récemment par le *Cèdre* s'agissant d'une enquête effectuée en 1997 auprès des communes littorales (AREDRA, 1991). Ces trois études concernent les macrodéchets échoués sur le littoral. Il convient d'en rajouter une quatrième, réalisée en 1992-1994 par IFREMER, concernant l'évaluation des macrodéchets déposés sur le plateau continental français (Cèdre, 1997).

Les résultats entre ces différentes études ne sont pas forcément comparables. Ainsi l'étude IFREMER de 1982 (Mer et Littoral, 1977) exclue les macrodéchets d'origine naturelle (exemple bois flottés) qui peuvent constituer l'essentiel des déchets dans certaines régions. Le principal résultat de cette étude est l'importance des déchets espagnols échoués sur le littoral du Golfe de Gascogne. L'étude montre la corrélation entre le pourcentage de déchets espagnols en fonction de la distance d'un point "source" localisé par la ville de San Sébastian en Espagne.

Les déchets rencontrés sur le littoral sont d'origine et de nature très diverses : déchets ménagers provenant directement des navires en mer ou de décharges "sauvages" qui existent encore parfois en bordure du littoral ou de rivières, bois charriés par les rivières, cadavres d'animaux, matériel de pêche (filets, bouées, câbles, ...), résidus goudronneux issus des opérations de déballastage en mer, déchets spéciaux nécessitant un traitement approprié de manipulation ou de destruction (fûts ou bidons non identifiés, ...).

Sur les côtes de la région Aquitaine, le bois représente de 25 à 87 % des déchets collectés selon les sites (Loubersac L, 1982), pourcentage important qui s'explique par le boisement important de la région. Ces bois épaves débouchent sur le littoral par les cours d'eau et sont rabattus sur les plages par les courants et les marées. Selon la même étude pour la région Aquitaine, les déchets provenant de la pêche constituent de 9 à 21 % de la pollution par macrodéchets. Parmi les déchets identifiés, la forte présence de déchets espagnols sur le littoral Sud du Golfe de Gascogne, observée dès 1982 (70 à 80 %) est confirmée les années suivantes 1985/1988 (83 %), 1990/1991 (83 %) par l'étude de L'AREDRA (AREDRA, 1991). Il n'en demeure pas moins que globalement, la grande majorité des déchets collectés sur le littoral du Golfe de Gascogne sont d'origine naturelle, principalement des bois flottés. Les déchets d'origine humaine ne sont pas ceux qui nécessitent le plus d'attention. Il s'agit essentiellement de déchets de pêche et de déchets terrigènes. Plus au Nord, sur la façade Sud de la Bretagne, les déchets sont principalement des plastiques, du bois manufacturé et des résidus de pêche, d'origine essentiellement locale.

Le coût des opérations de nettoyage du littoral représente une charge non négligeable pour les collectivités locales. Les budgets annuels alloués aux travaux de nettoyage des plages s'élèvent entre 1 et 2 millions de francs selon les communes interrogées (Galgani et al., 1995). Le Conseil Général des Landes organise le ramassage des déchets sur les plages et la dépense s'élève annuellement à une somme comprise entre 4 et 5 millions de francs. Voici quelques estimations du coût annuel données pour l'année 1996 par plusieurs collectivités locales :

• La Baule	6 km de littoral en plages sableuses	1,00 MF
• Noirmoutier-en l'Île	12 km de littoral	0,45 MF
• Les Sables d'Olonne	9 km de littoral dont 2 km de plages	1,00 MF
• Biarritz	5 km de littoral dont 4 km de plages sableuses	1,60 MF
• St-Jean de Luz	5 km de littoral dont 2 km de plages sableuses	1,00 MF
• Hendaye	6 km de littoral dont 2 km de plages et 3 km de rivière	1,45 MF

Les macrodéchets ne sont pas seulement présents sur le littoral. Plusieurs zones d'observations sur les fonds marins du plateau continental ont été



menées par IFREMER de 1992 à 1994 le long des côtes françaises. Les débris récupérés par chalutage sont divers : sacs plastiques, bouteilles plastiques, débris de verre, pièces métalliques, cuir, caoutchouc, ... Dans le Golfe de Gascogne, la densité des objets déposés sur des fonds inférieurs à 100 m est d'environ 2 objets par hectare, soit pour une surface totale de 32 000 km<sup>2</sup>, environ 65 000 débris dont 92 % sont des objets plastiques. Cette densité est plus faible que celle observée dans le Golfe du Lion en Méditerranée (19 objets par hectare) pouvant atteindre un maximum de 200 objets/hectare lors d'un trait de chalutage devant le port de Marseille.

#### .29. Sur les fonds

Le milieu marin est soumis à une pression anthropique importante. La cartographie d'observation des débris sur le fond du golfe de Gascogne permet d'en évaluer l'impact.

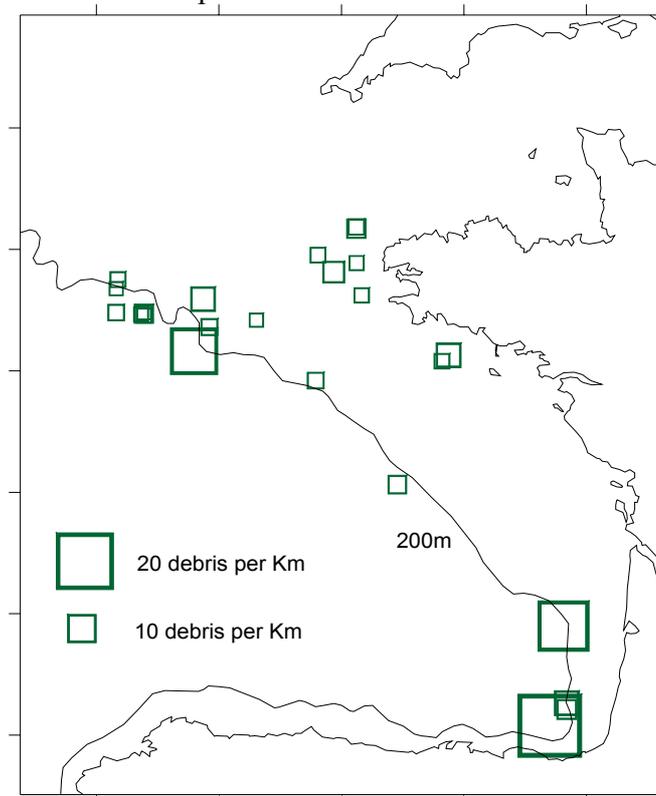


Figure 1 : Densité de débris par km d'observation sur le fond du golfe de Gascogne (campagnes OBSERVHAL 96 et 98, submersible CYANA et NAUTILE)

.30. Références

Mer et Littoral (1977) Les Maires ont la parole, n° 20 : 9 - 11.

Loubersac L (1982) Pollution du littoral français par les macrodéchets. Rapport du CNEXO pour le Ministère de l'Environnement : 95 pp.

AREDRA (1991) Réseau d'observation des déchets échoués sur les plages du littoral aquitain, campagne des mesures 1990-1991. Rapport de synthèse : 54 pp.

Cèdre (1997) Inventaire et méthode d'évaluation des "petites" pollutions littorales. Cas des macrodéchets. Exploitation des questionnaires et complément d'informations. R.87.11.C.

Galgani et al. (1995) Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the Bay of Biscay and in Seine Bay. Mar. Poll. Bull. 30 (1) : 58 - 62.



## 1.Chimie marine





## 1.1.Le Cadmium (Bernard BOUTIER)

### .31. Introduction

Le cadmium fait partie des éléments dits biorecyclés qui sont adsorbés et absorbés par le phytoplancton, et qui sont ainsi engagés dans des cycles analogues à ceux des sels nutritifs.

Ce processus provoque simultanément un appauvrissement des niveaux superficiels et un enrichissement des eaux de fond océaniques en cadmium.

En milieu estuarien et côtier, le comportement géochimique du cadmium est essentiellement marqué par son affinité pour les chlorures, qui contribuent à sa solubilisation sous forme de complexes. Cette affinité pour les chlorures est la clé du comportement du cadmium dans les estuaires macrotidaux, où l'on assiste à la mise en solution d'une grande partie du cadmium particulaire dès que la salinité augmente. Le flux de cadmium qui arrivent à ces estuaires sous forme essentiellement particulaire est évacué vers le plateau continental sous forme essentiellement dissoute, ce qui permet son transport sur de longues distances et son incorporation rapide dans le cycle biogéochimique.

### .32. Apports de cadmium au Golfe de Gascogne

## Rejets industriels

Le Réseau National des Données sur l'Eau (RNDE) a publié en 1997 les quantités de cadmium rejetées par les principaux sites industriels du pays. La somme des quantités déclarées en 1995 dans les bassins versants alimentant le golfe de Gascogne est d'environ 300 kg.

## Estimation des flux à la mer

Les principales sources de cadmium identifiées pour l'environnement côtier sont les fleuves et l'atmosphère.

Les eaux profondes océaniques, naturellement plus riches en cadmium que les eaux superficielles présentent des concentrations pouvant dépasser nettement celles que l'on observe dans les eaux du plateau (Cotté, 1997). Les épisodes de remontées de ces eaux et d'apports à la cote pourraient contribuer à enrichir le milieu côtier en cadmium d'une façon naturelle. Sur le plan global Martin et Thomas (1994) estiment que ce processus est



dominant en ce qui concerne le cadmium. Cependant, au niveau régional, il n'existe pas d'estimation des quantités de cadmium ainsi advectées.

#### Apports des fleuves

Sur la façade du golfe de Gascogne les flux nets de cadmium dissous issus de la Gironde ont été estimés à plusieurs reprises en raison de la contamination de cet estuaire par le cadmium.

On a estimé ces flux entre 12 et 20 tonnes à la fin des années 80 (Elbaz Poulichet 1988, Jouanneau et al. 1990).

La dernière estimation (1997, données non publiées du Programme National d'Océanographie Côtière) est de 6 tonnes.

Il est beaucoup plus difficile d'estimer les expulsions sous forme particulaire. On considère (Jouanneau, 1982) qu'en moyenne la masse de sédiments expulsés de la Gironde est de  $10^6$  tonnes par an. En appliquant à cette masse la concentration moyenne en cadmium observée dans les particules de l'estuaire soit  $0,4 \mu\text{g/g}$  (Kraepiel et al. 1997) on obtient une estimation du flux net particulaire de 400 kg/an ce qui est très inférieur au flux dissous.

La campagne Loire I de 1990 (Boutier et al. 1993) a permis de calculer un flux net de cadmium dissous de  $0,083 \text{ g/s}$  soit 2,6 tonnes par an. Le flux particulaire, en admettant une exportation solide moyenne annuelle de  $10^6$  tonnes et une concentration moyenne de  $0,5 \mu\text{g/g}$  (Boutier et al. 1993) est de 500 Kg.

La Charente a fait également l'objet de mesures directes de flux de cadmium. (IFREMER, données non publiées). Il est apparu que ce fleuve apporte moins de 50 Kg /an de cadmium au milieu côtier.

Les apports des autres fleuves de la façade n'ont fait l'objet d'aucune étude. Le débit cumulé de la Loire et de Gironde et de la Charente représente environ 80 % du débit total parvenant au golfe de Gascogne. En supposant cet apport représentatif de la composition moyenne de l'apport global, nous estimons l'apport total dissous à 11 tonnes, et l'apport particulaire à 1 tonne.

#### Les flux atmosphériques sur le golfe de Gascogne

Les flux atmosphériques sur le golfe de Gascogne ont été peu étudiées. Maneux et al. (1996) ont évalué les retombées pluviales sur le plateau continental du Golfe de Gascogne à 9 tonnes par an.

Sur les côtes bretonnes, les flux de cadmium atmosphérique dissous (cadmium dissous dans les pluies + fraction soluble du cadmium associé

aux aérosols) sont comprises entre 0.014 et 0.02 mg/m<sup>2</sup>/an (Cotté, 1997). Ceci correspond, pour une surface de plateau de 100 000 km<sup>2</sup> à un apport total annuel de 1,4 à 2 tonnes. Les incertitudes sur ces estimations sont grandes. Nous retiendrons que les flux de cadmium atmosphériques sont du même ordre de grandeur que les apports fluviaux.

### .33. Cadmium dans la colonne d'eau

Sur le point de référence C.I.E.M. situé en domaine océanique Cossa et al. (1986) ont observé une distribution classique du cadmium dissous : les concentrations sont faibles en surface (5 à 10 ng/l) et augmentent régulièrement avec la profondeur (35 ng/l à 3000 m). Ce type de distribution est décrit par de nombreux auteurs dans l'océan mondial et résulte de l'absorption du cadmium par les organismes planctoniques en surface, et de sa remise en solution en profondeur lors de la dégradation des particules en cours de sédimentation.

Cette distribution, qui est stable jusqu'à la marge continentale présente une saisonnalité. Les mélanges verticaux hivernaux provoquent une "recharge" en cadmium et en sels nutritifs des niveaux superficiels (Cotté, 1997). Cet auteur a montré d'autre part qu'en été un upwelling provoque la remontée le long du talus de la mer celtique d'eaux de mi profondeur moyennement enrichies en cadmium.

Des travaux réalisés sur le talus aquitain (Programme National d'Océanographie Côtière, données non publiées de 1995) ont mis en évidence des eaux enrichies en cadmium (20 ng/l) à partir de 900m de profondeur. En cas d'upwelling ces niveaux enrichis en cadmium pourraient constituer une source de cadmium pour le plateau mais les quantités d'eau impliquées dans ce phénomène ne sont pas connues, ce qui rend impossible l'estimation de cette source potentielle.

Sur le plateau continental les concentrations en cadmium dissous au large de la Gironde et de Marennes Oléron ne dépassent pas 15 ng/l sur toute la colonne d'eau pour des salinités supérieures à 34,5, et sont souvent inférieures à 10 ng/l pour les salinités supérieures à 35. (P.N.O.C. Atlantique, données non publiées). La campagne Intersite IV, très littorale et plus ancienne (1987), a fourni des concentrations très légèrement supérieures, comprises entre 11 et 23 ng/l pour des salinités supérieures à 34,5 en Bretagne sud (Boutier et al. 1993).

Dans les eaux plus dessalées et proches de la Gironde, les concentrations peuvent être importantes (Fig. 1) mais dépendent apparemment du débit du fleuve. En période de forts débits, (février 1997) elles paraissent nettement moins élevées qu'en période de faible débits (mai et octobre

1997). Ceci pourrait en partie expliquer les faibles concentrations (12 à 16 ng/l) observées dans des eaux dessalées (33,5) du plateau après la grande crue de 1995 (Données non publiées du P.N.O.C.), l'autre hypothèse explorée étant celle de l'enlèvement par le réseau trophique.

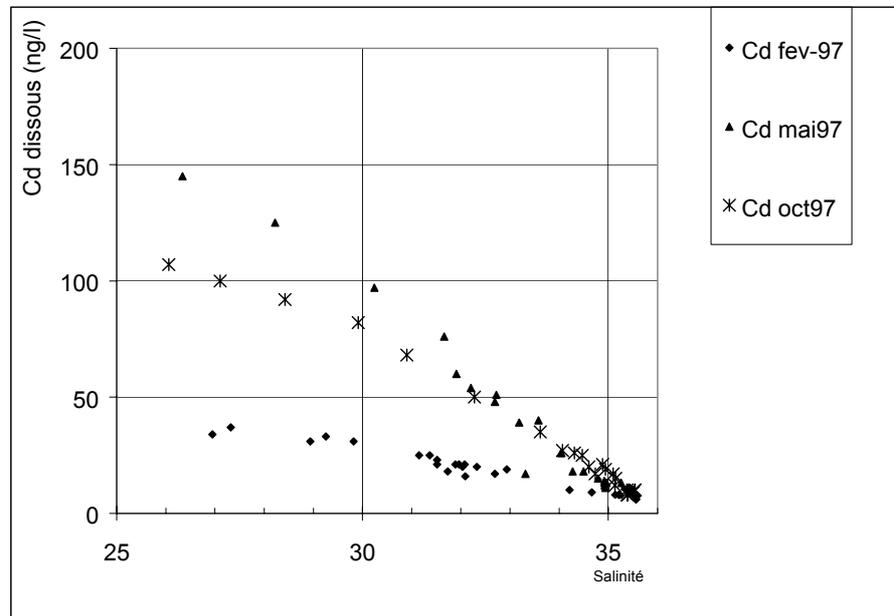


Figure 1 : Concentrations en cadmium dissous dans le bas estuaire de la Gironde (Le Verdon) et sur le plateau continental adjacent en trois saisons de 1997. Evolution en fonction de la salinité (P.N.O.C. données non publiées de 1997).

Les concentrations en cadmium des matières en suspension varient beaucoup en fonction de leur nature. Les S.P.M. à forte dominante phytoplanctonique que l'on trouve essentiellement dans la couche euphotique présentent des concentrations plus élevées en cadmium (2 à 3  $\mu\text{g/g}$ ) que les SPM détritiques présentes dans les couches plus profondes, ( $< 1 \mu\text{g/g}$ ) (Fig. 2).

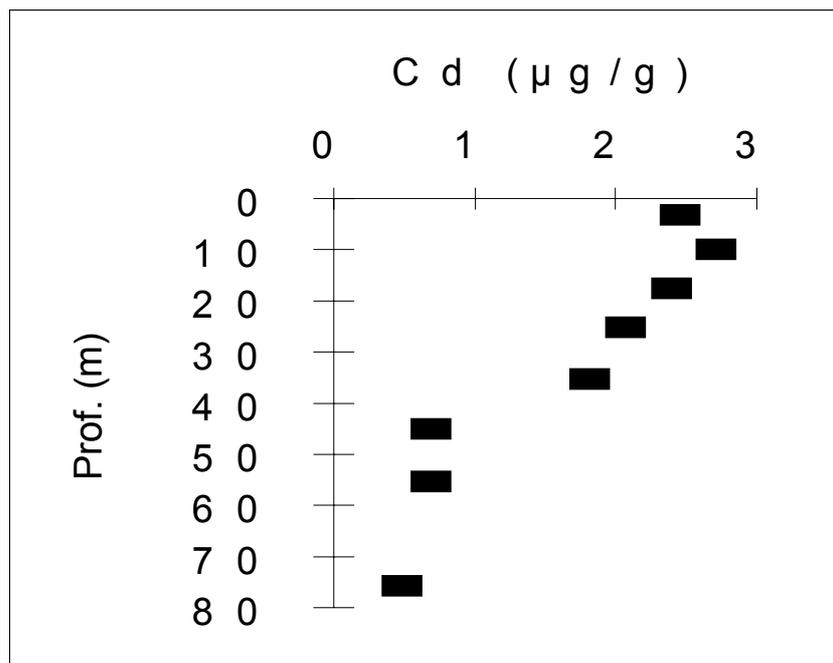


Figure 2 : Moyennes des concentrations en cadmium particulaire mesurées au cours d'un suivi de drogue de 8 jours sur le plateau continental aquitain. (P.N.O.C. atlantique, données non publiées).

.34. Cadmium dans les organismes marins

## Mollusques

Répartition géographique des concentrations

Dans le cadre du réseau national d'observation de la qualité du milieu marin on procède depuis 1979 à des analyses trimestrielles de



contaminants dans les mollusques (*Mytilus edulis*, *Crassostrea gigas*) prélevés sur plus de 100 stations du littoral français

Les résultats de cette surveillance en ce qui concerne le Golfe de Gascogne sont présentés sous formes de "Box and whiskers plot" (Fig. 3). Pour chaque station, on a figuré la moyenne (+), la médiane (-). Les cotés haut et bas de la boîte représentent the upper and lower quartiles, les "whiskers" représentent l'étendue de la distribution. On a représenté ainsi, pour chaque station la distribution des concentrations en cadmium observées chaque trimestre pendant cinq ans (1992 à 1996). Les stations sont présentées dans l'ordre géographique, depuis la rade de Brest jusqu'à la frontière espagnole. Les données présentées et discutées sont exprimées en poids sec.

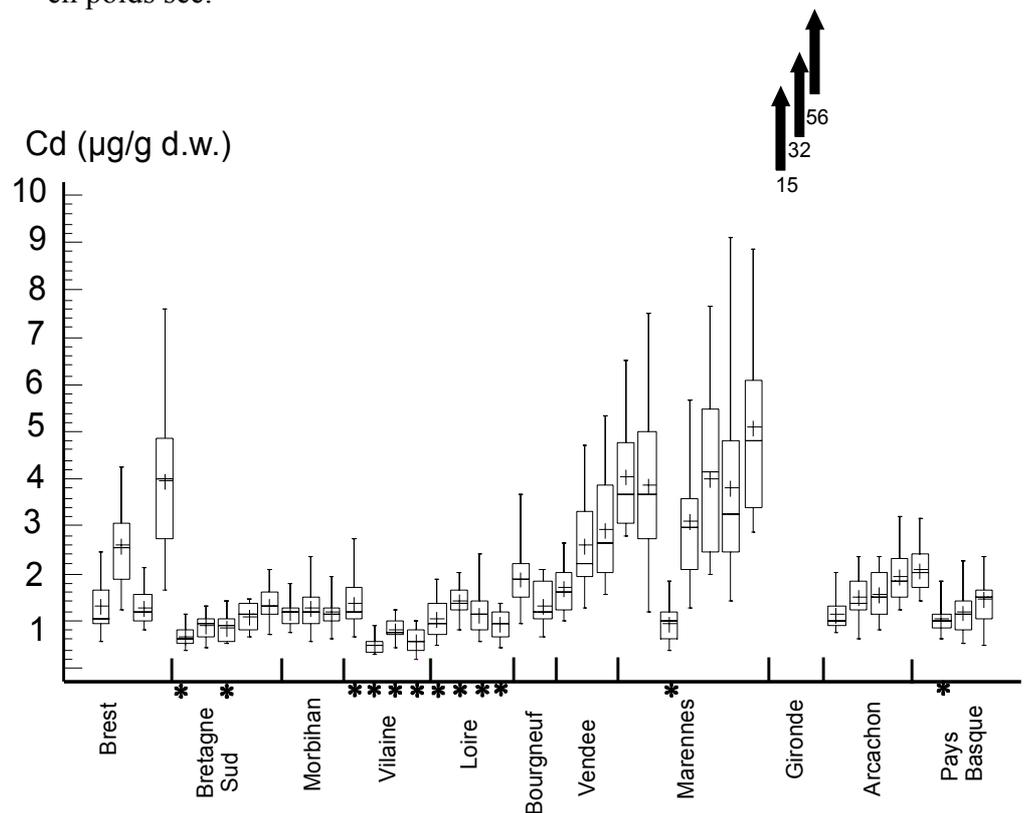


Figure 3 : Répartition géographique des concentrations en cadmium dans les huîtres et les moules (\*) du littoral du Golfe de Gascogne.

Cette figure montre tout d'abord l'existence d'un grand écart entre the upper and lower quartile, qui traduit en fait l'importance des variations saisonnières des concentrations en métaux dans les mollusques. Ces variations sont liées aux pertes de substance consécutives à l'émission des produits génitaux en période de reproduction.

En ce qui concerne les huîtres, les moyennes les plus basses sont observées dans le golfe du Morbihan, (1,2 µg/g) dans le bassin d'Arcachon (1,5 µg/g), et dans la Nivelle (1,2 µg/g), qui ne sont pas exposées à des apports industriels. Ces concentrations sont très légèrement supérieures aux niveaux les plus faibles compilés par Phillips et al. (1982), soit 0,5 à 1 µg/g.

Les concentrations dans les huîtres croissent nettement de la Baie de Bourgneuf (1,6 µg/g) à l'estuaire de la Gironde, où elles atteignent les valeurs très élevées de 15 à 56 µg/g de poids sec. Ces fortes concentrations sont la conséquence de la contamination d'une partie du réseau hydrographique par une ancienne source industrielle située très en amont du bassin versant (Boutier et al. 1990)

Le gradient très net observé sur les stations situées entre Loire et Gironde suggère que les apports de cet estuaire sont à l'origine des enrichissements observés sur ces stations, en particulier sur la zone de Marennes Oléron, très proche.

Les plus basses concentrations dans les moules (*Mytilus edulis*) ont été observées dans la baie de Vilaine. Ces concentrations de l'ordre de 0,5 µg/g de poids sec sont caractéristiques de milieux peu contaminés (Meeus Verdinne et al. 1983 ; Phillips, 1977). Les moules prélevées en Bretagne Sud présentent également des concentrations faibles en cadmium, ce qui est en accord avec les résultats obtenus sur les huîtres. Les moules de l'estuaire de la Loire sont un peu plus chargées .

#### Evolution temporelle

Nous avons étudié les variations temporelles sur les différentes stations en examinant l'évolution en fonction du temps d'une moyenne glissante calculée sur quatre trimestres consécutifs. A chaque date de prélèvement, nous associons non pas le résultat correspondant à un échantillon, mais la moyenne arithmétique de cet échantillon et des trois précédents. Ceci a pour effet d'atténuer les variations saisonnières et de rendre plus perceptible une tendance à long terme.

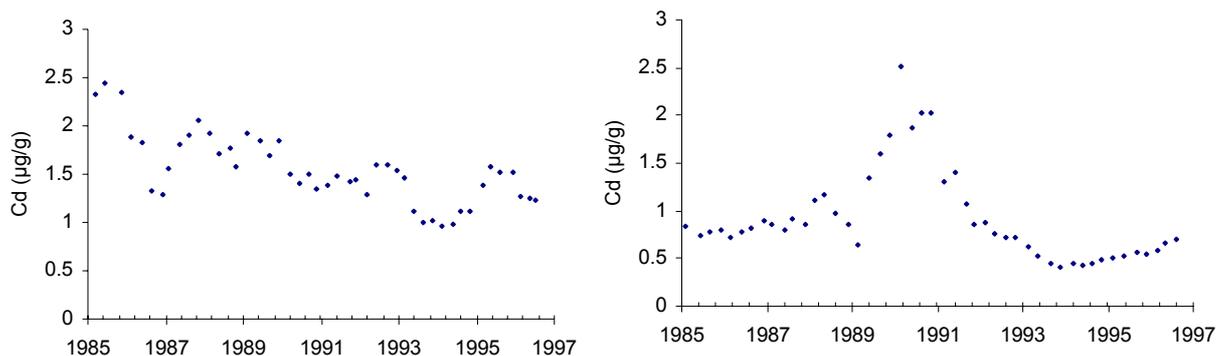


Figure 4 : Exemples d'évolution des concentrations en cadmium sur deux points du littoral du Golfe de Gascogne. A gauche : Elorn (rade de Brest) à droite : Le Croisic.

Globalement, les concentrations en cadmium dans les mollusques prélevés dans le cadre du R.N.O. tendent à baisser, qu'il s'agisse de stations où les niveaux étaient bas dès le départ, comme dans le Belon, ou le bassin d'Arcachon, de stations où le niveau initial était moyen, (Elorn, Adour) ou des sites initialement très contaminés comme la Gironde.

Sur certaines stations (Fig. 4), la tendance à la baisse peut être ponctuellement contrariée par des augmentations sensibles mais limitées dans le temps (exemple des moules du Croisic).

### Poissons et crustacés

Les concentrations en cadmium dans la chair de poisson et de crustacés sont beaucoup plus faibles que dans les mollusques entiers. Néanmoins Cossa et al (1992) ont mis en évidence des différences significatives entre les concentrations en cadmium des flets (*Platichthys flesus*) de Gironde et de Loire (tableau 1), ce qui s'explique par la contamination de la Gironde par le cadmium.

Origine	Loire	Gironde
Intervalle	<0,004 – 0,018	<0,004 – 0,066
Moyenne	0,007	0,02

Tableau 1 : Concentrations en Cd dans les flets de Gironde et de Loire (µg/g poids sec).

Dans le cadre du programme IFREMER "Etudes en soutien à la définition de normes" les principales espèces pêchées sur les côtes de France ont été



analysées afin de déterminer leurs concentrations en contaminants (Cossa et al. 1992) le tableau 2 résume les principales données concernant le cadmium en fonction de l'espèce et du lieu de prélèvement.

	<b>Golfe de Gascogne Sud Oléron</b>	<b>Golfe de Gascogne Nord Oléron</b>	<b>Manche</b>
Bar	0.002 - 0.019	0.002 – 0.02	
Baudroie	0.002 – 0.016	0.002 – 0.029	
Congre		0.002 – 0.025	0.002 – 0.012
Crevette Grise	0.09 – 0.67	0.034 – 0.174	
Crevette rose	0.026 – 0.068	0.068 – 0.230	
Flet	0.002 – 0.066	0.002 – 0.018	0.002 – 0.007
Langoustine	.021 – 0.695	0.022 – 1.295	
Maquereau	0.002 – 0.025	0.031 – 0.119	
Merlan	0.002 – 0.004	0.002 – 0.009	
Merlu	0.002 – 0.006	0.002 – 0.03	
Plie	0.002 – 0.017	0.002 – 0.015	0.002 – 0.006
Roussette		0,009 – 0.339	0,014 – 0,097
Sole	0.002 – 0.02	0.002 – 0.013	0.002 – 0.008
Tacaud	0.002 – 0.022	0.002 – 0.013	0.002 – 0.007

*Tableau 2 : Valeurs minimales et maximales des concentrations en Cd ( $\mu\text{g/g}$  poids sec) observées dans les produits de la pêche du golfe de Gascogne et de la Manche.*

### .35. Cadmium dans les sédiments

Les sédiments du Golfe de Gascogne ont été étudiés dans le cadre du programme "Etudes en soutien à la définition de normes" de l'IFREMER. Dans le cadre de ce programme des carottes ont été prélevées dans différentes zones de dépôt caractéristiques du golfe (voir carte mercure).

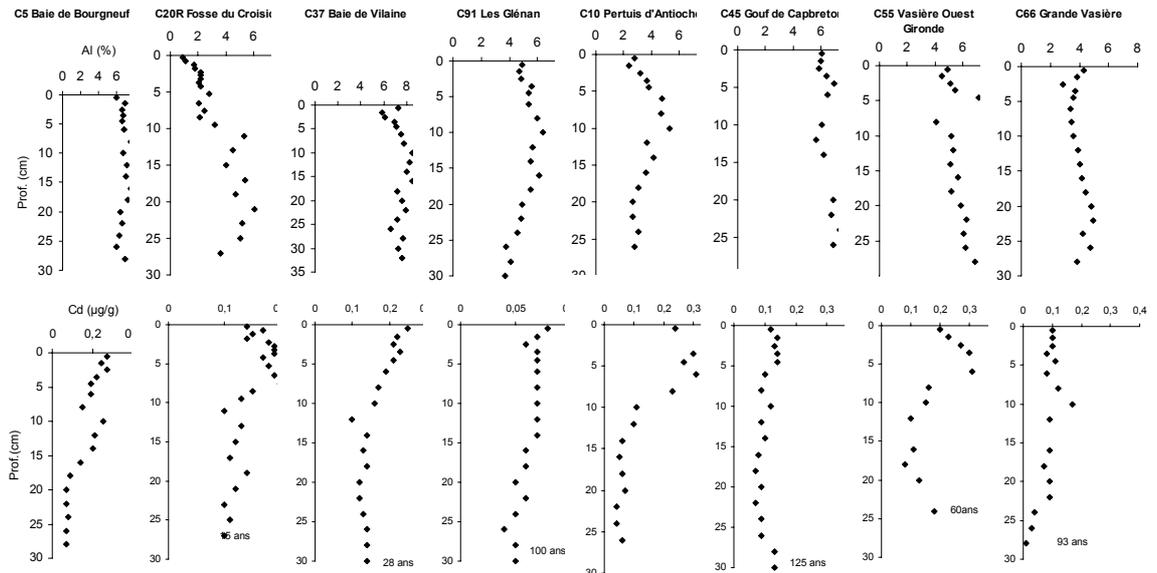


Figure 5 : concentrations en Al et en Cd dans différentes carottes prélevées dans le Golfe de Gascogne (Ifremer, données non publiées).

Les concentrations en cadmium observées dans les horizons les plus profonds sont comprises entre 0,01 (Grande Vasière) et 0,15 µg/g (Capbreton). Les taux de sédimentation moyens mesurés sur ces carottes par la méthode au  $^{210}\text{Pb}$  montrent que certaines de ces carottes atteignent des niveaux qui se sont déposés au début du siècle, et que l'on peut supposer moins exposés aux apports anthropiques. Par ailleurs des concentrations de 0,8 µg/g ( $\pm 2$ ) ont été mesurées dans les sédiments fins non contaminés de la mer de Norvège (Laane, 1992). Gonzalez (1992) trouve également ces niveaux (0,1 µg/g) dans les sédiments anciens du pertuis d'Antioche. Nous considérerons donc que pour un sédiment fin des concentrations de l'ordre de 0,1 µg/g correspondent au fond géochimique régional, et ne traduisent pas d'apport anthropique sensible.

Les concentrations en cadmium augmentent significativement dans les niveaux proches de la surface des stations situées sous l'influence des fleuves (Baie de Bourgneuf, Baie de Vilaine, pertuis d'Antioche, vasière Ouest Gironde). Ces variations ne semblent pas imputables à une diminution de la granulométrie car la concentration en aluminium, considérée comme représentative des argiles (donc de la fraction fine) n'augmente pas dans les niveaux supérieurs.

Cette augmentation n'est pas observée dans la carotte du gouf de Capbreton; elle paraît très modérée sur les sites des Glénan et de la Grande Vasière.

Au total cette série de carottes montre que les sédiments proches de l'embouchure des fleuves présentent des enrichissements modérés en cadmium, notamment sur les stations situées près de la cote. La plupart des concentrations observées restent inférieures à 0,3µg/g, et aucune ne dépasse 0,4. Les sédiments situés loin des grands fleuves (fosse des Glénan) ou plus au large ( grande vasière ) ne présentent pas d'enrichissement superficiel net.

#### .36. Conclusion

Les flux de cadmium amenés au golfe de Gascogne par les fleuves, autrefois très importants en raison notamment de la contamination de la Gironde semblent avoir fortement régressé. A l'heure actuelle, les flux atmosphériques et les flux des fleuves sont du même ordre de grandeur. Cette amélioration est confirmée par une tendance à la baisse des concentrations observées dans les mollusques, au travers desquels on continue cependant à suivre l'influence des apports girondins sur le littoral charentais et vendéen. Les concentrations dans les carottes sédimentaires indiquent que l'influence anthropique sur ce compartiment, modérée, est limitée au voisinage des estuaires. Plus au large, les processus naturels comme les upwellings et l'homogénéisation hivernale de la colonne d'eau supérieure ont été identifiés comme source de cadmium et de nutriments pour la marge continentale, mais ils n'ont pas été quantifiés.

#### .37. Références

- Boutier B., Chiffoleau J.F., Auger D. & Truquet I., 1993. Influence of the Loire River on dissolved lead and cadmium concentrations in coastal waters of Brittany. *Estuarine, coastal and shelf science* 36 : 133-145.
- Boutier B., Chiffoleau J.-F., Jouanneau J.-M., Latouche C. & Philipps I. 1989. La contamination de la Gironde par le Cadmium; origine, extension, importance. Rapport scientifique et technique de l'Ifremer no 14, 105 pp.
- Cossa D., Michel P., Noël J. & Auger D., 1986. Vertical mercury profile in relation to arsenic, cadmium and copper at the eastern North Atlantic ICES reference station. *Oceanologica acta* 15 (6) : 603-608.
- Cossa D., Auger D., Averty B., Luçon M., Masselin P., Noël J. & Sanjuan J. 1990. Niveaux de concentration en métaux, métalloïdes et composés

organochlorés dans les produits de la pêche côtière française. Rapport IFREMER, Nantes.

Cossa D., Auger D., Averty B., Luçon M., Masselin P., Noël J. 1992. Flounder (*Platichthys flesus*) muscle as an indicator of metal and organochlorine contamination of French Atlantic coastal waters. *Ambio* Vol. 21 N° 2 176 – 182.

Cotté M.H. 1997 Origines et comportement des métaux dissous dans les eaux de la marge atlantique européenne. Thèse de doctorat de l'université Paris VI. 207 p.

Elbaz-Poulichet F. 1988. Apports fluviaux et estuariens de plomb, cadmium et cuivre aux océans; comparaison avec l'apport atmosphérique. Thèse de doctorat d'état es sciences naturelles. présentée à l'Université Pierre et Marie Curie. 288 p.

Gonzalez J.L. 1992. Comportement du cadmium et du mercure lors de la diagénèse précoce et flux à l'interface eau – sédiments en zone littorale. Thèse de doctorat de l'université de Bordeaux I. 247 p.

Jouanneau J.M. 1982. Matières en suspension et oligo-éléments métalliques dans le système estuarien Girondin : comportement et flux. Thèse de docteur es sciences, université de Bordeaux I. 306 p.

Jouanneau J.M., Boutier B., Chiffoleau J.F., Latouche C., & Philipps I. 1990. Cadmium in the Gironde fluvioestuarine system: behaviour and flow. *The Science of the Total Environment* 97/98 465 - 479.

Kraepiel A.M.L., Chiffoleau J.F., Martin J.M. & Morel F.M.M., 1997. Geochemistry of trace metals in the Gironde estuary. *Geochimica et cosmochimica acta* 61(7) : 1421-1436.

Laane, R.W. 1992. Background concentrations of natural compounds in rivers, seawater, atmosphere and mussels. Rijkswaterstaat Rep. DGW 92033. 84 p.

Maneux E., Grousset F.E., Buat-Ménard P., Lavaux G., Rimmelin P. & La Paquellerie Y., 1998. Flux de métaux lourds apportés par les pluies sur le littoral aquitain. Communication au Cinquième colloque international d'océanographie côtière. La Rochelle (France) 16 – 18 Juin 1996.

Martin J.M. & Thomas A. 1994 The global insignificance of telluric inputs of dissolved trace metals (Cd Cu Ni and Zn) to ocean margins. *Marine Chemistry* 46 165 – 178.

Meeus Verdinne K. Van Cauter R. & Deborder R. 1983. Trace metals contents in Belgian coastal mussels. *Mar Pollut Bull.* 14: 198 – 200.

Philipps D.J.H. 1977 The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of trace metals in Scandinavian waters. *Mar. Biol.* 43: 283 – 291.

Philipps D.J.H., HO C.T. & NG L.H. 1982 Trace elements in the Pacific Oyster in Hong Kong. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.* 11, 533 – 537.

RNDE [Réseau National des Données sur l'Eau] 1997 Les principaux rejets d'eaux résiduaires industrielles.

RNDE SANDRE Rue Edouard Chamberland 87065 Limoges CEDEX



## 1.1. Mercure (Daniel COSSA)

### .38. Introduction

Le mercure est présent en milieu marin sous différentes formes chimiques, mercure élémentaire, le mercure inorganique divalent et les formes organiques alkylées ou complexées. Les différentes formes suscitent des comportements et des transports différents aussi bien qualitativement que quantitativement. Le mercure, sous sa forme élémentaire extrêmement volatile est propagé loin de sa source dans l'atmosphère. Il provient du dégazage naturel de l'écorce terrestre et de différentes sources anthropiques. Il est transféré dans les eaux de surface océaniques soit sous forme élémentaire soit sous forme oxydée dans la pluie. C'est cette dernière forme qui sert de substrat à la méthylation dans les eaux et les sédiments. C'est le méthylmercure qui s'accumule dans les réseaux trophiques (biomagnification) et constitue le risque toxicologique pour le consommateur. Dans l'état actuel des connaissances, c'est cette biomagnification qui doit être explorée pour évaluer les risques pour le consommateur de produits marins. Les risques pour la santé du milieu sont beaucoup plus difficiles à cerner (voir la synthèse de Cossa et al., 1990).

Un bilan global pour l'ensemble des océans (Mason et al., 1994) et un bilan spécifique des régions côtières (Cossa et al., 1996) ont été produits. A très grands traits, on en tire diverses informations convergentes. La concentration en mercure dans l'atmosphère est maximale aux moyennes latitudes de l'hémisphère nord, et minimale dans l'hémisphère sud. Cette distribution suggère que la source principale de mercure est à la fois continentale et anthropique. Les calculs de chercheurs situent entre 40 et 80 % la proportion de la source anthropique par rapport au total. Les travaux sur le cycle du mercure en divers milieux côtiers à travers le monde, incluant des estuaires de régions industrielles et des régions très éloignées des centres d'activité humaine, montrent que la dissémination du mercure est globale et qu'il n'est pas de région de l'hémisphère nord qui soit à l'abri de cette contamination. La modélisation indique que les concentrations de mercure en milieu marin auraient augmenté d'un facteur trois depuis le début de l'ère industrielle (Mason et al., 1994).

Les apports anthropiques actuels à l'échelle mondiale sont principalement dus à l'utilisation des combustibles fossiles pour  $650 \text{ à } 3\,500 \text{ } 10^3 \text{ kg an}^{-1}$ , à l'incinération des déchets pour  $150 \text{ à } 2\,200 \text{ } 10^3 \text{ kg an}^{-1}$ , à la métallurgie des produits non-ferreux pour  $50 \text{ à } 200 \text{ } 10^3 \text{ kg an}^{-1}$  et à la combustion du bois pour  $60 \text{ à } 300 \text{ } 10^3 \text{ kg an}^{-1}$  (Cossa et al., 1990).



Dans ce contexte, qu'elle est la situation du Golfe de Gascogne ? Pour commencer à répondre à cette question., nous ferons l'inventaire des connaissances sur les niveaux de concentration, les distributions et les flux de mercure dans et entre les divers compartiments du milieu marin de cette région océanique. Notons que le présent constat concerne essentiellement le plateau continental français, et ne saurait être généralisé à la partie sud du Golfe de Gascogne, en particulier sa frange littorale.

.39. Distribution

### L'atmosphère

Il n'existe pas de données sur les concentrations en mercure dans l'atmosphère de la région du Golfe de Gascogne dans la littérature ouverte. A cette latitude les données de l'Atlantique compilées par Fitzgerald et Mason (1997) situent les concentrations entre 2 et 5 ng m<sup>-3</sup>.

### L'eau

Les concentrations en mercure ont été mesurées dans une colonne d'eau de 4600 m de profondeur au point de référence du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) du Golfe de Gascogne (46°N ; 06°W). La plupart des concentrations en mercure varient de 0,08 à 2 ng L<sup>-1</sup> et leur profil vertical se caractérise par un pic au niveau de la thermocline permanente, qui résulte probablement de la mobilisation du mercure lors de la minéralisation de la matière organique particulaire dans les couches supérieures combinée avec un enlèvement intense dans les eaux profondes de l'océan (Cossa et al., 1992). Une gamme de concentrations semblables et le même type de structure verticale ont été retrouvées en mer Celtique (Cossa et al., 1996). Les concentrations maximales en mercure y coïncident avec les minima d'oxygène dissous corroborant l'interprétation précédente. Sur la base des maxima observés au niveau des thermoclines, les marges se caractérisent par des concentrations plus élevées que celles des provinces océaniques. Ce phénomène serait dû à des apports (essentiellement atmosphériques) plus importants à proximité des continents qu'au large.

Près du littoral les données sont plus nombreuses. Dans les estuaires de la Loire et de la Gironde les concentrations en mercure dissous s'échelonnent de 0,2 à 0,6 en Loire et de 0,3 à 0,7 ng L<sup>-1</sup> en Gironde (Coquery et al., 1997 ; Cossa et al., 1990). A l'extrémité sud du Golfe de Gascogne, les estuaires des Rio Tinto et Odiel (Golfe de Cadix) présentent des concentrations en métaux très élevées ; les concentrations en mercure



y dépassent  $10 \text{ ng L}^{-1}$  (Cossa et Elbaz-Poulichet, 1999). Dans tous les estuaires, en raison des teneurs élevées en matière en suspension, le mercure particulaire constitue la plus grande partie du mercure total. Ce mercure particulaire est en partie accumulé dans les sédiments du plateau. La teneur en mercure des particules est très variable variant de  $100$  à  $1000 \text{ ng g}^{-1}$  en estuaire de Loire (Coquery et al., 1997), sa richesse en mercure allant souvent de pair avec celle du carbone organique. A l'intérieur du milieu côtier lui-même, les eaux de la frange littorale sont enrichies par rapport aux eaux du large. Il semble que ce phénomène soit dû essentiellement à la présence de formes colloïdales plus abondantes près des côtes.

Il y a pas d'études sur la spéciation du mercure dans les eaux du Golfe de Gascogne.

### **Le sédiment**

Les données disponibles sur les teneurs en mercure des sédiments du Golfe peuvent être rangées en deux catégories : celles provenant de carottes prises sur le plateau continental et celles provenant de la frange littorale (IFREMER, données non publiées).

Les sédiments du plateau ont été échantillonnés au carottier boîte (type Reineck) en 1986 et 1987 en huit sites, Gouf de Cap Breton (carotte 45), vasière ouest Gironde (carotte 55), Grande vasière (carottes 66 et 90), baie de Bourgneuf (carotte 5), estuaire de Loire (carotte 20) et baie de Vilaine (carotte 37) (Fig. 1). Datation et minéralogie des sédiments ont été réalisées avec les déterminations des concentrations en mercure. Deux des profils caractéristiques sont présentés sur la figure 2. On y note l'ampleur variable de la contamination qui a culminé à la fin des années soixante dix. Sur les sites de la Grande vasière les teneurs en mercure sont proches de  $0,025 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ , soit des valeurs parmi les plus faibles jamais rencontrées en milieu côtier. Les niveaux superficiels des sédiments de la vasière ouest Gironde ne laisse pas suspecter de contamination importante des sédiments. Dans le Gouf de Cap Breton, par contre, la contamination des sédiments actuels atteint un niveau dix fois supérieur aux teneurs préindustrielles ; le début de la contamination datant du milieu du siècle (Cossa et al., 1990).

Dans la frange littoral l'influence anthropique est variable. Les carottes 5, 10 et 37 montrent des concentrations peu affectées par les apports anthropiques : au large de l'estuaire de la Loire alors que les baies de Bourgneuf (concentration maximale  $0,18 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ ) et de la Vilaine (concentration maximale  $0,16 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ ) sont légèrement contaminées. Dans le bassin de Marennes-Oléron, Gonzalez (1992) a observé des

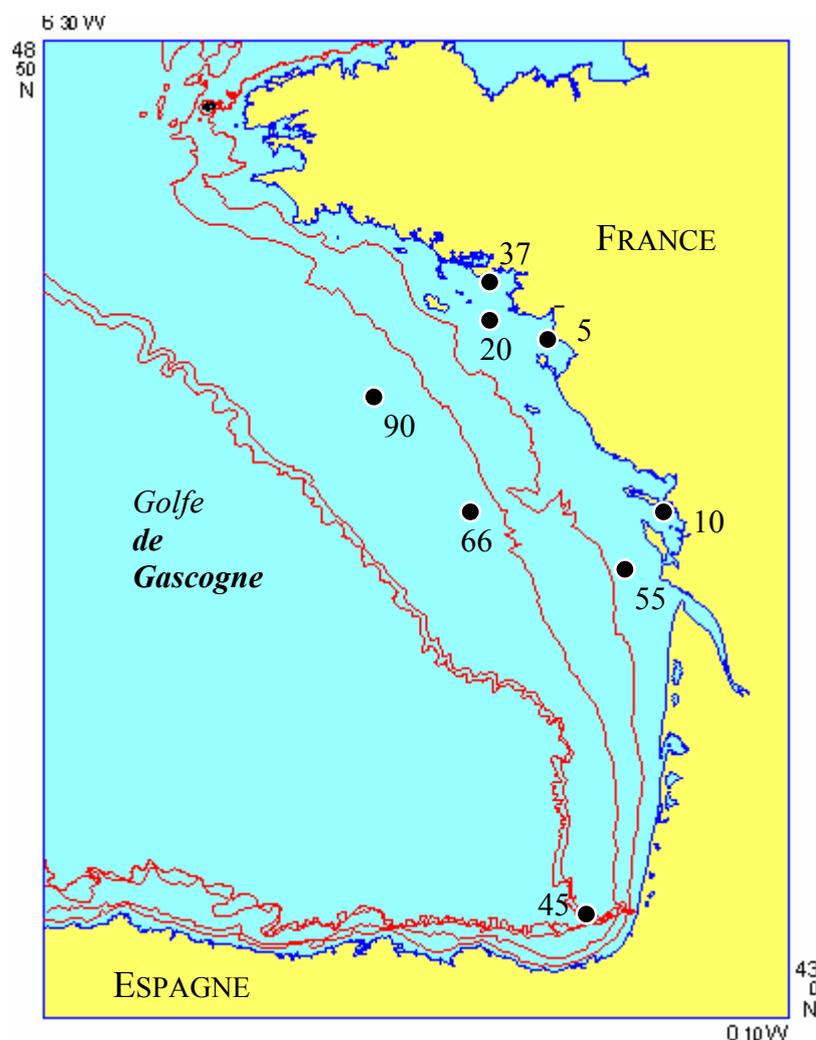


concentrations dans les sédiments de surface dont les valeurs moyennes varient de 0,05 à 0,1  $\mu\text{g g}^{-1}$ . Dans la Baie de l'Aiguillon adjacente au nord, le même auteur a mesuré des concentrations qui sont du même ordre de grandeur. Bien que des valeurs voisines de 0,1  $\mu\text{g g}^{-1}$  traduisent déjà l'altération des conditions naturelles, l'influence anthropique est difficilement quantifiable en raison des effets de la diagénèse sur les profils. Dans l'inventaire du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO), Boutier et Cossa (1988) ont fait la synthèse des données disponibles sur les concentrations en mercure des sédiments superficiels (tableau 1). Les concentrations moyennes varient de 0,14  $\mu\text{g g}^{-1}$  dans la baie de la Vilaine à 0,85  $\mu\text{g g}^{-1}$  dans la région d'Hendaye. Ces données corroborent les observations présentées précédemment. La frange littorale est dans son ensemble légèrement perturbée par la contamination mercurielle. Cependant, le seul point de contamination importante identifié dans les sédiments se situe au niveau de la frontière franco-espagnole.

*Tableau 1 : Concentration en mercure ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) dans les sédiments superficiels d'après Boutier et Cossa (1988).*

Site	Moyenne	Ecart-type	n
Rade de Brest	0,51	0,23	35
Embouchure de l'Odet	0,3	0,2	8
Rade de Lorient	0,44	0,21	12
Golfe du Morbihan	0,18	0,18	43
Baie de Vilaine	0,14	0,14	10
Estuaire de la Loire	0,19	0,14	27
Bassin de Marennes	0,43	0,22	41
Pertuis Breton	0,2	0,02	11
Gironde	0,35	0,18	38
Bassin d'Arcachon	0,4	0,22	42
Baie d'Hendaye	0,85	0,31	5

**Figure 1** : Localisation des stations de carottage. Données IFREMER non publiées (Cossa et Guary, com. pers.).



### Organismes vivants

Le RNO, qui utilise les mollusques bivalves intertidaux pour suivre la contamination chimique du littoral français, permet d'avoir une vue d'ensemble de la situation du littoral du Golfe de Gascogne. On constate pour l'année 1996 des concentrations moyennes en mercure des tissus mous des moules et huîtres qui varient de 0,11 à 0,26  $\mu\text{g g}^{-1}$  (poids sec) (Fig. 3). La partie sud Loire présente généralement des concentrations plus élevées que la partie nord. Le pourcentage de mercure sous sa forme méthylée varie de 21 à 74 %. Les valeurs minimales du rapport correspondent généralement avec les teneurs fortes en mercure, en particulier dans le Bassin de Marennes-Oléron. Ainsi, les teneurs en mercure des mollusques de cette région n'engendrent pas de risque pour la santé du consommateur.



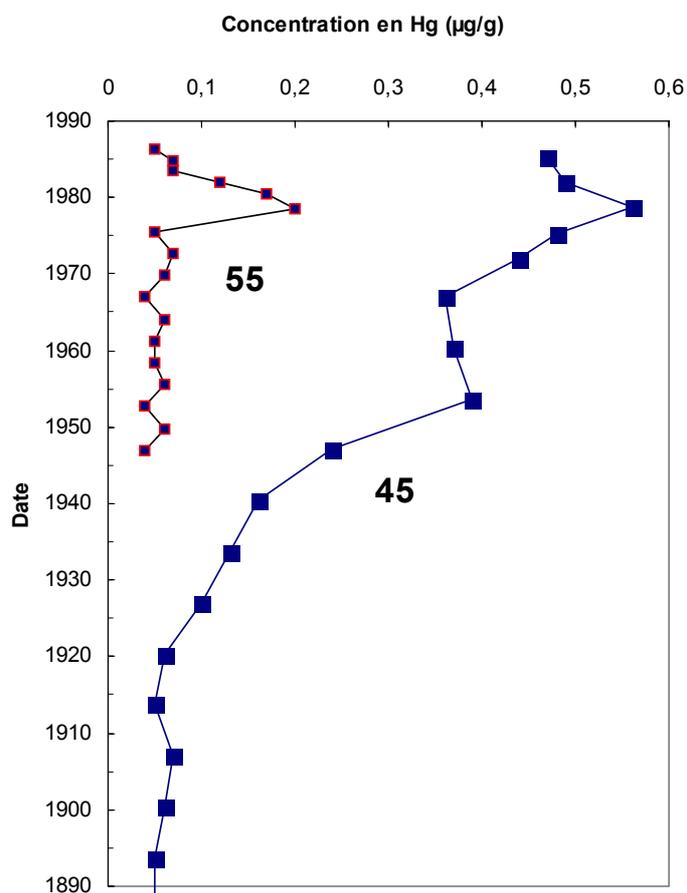


Figure 2 : Profils verticaux de concentration en mercure dans deux carottes datées du Golfe de Gascogne. Les numéros de carotte confèrent aux sites de la figure 1.

Tableau 2 : Teneurs en mercure ( $\mu\text{g g}^{-1}$ , poids sec) chez le poisson du Golfe de Gascogne. Chaque moyenne réfère à des analyses de 20 à 25 individus (Cossa et al., 1991).

Espèce	Origine	Moyenne	Ecart-type
Bar	Nord-Gascogne	1,33	0,67
	Sud-Gascogne	1,10	0,29
Baudroie	Nord-Gascogne	0,67	0,33
	Sud-Gascogne	0,58	0,22
Congre	Nord-Gascogne	1,15	0,29
Flet	Nord-Gascogne	0,29	0,13
	Sud-Gascogne	0,67	0,47
Maquereau	Nord-Gascogne	0,37	0,15
	Sud-Gascogne	0,56	0,37
Merlan	Nord-Gascogne	0,43	0,11
	Sud-Gascogne	0,32	0,08
Merlu	Nord-Gascogne	0,39	0,10
	Sud-Gascogne	0,30	0,06
Plie	Nord-Gascogne	0,29	0,11
	Sud-Gascogne	0,32	0,09
Roussette	Nord-Gascogne	2,03	0,61
Sole	Nord-Gascogne	0,45	0,32
	Sud-Gascogne	0,40	0,37
Tacaud	Nord-Gascogne	0,60	0,29
	Sud-Gascogne	0,64	0,29

Les teneurs en mercure dans le muscle des poissons des eaux côtière françaises du Golfe de Gascogne sont résumées sur le tableau 2. Des différences importantes existent entre les espèces. Les valeurs les plus fortes se rencontrent chez les espèces carnivores (bar, congre, roussette). Les pourcentage de mercure méthylé se situent entre 75 et 97 %. Les concentrations chez les roussettes sont proches des valeurs guides européennes, soit  $0,5 \mu\text{g g}^{-1}$  (poids humide) ou environ  $2 \mu\text{g g}^{-1}$  (poids sec).

Les teneurs en mercure dans les langoustine et crevettes sont en général plus faibles que chez les poissons ; elles ne dépassent pas  $0,57 \mu\text{g g}^{-1}$  (poids sec) (Cossa et al., 1991).



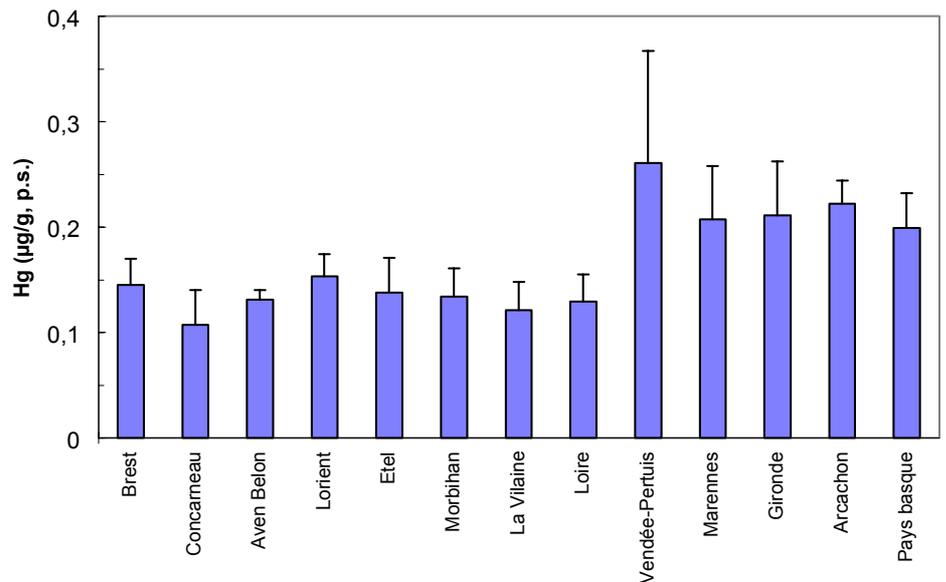


Figure 3 : Concentrations moyennes (intervalles de confiance à 95%) chez les mollusques des sites RNO du Golfe de Gascogne en 1996.

.40. Flux

### Echanges eau-atmosphère

Il n'existe pas d'étude spécifique des dépôts de mercure atmosphérique sur les eaux du Golfe de Gascogne ; pour les estimer on ne peut que se référer à des modèles. Selon le modèle de Mason et al. (1994) le taux de dépôts à cette latitude serait de 10 à 15  $\mu\text{g m}^{-2} \text{an}^{-1}$ . L'évasion de mercure élémentaire à partir de la surface de la mer a été évaluée à 4 - 22  $\mu\text{g m}^{-2} \text{an}^{-1}$  au large de l'estuaire de la Loire (Cossa et al., 1996). Dans ces conditions le flux net est difficile à évaluer.

En France la totalité des rejets recensés de mercure dans l'atmosphère, d'après les statistiques officielles de 1990, atteignaient 16  $10^3 \text{ kg an}^{-1}$ . Il faut y ajouter des rejets diffus estimés entre 15 et 30  $10^3 \text{ kg an}^{-1}$  (Cossa et al., 1990). Des rejets recensés dans l'atmosphère le long du littoral du Golfe les plus importants concernent les usines d'incinération des grandes agglomérations. Pour Nantes et sa région ils sont d'environ 85  $\text{kg an}^{-1}$  (Ministère de l'Environnement, 1996). Notons toutefois que les vents dominants sont d'ouest, ce qui ne favorise pas le dépôt direct de ces émissions atmosphériques en mer.

## Apports par les fleuves et les rejets dans l'eau

La Loire, la Garonne, la Dordogne, l'Adour et la Charente sont les principales sources d'eau fluviale pour le Golfe de Gascogne le long du littoral français. Coquery et al. (1997) évalue les apports de la Loire à respectivement 26 et 180 kg an<sup>-1</sup> les flux dissous et particulaires. Les données sur les apports des autres fleuves proviennent d'études anciennes et doivent être considérées comme des valeurs maximales, puisque les études géochronologiques indiquent des tendances récentes à la baisse (Fig. 2). Des données des années quatre vingt permettent de l'évaluer à 940 kg an<sup>-1</sup> les apports de la Gironde (Garonne et Dordogne) 93 % étant apporté par les particules en suspension (Cossa et al., 1990). La Charente apporterait 50 kg an<sup>-1</sup>. Il n'existe aucune donnée pour l'Adour.

Les rejets liquides directs recensés de sources urbaines et industrielles le long du littoral du Golfe sont de 42 kg an<sup>-1</sup> (Ministère de l'Environnement, 1996). Ils se situent dans la région des Pertuis où sont observés aussi de fortes teneurs chez les mollusques du RNO.

### .41. Conclusion

Le Golfe de Gascogne comme tout les régions océaniques marginales est soumis à l'influence des apports de mercure anthropiques maintenant ubiquiste à l'échelle planétaire. En raison du fonctionnement de son cycle biogéochimiques, ce sont les eaux de la thermocline qui sont les plus perturbées ; on y observe en effet de concentrations en mercure relativement fortes. Cependant, il ne semble pas que, dans son ensemble, le Golfe de Gascogne se distingue des autres marges océaniques du point de vue de la contamination mercurielle.

La frange littorale française, par contre, se caractérise par des influences anthropiques directes et localisées. Il s'agit en particulier des zones adjacentes à la frontière entre l'Espagne et la France et la région des Pertuis vendéens et charentais. De plus, la contamination identifiée la plus importante est localisée à l'extrême sud du Golfe, soit les estuaires du Rio Tinto et de l'Odiel qui débouchent dans le Golfe de Cadix. Les anomalies des apports terrigènes y sont très fortes. Les résultats du programme TOROS sont attendus pour en mesurer l'ampleur.

En regard des valeurs guides de consommation de produits de la mer, seuls les poissons de haut niveau trophique (ex. : la roussette) présente parfois des concentrations à risque. Soulignons toutefois que cette dernière conclusion ne s'applique qu'aux poissons pêchés le long du seul littoral français, ce document n'incluant pas de données sur les produits des pêches côtières espagnole et portugaise.



## .42. Références

- Boutier, B. et D. Cossa. 1988. Evaluation critique des résultats des dosages de cadmium et de mercure dans les sédiments superficiels prélevés le long du littoral français. *In* : Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin. Dix années de surveillance 1974-1984. Document technique, vol. IV. Publication Ifremer-Secrétariat d'Etat chargé de l'Environnement. 127 p.
- Coquery, M. D. Cossa et J. Sanjuan. 1997. Speciation and Sorption of Mercury in Two Macro-Tidal Estuaries. *Mar. Chem.*, 58 : 213-227.
- Cossa, D. et F. Elbaz-Poulichet. 1999. Mercury in an Acidic River-Estuarine System : Consequences for the Atlantic Shelf Waters. *5th International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Mai 1999*, Rio, Brésil.
- Cossa, D., Michel, P., Noel, J. et Auger, D. 1992. Vertical profile of total mercury in relation to arsenic, cadmium and copper distributions at the Eastern North Atlantic ICES reference station (46°N ; 6°W). *Oceanol. Acta*, 15 : 603-608.
- Cossa, D., M. Coquery, C. Gobeil et J.M. Martin. 1996. Mercury Fluxes at the Ocean Margins. 229-247. *In*: *Regional and Global Cycles of Mercury: Sources, Fluxes, and Mass Balances*. W. Baeyens, R. Ebinghaus and O. Vasiliev éditeurs. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Cossa, D., Auger, D., Averty, B., Luçon, M., Masselin, P. et J. Sanjuan. 1991. Niveaux de concentration en métaux, métalloïdes et composés organochlorés des produits de la pêche côtière française. Publication Ifremer, Brest. 57 p. ISBN 2905434-29-5
- Mason, R.P., W.F. Fitzgerald et F.F.M. Morel. 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury : Anthropogenic influences. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, 58 : 3191-3198.
- Fitzgerald, W.F. et R.P. Mason. 1997. *Biogeochemical Cycling of Mercury in the Marine Environment*. *In* : *Metal Ions in Biological Systems*. p 54-11. Sigel & Sigel eds. Vol. 34, Marcel Dekker Inc., N.-Y.
- Ministère de l'Environnement. 1996. Principaux rejets industriels en France. Direction de la prévention et des risques. 20, avenue Ségur F75302 PARIS 07P. p.229.

### 1.1.Plomb (Bernard BOUTIER)

#### .43. Introduction

Le cycle biogéochimique du plomb a été bouleversé par l'homme qui en a fait un élément ubiquiste en le rejetant en masse dans le milieu, et plus particulièrement dans l'atmosphère. C'est un élément très réactif qui se trouve très rapidement enlevé de la colonne d'eau par association avec les particules et sédimentation. Il a été classé parmi les éléments "scavenged", dont les profils de concentrations dissoutes en milieu océanique montrent une décroissance continue entre la surface et le fond.

#### .44. Apports au Golfe de Gascogne

### Rejets industriels

Le cumul des rejets comptabilisés par le Réseau National de L'eau (1997) dans l'ensemble des bassins versants aboutissant au golfe de Gascogne était de 30 tonnes en 1995. Cette valeur fait apparaître une baisse très sensible des rejets du site Octel Kuhlman de Paimboeuf (Loire Atlantique) qui n'est plus que de 2,3 kg/j alors qu'il a atteint jusqu'à 50 kg/j (Anonyme 1990). L'arrêt de la production d'alkyl plomb en 1996, suivi du démantèlement de l'usine et de la réhabilitation du site dans les années à venir devrait contribuer à réduire encore les rejets dans l'estuaire de la Loire.

Une grande partie des rejets ainsi comptabilisés ne parvient sans doute pas à la mer, piégée dans les sédiments des cours d'eau ou des barrages. L'essentiel du flux particulaire à la mer est donc soit d'origine naturelle, soit d'origine anthropique indirecte, par lessivage des retombées atmosphériques sur les sols.

### Apports des fleuves

Kraepiel et al. (1997) observent un comportement conservatif du plomb dans la Gironde en 1994. Les concentrations varient de façon quasiment linéaires avec la salinité entre 60ng/l à salinité 0,1 et 20,4 ng/l pour une salinité de 32,1. Sur cette base, Cotté (1997) évalue à 1,6 tonne par an le flux de Plomb dissous de la Gironde vers le plateau.

La concentration moyenne des particules dans l'estuaire de la Gironde est de 55 µg/g (Kraepiel et al. 1997). Compte tenu d'une expulsion solide



moyenne de  $10^6$  tonnes par an (Jouanneau 1982), le flux de plomb particulaire est donc approximativement de 55 tonnes par an.

En 1990 (Boutier et al. 1993) avaient estimé à 37 kg/jour, soit 13 tonnes par an le flux de cadmium dissous issu de la Loire. Cette estimation est maintenant obsolète puisque le flux total de plomb dissous était essentiellement dû à un rejet industriel qui a été très fortement réduit.

Les données dont nous disposons nous permettent d'estimer un flux brut de plomb dissous à l'amont de l'estuaire. En adoptant une concentration dans l'eau douce de 80 ng/l (Boutier et al. 1993), et un débit moyen de la Loire de  $800 \text{ m}^3/\text{s}$  ce flux brut dissous est estimé à 2 tonnes.

Pour estimer les quantités de plomb dissous parvenant à l'estuaire, il faut ajouter à ce flux le rejet industriel de 2,3 kg/j (en 1995), soit 850 kg/an, essentiellement sous forme dissoute. Le flux de plomb dissous parvenant chaque année à l'estuaire de la Loire est donc estimé à 3 tonnes. En l'absence de données sur le comportement du plomb dans l'estuaire, il n'est pas possible d'estimer le flux net dissous à l'océan. On peut toutefois supposer que la très forte réactivité du plomb empêche sa mise en solution au cours du transit estuarien, et que la valeur de 3 tonnes peut être prise comme borne supérieure du flux net dissous à la mer.

Le flux à l'océan de plomb particulaire, basé sur une exportation moyenne de  $10^6$  tonnes par an et une concentration moyenne dans les particules de 90 mg/kg peut être estimé à 90 tonnes.

En tenant compte du fait que la Loire et la Gironde constituent 80 % du débit des fleuves parvenant à la côte française du golfe de Gascogne, on peut estimer à 180 tonnes le flux de plomb particulaire fluvial, qui va être très vite piégé dans le sédiment. Le flux annuel de plomb dissous est évalué à moins de 6 tonnes.

Ces calculs sont très approximatifs et ne sauraient fournir qu'un ordre de grandeur, d'autant que l'hypothèse de l'absence de remise en solution du plomb dans l'estuaire de la Loire demande à être confirmée par une étude spécifique. Elbaz Poulichet et al. (1986) ont évalué à 40 – 70 % la proportion de plomb anthropique dans le flux de la Loire, cette proportion étant de 23 – 43 % pour la Garonne. Ces chiffres ont été obtenus avant la réduction des rejets en Loire.

## Apports atmosphériques

D'un point de vue général les apports atmosphériques constituent l'essentiel des apports de plomb au milieu marin et sont principalement d'origine anthropique. Selon Cossa et al (1993), en 1989 les émissions de plomb vers l'atmosphère étaient dues essentiellement à l'usage des additifs à base d'alkyl-plombs dans les essences. Cette situation évolue du fait des mesures restrictives prises aux Etats-Unis dans les années 70 et plus tard en Europe. En France le taux de plomb dans les essences est passé de 0,4 g/l à 0,15 g/l entre 1989 et 1991, et le carburant "sans plomb" se généralise.

Nicolas et Ruiz - Pino (1994) ont déjà observé des diminutions des concentrations en plomb dans les eaux de la Méditerranée et les attribuent à ce type de mesures.

En ce qui concerne le plateau continental du golfe de Gascogne, Maneux et al. (1996) estiment à 360 tonnes par an les apports de plomb dissous par les pluies. Cotté (1997) cite des valeurs de flux de plomb dissous comprises entre 0,75 et 1,21 mg/m<sup>2</sup> soit 75 à 120 tonnes pour une surface de plateau continental de 100000 km<sup>2</sup>. Ces apports sont très largement supérieurs aux apports dissous des fleuves.

### .45. Plomb dans l'eau

Les profils de plomb dissous observés par Cotté (1997) aux abords de la marge Celtique sont caractéristiques d'un "scavenged element" (Fig. 1). Les concentrations varient entre 20 et 40 ng/l dans les 1000 premiers mètres, puis diminuent régulièrement vers le fond, pour atteindre 10 ng/l à 4500m. Cette distribution a déjà été observée par Lambert et al. (1991) dans le même secteur. Elle est classique en Atlantique nord (Schaule et Patterson, 1983) et traduit à la fois la prédominance des apports atmosphériques dans le domaine océanique et la forte réactivité du plomb.

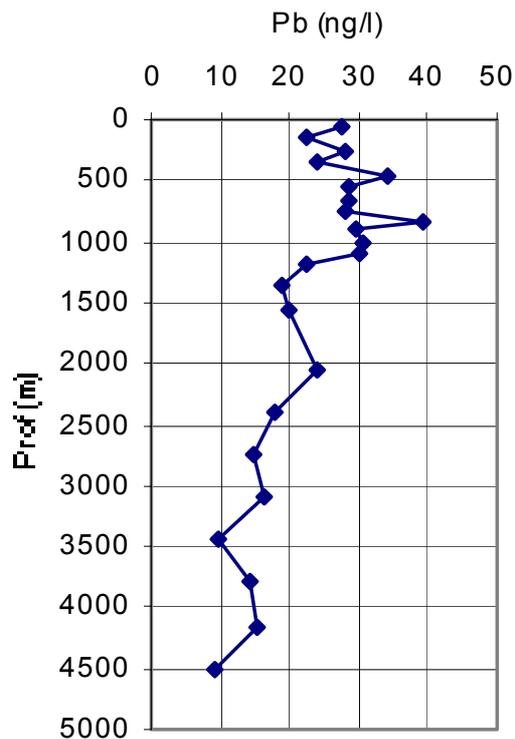


Figure 1 : Concentration en plomb dissous aux abords du talus continental de la marge celtique. Cotté 1997

Il existe peu de données sur le plateau continental interne du golfe de Gascogne. En mer d'Iroise en 1985 les concentrations passent de  $85 \text{ ng/l} \pm 40$  au printemps à  $143 \pm 70$  en automne. (Riso et al 1993). Sur la côte Sud Bretonne en 1987 elles étaient comprises entre 33 et 113 ng/l. Près des estuaires, elles atteignaient des valeurs plus élevées : 250 ng/l dans l'embouchure de la Vilaine, 200 ng/l dans la Loire (Boutier, 1993). Plus au large et plus récemment, lors d'un suivi de drogue en 1994, une concentration moyenne de 37 ng/l (écart type 14, 55 données) a été mesurée sur les fonds de 70 m à l'ouest de l'île d'Oléron (données non publiées du P.N.O.C., 1994). Cette valeur est légèrement inférieure à la moyenne de 45 ng/l (écart type 11) observée par Tappin et al. (1993) dans la Manche.

Ces données montrent que les fortes concentrations sont limitées à la frange littorale. Il semble que la forte réactivité du plomb provoque très vite un entraînement par les particules vers le sédiment.

Les concentrations en plomb particulaire varient beaucoup en fonction de leur nature et de leur origine. Boutier et al. (1993) ont observé 90  $\mu\text{g/g}$  dans le panache de la Loire, à une époque où les rejets industriels étaient encore importants dans l'estuaire.

Dans la Gironde la moyenne des concentrations est de 55  $\mu\text{g/g}$  (Kraepiel et al. 1997). Sur la station la plus aval, où la salinité est de 30.9 et la SPM de 1 mg/l, la concentration en Pb dans les particules n'est plus que de 30  $\mu\text{g/g}$ .

Au large de l'île d'Oléron, lors d'un suivi de drogue sur les fonds de 70 m, des concentrations faibles (5  $\mu\text{g/g}$ ) ont été mesurées dans la S.P.M. superficielle essentiellement biogène alors que dans le fond, où les particules sont de nature minérale et sans doute en partie originaire de la Gironde, elles atteignent 30  $\mu\text{g/g}$  (Fig. 2).

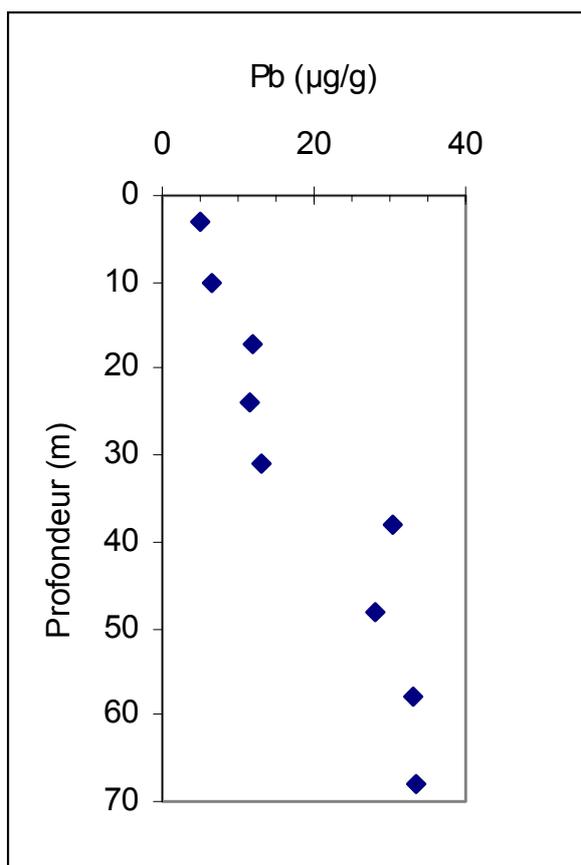


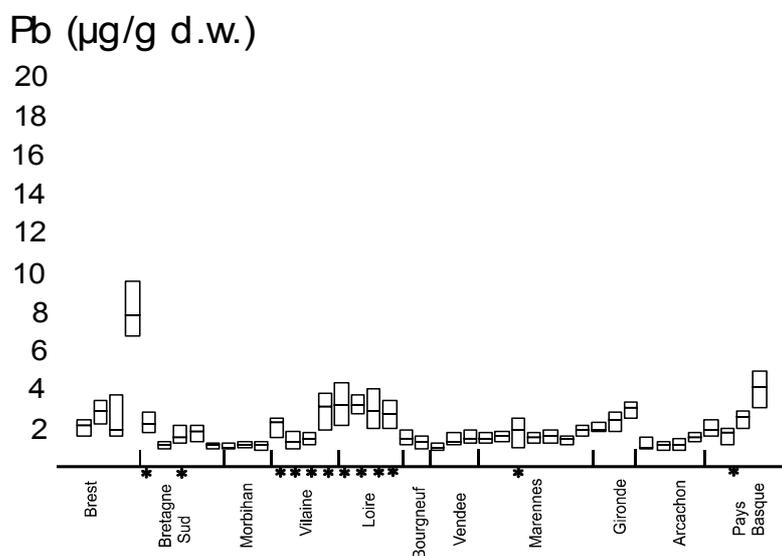
Figure 2 : Concentrations en plomb dans les particules du plateau continental Aquitain. Données non publiées du PNOG atlantique, 1994.

## .46. Plomb dans les organismes marins

**Huîtres et moules**

## Répartition géographique des concentrations

La figure 3 représente sous forme de "box and whiskers plot" la répartition des concentrations en plomb dans les huîtres (*Crassostrea gigas*) et les moules (*Mytilus edulis*) sur le littoral du golfe de Gascogne. Sur un certain nombre de stations l'écart entre les valeurs extrêmes est très grand, ce qui fait apparaître la possibilité de contamination accidentelle sur les gisements prospectés.



*Fig 3 : Répartition géographique des concentrations en plomb dans les huîtres et les moules (\*) du littoral du golfe de Gascogne. Les parois horizontales des boîtes représentent la médiane et les 2 quartiles. Les whiskers l'étendue de la distribution, et les croix la moyenne.*

Le groupe de travail A.S.M.O. a adopté comme "ambient concentration" les valeurs comprises entre 0,05 et 1 µg/g (poids sec). Par ailleurs la concentration de 0,5 µg/g de poids sec constitue le plus souvent la borne



inférieure des concentrations en plomb observées dans les moules (Cossa et Bourget 1980). Dans les huîtres, les plus basses valeurs observées sont également proches de 0,5  $\mu\text{g/g}$  (Phillips *et al.* 1982).

Sur la côte atlantique française, les minimales sont peu différentes de 1  $\mu\text{g/g}$ . Elles ont été observées dans les huîtres de la rivière d'Étel, du golfe du Morbihan, et du bassin d'Arcachon.

Par ailleurs 26 des 43 stations présentent des concentrations médianes comprises entre 1 et 2  $\mu\text{g/g}$  que ce soit dans les huîtres ou dans les moules.

Les sites où les concentrations sont supérieures à 2  $\mu\text{g/g}$  sont bien individualisés. La rade de Brest, milieu fermé et industrialisé, reçoit de plus les eaux de l'Aulne, qui draine un bassin versant très minéralisé, ou on exploitait autrefois des mines de plomb argentifère. C'est dans les huîtres de cette rivière qu'on observe les plus fortes concentrations en plomb. La médiane y est de 7,8  $\mu\text{g/g}$ . La moyenne de 10  $\mu\text{g/g}$  est principalement due à 2 résultats très élevés observés en 1992 (Fig. 4).

D'autres sites présentent également des concentrations dépassant les 2  $\mu\text{g/g}$ : il s'agit de l'estuaire de la Loire, où l'arrêt du rejet Octel Kuhlman devrait être ressenti dans les années qui viennent, de la Gironde, et enfin de la baie de Chingoudy, où des apports accidentels semblent se surajouter à une contamination chronique. Sur ces sites, les moyennes diffèrent peu des médianes..

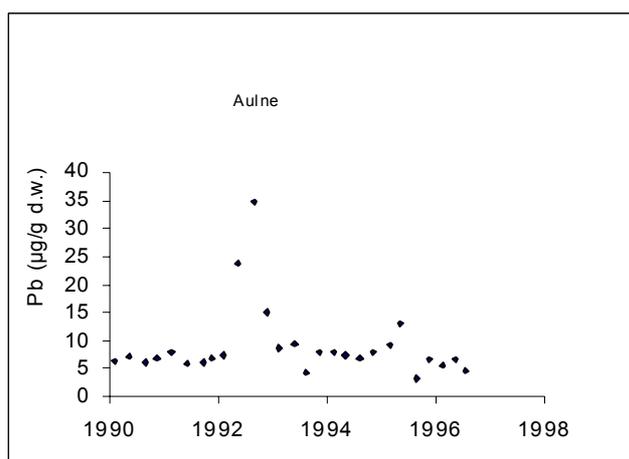


Figure 4 : Concentrations en plomb dans l'estuaire de l'Aulne entre 1990 et 1996. Les épisodes de contamination très importante sont limités dans le temps.

Au total, les concentrations en plomb observées dans les Mollusques du littoral atlantique français traduisent une contamination modérée et diffuse, avec quelques points plus marqués correspondant aux zones les plus industrialisées ou urbanisées, ou présentant des problèmes spécifiques.

#### Evolution temporelle

L'évolution temporelle des concentrations en plomb dans les mollusques peut être suivie en utilisant les moyennes glissantes sur 4 trimestres (cf cadmium).

Sur la plupart des points, ces moyennes sont stables. Les deux exceptions les plus nettes sont la baie de Chingoudy (Fig. 5), où on observe une brusque montée des concentrations dans les huîtres en 1995 et 1996, suivi d'un retour à la situation antérieure, et la Loire (Fig. 5) où après un pic de contamination en 1991-1992, on observe une nette tendance à la baisse des concentrations dans les moules. L'arrêt de la production de dérivés alkylés du plomb sur le site de Paimboeuf contribuera certainement au maintien de cette tendance dans les années à venir.

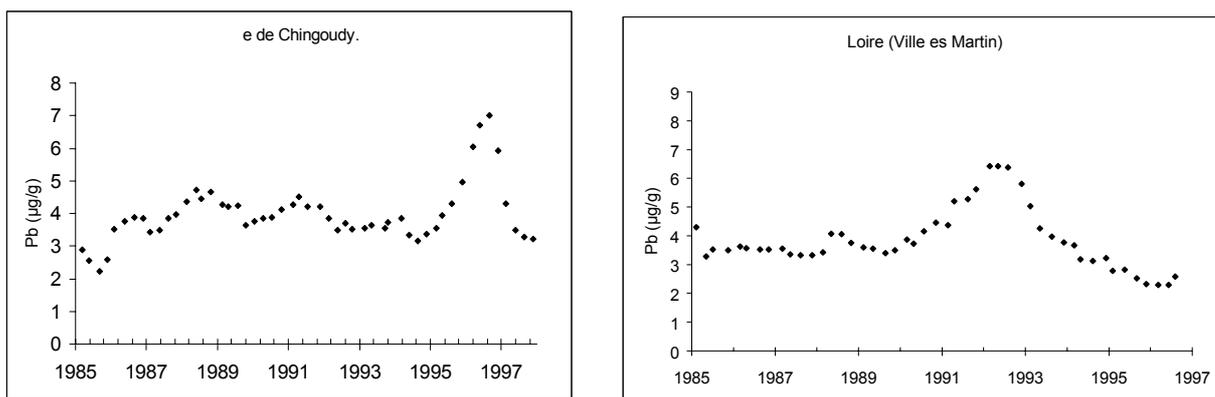


Figure 5 : Evolution des concentrations en Plomb dans les huîtres de la baie de Chingoudy et les moules de l'estuaire de la Loire.

## Poissons et crustacés

Cossa et al. (1992) ont mesuré les concentrations en plomb dans différentes espèces des pêches commerciales françaises. Le tableau 1 présente les résultats concernant les espèces pêchées dans le Golfe de Gascogne.

	<b>Golfe Sud Oléron</b>	<b>Golfe Nord Oléron</b>	<b>Manche</b>
Bar	0,03 – 0,15	0.03 – 0.08	
Baudroie	0,03 – 0,12	0.03 – 0.10	
Congre		0.03 – 0.29	0,03 – 0.12
Crevette Grise	0.16 – 0.70	0.46 – 2.35	
Crevette rose	0.15 – 1.33	0.25 – 0.63	
Flet	0.03 – 0.19	0.05 – 0.21	0.03 – 0.06
Langoustine	0.05 – 0.22	0.08 – 0.34	
Maquereau	0.03 – 0.08	0.03 – 0.15	
Merlan	0.03 – 0.08	0.03 – 0.34	
Merlu	0.03 – 0.08	0.03 – 0.10	
Plie	0.03 – 0.05	0.03 – 0.31	0.03 – 0.08
Roussette		0.05 – 0.51	0.08 – 0.30
Sole	0.03 – 0.3	0.03 – 0.07	0.03 – 0.05
Tacaud	0.03 – 0.17	0.03 – 0.12	0.03 – 0.05

*Tableau 1 : Concentrations en plomb des différentes espèces pêchées dans le golfe de Gascogne (d'après Cossa et al. 1992).*

### .47. Le plomb dans les sédiments

Dans le cadre du programme "Etudes en soutien à la définition de normes" le Plomb a été dosé dans des carottes prélevées sur le plateau continental du Golfe de Gascogne. (voir carte mercure)

Les concentrations observées dans les niveaux profonds les plus anciens (100, 125 et 93 ans) sont de 14, 24, et 25 µg/g (Fig. 6). Ces valeurs correspondent à la composition moyenne des roches de la croûte terrestre (Martin et Whitfield, 1983) qui est de 16 µg/g, et aux concentrations observées dans les sédiments très anciens du lit de la Humber (Middleton et Grant, 1990), qui sont de 22 µg/g.

Dans les niveaux supérieurs de ces carottes les concentrations augmentent, mettant en évidence l'influence des apports anthropiques (Fig. 6). Cette influence est particulièrement sensible sur la carotte du Gouf de Capbreton, où les concentrations passent de 25 à 56  $\mu\text{g/g}$ . On la retrouve également, quoique moins marquée, sur la grande vasière et la fosse des Glénan. Les autres sédiments carottés (Baie de Bourgneuf, Baie de Vilaine, Pertuis d'Antioche) sont beaucoup plus récents, et présentent dès les niveaux profonds des concentrations en plomb dépassant les niveaux de base admis précédemment.

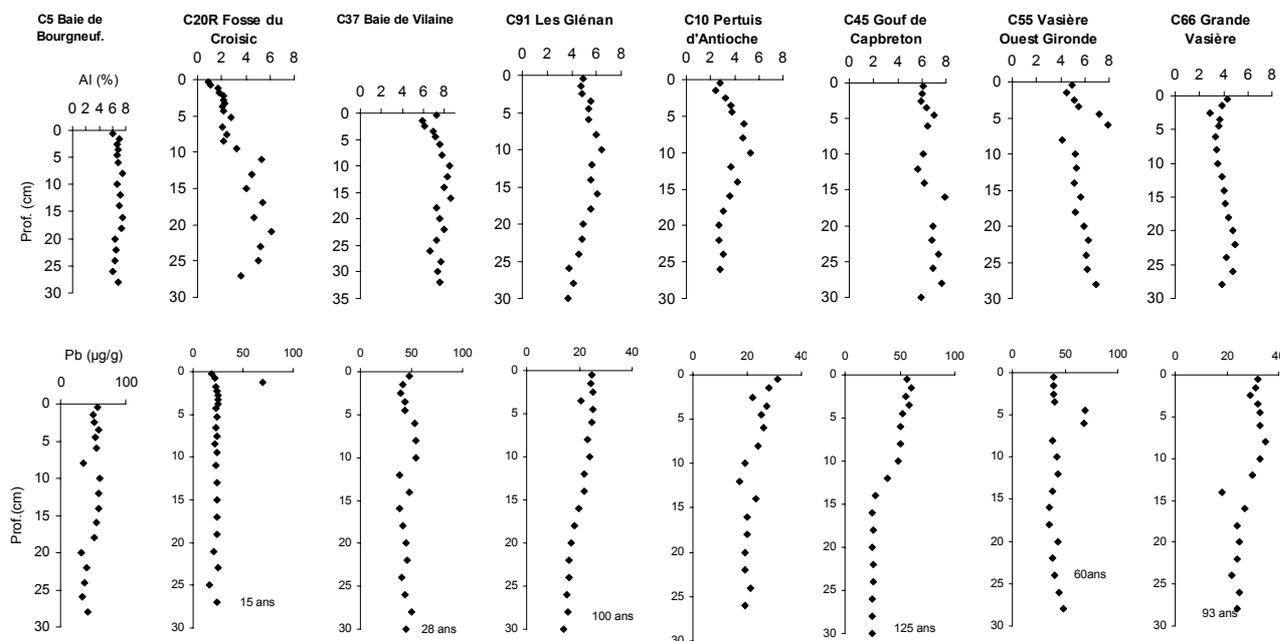


Figure 6 : Concentrations en plomb dans les carottes sédimentaires prélevées dans le Golfe de Gascogne. Ifremer, données non publiées.

#### .48. Conclusion

Tout comme l'ensemble de l'hémisphère Nord, le golfe de Gascogne est l'objet d'un apport atmosphérique de plomb d'origine anthropique. Cette situation apparaît à travers l'étude des sédiments, mais les concentrations mesurées dans les Poissons restent faibles. Les données concernant la colonne d'eau sont peu nombreuses et certaines sont anciennes. La connaissance des concentrations en plomb sur le plateau continental devrait être étoffée.

Plus près du littoral, les apports des fleuves sont sensibles et des problèmes localisés sont mis en évidence par l'étude des coquillages.



Cependant on n'observe pas de concentrations préoccupante pour l'environnement ou la santé publique. Les mesures de restriction (et bientôt d'interdiction) des alkyl plombs comme antidétonants dans les essences devraient permettre une diminution rapide des flux atmosphériques et de la contamination qu'ils entraînent; les apports des fleuves seront également modifiés; c'est déjà le cas pour la Loire, pour laquelle il serait intéressant de disposer de données prenant en compte cette évolution.

#### .49. Références

Anonyme 1990. Cartographie de la pollution industrielle. Principaux rejets industriels. Secretariat d'Etat auprès du Premier Ministre chargé de l'environnement et des risques technologiques majeurs. Direction de l'eau et de la prévention de la pollution et des risques. Service de l'environnement industriel, Paris, septembre 1990, 59 pp.

Boutier B., Chiffolleau J.F., Auger D. & Truquet I., 1993. Influence of the Loire River on dissolved lead and cadmium concentrations in coastal waters of Brittany. *Estuarine, coastal and shelf science* 36 : 133-145.

Cossa D. et Bourget E. 1980 Trace elements in *Mytilus edulis* L. from the estuary and gulf of St Lawrence, Canada. Lead and cadmium concentrations *Environ. Pollut. (Series A)* 23 : 1 - 8.

Cossa D., Auger D., Averty B., Luçon M., Masselin P., Noël J. & Sanjuan J. 1990. Niveaux de concentration en métaux, métalloïdes et composés organochlorés dans les produits de la pêche côtière française. Rapport IFREMER, Nantes.

Cossa D., Elbaz – Poulichet F., Gnassia – Barelli M., & Roméo M. 1993 Le Plomb en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. Repères Océan n° 3. Editions de l'IFREMER B.P. 70 29280 Plouzané FRANCE.

Cotté M.H. 1997 Origines et comportement des métaux dissous dans les eaux de la marge atlantique européenne. Thèse de doctorat de l'université Paris VI. 207 p.

Elbaz – Poulichet F., Holliger P., Martin J.M., & D.Petit 1986 Stable lead isotopes ratios in major french rivers and estuaries. *The Science of the Total Environment* 54 : 61 – 76.

Jouanneau J.M. 1982. Matières en suspension et oligo-éléments métalliques dans le système estuarien Girondin : comportement et flux. Thèse de docteur es sciences, université de Bordeaux I. 306 p.



- Kraepiel A.M.L., Chiffoleau J.F., Martin J.M. & Morel F.M.M., 1997. Geochemistry of trace metals in the Gironde estuary. *Geochimica et cosmochimica acta* 61(7) : 1421-1436.
- Lambert C.E., Nicolas E., Véron A., Buat-Ménard P., Klinkhammer G., Le Corre P., & Morin P. 1991 Anthropogenic lead cycle in the northeastern Atlantic. *Oceanologica Acta* 1991 14 1 59 – 66.
- Maneux E., Grousset F.E., Buat-Ménard P., Lavaux G., Rimmelin P. & La Paquellerie Y., 1998. Flux de métaux lourds apportés par les pluies sur le littoral aquitain. Communication au Cinquième colloque international d'océanographie côtière. La Rochelle (France) 16 – 18 Juin 1996.
- Martin J.M. & Whitfield M. 1983 The significance of the river inputs of chemical elements to the ocean. In : Trace metals in sea water. Wong et al eds. pp 265 – 296. NATO Series, Plenum press .
- Middleton D. & Grant A. 1990 Heavy metals in the Humber estuary. Scrobicularia clays, a pre industrial datum. *Proc. Yorkshire Geol. Soc.* 48 75 – 80.
- Nicolas E. & Ruiz – Pino D. 1994 Abrupt decrease of lead concentrations in Mediterranean Sea: a response to antipollution policy. *Geophysical Research Letters* Vol.21 N) 19 2119 – 2122.
- Phillips D.J.H., Ho C.T. & Ng L.H. 1982 Trace elements in the Pacific Oyster in Hong Kong. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.* 11, 533 – 537.
- RNDE [Réseau National des Données sur l'Eau] 1997 Les principaux rejets d'eaux résiduaires industrielles. RNDE SANDRE Rue Edouard Chamberland 87065 Limoges CEDEX.
- Riso R.D., Le Corre P., Madec C. Birrien J.L., & Quentel F. Seasonal variation of copper, nickel and lead in western Brittany coastal waters (France). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 37, n° 3, 313 – 327.
- Schaule B.K. & Patterson C.C. 1983. Lead concentrations in the North East pacific :evidence for global anthropogenic perturbations. *Earth Plan. Sci. Lett.*, 54, 97 – 116.
- Tappin A.D., Hydes D.J., Burton J.D., & Statham P.J. 1993. Concentrations, distributions and seasonal variability of dissolved Cd, Co, Cu, Mn , Ni, Pb and Zn in the English Channel. *Continental Shelf Research* Vol. 13 n°8/9 941 – 969.

### 1.1. Cuivre (Jean-François CHIFFOLEAU)

#### .50. Flux de cuivre dans le Golfe de Gascogne

Les principales sources de cuivre au golfe de Gascogne sont de l'apport atmosphérique (dépôts de poussières ou dépôts humides par les pluies) et les apports fluviaux, dus d'une part aux grands fleuves et estuaires (Gironde et Loire) et d'autre part à des fleuves moins importants en débit : la Vilaine, l'Adour et la Charente). Les apports fluviaux sont constitués d'une part par l'apport d'eau douce et de cuivre dissous, et d'autre part par l'apport de matières en suspension et de cuivre particulaire associé à ces particules.

#### Apports fluviaux

Les débits moyens liquides de la Loire et de la Gironde sont d'environ 800 m<sup>3</sup>/s. Les débits moyens solides sont d'environ 10<sup>6</sup> et 2 10<sup>6</sup> tonnes par an respectivement. A partir de ces données et des valeurs de concentrations mesurées à l'amont de ces fleuves, on peut calculer des flux bruts totaux. Si l'on considère que tout ce qui arrive à l'estuaire est transféré à la mer, le cuivre ne subissant que des changements de phase pendant le transit, on admettra que le flux net total de cuivre à la mer est égal au flux brut. En fait, il existe un dépôt de particules dans les estuaires, ce qui fait par exemple que 15% des particules de l'amont se déposent dans la Gironde. On généralisera cette quantité aux autres estuaires.

	Loire	Gironde
Débit liquide (m <sup>3</sup> /s)	800	800
Cu dissous fleuve (ng/l)	2600	1500
Flux brut de Cu dissous (T/an)	65	38
Débit solide (T/an)	10 <sup>6</sup>	2 10 <sup>6</sup>
Cu particulaire fleuve (mg/kg)	71	33
Flux brut de Cu particulaire (T/an)	71	66
Dépôt de particules (T/an)	1,5 10 <sup>5</sup>	3 10 <sup>5</sup>
Cu particulaire estuaire (mg/kg)	42	31
Flux de dépôt de Cu (T/an)	6	9
Flux total	130	95

*Tableau 1 : Estimation des flux de cuivre fluvial au golfe de Gascogne. Les données de la Loire sont des données non publiées de la campagne Loire 1 (Boutier et al., 1993). Les données de la Gironde sont des données non publiées du PNOC chantier Atlantique.*

On considérera donc un flux de cuivre fluvial total (dissous + particulaire) au golfe de Gascogne de l'ordre de 230 tonnes/an. En prenant les fleuves moins importants, dont le débit cumulé correspond au dixième de ces 2 estuaires, on évaluera donc le flux total de cuivre fluvial au golfe de Gascogne à 250 tonnes/an.

Il faut remarquer que la totalité du cuivre n'atteint pas effectivement la colonne d'eau et une fraction importante (le cuivre associé aux particules) rejoint directement la colonne sédimentaire. Dans le tableau précédent, on a évalué la part respective de l'eau et des particules dans les flux bruts (flux des rivières aux estuaires). Or, les proportions varient durant le transit estuarien, du fait des échanges de cuivre entre les phases en présence, et notamment de la solubilisation d'une fraction de cuivre particulaire (Kraepiel et al., 1997). En conséquence, le flux net de cuivre dissous au golfe de Gascogne se situe est inférieur au flux net total, mais supérieur au flux brut dissous pour chaque fleuve.

### Apports atmosphériques

Une évaluation des flux atmosphériques de métaux traces au golfe de Gascogne a été effectuée récemment (Maneux et al., 1998). Pour ce qui concerne le cuivre, le flux atmosphérique serait de 150 tonnes par an. Cependant, ces mesures ne concernent que le dépôt par voie humide, et doit donc être majoré pour tenir compte du dépôt sec.

.51. Niveaux de cuivre dans le Golfe de Gascogne

### Eau

Les eaux du Golfe de Gascogne subissent l'influence de 2 principaux estuaires : la Loire et la Gironde ; ainsi, selon les saisons, on observe une dessalure plus ou moins importante dans les zones du panache, les eaux de la Loire envahissant la côte sud de la Bretagne tandis que les eaux Girondines dessalent le plateau adjacent, des dessalures de surface étant parfois observées au niveau des accores.

Les concentrations en cuivre dissous dans les eaux côtières de la Bretagne sud sont de l'ordre de 160 ng/l (2,5 nM ; d'après Chiffolleau et Boutier, données non publiées de la campagne INTERSITE 4, novembre 1987) pour des salinités comprises entre 35 et 35,5 (Fig. 1). Dans la région du grand estuaire de la Loire, où l'on observe des dessalures importantes, les niveaux de cuivre dissous augmentent inversement proportionnellement à la salinité, selon l'équation  $Cu \text{ (ng/l)} = 6216 - (172 \times \text{salinité})$ , et ainsi des eaux d'une salinité d'environ 32 fréquemment rencontrées dans l'estuaire



externe de la Loire ont une concentration en Cu dissous de l'ordre de 700 ng/l (11 nM).

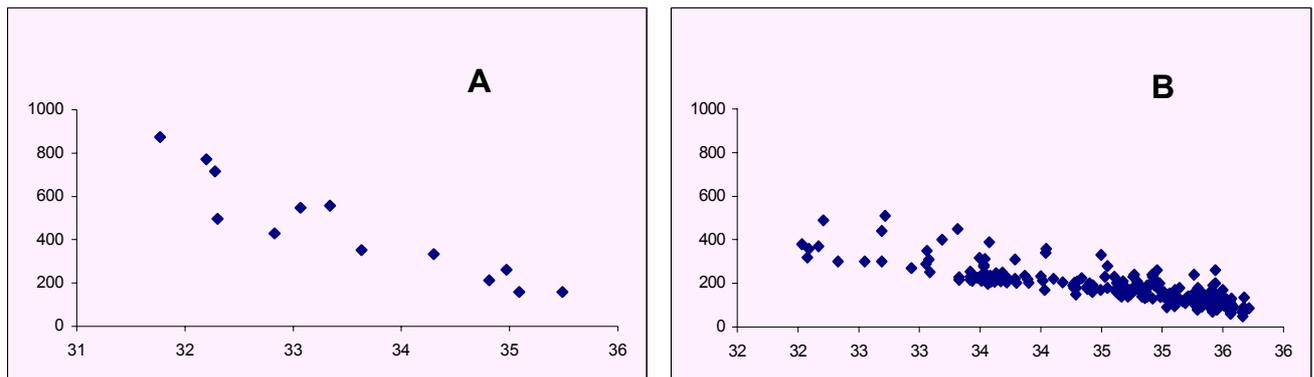


Figure 1 : Distribution du cuivre dissous (ng/l) en fonction de la salinité dans le golfe de Gascogne. A : Nord du golfe et panache de dilution de la Loire. B : plateau continental aquitain et panache de dilution de la Gironde.

Plus au sud dans le Golfe de Gascogne, les eaux marines ont une concentration moyenne en cuivre dissous de l'ordre de 120 à 150 ng/l (1,9 à 2,4 nM) (Boutier, données non publiées du programme National d'Océanographie Côtière, 1993-1997), donc du même ordre que sur les côtes Sud Bretonnes, les teneurs les plus basses ayant été observées dans les eaux les plus profondes, donc les plus salées. Dans cette région, les teneurs en cuivre sont inversement proportionnelles à la salinité comme dans le panache de dilution de la Loire (Fig. 1) suivant l'équation :  $\text{Cu (ng/l)} = 2790 - (75 \times \text{salinité})$ . En conséquence, il est fréquent de rencontrer des eaux dessalées et enrichies en cuivre le long des côtes de l'île d'Oléron, où on observe des concentrations de l'ordre de 400 ng/l (6 nM) dans des eaux dont la salinité est de l'ordre de 32.

En extrapolant les droites de dilution observées le long des panaches des 2 principaux estuaires à une salinité de 35,5, on obtient dans les 2 cas une concentration de 116 ng/l (1,8 nM). Ces concentrations sont du même ordre que celles de l'Atlantique nord citées dans la littérature : 1,5 à 2 nM (Yeats, 1988) ; 1,8 à 2 nM (Muller et al., 1994), 2,5 nM (Cossa et al., 1992).

## Sédiment

Le sédiment peut constituer un bon indicateur de la contamination de la colonne d'eau sus-jacente. La colonne sédimentaire est en effet le réceptacle des particules en suspension dont les concentrations en micropolluants adsorbés sont proportionnelles à celles de la phase dissoute environnante, et donc si le taux de sédimentation à un endroit donné est accessible, l'analyse d'une carotte sédimentaire devrait révéler l'enregistrement de l'historique d'un dépôt. Cependant, cette approche doit être faite avec précaution : en effet, d'une part l'affinité entre un micropolluant et un support solide est différente suivant le type de particule, et en particulier l'adsorption de micropolluants est proportionnelle à la surface spécifique des particules. D'autre part, la colonne sédimentaire n'est pas une matrice inerte : l'activité biologique remanie une épaisseur plus ou moins importante de couche de surface (bioturbation) et l'activité microbiologique provoque des transformations chimiques induisant des changements de phase de certains composés (diagénèse précoce). En conséquence, des concentrations en micropolluants dans un sédiment de surface doivent être accompagnés d'une part d'un indicateur de granulométrie (teneur en Al par exemple) et d'autre part d'un "indice de condition" du sédiment (profil vertical de Fe ou Mn indiquant des phénomènes éventuels de bioturbation ou de diagénèse).

Plusieurs carottes sédimentaires ont été analysées dans le cadre du programme "études en soutien à la définition de normes" de l'IFREMER (Etasse, 1987 ; Noel, 1988). Afin de tenir compte des remarques ci-dessus, on a projeté le cuivre particulaire en fonction de l'aluminium particulaire (Fig. 2), ce qui nous montre que ces 2 éléments sont relativement bien corrélés. On constate cependant que d'une part la droite de régression  $Cu = f(Al)$  ne passe pas par l'origine, donc la normalisation  $Cu/Al$  comporte un biais qui devient très important dans les basses concentrations en aluminium, et d'autre part que 2 séries de valeurs s'éloignent remarquablement de la droite de régression : la baie de Bourgneuf dont les valeurs en cuivre se situent systématiquement sous la droite alors que dans le Gouf de Capbreton, les concentrations en cuivre sont systématiquement au-dessus de la droite. Quand on sélectionne les carottes dont la teneur en Al est supérieure à 3 % et dont le profil vertical Mn/Al est constant (ce qui nous assure de l'absence de phénomènes diagénétiques importants), on retrouve les mêmes observations que précédemment (tableau 2) : les concentrations en cuivre dans les 5 premiers cm des sédiments du golfe de Gascogne varient de 7 à 19 mg/kg. En normalisant à l'aluminium, on

montre que le rapport Cu/Al est de l'ordre de  $1,8$  à  $2,3 \cdot 10^{-4}$  sur le plateau continental, significativement plus faible dans la baie de Bourgneuf ( $1,4 \cdot 10^{-4}$ ) et plus élevé dans le Gouf de Capbreton ( $3 \cdot 10^{-4}$ ).

	Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	Al (%)	Cu / Al (10 <sup>-4</sup> )
Les Glénans	9	5,1	1,8
Baie de Vilaine	15	6,7	2,2
Baie de Bourgneuf	9	6,6	1,4
Grande vasière	7	3,6	1,9
Vasière ouest-Gironde	13	5,5	2,3
Gouf de Capbreton	19	6,3	3,0

Tableau 2 : Concentration en cuivre (moyenne des 5 premiers cm) dans les sédiments du golfe de Gascogne.

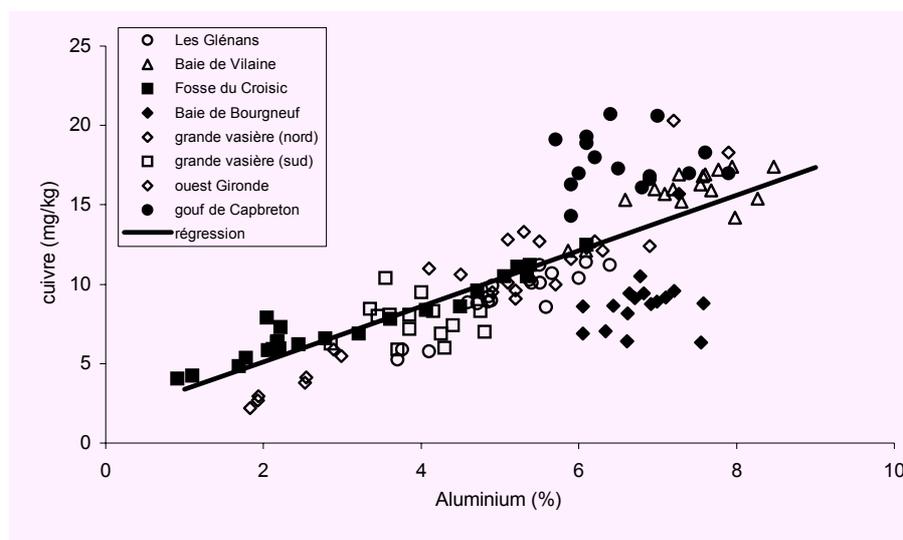


Figure 2 : Distribution du cuivre en fonction de l'aluminium dans les sédiments du golfe de Gascogne.

Ces niveaux de concentration sont plus faibles que ceux de la Baie de Seine (RNO, 1995) où malgré une granulométrie plus grossière, les sédiments de la baie des Veys ont une teneur en cuivre de 14 mg/kg pour une teneur en Al de 2,77%, soit un rapport Cu/Al de  $5 \cdot 10^{-4}$  et ceux du panache de la Seine Cu = 13 mg/kg pour Al = 1,6%, soit Cu/Al =  $8,1 \cdot 10^{-4}$ , ce qui placerait ces points sur la figure 2 très nettement au-dessus de la droite de régression. De la même manière, dans le bulletin RNO précédemment cité (RNO, 1995), on fait référence aux niveaux de cuivre dans les sédiments de l'Humber (Cu = 17 mg/kg, Al = 7,1 %, Cu/Al =  $2,4 \cdot 10^{-4}$ ), de la mer de Wadden (Cu = 22 mg/kg, Al = 4,8 %, Cu/Al =  $4,6 \cdot 10^{-4}$ )

ou de la côte de Norvège ( $\text{Cu} = 17 \text{ mg/kg}$ ,  $\text{Al} = 5,8 \%$ ,  $\text{Cu/Al} = 2,9 \cdot 10^{-4}$ ). Ces comparaisons montrent que les sédiments du golfe de Gascogne sont peu contaminés par le cuivre.

## Matière vivante

### Mollusques

Les teneurs en cuivre sont mesurées chaque trimestre depuis 1979 dans les moules et les huîtres du littoral dans le cadre du RNO. On observe une grande disparité dans les teneurs en cuivre des huîtres, avec des concentrations variant de 20 à 2039 mg/kg de poids sec sur la période 1979-1996 suivant les points de prélèvement, et une moyenne de  $235 \pm 272 \text{ mg/kg}$  (tableau 3). Au contraire, les teneurs dans les moules sont remarquablement constantes puisque la moyenne générale de toutes les valeurs mesurées depuis 1979 est de  $7,6 \pm 1,6 \text{ mg/kg}$  de poids sec malgré les variations saisonnières. Il est à noter que les concentrations en cuivre sont régulées chez la moule, et que celle-ci ne constitue donc pas un bon indicateur de la contamination du milieu par le cuivre.

	Moules ( <i>Mytilus edulis</i> )		Huîtres ( <i>Crassostrea gigas</i> )	
	1979 – 1996 (n = 646)	1994 – 1996 (n = 128)	1979 – 1996 (n = 1903)	1994 – 1996 (n = 360)
Mini (mg/kg d.w.)	3.7	4.5	20	28
Maxi (mg/kg d.w.)	14.7	12.2	2039	2039
Moyenne (mg/kg d.w.)	$7.6 \pm 1.6$	$7.5 \pm 1.4$	$235 \pm 272$	$262 \pm 313$

Tableau 3 : Concentration en cuivre dans les mollusques du littoral du golfe de Gascogne. Données RNO.

Les teneurs en cuivre les plus basses chez les huîtres sont observées dans le nord du golfe de Gascogne (côte sud de la Bretagne) avec des valeurs moyennes de l'ordre de 60 mg/kg de poids sec. Ces teneurs n'ont pas évolué entre 1979 et 1996. A l'opposé, on observe une contamination importante des huîtres par le cuivre dans l'estuaire de la Gironde (teneurs moyennes de l'ordre de 1000 mg/kg de poids sec), dans la Baie de l'Aiguillon et le Nord du Bassin de Marennes-Oléron (teneurs moyennes de l'ordre de 300 mg/kg de poids sec), et sur la côte Basque (concentrations moyennes de l'ordre de 300 mg/kg de poids sec). Dans ces 3 régions contaminées, on observe une augmentation de l'ordre de 20% dans les 10 dernières années, et même de 100 % dans l'estuaire de la Bidassoa, alors que les teneurs dans l'estuaire de l'Adour baissaient de 40 % pendant la même période.

L'évolution la plus spectaculaire et problématique concerne le bassin d'Arcachon, où l'on observe depuis le début des années 80 une augmentation constante, les concentrations moyennes ayant évolué de 80 mg/kg à 150 mg/kg dans les 10 dernières années (Fig. 3). Cette augmentation serait attribuable à l'utilisation de peintures anti-salissures à base de cuivre depuis 1982 en remplacement des peintures à base de TBT interdites depuis cette date.

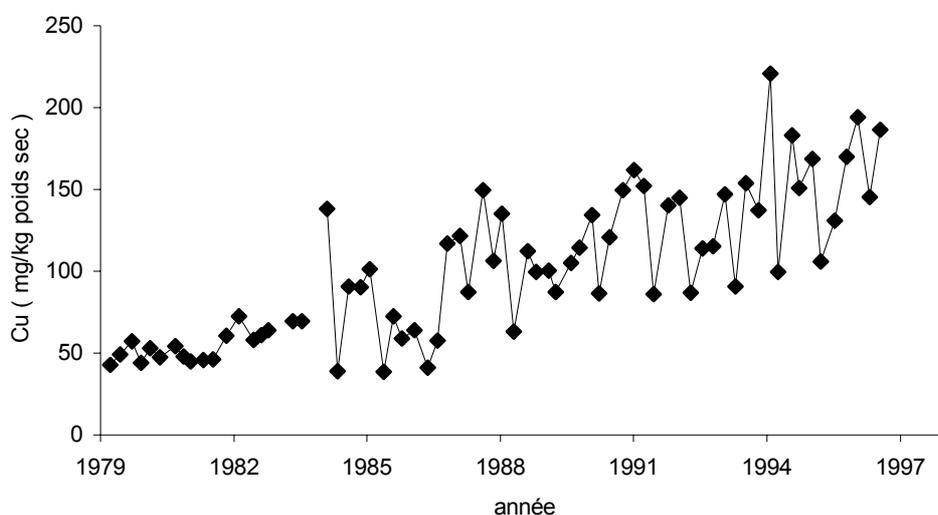


Figure 3 : Evolution des teneurs en cuivre dans les huîtres du point RNO "Les Jacquets".

#### Poissons

Dans le programme "Etudes en soutien à la définition de normes" de l'IFREMER, une étude exhaustive des niveaux de concentration dans la chair de poissons et crustacés a donné les résultats suivants pour ce qui concerne le cuivre (tableau 4).

	Zone CIEM VIIIa	Zone CIEM VIIIb
Langoustine	19 -105	12 - 42
Crevette grise	34 - 94	37 - 99
Roussette	1 -2	
Congre	0.4 – 1.2	
Merlu	0.5 – 1.1	0.5 – 1.0
Merlan	0.6 – 3.0	
Tacaud	0.6 – 1.8	
Bar	0.7 –1.6	1.4 – 2.9
Maquereau	1.4 – 4.4	
Flet	0.4 – 1.1	0.8 – 2.4
Plie	0.2 –1.1	
sole	0.4 – 0.9	0.4 – 2.8

*Tableau 4 : Concentration en cuivre chez les poissons et crustacés du littoral du Golfe de Gascogne. D'après Cossa et al., 1990.*

#### .52. Références

Boutier B., Chiffoleau J.F., Auger D. & Truquet I., 1993. Influence of the Loire River on dissolved lead and cadmium concentrations in coastal waters of Brittany. *Estuarine, coastal and shelf science* 36 : 133-145.

Cossa D., Michel P., Noël J. & Auger D., 1992. Vertical mercury profile in relation to arsenic, cadmium and copper at the eastern North Atlantic ICES reference station. *Oceanologica acta* 15 (6) : 603-608.

Cossa D., Auger D., Averty B., Luçon M., Masselin P., Noël J. & Sanjuan J. 1990. Niveaux de concentration en métaux, métalloïdes et composés organochlorés dans les produits de la pêche côtière française. Rapport IFREMER, Nantes.

Etasse E., 1987. Analyse élémentaire de carottes de sédiments sur le plateau continental du golfe de Gascogne. Rapport de stage IFREMER. Nantes.

Jouanneau J.M. 1982. Matières en suspension et oligo-éléments métalliques dans le système estuarien Girondin : comportement et flux. Thèse de docteur es sciences, université de Bordeaux I. 306 pp.

Kraepiel A.M.L., Chiffoleau J.F., Martin J.M. & Morel F.M.M., 1997. Geochemistry of trace metals in the Gironde estuary. *Geochimica et cosmochimica acta* 61(7) : 1421-1436.

Maneux E., Grousset F.E., Buat-Ménard P., Lavaux G., Rimmelin P. & Lapaquellerie Y., 1998. Flux de métaux lourds apportés par les pluies sur le littoral aquitain. *Oceanologica acta*, sous presse.

Muller F.L.L., Tappin A.D., Statham P.J., Burton J.D. & Hydes D.J., 1994 Trace metal fronts in waters of the Celtic Sea. *Oceanologica acta*, 17(4) : 383-396.

Noël M.H., 1988. Composition élémentaire de carottes sédimentaires prélevées dans les vasières du nord du plateau continental du golfe de Gascogne. Rapport de stage IFREMER, Nantes.

Yeats P.A., 1988. The distribution of trace metals in ocean waters. *The science of the total environment* 72 : 131-149.

### 1.1. Polychlorobiphenyls (Alain ABARNOU)

Trace organic contaminants include a very large number of substances from various origins and different chemical groups. They are also named by different other acronyms like POPs or PBTs, for persistent organic pollutants or persistent bioaccumulable toxicants respectively. All these compounds possess several common features of great environmental concern.

Their widespread occurrence in the environment results from the importance of their production and uses. The natural background concentrations of these man-made chemicals should be zero. Therefore human activities have largely contributed to their dissemination in the global ecosystem so that the definition of a baseline level is still a matter of discussion : various attempts have been suggested to define such reference concentrations using measurements in appropriate material like museum banked specimen, sediment cores from the pre-industrial age, or samples from still pristine areas. Several contaminants which also have a natural origin, like for examples hydrocarbons, do not fall exactly in this category, therefore it is commonly recognized that, even for such substances of both origins, the anthropogenic contribution encompasses by far the natural one.

Basic physico-chemical properties like solubility, hydrophobicity, volatility, explain the environmental fate of these substances. Most of these compounds are scarcely soluble in water, and consequently they are more easily adsorbed onto solid particles. In aquatic environments, the exchanges of the contaminants between water and suspended particulate matter is a key process in their transport : the dissolved fraction follows the water masses circulation whereas its particulate counterpart behaves like the suspended material which can settle and consequently produce an increase of the contamination of superficial sediments. A poor water solubility also means an important affinity for fatty material. Many compounds are very stable and resist to most of degradation processes, organohalogenated are typical persistent contaminants. An hydrophobic character and a high persistence favour bioconcentration and bioaccumulation in food webs, with potential hazards to the higher consumers. A poor solubility and a moderate volatility of these compounds allow their long range atmospheric transport either in the vapour phase or adsorbed onto with fine particules or in aerosols.

A major difficulty in the assessment of non point source pollutants in the environment is the quality of the analytical data. In spite of still improving



analytical methodologies, as well as the availability of very specific and sensitive techniques, the analysis of minute traces, typically at the picogram level and even less, of organic contaminants in the environmental matrices remains still a very difficult task. The obtention of a reliable information on contaminants in the marine environment suffers from difficulties related with the obtention of representative samples which need preconcentration steps, appropriate clean up and isolation procedures before the adequate instrumental identification and quantification. Relatively few contaminants have been measured in the environment and very few are currently studied and followed in monitoring programmes.

### .53. PCBs

Polychlorobiphenyls (PCBs) are a well studied group of contaminants which are commonly determined in pollution monitoring programmes. They have been produced and used as technical mixtures. The total world production is estimated around 1.2 millions tons (Tanabe, 1986). During the 70s, the uses of PCBs have been restricted to closed systems, mainly large electrical appliances ; and their production stopped by the end of 80s in most of the developed countries (1987 in France). The environmental hazard of these substances is related to their hydrophobic character (octanol-water partition coefficient in the range 4-6), their recalcitrance to degradation and their toxicity. Among the 209 possible congeners, non ortho (or co-planar congeners) and mono-ortho substituted chlorobiphenyls possess toxic properties similar to the 2, 3, 7, 8-tetra chloro-dibenzo-p-dioxin. Toxicity equivalent factors have been proposed for those compounds. PCB concentrations are generally expressed either as technical mixture equivalent like for example (Aroclor 1254 or Phenochlor DP5) or on a technical basis or as individual compounds defined their systematic numbering (Ballschmitter et al., 1992). Both types of results are still found in the literature in spite of the greater reliability of the more recent PCB measurements on individual compounds. For an easier reading, PCB concentrations are mentioned below either as PCB when referring to technical mixture equivalent or as CB followed by their systematic number when individual PCB congener are concerned.

The information on PCB concentrations in oceanic waters is very scarce due to their presence at extremely low levels. Schulz et al. (1988) produced the first results on chlorinated biphenyls in north atlantic surface and deep waters: they found concentrations for individual congeners varying from 0.02 to 4.5  $\text{pg}\cdot\text{dm}^{-3}$  which are to be compared to previous data that situated PCB concentrations around 1  $\text{ng}\cdot\text{dm}^{-3}$  (technical mixture equivalent). The sampling zone was far from the coast (47°N - 20°W) and

therefore cannot give an estimation of the contamination in the the Biscay Bay. It only gives an indication of the order of magnitude of the lowest contamination level. Very recently, the same group of workers, (Schulz-Bull *et al.* 1998) have produced the lowest concentrations measured in oceanic waters so far. During a sampling cruise around Iceland and Faroe Island in 1993, they measured PCB concentrations for individual compounds from less than 2 to 126 fg.dm<sup>-3</sup> (10<sup>-15</sup> g) in solution and slightly higher in the suspended particulate material (<2 to 1400 fg dm<sup>-3</sup>). Several observations present a more general interest : PCB concentrations in oceanic waters vary according the general oceanic circulation and the lowest concentrations are found in deep water masses, PCB are present both in solution and in suspension in relative proportions depending on SPM concentrations which are related to the the biological activity and the proximity of continental inputs, in a same sample PCB fingerprint in solution differs from that associated with the particulate phase, in different water samples from approximately the same area PCB fingerprints are very similar in each different phase either in solution or in suspension.

Obviously the contamination from man made chemicals occurs in higher levels in the coastal zones and particularly near the river mouths. However little information is available on PCB contamination in estuarine waters flowing into the Bay (at least from the French side). A few reliable data exist on PCB associated with solid material either in the suspension or in superficial sediment. In the Loire estuary Saliot *et al.* (1984) found PCB concentrations in SPM varying in the range 55 - 437 ng.g<sup>-1</sup> whereas more recently Pierard (1995) measured lower concentrations in fluid mud samples and SPM from the Gironde estuary : he found very homogeneous and low concentrations within this estuary, around 1-3 ng.g<sup>-1</sup> for CB153 and from 10 to 20 ng.g<sup>-1</sup> for the sum of the concentrations of 22 congeners which falls in the range 15 to 30 ng.g<sup>-1</sup> in term of technical mixture equivalent. From these data, Pierard estimated that approximately 31 kg PCBs are annually brought within the estuary in association with the solid riverine transport. PCB levels found in SPM from the Loire and Gironde estuaries are to be compared with those currently found in the Seine estuary which is recognized as still very contaminated by PCBs : PCB around 400-900 ng.g<sup>-1</sup>, CB153 around 20-45 ng.g<sup>-1</sup> (Abarnou, 1988, Munsch *et al.*, 1996). Sediments from the french atlantic coast have not been systematically investigated in spite of their interest to detect long term variations of the marine environmental pollution. Marchand (1985) reported PCB measurements from various places of the Atlantic coast : PCB (technical mixture equivalent) varied from 10 to 100 ng.g<sup>-1</sup> which ranked these samples among the low to moderately contaminated. In sediment samples from the Bassin d'Arcachon, Pierard (1995) measured

elevated concentrations in the harbour area (CB153: 24 ng.g<sup>-1</sup>) which are 2 orders of magnitude higher than those found in the other parts of the laguna (CB153 : 0.3-0.7 ng.g<sup>-1</sup>). This last example underlines difficulties encountered in assessing results on contaminants in sediments mainly due to the heterogeneity of this compartment.

PCBs are currently determined in mussels and oysters within the french monitoring programme (RNO). Still the start of this survey in 1979, PCBs have been firstly determined using packed column gas chromatography and then, by capillary gas chromatography and quantification by individual components. Therefore a change in the analytical methodology which is particularly justified in term of the quality of the measurements might make their interpretation difficult. Anyway, and because the PCB fingerprints remain identical in mussels and in oysters from all the sampling sites, the geographical distribution of the contamination may be described by any quantification method. Mean PCB concentrations for the entire period of the survey (1980-1996) and for all the 37 sampling stations situated from Fouesnant in western Brittany down to Hendaye on the river Bidassoa, is 290 ng.g<sup>-1</sup>(dry weight) (Fig. 1).

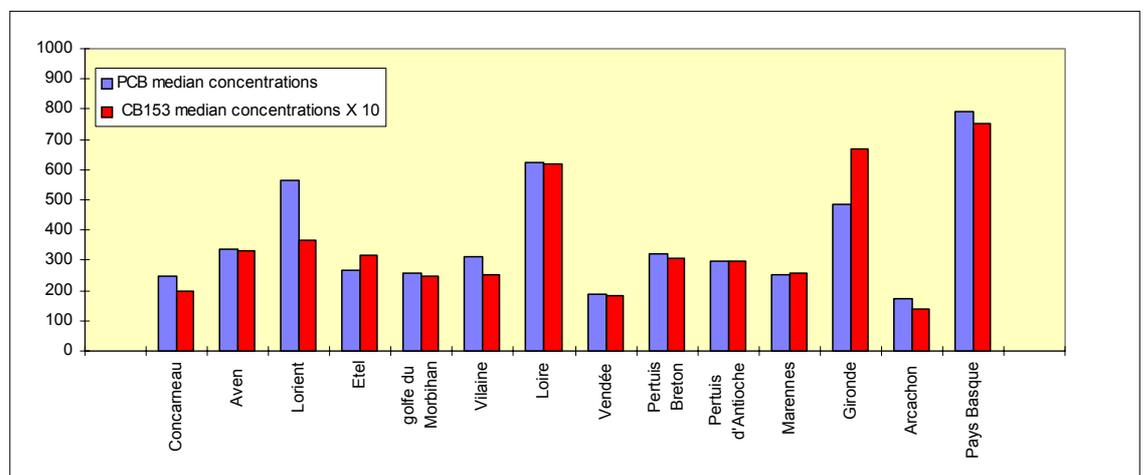


Figure 1 : Geographical distribution of PCB.

These rather low PCB concentrations (less than one order of magnitude than in mussels sampled near the Seine estuary) reflect a general feature of the french atlantic coast which is moderately urbanized. Higher concentrations are generally found near the estuary of the largest rivers like the river Loire (PCB around 600 ng.g<sup>-1</sup>(dry weight) and to a lesser extent, near the Gironde estuary (PCB around 500 ng.g<sup>-1</sup>dry weight). Elevated levels observed in Lorient may indicated ponctual sources of contamination whereas high concentrations currently found in the Pays

Basque might results from the residual circulation in the Biscay Bay. These general outlines of information from the monitoring programme might hide some local changes particularly near the major estuaries where larger variability of the freshwater discharges may markedly affected the spatial and temporal distribution of these contaminants of continental origin.

Temporal trends of the contamination were followed using PCB data from 1980 till 1993 and since 1993 using CB153 concentrations. Using an appropriate factor to readjust data from both series of measurements (Abarnou, in prep.) it becomes possible to look for the variation of the contamination with time. These temporal trends show a decrease of the PCB contamination for most of the sampling stations: typical examples are presented on figure 2.

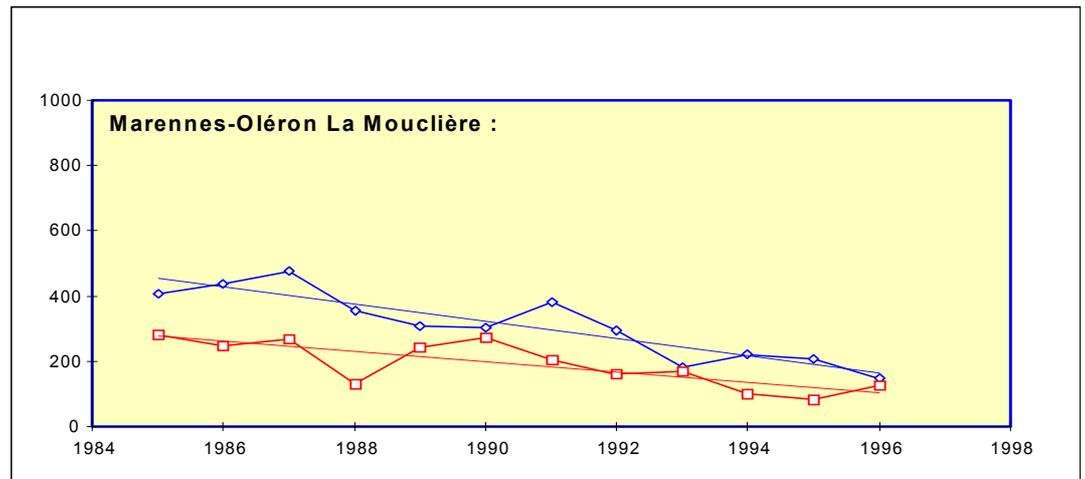


Figure 2 : PCB trends.

Data were separated according to the seasons because of a smaller variability of the concentrations in summer (means of results of 2nd and 3rd quarters). Both trends are very similar with slightly lower contamination in summer. A larger variability of the data in winter and for sampling sites which are more influenced by riverine contaminant inputs particularly in the case of the Loire estuary whereas in the case of the Gironde both trends are very similar whatever the season.

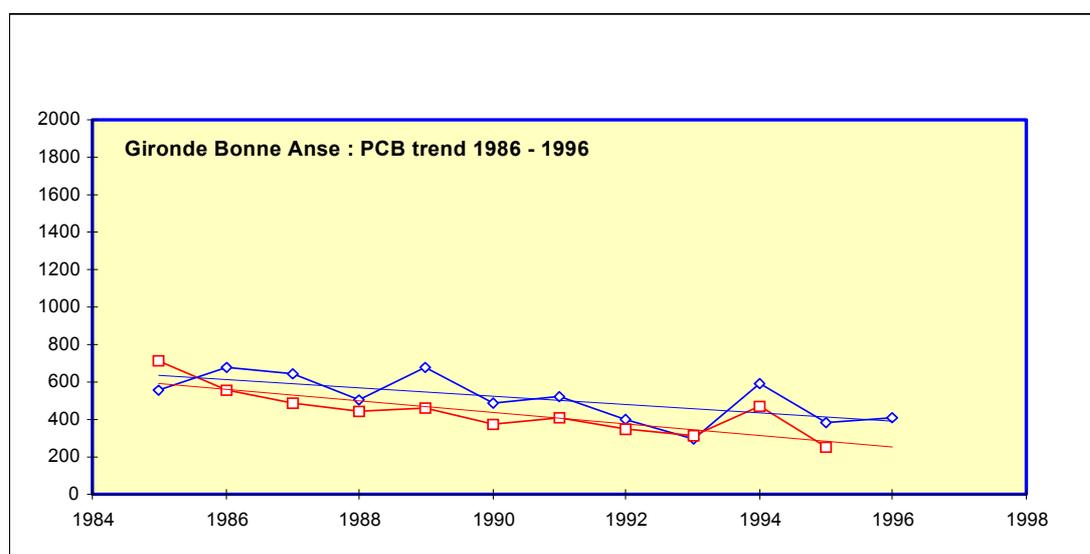
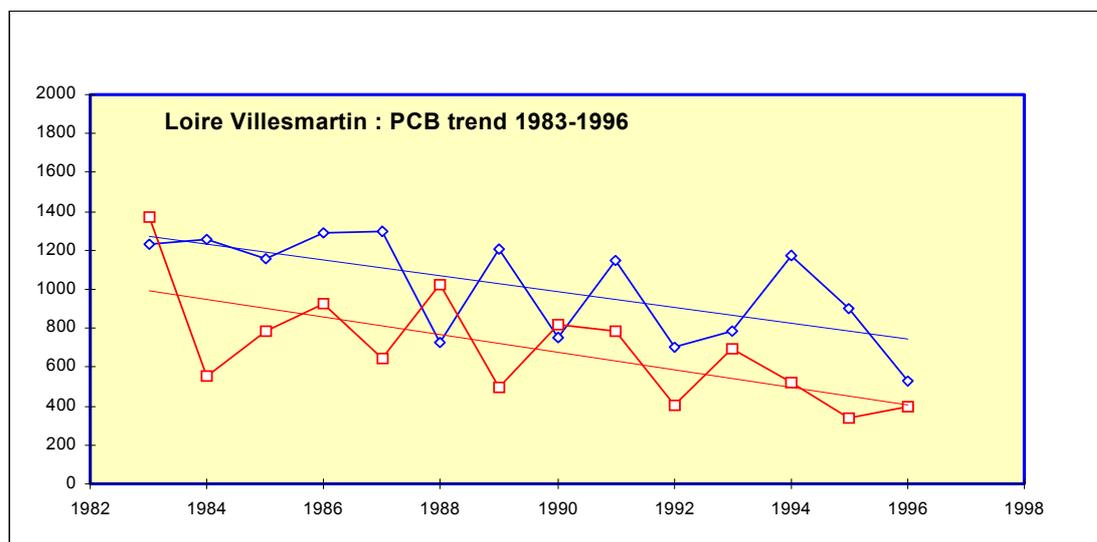


Figure 3 : Trends in Loire and Gironde

Apart from the information on mussels get in the monitoring programme there is very little information on PCBs in biota from the Biscay Bay. The only data (table 1) are taken from the work of Cossa et al. (1990) who carried an extensive survey of trace metals and organochlorines in the french fisheries products. PCB bioaccumulation depends on many various environmental and biological factors which mainly explain the large variability of PCB content in fish flesh.

Obviously higher concentrations and larger variability of contamination level are observed in the in higher predators like marine mammals. PCBs have been measured in dolphins from the Atlantic ocean waters. results



are summarized (Loizeau et al. in prep) in the table. Concentrations in the fatty tissues of marine mammals from the near Atlantic are in the range 100 - 10000 ng.g<sup>-1</sup> (table 2). Such concentrations lead to an overall bioconcentration factor (BCF: concentration in tissues/concentration in water) of about 10<sup>8</sup> to 10<sup>10</sup>. The accumulation of contaminants, a whole body burden of about 100 mg for a individual animal, results from the consumption of contaminated preys. In that sense the presence of high levels of contaminant in top predators should be more studied because, on a very global stage, it represents the consequence of the combination of various biological, environmental and pollution mechanisms which, at lower steps, act on the health of the near atlantic ecosystem.

#### .54. References

- ABARNOU A. (1988). - Les polychlorobiphényles (PCB) en baie de Seine. (1998). Rapport Ifremer DERO 88-06 EL, pp119
- AHLBORG U.G., BECKING G.C., BIRNBAUM L.S., BROUWER A., BERKS H.J.G.M., FEELEY M., GOLOR G., HANBERG A., LARSEN J.C., LIEM A.K.D., SAFE S.H., SCHLATTER C., WAERN F., YOUNES M., YRJÄNHEIKKI E. (1994). - Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. *Chemosphere*, 28 (6) : 1049-1067.
- BALLSCHMITER K., BACHER R., MENNEL A., FISCHER R., RIEHLE U., SWEREV M., 1992. - The determination of chlorinated biphenyls, chlorinated dibenzodioxins and chlorinated dibenzofurans by GC-MS. *J.High Resolut. Chromatogr.*, 15 : 260-270.
- COSSA D., AUGER D., AVERTY B., LUCON M., MASSELIN P., NOEL J., SANJUAN J., 1990. - Niveaux de concentration en métaux, métalloïdes et composés organochlorés dans les produits de la pêche côtière française; IFRMER Pub., pp59.
- MARCHAND M., (1985). - Processus géochimiques d'apports et de distribution des polluants organiques dans l'environnement marin. Etude appliquée aux hydrocarbures et hydrocarbures halogénés. Thèse Univ P&M Curie, Paris VI , pp309.
- MUNSCHY C., MOISAN K., TRONCZYNSKI J. (1996). - Inventaire et comportement géochimique de contaminants organiques majeurs dans l'estuaire de la Seine. Programme Scientifique Seine Aval Rapport final 1995/Fin-3. 2-37.
- PIERARD C. (1995) - Détermination des composés Polychlorobiphényles dans l'environnement sédimentaire marin et estuarien. Thèse Univ. Bordeaux I, n°1346, pp210.

SALOT A., LORRE A., MARTY J.-C., SCRIBE P., TRONCZYNSKI J., MEYBECK M., DESSERY S., MARCHAND M., CAPRAIS J. -C., CAUWET G., ETCHEBER H., RELEXANS J.-C., EWALD M., BERGER P., BELIN C., GOULEAU D., BILLEN G., SOMVILLE M. (1984). - Biogéochimie de la matière organique en milieu estuarien : stratégies d'échantillonnage et de recherche élaborées en Loire (France). *Océanol. Acta* 7(2) 191-207.

SCHULZ D.E., PETRICK G., DUINKER J.C. (1988). - Chlorinated biphenyls (PCB) in North Atlantic surface and deep water. *Mar.Poll.Bull.* 19(10) 526-531.

SCHULZ- BULL D.E., PETRICK G., BRUHN R. DUINKER J.C. (1998). - Chlorobiphenyls (PCB) and PAHs in water masses of the northern North Atlantic. *Mar. Chem.* 61 : 101-114.

TANABE S., TATSUKAWA R., 1986. Distribution, behavior and load of PCBs in the oceans. p121-127 In *PCBs and the environment. Vol II*, J.S. WAID Ed., CRC Press, Boca Raton, pp191.

Species	Sampling area	CB153 ng.g <sup>-1</sup> dry weight	PCB ng.g <sup>-1</sup> dry weight
<b>Sea bass</b> <i>Dicentrarchus labrax</i>	off Gironde	38.4 ± 7.4 (27.5-52.8)	578 ± 156 (351-891)
	off south Brittany	37.0 ± 7.2 (17.5-47.6)	500 ± 170 (129-794)
<b>Flounder</b> <i>Platichthys flesus</i>	off Gironde	124.5 ± 123 (6.8-419.2)	1017 ± 1064 (58-3697)
	off Loire estuary	29.3 ± 14.6 (4.0-51.0)	25 ± 137 ( - 473)
<b>Mackerel</b> <i>Scomber scombrus</i>	off Gironde	39.0 ± 26.8 (4.9-104.8)	312 ± 263 (37-928)
	off Vendée	3.2 ± 22.7 ( - 95.2)	225 ± 155 (72-677)
<b>Lesser spotted dogfish</b> <i>Scyliorhinus canicula</i>	off Vendée	16.0 ± 7.9 (4.5-32.7)	132 ± 62 (39-298)

Table 1 : PCB concentrations in fish flesh (Cossa et al., 1990).

	<i>Delphinus delphis</i>			<i>Stenella coeruleoalba</i>		
	n. res.	CB153 ng.g <sup>-1</sup>		n. res.	CB153 ng.g <sup>-1</sup>	
		mean	min - Max		mean	min - Max
<b>New-born</b> ( <b>&lt; 1 year</b> )	(1)	1640		(2)	2565	2310 - 2820
<b>Immature and pubescent</b> ( <b>1-5 y.</b> )	(3)	960	500 - 1200	(12)	1800	910 - 3860
<b>Female adult (&gt; 5 y.)</b>	(3)	400	40 - 1090	(5)	450	200 - 1110
<b>Male adult (&gt;5 y.)</b>	(2)	6710	6680 - 6740	(3)	5500	5040 - 6200

Table 2 : PCB concentrations in fatty tissue (melon fat) of dolphins (LOIZEAU et al. in prep.).



### 1.1. Polycyclic aromatic hydrocarbons (Jacek TRONCZYNSKI)

#### .55. Availability of data on PAHs

This report presents some available data on the PAHs concentrations in the sediments and in the mussels and oysters samples collected within Convention Area IV. This is prepared as a contribution for the next Quality Status Report (QSR 2000) of the Oslo and Paris Convention. However, as a general remark, the scarcity and lack of suitable data on PAHs sources, inputs, trends estimates and concentrations determined specifically for the Convention Area IV should be heightened and taken into account in the present effort of the assessment of marine environment contamination by the PAHs in this area.

#### .56. Introduction

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are a diverse group of organic planar compounds containing two or more fused aromatic (benzene) rings. Although, the natural sources and background concentrations of PAHs exist, resulting from forest fires, volcanic activity, natural oil seeps, diagenesis and possibly biosynthesis, there is a general agreement that anthropogenic sources of PAH are the major contemporary input of those compounds to the environment (Neff, 1979). As such, PAHs are considered now as ubiquitous environmental contaminants. The growing environmental concern of the global contamination by the PAHs stems from the fact that those compounds are persistent, mobile and some have been shown to be carcinogenic to mammals. A large number of individual environmentally relevant PAHs exist, ranging in molecular weights from naphthalene (MW 128,16) to coronene (MW 300,36). Their physical, chemical and toxicological properties vary with molecular weights and chemical structures. Within this range the PAHs may be divided into two groups : low-molecular-weight PAHs, containing three or less aromatic rings and high-molecular-weight, containing more than three aromatic rings. The low molecular weight are relatively volatile and water soluble species and show significant acute toxicity to biota, whereas high molecular weight PAHs are hydrophobic, less volatile, and less acutely toxic, but many of these are the recognised chemical carcinogens. As a consequence of these differences the environmental fates, behaviour and interactions with biota of these PAHs vary considerably.

## .57. PAHs sources input estimates and trends

### Sources

The estimates of the PAHs inputs within the Convention Area IV are not known because of lack of the systematic data on the environmental fluxes of these compounds. The sources inventories and their emission rates are not known specifically for this area as well.

However, it is now relatively well demonstrated, that the major contemporary sources of the anthropogenic inputs of PAHs into the marine environment are related to the extraction and the direct uses of fossil fuels, production and uses of their derivatives, various combustion, incineration and burning processes of fossils and contemporary fuels, urban and industrial wastes. Thus, PAHs are entering the marine environment primary *via* the direct spillage of the products containing these compounds and *via* the river discharge and the atmospheric fallout of PAHs mostly generated in the divers incomplete combustion processes. The relative contribution of these sources to the inputs of PAHs entering marine environment, vary considerably on local and regional scales and are needed for the present-day global estimates.

The global input of 230 040 tonnes of PAH per year to the aquatic environment was previously roughly estimated by Neff (1979). According to his figure petroleum spillage is accountable for 74 % and atmospheric fallout and surface runoff from land for 25 % of the total PAH input into aquatic environment. However, the corresponding figures of the relative contribution of various input sources differ strongly for environmental burden of high molecular carcinogenic PAHs. For instance, for benzo[a]pyrene, the petroleum spillage is considered to be a minor source of only 4 %, whereas atmospheric and surface runoff contribute for 89 % of it total loading into aquatic environment of 697 tonnes/year (Neff 1979). Although, it is believed that the order of magnitude of these estimates is correct, it was recognised that these estimates were based on the incomplete and sometimes extrapolated data (Neff 1979). Moreover, it should be noted that these values may not be correct for the present-day PAHs inputs and their sources apportionment.

### Trends

Inputs and composition of anthropogenic PAHs assemblages entering the marine environment change over time. These quantitative and qualitative changes result from amplitude of the global energy consumption, changes in the types of fuels used (e.g. a shift from coal to crude oils and natural

gas) and more recently changes in industrial practices and implementation of emission control (e.g. use of catalytic converters, more efficient combustion processes and filtering of exhausts).

Historical records of PAH derived from the time-series data of the dated sediment cores collected in the various oceanic and lacustrine depositional areas have shown a strong increase in the PAH concentrations during the last century and were related to the increasing anthropogenic inputs. For instance, in the remote area of Greenland the 50 times higher concentrations were determined in the recent section of the ice-core compared to ice from the 18<sup>th</sup> century (Kawamura *et al.* 1994). On the other hand, the slightly decrease of the PAHs concentrations in the recent sediments corresponding to the depositional periods between c.a. the 1930 to the 1975 was reported for several separated locations of the world and was generally related to a change from coal to fuel oil as energy source. However, since then, the present-day inputs of PAHs are probably mostly influenced by the growing industrialisation and urbanisation of the world.

The recent temporal trends evaluations of total PAH concentrations in molluscs (mussel and oysters) obtained from U.S. Mussel Watch Project of National Status and Trends (NS&T) Program (NOAA), do not show any significant direction of change from 1986 through 1990 (O'Connor *et al.* 1992, Beliaeff *et al.* 1997). The similar observation could probably be drawn from the data on the total PAHs concentrations determined in the mussels and oysters collected through 1979 to 1992 over Atlantic coast of France (Convention Area IV) and obtained within the French Monitoring Network *Réseau National d'Observation* (RNO) conducted by IFREMER (Beliaeff *et al.* 1998). Although, due to the limited data sets available, caution must be exercised when extrapolating to the Convention Area as a whole. In fact, it is uncertain whether the present-day burden of PAHs into the marine environment continue to increase, decrease or is constant.

#### .58. Concentrations in water, sediments, SPM and biota

The background concentrations of PAHs were only available for sediments and sea water but not for biota as reported by OSPAR/ICES Workshop (Hamburg 1996). These background concentrations were elaborated out of data from geological sedimentary records and/or from pristine regions found within Convention Area. They can be used as reference values and as a tool for the assessment of environmental contamination in the QSR 2000.

## Water



The background concentrations of PAHs in the sea water were drawn from present-day measurements in pristine regions of the Convention Area (OSPAR/ICES, Hamburg 1996). The lowest concentrations were observed in the Atlantic, ranging from 300 pg/L for individual, more water-soluble, lower molecular weight PAHs (two and three rings compounds) to less than 1 pg/L for the high molecular weight PAHs (five or more rings compounds, OSPAR/ICES, Hamburg 1996). However, there is no available data on PAHs concentrations in sea water in the Convention Area IV and few data on PAHs in the sediments and SPM determined in this area are given below.

Besides, the following points should be taken into account in the evaluation of the data of PAHs in sea water. First, most of the PAHs measurements in sea water are done without suspended matter (SPM) and water phase separation. As most of the PAHs are strongly enriched on SPM, this might lead to important bias in comparing coastal areas with highly variable SPM concentrations. Phase separation and measurements of dissolved PAHs in the sea water should be applied and recommended. Second, the most of the analytical protocols (sampling, extraction, and analysis) of PAH are generally not well adopted for more volatile, low molecular weight compounds (two and three rings PAHs) and thus their concentrations and inputs in the environment might be greatly underestimated (Neff 1979). Finally, the PAHs concentrations in sea water estimated from the partition equilibria and from real measurements of the PAHs concentrations in the sediments or in the SPM, seem to be very unsure and bears great uncertainties (three orders of magnitude).

### **Sediments and SPM**

The background concentrations of PAHs in sediments may be drawn from dated cores (sediment layers of 1870 to 1850 considered as pre-industrial times) and from present-day measurements in pristine regions of the Convention Area (OSPAR/ICES, Hamburg 1996). Lowest concentrations for individual PAHs in several sediment cores are in the range of 6 to 1 ng/g of sediment dry weights. However, most of these values were reported for freshwater lakes. In the pristine parts of the Convention Area, where contamination is assumed to be small (e.g.: Barent Sea and Arctic Ocean), the lowest reported concentrations for most of the individual PAHs are as well in the range of 1 ng/g dry weight. Furthermore, it should be remembered that concentrations of organic contaminants in the sediments based on dry weight should be whenever possible normalised to particulate organic carbon and /or to grain size of the sediments.

Table 1 : Range of concentrations (ng/g dry weight) of PAHs in surface sediments of Convention Area IV.

Sampling site	Date of sampling	Pyrene (ng/g dw.)	Benzo[a]pyrene (ng/g dw.)	ΣPAH (ng/g dw.)	References*
Gascogne Golf					
Gironde deposition area	1987-88	4 - 29	5 - 53	156 - 694	1
Cap-Ferret Canyon	1988	24 - 47	nd - 188	141 - 2070	1
Cap-Breton abyss	1984	90 - 105	108 - 178	1430 - 2027	1
Arcachon Bay	1985-86	10 - 238	12 - 488	116 - 3655	1
Arcachon Bay	1995	4 - 551	3 - 312	32 - 4120	2
Gironde estuary	1993	2 - 387	nd - 508	19 - 4888	3
Loire estuary	1983-84	304 - 421	134 - 270	1213 - 2700	4
Arctic Ocean/Iceland (background concentrations)	-	2- 6	1 - 4	-	5

\* References: 1. Parlanti 1990., 2. Baumard et al. submitted. 3. Budzinski et al. 1997., 4. Tronczynski 1985., 5. OSPAR/ICES 1996.

In Table 1 are shown concentrations of pyrene, benz(a)pyrene and the sum of concentrations of the individual compounds denoted as ΣPAH, determined in surface sediments of different parts of the Convention Area IV. The data for three distinct geographical areas are reported: i) Atlantic deep sea sediments (615 - 1040 meters) of Cap-Ferret Canyon ; ii) coastal less deep sediments (42 - 133 meters) of oceanic abyss of Cap-Breton and off-shore depositional area of Gironde estuary ; iii) estuarien and lagoon sediments of Loire, Gironde estuaries and Arcachon Bay. The concentrations of ΣPAHs in the surface sediments range from 19 - 4888 ng/g on dry weight basis and those of pyrene and B(a)pyrene range from 2 to 551 and from not detected to 508 ng/g dw respectively. These ranges were reported in sediments from Gironde estuary and Arcachon Bay (Budzinski et al. 1997 and Baumard et al. submitted). The extent of concentrations indicate that wide range of different sediments were analysed. For instance, in the Gironde estuary concentrations of ΣPAHs in sandy sediments were significantly lower than in muddy sediments ranging from 19 to 252 ng/g and from 622 to 4888 ng/g of ΣPAHs respectively (Budzinski et al. 1997). It is apparent, that most of the reported concentrations of ΣPAHs in the sediments and suspended particulate matter of the central and southern Gascogne Bay in both marine parts of continental shelf and in deep sea sediments and estuarien and lagoon sediments are below 2000 ng/g. Whereas, only a few reported

higher concentrations could be generally related to local contamination by PAHs. These levels of PAHs could be considered as representative of a relatively moderate contamination of the sediments in the Convention Area IV. However, these levels of  $\Sigma$ PAHs and of individual compounds such as pyrene and B(a)pyrene are 100 to almost 500 times higher than background concentrations of PAHs in sediments of pristine areas. Ecotoxicological significance related to the chronic exposure to this levels of PAHs is not reliably known. It has been suggested that low levels of PAHs in contaminated sediments (ca. 1000 ng/g dw) are able to stimulate liver hypertrophy and induce MFO system in flatfish. It is apparent, that marine organisms in numerous coastal parts of the Convention Area IV are exposed to abnormally elevated PAH concentrations with potential for chronic effects.

## Biota

The background concentrations of PAHs in biota from the pristine areas (i.e. remote from known anthropogenic sources of contaminants) have not been proposed by OSPAR/ICES Workshop (Hamburg 1996) considering that data base for PAHs was too small to give reference value for the whole convention area. The species of interest are fish, shellfish and bird eggs. However, molluscs are considered as a most appropriate organisms because they do not have the high metabolic capacity for PAHs, which is known to exist for fishes or marine mammals.

The PAHs concentrations in biological samples from Convention Area IV are very scarce. The review data presented by Neff (1979) include concentrations of B(a)pyrene in algae, molluscs, crustaceans, fish and echinoderms sampled in this area. The concentrations of B(a)pyrene range from not detected to 90 ng/g dw. However, most of these data will be now outdated. The more recent data (1994-96) for individual PAHs concentrations in molluscs (blue mussel - *Mytilus edulis*, and *galloprovincialis* and oyster *Crassostera gigas*) along the coastal and estuarine France are provided by French Monitoring Network (*Réseau National d'Observation* - RNO, not published). Within this network, along French Atlantic coast, samples are collected at 43 sites. The concentrations of  $\Sigma$ PAH (12 compounds) range from 30 to 404 ng/g on the dry weight basis and arithmetic mean is 148 ng/g for all sites and for whole period from 1994 to 1996 ( $n = 113$ ). The concentrations of pyrene and B(a)pyrene range from 2 to 106 and from less than 1 to 6 ng/g dw, respectively. Slightly higher concentrations of  $\Sigma$ 11PAHs were reported in mussels caged during three month in Arcachon Bay (from 238 to 428 ng/g dw with one concentration of 2108 ng/g dw., Baumard *et al.* submitted).



The distribution of PAHs concentrations in molluscs, sampled along French Atlantic coast, reveal that high levels are clearly related to urbanised and estuarine areas.

#### .59. Toxicology

The effects of PAHs have been observed in aquatic organisms for variety of processes including development, immuno-response, oxygen consumption, reproduction and survival. In general, PAHs can interact with cells in two ways to cause toxic responses: *via* non-specific and non-reactive binding to lipophilic sites, especially in cell membranes or *via* specific covalent binding of reactive hydrophilic and electrophilic metabolites to cellular structures such as DNA and proteins leading to adducts formation. The first type of interactions result in short-term acute narcosis toxicity generally related to high lethal exposure levels. The second type result in sublethal toxicity associated with chronic exposure to low concentrations of PAHs which may be detrimental to growth, reproduction or long-term survival of the organisms. The chronic exposure to PAHs may also give rise to mutations and induced cancer in sensitive species.

### Acute toxicity

In general, PAHs do not show high acute toxicity to aquatic animals and within aromatic series, the low molecular weight compounds are more acutely toxic. This toxicity increases also with increasing alkyl substitution. Short-term LC<sub>50</sub> values are usually higher than 0.1 mg/L and this concentration is amply higher than concentrations normally found in the marine environment (Neff, 1979). Although, one can conclude that PAHs are rarely responsible for acute toxicity in marine environment, it should be underlined that this high levels of concentrations of PAHs may cause immediate mortality in exposed organisms and sever ecological damages.

### Chronic toxicity

There are great uncertainties in setting what would be considered as "safe levels" of PAHs in regards to their sublethal toxicity and chronic exposure. Nevertheless, it has been suggested that chronic no-observed-effect-concentrations of PAHs for fish and crustacean is in the range of 1 µg/L. Thus, it is apparent that potentially detrimental sublethal responses to PAHs can occur at their present-day environmental concentrations. On the other hand, the detoxification mechanism of PAHs in vertebrates



operates *via* Mixed Function Oxygenase (MFO) - cytochrome P-450 system with enzymatic transformations of PAHs which lead to the formation of highly reactive compounds including diol epoxides considered to be ultimate carcinogens. This biochemical activation of PAHs may result in the formation of DNA adducts and may lead to mutations and ultimately to carcinogenesis. However, due to the lack of a comprehensive epidemiological studies and dataset on toxic effects related to the chronic exposures to PAHs it is not known if such exposure would lead to a significant level of carcinogenesis in the marine environment. A low levels of PAHs (1 µg/g) in sediments and in water have been incriminated as able to induce the MFO system and stimulate liver hypertrophy in pelagic and benthic fish. Finally, interactions with hormonal regulation of PAHs have also been evoked. After metabolisation a direct interaction with hormone receptor may occur. As the MFO enzyme system is also involved in steroid hormone metabolisation its induction by PAHs may also indirectly affect levels of hormone.

In conclusion, PAHs are now recognised as persistent and ubiquitous environmental contaminants, able to affect aquatic resources and their consumers. The scarcity of suitable data base of these compounds for assessing ecological and health risks, warrant further study of environmental distribution, behaviour and toxicological effects of PAHs.

#### .60. References

- Baumard P., Budzinski H., Garrigues P. PAHs in the Arcachon Bay: origin and biomonitoring with caged organisms. Submitted to Mar. Poll. Bull.
- Beliaeff B., O'Connor T. P., Daskalakis D.K., Smith P.J. 1997. U.S. Mussel watch data from 1986 to 1994: temporal trend detection at large spatial scales. Environ. Sci. Technol. 31, 1411-1415.
- Beliaeff B., O'Connor T. P., and Claisse D. 1998. Comparison of chemical concentrations in mussels and oysters from the United States and France. Environ. Monitor. Assess. 49, 87-95.
- Budzinski H. Jones I. Bellocq J. Piérard C. Garrigues P. 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. Mar. Chem. 58, 85-97.
- Neff J.M., 1979. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the aquatic environment. Sources, Fates and Biological Effects Applied Science Publishers Ltd, London, 262 p.

O'Connor T. P., 1992. Mussel watch. Recent trends in coastal environmental quality. U.S. Department of Commerce, NOAA report 46 p.

OSPAR/ICES 1996. Workshop on the overall evaluation and update of background/reference concentrations for nutrients and for contaminants in sea water, biota and sediment. Hamburg 1996, OSPAR Report SIME 97/7/2-E 60 p.

Parlanti E. 1990. Utilisation des hydrocarbures comme traceurs d'origine et d'évolution de la matière organique sédimentaire en milieu marin. Etude du Golfe du Lion et du Golfe de Gascogne. (Programme ECOMARGE). Thèse, Université de Bordeaux I. 289 p.

Tronczynski J. 1985. Biogéochimie de la matière organique dans l'estuaire de la Loire : origine, transport et évolution des hydrocarbures et des acides gras. Thèse, Université Paris 6. 176 p.

### 1.1. Tributylétain (Pierre MICHEL)

L'usage des peintures antifouling pour la protection des coques de bateaux est la cause principale de la contamination des eaux par le Tributylétain (TBT). De ce fait, les zones les plus contaminées se situent le plus souvent dans les ports et les zones côtières adjacentes. Sur le littoral du Golfe de Gascogne, de nombreuses études ont été réalisées pour évaluer la contamination et ses effets; nous ne reprendrons ici que les résultats les plus récents. La toxicité du TBT pour les mollusques apparaît pour des concentrations voisines de  $1 \text{ ng.g}^{-1}$  (Alzieu et Michel, 1998); les résultats qui suivent doivent être examinés selon cet éclairage.

#### .61. T.B.T. dans les eaux

Dans les eaux, en 1986-87, la contamination atteignait  $69 \text{ ng.l}^{-1}$  de  $\text{TBT}^+$  à La Trinité, 119 à La Rochelle, 1500 à Boyardville et 57 à Arcachon (Alzieu *et al.* 1989). La contamination du port de Boyardville par l'intermédiaire de son sédiment était particulièrement impressionnante. Des concentrations notables dans les zones ostréicoles du Bassin d'Arcachon étaient mises en relation avec les anomalies de calcification constatées sur les huîtres.

Un bilan plus complet a été réalisé en 1992 sur 80 stations de la côte française atlantique (Michel, 1996). Les concentrations moyennes étaient alors de  $10.4 \text{ ng.l}^{-1}$  de  $\text{TBT}^+$  pour les ports de commerce, 21.8 dans les marinas et 1.4 dans les stations côtières de référence. Mais les maximum pouvaient atteindre  $107.6 \text{ ng.l}^{-1}$  en zone portuaire (toujours à Boyardville) et 5.1 pour les zones côtières à l'écart des sources. Globalement, cette contamination était inférieure à celle mesurée la même année sur les côtes de la Manche et de la Méditerranée.

Un nouveau bilan du même type était réalisé en 1997 (Michel, 1998<sup>a</sup>, 1998<sup>b</sup>). La carte 1 situe l'ensemble des stations échantillonnées au cours de cette étude. Les cartes 2 et 3 montrent la répartition du TBT dans les eaux des ports de Lorient et de La Rochelle. Des concentrations fortes étaient encore constatées à Concarneau 129, Lorient 98.5, Saint Nazaire 30, et La Rochelle  $78.4 \text{ ng.l}^{-1}$ . Dans les marinas, les teneurs les plus fortes sont mesurées à La Rochelle 16.4 et Arcachon  $21.9 \text{ ng.l}^{-1}$ . Par ailleurs, des concentrations excessives sont toujours trouvées à l'écart des sources en zone côtière ( $10 \text{ ng.l}^{-1}$  près de Lorient) ou en zone d'élevage ostréicole ( $4.2 \text{ ng.l}^{-1}$  au centre du Bassin d'Arcachon). Statistiquement, il n'apparaît pas d'évolution notable entre les mesures faites en 1992 et celles de 1997.



Seule la situation du Bassin de Marennes-Oléron s'est nettement améliorée et le hot-spot de Boyardville a totalement disparu.

#### .62. T.B.T. dans les sédiments

Dans les sédiments, pour le Bassin d'Arcachon, Sarradin (1991) a mesuré des concentrations en TBT atteignant  $158 \text{ ng.g}^{-1}$  de  $\text{TBT}^+$  dans les sédiments portuaires alors que les concentrations du Bassin lui-même ne dépassent pas  $10 \text{ ng.g}^{-1}$ . Pour la même zone, des carottages jusqu'à 30 cm de profondeur ont été analysés (Saradin 1994). La distribution géographique superficielle est alors à peu près conservée, mais les concentrations maximum atteignent cependant  $650 \text{ ng.g}^{-1}$  de  $\text{TBT}^+$  dans certaines marinas. La perturbation des sédiments est trop importante pour retracer l'historique de la contamination. Dans la marina de La Trinité sur Mer, Alzieu et Michel (1998) présentent les résultats d'un carottage de 100 cm (10 ans de sédimentation) pour lequel les concentrations en TBT sont assez homogènes entre 200 et  $300 \text{ ng.g}^{-1}$  qui laisse présager une vitesse de dégradation très lente.

#### .63. References

- Alzieu, C., Sanjuan, J., Michel, P., Borel, M., Dreno, J.P. *Mar. Pollut. Bull.* 1989, 20, 22.
- Alzieu, C., Michel, P., *Repères Océan. Editions IFREMER.* 1998, 15 : pp 104.
- Michel, P., Averty, B., R. Int. DEL/96.06. Editions IFREMER. 1996, pp 12.
- Michel, P., Averty, B., R. Int. DEL/98.05. Editions IFREMER. 1998<sup>a</sup>, pp 39.
- Michel, P., Averty, B. *Mar. Pollut. Bull.* 1998<sup>b</sup>, in press.
- Sarradin, P.M., Astruc, A., Desauziers, V., Astruc, M. *Environm. Technol.* 1991, 12, 537-543.
- Sarradin, P.M., Astruc, A., Sabrier, R., Astruc, M. *Mar. Pollut. Bull.* 1994, 28, 621.

## 1.1.Sels nutritifs - oxygène (Alain AMINOT)

### .64. Introduction

The french coast of the Gulf of Biscay is about 800 km long. The corresponding overall drainage watershed covers an area close to 260 000 km<sup>2</sup> (including 13 individual basins > 500 km<sup>2</sup>). Five of these basins cover 93 % of the area, including two of the four main french rivers: Loire (118 000 km<sup>2</sup>) and Gironde (Garonne plus Dordogne: 85 000 km<sup>2</sup>). The three other main watersheds are those of Vilaine (11 000 km<sup>2</sup>), Charente (10 000 km<sup>2</sup>) and Adour (17 000 km<sup>2</sup>). The average fresh water input is 73 km<sup>3</sup> per year from the Atlantic watershed on the whole (equivalent to a 30 cm water layer), 43 % of which originates from the Loire and 36 % from the Gironde.

This Atlantic watershed is mainly devoted to agriculture with some intensive rearing in the northwestern part (Bretagne). Its population amounts 17 millions people. Mountains (Massif Central and Pyrénées) and forests (Landes) areas do not allow intensive cultivating activities.

Two Water Agencies are in charge of the water quality over the Atlantic watershed: the Loire-Bretagne Agency (north of Charente river) and the Adour-Garonne Agency (Charente river to Spain). Unless specified, the following data are issued from publications of these Agencies.

### .65. Sources inputs and trends of nutrients

Agriculture is the main source of nutrients carried to the coastal water by the rivers. Industry is not widely developed on the watershed and it represents a minor source of nutrients. The major part of urban sewage is discharged into the rivers after treatment. Considering cities of more than 10 000 inhabitants, the overall contribution to N and P inputs is equivalent to 4.6 M inhabitants in the Adour-Garonne area and to 7.9 M inhabitants in the Loire-Bretagne (Atlantic part) area. About 70 % of this pollution are collected, and the mean removal rates for N and P by treatment plants are 44 % and 32 % respectively in Adour-Garonne and 46 % and 54 % in Loire-Bretagne (source: RNDE, 1996). Corresponding contributions to riverine fluxes are mentioned in Table 1.

Table 1 summarizes the data on nutrient fluxes from various origins and different areas of the French Atlantic coast. Urban and industrial inputs, either direct to sea or when not included in the riverine flux, have been computed using data from RNDE (1996a, 1996b).

The Bretagne coast extends from the Pointe du Raz to the Vilaine estuary. Fluxes are computed using 1985-1991 data (AELB-SEE, 1992). In term of concentrations, a slight positive trend is measured in nitrate (over the 1990-1994 period, concentrations  $> 50$  mg/l increased from 3 to 6 % of the observations) and a steady state in phosphate (AELB-DIREN, 1996).

The data from the Vilaine basin are from the same period as those of Bretagne (AELB-SEE, 1992).

The nitrate data from the Loire river are extrapolated to the whole watershed from a sampling station upstream Nantes (from APEEL, 1996). The nitrate flux does not show any trend from 1981 to 1992 (except almost a doubling during the very wet year 1988). Contribution from Nantes city is added to the flux of total Kjeldahl-N (TKN = organic + ammonia nitrogen). The latter flux is stable since 1988 (APEEL, 1996). Urban (La Baule, Saint-Nazaire) and industrial fluxes close to the estuary mouth are accounted as direct inputs to the sea.

The Vendée area extends between the Loire and the Charente estuaries. The data of the Vendée coast originate from AELB-SEE (1992).

The Charente river fluxes result from a coarse estimation using data of quality level assessed by AEAG-DIREN (1997).

For the Gironde estuary, flux data from AEAG (1994), determined at the upstream limit of the tide, have been extrapolated to the entire watershed using watershed area data from AEAG-DIREN (1997). The sewage of Royan is the only direct urban inputs to the sea.

The Landes coast is the linear sandy area between the Gironde and the Adour estuary. Riverine fluxes are coarse estimations from quality levels (AEAG-DIREN, 1997). Direct urban inputs to the sea originate from Arcachon and Capbreton cities.

The fluxes of the Adour river are also coarse values. Direct inputs to the sea from St-Jean-de Luz and Hendaye are given.

As a general feature, ammonia concentrations are decreasing in rivers while nitrate is slightly increasing overall, as noted by the two Water Agencies (AELB-DIREN, 1996; AEAG-DIREN, 1997). The riverine nitrogen flux is linked to the river flow, and it increases during rainy years. As an example, a doubling of the mean annual flux of nitrate from the Loire river was observed in the very wet 1988 year (APEEL, 1996).

Direct inputs to the sea represent only a few percents of the riverine inputs, either in nitrogen or in phosphorus. Any potential impact of these sources must therefore remain quite punctual. The two large rivers (Loire and Gironde) account for 70 % to 80 % of N and P inputs along the



French Atlantic coast. The greater total-P input from the Gironde than from the Loire is related to the greater flux of particulate matter (about two times).

Because of the large tidal range on the French Atlantic coast (up to 7 meters), estuaries are very turbid : the mean concentration of suspended particulate matter is rarely lower than 100 mg/l and it often exceeds 1 g/l (AEAG, 1994; APEEL, 1996). Consequently, despite high nutrient levels, primary production is not significant inside the estuaries, but it is taking place in the more saline, less turbid, coastal waters.

#### .66. Dissolved oxygen

Out of the exceptional anoxia of the Bay of Vilaine in 1982 (Merceron, 1987), no event of that kind has been observed in coastal water along the French coast. Data from the RNO (Réseau National d'Observation: national monitoring network) over the decade 1974-1984 (RNO, 1988) did not show any anomaly of oxygen at any station: the minimum values did not drop below 6 mg/l (salinity >30, except Loire, Gironde and Adour with salinity down to 16). As nitrogen fluxes were stable since 1984, modification of the oxygen status of coastal waters is not to be expected in the 90's.

Low levels of oxygen are encountered in the large estuaries, in the turbidity maximum zone, when the river flow is low (July-October). Nitrification and oxidation of the suspended particulate matter are responsible of oxygen depletion. As oxygen concentrations are related to the resuspension mechanism, they are function of the tide amplitude. In the Loire estuary, the water column can become almost anoxic (APEEL, 1996). In the Gironde estuary 30 % of saturation seems the minimum level encountered (AEAG, 1994). Examination of more recent (unpublished) data from the RNO in these two large estuaries agree with the above figures.

*Table 1 : Annual nitrogen and phosphorus fluxes along the French Atlantic coast.*

Rivers and Coastal area (North to South)	Basin area km <sup>2</sup>	Nitrogen flux t/a				Phosphorus flux t/a		
		Riverine (NO <sub>3</sub> -N)	Riverine e (TKN)	Urban to sea (total-N)	Industrial to sea (total-N)	Riverine (total-P)	Urban to sea (total-P)	Industrial to sea (total-P)
Bretagne-coast (S)	6 000	16 500	? <sup>b</sup>	230	-	900	130	-
Vilaine	11 000	14 500	? <sup>b</sup>	-	-	800	-	-
Loire	118 000	100 000	33 000	1 100	220	9 000	180	-
Vendée coast	8 000	6 000	? <sup>b</sup>	280	3 700	600	70	26
Charente	10 000	24 000 <sup>c</sup>	? <sup>b</sup>	30	-	1 400 <sup>c</sup>	20	-
Gironde <sup>a</sup>	85 000	70 000	35 000 <sup>d</sup>	520	-	12 000	130	-
Landes coast	4 000	3 000 <sup>c</sup>	300 <sup>c</sup>	1 000	-	100 <sup>c</sup>	160	-
Adour	17 000	15 000 <sup>c</sup>	? <sup>b</sup>	200	-	2 000 <sup>c</sup>	110	-
<b>Total flux (t/a) (incl. urban part<sup>f</sup>)</b>		<b>250 000 (50 000)</b>	<b>90 000<sup>e</sup></b>	<b>3 400</b>	<b>4 000</b>	<b>27 000 (13 000)</b>	<b>800</b>	<b>26</b>

*Notes: a) Garonne plus Dordogne rivers; b) no data available; c) coarse data estimated from ranges of concentration for levels of quality and population on the watershed (after AEAG-DIREN, 1997); d) range: 30 000 to 45 000 t/a from various sources (AEAG, 1994); e) based on 30 % of TKN relative to nitrate for missing data; f) according to average sewage treatment data on the watershed (RNDE, 1996).*

#### .67. References

AEAG, 1994. Synthèse des connaissances de l'estuaire de la Gironde. Non-paginé.

AEAG-DIREN, 1997. Atlas des données sur l'eau 1997, Réseau de bassin Adour Garonne. Agence de l'eau Adour-Garonne, Direction régionale de l'environnement-Midi-Pyrénées. 149 pp.



AELB-DIREN, 1996. Shéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux du bassin Loire-Bretagne. Agence de l'eau Loire-Bretagne, Direction régionale de l'environnement-Centre; Annexe. 165 pp.

AELB-SEE, 1992. Quantification statistique des flux de nutriments (azote et phosphore). Agence de l'eau Loire-Bretagne, Saunier Eau et Environnement. 170 pp.

APEEL, 1996. Estuaire de la Loire, Rapport de synthèse de l'APEEL, 1984-1994; II Qualité des eaux. Association pour la protection de l'environnement de la Loire. 107 pp.

Merceron, M, 1987. Mortalités de poissons en baie de Vilaine (juillet 1982). Rapport IFREMER, DERO- 87.14-EL, 100 pp.

RNDE, 1996a. L'assainissement des grandes villes. Réseau National des Données sur l'Eau. 20 pp. + 3 cartes.

RNDE, 1996b. Les principaux rejets d'eaux résiduelles industrielles. Réseau National des Données sur l'Eau. 24 pp. + 3 cartes.

RNO, 1988. Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin. Dix années de Surveillance 1974-1984. Document technique, vol. II, physico-chimie, éléments nutritifs, matériel particulaire. IFREMER et Secrétariat d'Etat auprès du Ministre chargé de l'Environnement. 229 pp.



## 1. Biologie





### 1.1. Fonctionnement et variabilité des écosystèmes du Golfe de Gascogne (Alain MENESGUEN, Alain HERBLAND, Sophie LOYER)

Largement conditionnés par l'environnement hydrodynamique et climatique, les écosystèmes du Golfe de Gascogne reflètent, dans leur diversité, la mosaïque complexe des différents mécanismes physiques en jeu dans le Golfe. Dans un but didactique, on partira du fonctionnement "de base" des écosystèmes lié au forçage commun à tout le Golfe, c'est à dire les courants de marée et le rythme saisonnier du climat tempéré ; puis, on examinera les modifications locales, parfois profondes, de ce rythme de base créées par des phénomènes physiques localisés : les panaches de fleuves côtiers, les upwellings côtiers estivaux des côtes sud du Golfe de Gascogne, enfin les tourbillons hauturiers ("swoddies") dans la moitié sud du Golfe de Gascogne.

#### .68. Fonctionnement de base des écosystèmes créé par le climat et la marée

Comme tout l'Atlantique nord-est, le Golfe de Gascogne est d'abord soumis au rythme climatique saisonnier, qui imprime fortement sa marque à l'écosystème pélagique à travers 3 forçages grossièrement sinusoïdaux de période annuelle : l'éclairement solaire, l'apport thermique et le forçage mécanique en surface dû au vent. Le premier facteur est responsable du déclenchement de la floraison phytoplanctonique printanière ("bloom"), en général vers le début du mois d'avril, lorsque l'intensité et la durée de l'éclairement solaire sont suffisants pour permettre une photosynthèse nette positive. A turbidité égale, plus la couche mélangée de surface sera profonde, plus tardif sera le bloom en raison de la faiblesse de l'éclairement moyen atteignant les cellules, mais plus forte sera finalement la production primaire "nouvelle", car plus importante sera la masse de nutriments inorganiques accessibles aux producteurs autotrophes. Dans la bande côtière bien brassée par les courants de marée, même si l'on recense régulièrement dès février sur quelques plages exposées du sud-Bretagne (La Torche, Erdeven) des floraisons très localisées de la "surf diatom" *Chaetoceros armatum* (Le Gal *et al.*, 1995), l'effet bénéfique des faibles profondeurs sur l'éclairement moyen de la tranche d'eau est en général contrebalancé par la turbidité importante, créée par la remise en suspension de sédiments par les houles printanières et par les apports des fleuves ; ceci peut expliquer le développement phytoplanctonique tardif au débouché des estuaires (Loire, Gironde) ou dans les zones turbides (bassin de Marennes-Oléron, où le bloom est retardé jusqu'au début mai). Paradoxalement, c'est finalement au large, sur les fonds dépassant les 70m, que la floraison printanière est la plus précoce, mais aussi la plus courte,



en raison de l'installation début avril d'une stratification thermique isolant, de façon croissante jusqu'à l'été, une couche de surface d'environ 20 m, chaude et mélangée par le vent, d'une couche profonde froide ("bourrelet froid") et riche en nutriments. L'épuisement rapide (2-3 semaines) par le bloom printanier du stock initial de nutriments dans la couche de surface et la faible accessibilité des stocks profonds font de ces régions couvrant la majeure partie du Golfe de Gascogne une zone plutôt caractérisée par une faible production "nouvelle" à diatomées (en début de stratification printanière et lors de la déstratification automnale), mais par contre favorable à l'établissement durant la fin du printemps et de l'été d'une intense production "régénérée" utilisant l'ammonium produit par la reminéralisation bactérienne des matières organiques détritiques issues du bloom printanier. Cette production régénérée est surtout le fait de flagellés se maintenant au niveau de la thermocline, parmi lesquels il faut citer *Gymnodinium mikimotoi*, responsable de proliférations estivales récurrentes surtout aux limites nord du Golfe de Gascogne (Holligan et Harbour, 1977, Le Corre *et al.*, 1992). La transition entre ces zones du large, stratifiées thermiquement, et les zones brassées plus côtières se fait souvent assez brutalement au niveau des "fronts" tidaux, particulièrement marqués au nord du Golfe de Gascogne, au large de la Bretagne (front d'Ouessant), là où les courants de marée sont les plus intenses. En raison de la concentration par convergence des matières organiques le long des fronts, ceux-ci peuvent être des lieux de production régénérée intense, particulièrement favorable à *Gymnodinium mikimotoi* (Sournia *et al.*, 1990); mais la présence parfois signalée, le long du front tidal d'Ouessant, d'"eaux blanches" à coccolithophoridées *Emiliana huxleyi* (Grepma, 1988) fait également penser à des remontées de nutriments profonds le long de ces fronts. En effet, ces "eaux blanches" sont par ailleurs signalées tous les ans, vers juin-juillet, à l'aplomb du talus continental, dont elles signalent très nettement l'emplacement sur les images satellitaires "couleur de l'eau". Ces floraisons intenses sont permises par l'injection périodique (12h 24mn) de nutriments profonds dans la couche de surface lors du passage d'ondes internes affectant la thermocline; ces ondes étant générées par le choc de l'onde barotrope de marée sur le talus continental, leur amplitude (et donc leur effet sur la production primaire) est maximum à l'aplomb du sommet du talus continental (Mazé, 1987). L'abondante et durable production "nouvelle" fait de cette bande d'une centaine de kilomètres de large surplombant l'accroche du plateau continental une oasis de fertilité hauturière, utilisée notamment par les espèces pélagiques comme lieu de ponte optimal pour la nutrition des futures larves (Arbault et Boutin, 1968). Alors que la répartition et la composition des peuplements benthiques du Golfe de Gascogne est bien connue depuis longtemps (Le Danois, 1948, Glémarec, 1969), le conditionnement de



cette faune benthique par le flux de matière organique quittant l'écosystème pélagique par sédimentation a fait l'objet de peu d'études.

#### .69. Perturbations causées par les panaches de fleuves côtiers

La Gironde, la Loire et, dans une moindre mesure, la Vilaine, apportent à la bande côtière des volumes importants d'eaux douces, turbides mais riches en nutriments d'origine continentale, et plus chaudes que l'eau marine pendant la belle saison. Il en résulte donc la formation, à la surface de la mer côtière, de panaches de dilution, nettement stratifiés sur la verticale et délimités horizontalement par un front de densité au sortir de l'estuaire ; les courants de marée le long de la côte atlantique étant nettement moins forts qu'en Manche, ces panaches peuvent s'étendre sur plusieurs centaines de km de long de façon de plus en plus diffuse. Tant les mesures (Birrien, 1987) que les modèles numériques (Lazure et Jégou, 1998) ont ainsi montré qu'après les crues printanières, le panache de la Loire pouvait remonter le long de toute la côte sud de Bretagne et pénétrer en Baie de Douarnenez, voire en Manche. En fin de printemps et été par contre, la diminution du débit fluvial et la rotation du régime de vents moyens tendent à décoller le panache de la côte bretonne, le faisant balayer le plateau continental parfois jusqu'à rencontrer le panache de la Gironde plus au sud. Par l'apport continu de nutriments qu'ils assurent, ces panaches de fleuves entretiennent dans la bande côtière allant de la Gironde à la pointe de Bretagne, mais parfois jusqu'au bord du plateau continental, une production phytoplanctonique "nouvelle" très importante. Du fait de la stratification haline qui maintient les cellules phytoplanctoniques dans une couche d'eau de faible épaisseur, la production phytoplanctonique peut démarrer très tôt dans la partie distale, moins turbide, des panaches. Ce déclenchement de la production serait favorisé par un régime anticyclonique, de durée et d'intensité variables, mais fréquent dans la région en hiver (janvier à mars). Les premières études ont montré que ces blooms hivernaux liés aux panaches des grands fleuves seraient relativement brefs car rapidement limités par le phosphore, à cause des rapports N/P des eaux fluviales, très déséquilibrés au profit de l'azote (Quéguiner, 1988, Herbland *et al.*, 1998).

Cette production continue durant toute la belle saison est marquée par des épisodes aigus d'eaux colorées, plutôt à diatomées au printemps, à diatomées ou à dinoflagellés en été (Belin et Martin-Jézéquel, 1997). Les zones côtières à faible circulation résiduelle de marée, telles que la Baie de Vilaine, sont particulièrement propices à ces eaux colorées, responsables d'hypoxies récurrentes des eaux de fond, voire exceptionnellement d'anoxies mortelles pour le benthos et les poissons



démersaux (épisode de juillet 1982, Merceron, 1987). Si l'on peut par ailleurs se féliciter des effets bénéfiques sur la production conchylicole (Marennes-Oléron, Baie de Bourgneuf, etc...) de cette production primaire générée par les panaches de fleuves, il ne faut plus négliger les éventuels effets néfastes de déplacement de la flore phytoplanctonique estivale vers les espèces non-siliceuses (dont certains dinoflagellés toxiques), en raison du déséquilibre croissant des rapports N/Si et N/P des apports fluviaux.

#### .70. Effet des upwellings côtiers

Essentiellement signalés en été sur les côtes sud du Golfe de Gascogne, des upwellings sont créés le long de la côte des Landes par les vents de nord, et le long des côtes espagnoles par les vents d'est. Dans ce dernier cas, la remontée d'eaux froides riches en nutriments autorise des poussées de production "nouvelle" à diatomées, triplant la production côtière par rapport à celle des zones stratifiées voisines (Fernandez, 1990). Le long de la côte des Landes, les effets sur la production planctonique sont totalement inconnus. En revanche, le long du talus, des observations semblent montrer des effets bénéfiques de ces upwellings sur la macrofaune benthique (JC Sorbes, comm. pers.).

#### .71. "Navidad" et tourbillons anticycloniques ("swoddies")

Pingree et Le Cann (1990) ont montré l'existence, surtout en hiver (d'où son nom de "Navidad"), d'un courant chaud et salé d'Eau Centrale Atlantique qui longe d'ouest en est le talus de la côte nord de l'Espagne pour remonter ensuite vers le nord le long de la pente continentale française. Des instabilités de ce courant génèrent des méandres qui, arrivés environ à la latitude d'Arcachon, peuvent se détacher sous forme de tourbillons anticycloniques autonomes d'environ 100km de diamètre, dérivant vers l'ouest pendant environ un an et appelés Slope Water Oceanic eDDIES. Ils emprisonnent une eau aux caractéristiques plus "tropicales", dont les caractéristiques chimiques et biologiques sont pour l'instant connues uniquement plus en amont, lorsqu'elles coulaient le long de la côte espagnole. Fernandez *et al.* (1991) ont montré que ces eaux étaient plutôt le siège d'une production "régénérée", causée par des flagellés de petite taille particulièrement prisés des larves de clupéidés. En été, la persistance au coeur de ces tourbillons, entre 100 et 300m, d'une masse d'eau plus chaude d'un degré que les eaux environnantes occasionne par effet hydrostatique un bombement vers la surface des isothermes, donc de la thermocline, ce qui est connu ailleurs (dans l'Atlantique tropical par exemple) pour stimuler la production primaire (Herbland et Voituriez, 1979). Les images satellitaires dans le visible montrent parfois également



des tourbillons cycloniques, souvent associés aux précédents et dont la zone centrale semble moins riche en phytoplancton en été.

.72. Panorama rapide de quelques travaux et campagnes effectués durant les dernières années sur les écosystèmes pélagiques

Du sud au nord, on citera les travaux espagnols sur la Mer Cantabrique (Bode *et al.*, 1992, Fernandez *et al.*, 1994, Varela, 1996), les travaux français en cours sur le panache de dilution de la Gironde (Herbland *et al.*, 1998), les études locales de certaines baies effectuées soit dans un but d'évaluation de la capacité trophique utilisable pour la conchyliculture (Marennes-Oléron : Raillard et Ménesguen, 1994, Bourgneuf : Barillé-Boyer *et al.*, 1997), soit dans un but d'évaluation de l'effet de réduction des apports de nutriments en zone eutrophisée (Baie de Vilaine : Chapelle *et al.*, 1994, Baie de Quiberon : Videau, 1993). De nombreuses études ont été faites récemment en Rade de Brest, à l'occasion du programme de recherches préparatoire (1992-1997) au contrat de baie : Le Pape *et al.*, 1996, Le Pape et Ménesguen, 1997, Del Amo *et al.*, 1997). A signaler enfin qu'en juin 1998 a été couplé au programme halieutique habituel des campagnes PEGASE de l'IFREMER (répartition et écologie des anchois en sud Gascogne) un volet production primaire et secondaire destiné à évaluer le lien entre le phytoplancton, le zooplancton et les larves d'anchois.

En ce qui concerne l'accote du talus continental, postérieurement aux travaux du programme FRONTAL déjà évoqués plus haut, on citera l'étude de Morin *et al.*, 1992 reliant mesures de terrain et imagerie satellitaire, et le très lourd projet européen MAST/OMEX, qui a porté, il est vrai sur une portion du talus non-située dans le Golfe de Gascogne, puisqu'il s'agissait de la zone du Goban Spur, à l'ouest de l'entrée de la Manche. La première phase, OMEX1 (1993-1997) a permis l'acquisition d'un très grand nombre de données au travers de 47 campagnes en mer ; la suite OMEX2 de ce projet européen se déroulera par contre sur l'accote longeant les côtes portugaises et nord-ouest espagnoles.

En cours ou à venir, on citera deux travaux de thèse: (1997-2000) Celui de Sophie Loyer, au département d'Ecologie Côtière d'IFREMER/Brest, qui vise à réaliser une modélisation écologique tridimensionnelle de l'ensemble du plateau continental atlantique français, axée sur le rôle des panaches de fleuves dans la production primaire du plateau et sa variabilité interannuelle. A l'occasion de cette thèse, la coopération SHOM-IFREMER, déjà lancée sur la période 1998-2000 pour la validation de la modélisation strictement hydrodynamique, a été enrichie d'un volet chimique (nutriments dissous) et biologique (phytoplancton),



afin de créer une base de données de validation du modèle écologique couvrant l'ensemble du plateau au moins 2 fois par an. L'apport de l'imagerie satellitaire (SeaWiFS) et aéroportée (spectromètre CASI) sera évalué par un post-doc de 18 mois (1999-2000) positionné au département d'Ecologie Côtière d'IFREMER/Brest.

La deuxième thèse, commencée en décembre 1997 par Claire Labry (CREMA l'Houmeau), porte sur la vérification d'hypothèses portant sur la précocité (fin d'hiver) des blooms phytoplanctoniques dans le panache de la Gironde sur le plateau continental sud-Gascogne, du rôle du phosphore comme facteur limitant ces floraisons précoces et des conséquences sur la structure du réseau trophique planctonique. Deux campagnes pluridisciplinaires ont été réalisées au début de l'année 1998 et semblent confirmer les hypothèses de départ.

### .73. Références

Arbault S., Boutin N. (1968). Ichtyoplancton. Oeufs et larves de poissons téléostéens dans le golfe de Gascogne en 1964. Rev. Trav. I.S.T.P.M., 32(4), 413-476.

Barille-Boyer A.L., Haure J., Baud J.P. (1997). L'ostréiculture en baie de Bourgneuf. Relation entre la croissance des huîtres *Crassostrea gigas* et le milieu naturel : synthèse de 1986 à 1995. Rapport Scientifique et Techniques de la Direction des Ressources Vivantes de l'IFREMER.

Belin C., Martin-Jézéquel V. (1997). Les biocénoses planctoniques. 2.2 Le phytoplancton. in: "Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord. Synthèse, menaces et perspectives", J.C. Dauvin (ed), Lab. Biol. Invertébrés marins et Malacologie, Service du Patrimoine Naturel/IEGB/MNHN, Paris, 376 pp, 21-33.

Birrien J.L. (1987). Cycles des variations des éléments nutritifs et du phytoplancton en baie de Douarnenez et dans les secteurs adjacents : importance du front côtier de l'Iroise. Thèse Univ. Bretagne Occidentale, 165 pp.

Bode A., Fernandez E. (1992). Influence of water-column stability on phytoplankton size and biomass succession patterns in the central Cantabrian Sea (Bay of Biscay). J. Plankton Res. 14, 6, 885-902.

Chapelle A., Lazure P., Ménesguen A. (1994). Modelling eutrophication events in a coastal ecosystem. Sensitivity analysis. Estuar., Coast. and Shelf Sci., 39, 529-548.

- Del Amo Y., Le Pape O., Tréguer P., Quéguiner B., Ménesguen A., Aminot A. (1997). The impacts of high-nitrate freshwater inputs on macrotidal ecosystems: I-Seasonal evolution of nutrient limitation for the diatom-dominated phytoplankton of the Bay of Brest (France). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 161: 213-224.
- Fernandez E. (1990). Composicion, distribucion y produccion del fioplancton en el Cantabrico Central. Ph.D. Thesis, UniV. Oviedo.
- Fernandez E., Bode A., Botas A., Anadon R. (1991). Microplankton assemblages associated with saline fronts during a spring bloom in the Central Cantabrian Sea : differences in trophic structure between water bodies. *J. Plank. Res.* 13, 1239-1256.
- Fernandez E., Bode A. (1994). Succession of phytoplankton assemblages in relation to the hydrography in the southern Bay of Biscay : A multivariate approach. *Sci. Mar.* 58, 3, 191-205
- Glémarec M. (1969). Les peuplements benthiques du plateau continental nord-Gascogne. Thèse Doctorat d'Etat, Sci. Nat., Univ. Paris, 167 pp. + annexes.
- Grepma (1988). Satellite (AVHRR/NOAA-9) and ship studies of a coccolithophorid bloom in the western English Channel. *Marine Nature*, 1(1), 1-14.
- Herbland A., Delmas D., Laborde P., Sautour B., Artigas L.F. (1998). Phytoplankton spring bloom of the Gironde plume waters in the Bay of Biscay : early phosphorus limitation and food-web consequences. *Oceanologica Acta*, 21(2), 279-291.
- Herbland A., Voituriez B. (1979). Hydrological structure analysis for estimating the primary production in the tropical Atlantic Ocean. *J. Mar. Res.*, 37, 87-101.
- Holligan P.M., Harbour D.S. (1977). The vertical distribution and succession of phytoplankton in the western English Channel in 1975 and 1976. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 57, 1075-1093.
- Lazure P., Jegou A.M. (1998). 3D modelling of seasonal evolution of Loire and Gironde plumes on Biscay Bay continental shelf. *Oceanologica Acta*, 21(2), 165-177.
- Le Corre P., L'Helguen S., Morin P., Birrien J.L. (1992). Conditions de formation d'eaux colorées toxiques sur le plateau continental Manche-Atlantique ; cas de *Gyrodinium cf. aureolum*. *Hydroécol. Appl.*, 4(2), 173-188.

Le Danois E. (1948). Les profondeurs de la mer. Trente ans de recherches sur la faune sous-marine au large des côtes de France. Payot, Paris, 303 pp.

Le Gal D., Raguenes P., Nézan E., Piclet G. (1995). *Chaetoceros armatum*, diatomée de la zone de ressac, vecteur d'efflorescences colorées hivernales. Cas de la Baie d'Audierne. Rapport IFREMER/DEL/Concarneau, 8 pp + annexes.

Le Pape O., Del Amo Y., Ménesguen A., Aminot A., Quéguiner B., Tréguer P. (1995). Resistance of a coastal ecosystem to increasing eutrophic conditions : the Bay of Brest (France), a semi-enclosed zone of Western Europe. *Continental Shelf Research*, 16 (15), 1885-1907.

Le Pape O., Ménesguen A. (1997). Hydrodynamic prevention of eutrophication in the Bay of Brest (France) ; a modelling approach. *Journal of Marine Systems*. 12, 171-186.

Mazé R. (1987). Generation and propagation of non-linear internal waves induced by the tide over a continental slope. *Continental Shelf Res.*, 7(9), 1079-1104.

Merceron M. (1987). Mortalités de poissons en baie de Vilaine (juillet 1982). Causes, mécanismes, propositions d'actions. Rapp. IFREMER/DERO-87.14-EL, 100pp.

Morin P., Le Corre P., Birrien J.L., Salaun-Voisin C., Le Jehan A. (1992). Vertical nutrient fluxes in frontal zones of the Western English Channel : Evidence of different periodicities of fertilization. *J. Rech. Oceanogr.*, 16(3-4), 74p.

Pingree R.D., Le Cann B. (1990). Structure, strength and seasonality of the slope currents in the Bay of Biscay region. *J.mar. biol. Ass. U.K.*, 70, 857-885.

Quéguiner B. (1988). Synthèse scientifique du programme pluriannuel 1983-1988 de la Commission quadripartite chargée de l'aménagement halieutique et de la protection hydrobiologique de la baie de Quiberon-Vilaine, 134pp.

Raillard O., Ménesguen A., (1994). An ecosystem box-model for estimating the carrying capacity of a macrotidal shellfish system. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 115, 117-130.

Sournia A., Brylinski J.M., Dallot S., Le Corre P., Leveau M., Prieur L., Froget C. (1990). Fronts hydrologiques au large des côtes françaises : les sites-ateliers du programme Frontal. *Oceanol. Acta*, 13(4), 413-438.

Varela M. (1996). Phytoplankton ecology in the Bay of Biscay. *Sci. Mar.* 60, supl 2, 45-53

Videau C. (1993). Phytoplankton de la Baie de Quiberon et facteurs nutritifs limitant la production primaire. Rapport de contrat CISE Ouest-UBO, 92 p. + annexes.



### 1.1.Pollution microbiologique (**Martial CATHERINE et Marie-Andrée GORAGUER**)

La pression des activités humaines est très forte sur le littoral atlantique et, en période estivale, la baignade en mer et la pêche récréative de coquillages sont très pratiquées. En effet, un français sur deux fréquente ou se rend sur le littoral, et la proportion est la même pour les touristes, dont le nombre dépasse celui de la population française.

Du fait des activités économiques développées sur les bassins versants littoraux, les eaux côtières, sont le réceptacle de rejets polluants d'origine urbaine et domestique (eaux usées), agricole ou industrielle. Ces rejets polluants, insuffisamment maîtrisés, ont un impact négatif sur la qualité des eaux de baignade et des coquillages.

Les risques sanitaires sont surtout dûs aux coquillages, que les français consomment le plus souvent crus ou peu cuits, car ils concentrent les microorganismes pathogènes, surtout rejetés dans le milieu marin par les rejets urbains ou agricoles, en filtrant de grandes quantités d'eau pour en extraire leur nourriture. Ces microorganismes d'origine entérique comprennent principalement des bactéries (*Salmonella*, *Listeria*, *Shigella*, *Campylobacter*, *Vibrio*) et des virus (virus de l'Hépatite A et virus apparentés au virus de Norwalk).

#### .74. La qualité des eaux de baignade en mer

La surveillance de la qualité des eaux de baignade, placée sous l'autorité du ministère chargé de la Santé, est assurée par les services Santé-Environnement des Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS). Cette surveillance est organisée selon les dispositions du décret n° 81-324 du 7 avril 1981, modifié par le décret n° 91-980 du 20 septembre 1991, fixant les normes d'hygiène et de sécurité applicable aux piscines et aux baignades aménagées, qui a transcrit en droit national les dispositions de la directive n° 76/160/CEE du 8 décembre 1975.

Le contrôle sanitaire porte sur l'ensemble des zones de baignade habituellement fréquentées par un nombre important de baigneur et non interdit de façon permanente (Anonyme, 1998-a). Au début de chaque saison balnéaire, les services Santé-Environnement organisent les programmes de surveillance en liaison avec les autorités municipales et les laboratoires agréés. La période de prélèvement généralement retenue va du 15 juin au 15 septembre.

L'évaluation de la qualité des eaux de baignade est basée sur le dénombrement des bactéries indicatrices de contamination fécale :



*Escherichia coli* (norme AFNOR XP T 90-433), et entérocoques fécaux (norme AFNOR XP T 90-432). Les produits utilisés pour ces méthodes sont soumis à des contrôles de qualité, et des essais interlaboratoires sont réalisés afin de vérifier que les méthodes sont appliquées de manière satisfaisante. Les eaux de baignade sont classées en quatre catégories sur la base des normes impératives et guides définies dans la directive 76/160/CEE.

Les rapports annuels de synthèse publiés par le Ministère de l'Emploi et de la Solidarité et le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement sur l'état sanitaire des eaux de baignade montrent qu'au moins 95 % des eaux de baignade sont classées A (bonne qualité) et B (qualité moyenne) pour la période 1995-1997 et sont donc conformes à la directive CEE (Figure 1).

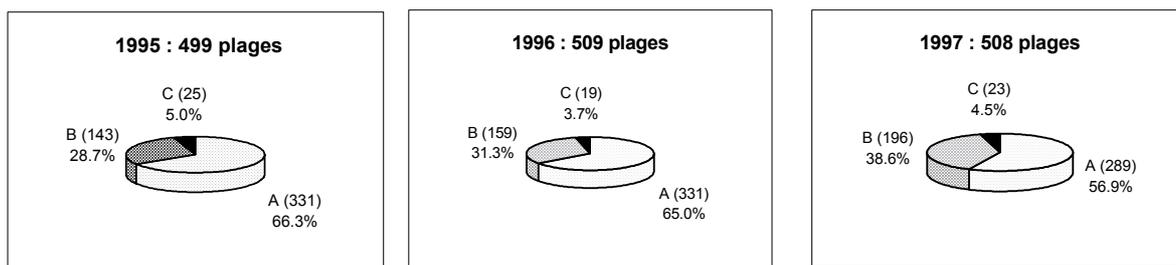


Figure 1 : Pourcentage et nombre () de plages classées A, B et C de 1995 à 1997 du Golfe de Gascogne.

Environ 5 % des eaux de baignade sont classées C (momentanément polluées), et notamment les départements du Morbihan (Bretagne), de Charente-Maritime (Poitou-Charentes), et de Pyrénées-Atlantiques (Aquitaine). La présence de germes pathogènes dans l'eau de baignade peut provoquer des affections bénignes de la sphère oto-rhino-laryngée (ORL), des affections cutanées.

Les causes de pollution sont souvent bien identifiées (Anonyme, 1998-b) : eaux pluviales (33 % des cas), état de l'assainissement (28 %), bassin versant (17 %). Les communes concernées engagent des travaux d'assainissement afin de réduire la pollution des baignades non conformes.

Les résultats des contrôles sanitaires des eaux de baignade sont disponibles sur le site Internet du Ministère de l'Emploi et de la Solidarité (<http://www.environnement.gouv.fr>) et du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (<http://www.sante.gouv.fr>).

#### .75. La qualité des zones de production des coquillages

La surveillance sanitaire des zones de production de coquillages, placée sous l'autorité du ministère de l'agriculture et de la pêche, est exercée par l'Ifremer dans le cadre du Réseau de contrôle Microbiologique des zones de production conchylicole (REMI). Cette surveillance est mise sous assurance qualité depuis le 1<sup>er</sup> janvier 1999. Le réseau REMI, réorganisé en 1989 sous la forme d'un réseau national de surveillance, a été revu en 1997 afin de l'adapter aux dispositions du décret n° 94-340 du 28 avril 1994 et de l'arrêté du 21 juillet 1995, qui ont transcrit en droit national les dispositions de la directive n° 91/492/CEE du 15 juillet 1991, modifiée par la directive 97/61 du 29 octobre 1997.

Les zones de production de coquillages sont délimitées et classées en 4 catégories (A, B, C, D) par ordre décroissant de qualité, dans chaque département par arrêtés préfectoraux publiés pour la plupart en 1996. Ce classement est basé en premier lieu sur la contamination bactérienne exprimée par le nombre de microorganismes témoins de contamination fécale (coliformes fécaux ou *E. coli* présumés analysés par la méthode (NPP) à 5 tubes et 3 dilutions ou une méthode rapide par conductancemétrie) dans 100 g de chair de coquillage et de liquide intervalvaire. Les classements ont été effectués d'après les résultats microbiologiques obtenus par le réseau REMI ou des études de classement de zone.

La surveillance sanitaire (prélèvements, analyses, archivage et interprétation des résultats) est effectuée dans les zones de production de qualité A, B et C selon des dispositions par Ifremer. Les zones D, interdites à la production de coquillages ne sont pas contrôlées. Le réseau de contrôle REMI comporte 157 points de prélèvement sur le littoral du Golfe de Gascogne, et comprend un dispositif de surveillance régulière et un dispositif d'alerte.

En outre, une surveillance sanitaire est effectuée sur 112 sites de pêche récréative par les services Santé-Environnement des DDASS dans les zones non classées. Ces sites, dont 29 % sont de qualité A, 63 % B et 8 % C, représentent un risque sanitaire potentiel pour le consommateur car ces coquillages ne bénéficient pas de purification ou décontamination avant consommation à l'instar des coquillages qui empruntent les filières commerciales. Désormais leur qualité fait l'objet d'information vers le public via les mairies des communes littorales.

Les résultats du réseau de contrôle REMI sont diffusés annuellement aux administrations et aux organismes professionnels concernés. La mise à

disposition de données et de synthèses est en cours sur le site internet "surveillance du milieu marin littoral" d'Ifremer :

(<http://www.ifremer.fr/delao/surveillance/>).

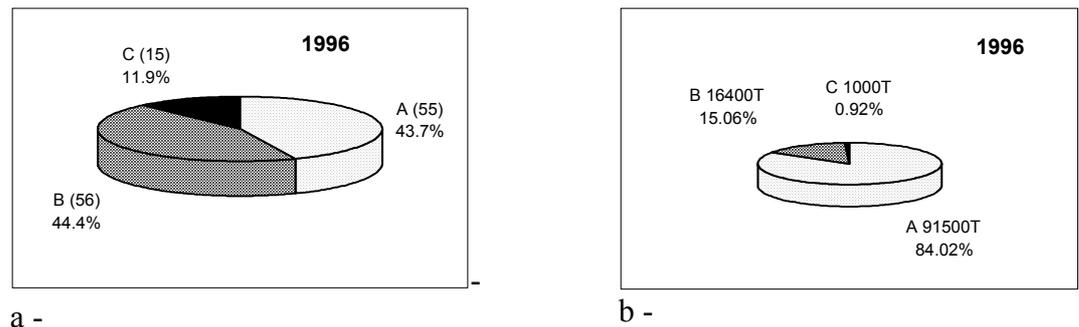


Figure 2 : Nombre et pourcentage de zones classées A, B et C (2-a), et la production de coquillages correspondante (2-b) par classe de qualité pour le Golfe de Gascogne.

Le bilan effectué d'après les arrêtés préfectoraux pris pour le classement des 126 zones de production de coquillages du Golfe de Gascogne (Figure 2-a), montre que 43,7 % des zones sont classées en A (salubre), 44,4 % en B (peu contaminée) et 11,9 % en C (fortement contaminée). Les coquillages sont essentiellement produits en zone A (Figure 2-b), soit une production estimée à 96 500 tonnes (84,5 %), et environ 16 500 tonnes (14,6 %) en zone B. La production de coquillages en zone C est marginale, environ 1000 tonnes soit 0,9 % de la production globale estimée à 113 000 tonnes, et ne concerne que les gisements naturels.

Des épidémies de gastroentérites (Nuiaouet et al, 1993 ; Charlet et al, 1994 ; Miossec et al, 1998) associées à la consommation de coquillages sont parfois observées dans la population française. De même, mais plus sporadiquement toutefois, les coquillages sont soupçonnés d'être à l'origine de phénomènes épidémiques d'hépatite A.

Afin de vérifier la responsabilité des coquillages dans les phénomènes d'épidémie, en particulier en raison de la faible représentativité de l'indicateur fécal en matière de contamination d'origine virale, l'Ifremer conduit des études (Le Guyader, 1994 ; 1996-a, 1996-b), à l'aide de nouvelles techniques analytiques basées sur la biologie moléculaire, aussi bien dans les coquillages incriminés que dans les selles de malades. Une étude épidémiologique réalisée en 1998 par l'Ecole Nationale de la Santé Publique, la DDASS, et l'IFREMER (sous presse), montre qu'il y a peu de cas de gastro-entérites chez les consommateurs de coquillages et qu'une faible proportion de ces cas est attribuable aux coquillages.

## .76. Références

Anonyme, 1998-a. Eaux de baignade - Etat sanitaire en mer et en eau douce, résultats 1997. Ministère de l'Emploi et de la Solidarité et Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 103 p.

Anonyme, 1998-b. Eaux de baignade - Causes de pollution et actions engagées pour les baignades non conformes en 1997. Ministère de l'Emploi et de la Solidarité et Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 223 p.

Nuiaouet C., Ponge A., Chambaud L., Raimondeau J., 1993. La surveillance et l'investigation : à propos de deux épidémies d'hépatite virale dans des départements littoraux. B.E.H., 1993, 29 : 129-130.

Charlet F., Ferchaud R., 1994. Epidémie de gastro-entérites virales liée à la consommation de palourdes en Charente-Maritime. B.E.H., 1994, 37 : 169-170.

Miossec L., Le Guyader F., Haeghebaert S., Gasnier Ph., Bellier J.-Y., Vaillant V., Camus P., Pommepuy M., Abou-Saleh M.-J., Clavelin Ph., BOBO J.-P., Masson D., J.-C. Désenclos, 1998. Contamination virale de coquillages responsables d'une épidémie de gastro-entérites à Poitiers, mars 1997. B.E.H., 1998, 30 : 129-130.

Le Guyader F., Dubois E., Menard D., Pommepuy M., 1994. Detection of Hepatitis A virus, Rotavirus and Enterovirus in naturally contaminated shellfish and sediment by reverse transcription-nested PCR. Appl. Environ. M., 60 : 3665-3671.

Le Guyader F., Dubois E., Haugarreau L., Kopecka H., Menard D., Miossec L., Pommepuy M., 1996-a. Detection of hepatitis A and other enteric viruses in the coastal environment. pp 50-52. In : Enterically-transmitted hepatitis viruses, Y. Buisson, P. Coursaget & M. Klane eds., Proceeding of the *International Symposium on Enterically-Transmitted Hepatitis Viruses*, Paris October 16-17, 1995.

Le Guyader F., Miossec L., Atmar R.L., Estes M.K., Dubois E., Monroe S., Ando T., Kopecka H., Pommepuy M., 1996-b. Observations épidémiologiques et analyse moléculaire des souches virales détectées dans 2 épidémies de gastro-entérites liées à la consommation de coquillages. Actualités en Microbiologie des Aliments, SFM, pp 145-151.



### 1.1. Biologie de petits pélagiques (Pierre PETITGAS, Patrick PROUZET)

Les poissons petits pélagiques vivent dans un espace 3D, sont planctonophages et présentent des migrations verticales et horizontales (géographiques) importantes. Ils dépendent de l'interaction entre un enrichissement physique sous l'influence de la météo et de la production planctonique. En général, ils se nourrissent de méso-zooplancton (copépodes 200-500 µm) mais peuvent aussi utiliser le microzooplancton ou/et le phytoplancton. Ils peuvent aussi présenter une certaine stratégie de choix des proies.

Les petits pélagiques sont en général des "batch spawners" (ponte fractionnée en lots) ce qui leur confère la possibilité d'une réponse rapide de la fécondité aux conditions environnementales. Le nombre d'œufs par lot, le nombre de lots et la durée entre deux lots sont les paramètres de fécondité qui varient pour une espèce en fonction de la taille mais aussi en fonction de l'environnement : température et nutrition. La croissance et la fécondité dépendent donc largement de l'établissement des conditions physiques propices au développement du plancton. Dans le golfe de Gascogne, les zones d'enrichissement en plancton sont les systèmes péri-estuariens et les accores. Le centre du plateau continental Nord Gascogne est moins occupé par les petits pélagiques.

Les principales espèces strictement petits pélagiques dans le golfe de Gascogne sont : la sardine, l'anchois, le sprat, le maquereau (*S. scombrus*) et le chinchard (*T. trecae*). D'autres espèces sont en relation avec le système pélagique : le merlu (12-35 cm) est un prédateur de petits pélagiques et particulièrement d'anchois puisque celui-ci représente 15-35% de son régime alimentaire, le merlan bleu est pélagique en dehors du plateau continental. Contrairement au merlu qui dès 10 cm est ichthyophage, le merlan bleu reste planctonophage au large ou proche du fond sur le plateau. Le thon ou les dauphins peuvent aussi être des prédateurs des petits pélagiques dans le golfe de Gascogne.

Le golfe de Gascogne présente de nombreux processus physiques d'enrichissement en sels nutritifs, (estuaires à la côte, tourbillons à l'accorde dans le Sud, ondes internes à l'accorde dans le Nord, turbulence due aux tempêtes, aux courants de marées, bourrelet froid sur le fond...). Les petits pélagiques exploitent chacun d'eux.

Les espèces de petits pélagiques ont différents complexes frère-nourricerie dans le Golfe de Gascogne. Ces complexes correspondent-ils vraiment à des populations séparées, ou constituent-ils une méta-population dont les taux de mélange sont à spécifier ?



La variabilité de l'écosystème pélagique sera pour nous représentée par la variabilité de la production planctonique (biomasse et P/B par classe de taille de 1 à 500 m). La conséquence halieutique pélagique de la variabilité de la production planctonique est la variation de l'abondance dans une zone donnée d'une espèce pélagique commerciale. Les variations d'abondance sont marquées par:

- le cycle de vie dans l'espace, les schémas migratoires et l'aire d'extension géographique,
- le recrutement (abondance du groupe 1).

Le cycle de vie de tous les petits pélagiques du Golfe de Gascogne est marqué par une migration saisonnière qui porte vers le nord au printemps et vers le sud à la fin de l'automne. Il y a aussi des mouvements côte-large jeunes plus côtiers).

L'anchois est le seul poisson pélagique dont l'aire de répartition de sa population principale est confinée au Golfe de Gascogne (secteurs CIEM Villa, b, c et peut être d). Toutes les autres espèces ont une répartition qui déborde au sud de la Galice (secteur IX) comme au nord de Brest (secteur VII). Le maquereau et le chinchard montrent les plus grandes migrations, du fond du Golfe de Gascogne jusqu'au sud de la Norvège.

.77. Anchois

### **Distribution géographique: cycle de vie, migrations, aire d'extension**

L'anchois est une espèce à vie courte (3 ans max.). Il pond entre Bilboa et Ré, particulièrement sur l'ensemble du plateau des Landes, à l'accore et devant les estuaires (Adour et Gironde). Il pond dès l'âge de 1 an. La ponte dans la population dure 2-3 mois, de mai à juillet. Après le ponte, les poissons migrent vers le nord: entre la Loire et l'île de Sein. Aucune ponte n'a jamais été observée dans ce secteur en été. On suppose que cette migration post ponte vers le nord est une migration de nutrition. Les juvéniles d'âge 0 resteraient sur zone, dans le fond du Golfe. Les cartes d'efforts de pêche des chalutiers pélagiques bretons et vendéens donnent une idée sur le plateau français, de la migration vers le nord en été puis vers le sud au début de l'hiver.

Les aires de pontes devant l'Adour, la Gironde et à l'accore du plateau des Landes se retrouvent d'une année sur l'autre. A l'accore au Nord du Fer à Cheval une zone de ponte s'observe certaines années, de même à la côte entre Gironde et Ré.



L'aire d'extension varie avec l'abondance: l'aire de ponte est corrélée avec la taille du stock. La relation entre aire d'extension, abondance et capturabilité a été décrite pour la première fois sur l'anchois de Californie.

Le poisson fraie de nuit près de la surface constituant des bancs lâches. Le jour, il se trouve en général sous la thermocline (plusieurs degrés de différence) où il forme des petits bancs entre 0 et 40 m d'altitude par rapport au fond. Un individu pondrait en moyenne une fois tous les 10 jours et serait capable de pondre jusqu'à 20 lots dans la saison. Le nombre de lots augmentant avec la taille, la période de reproduction de la population est supérieure à celle d'un individu et dépend de la structure démographique de la population.

Les relations entre les côtes françaises et ibériques ne sont pas claires

- les produits de la ponte du secteur Gironde peuvent-ils ensemençer la côte espagnole ? Il existe des juvéniles et des larves dans le domaine océanique entre les plateaux français et espagnol.
- une migration post-ponte sur le plateau espagnol a-t-elle aussi lieu, dirigée vers l'ouest ?

Sur la côte ibérique entre Cap Ortegal et Cap Penias, existe une population d'anchois très fluctuante, ne donnant plus lieu à la pêche tous les ans. Ses rapports avec la population dont nous parlons (ponte centrée dans le fond du Golfe de Gascogne en mai-juin) ne sont pas clairs. Cette population ibérique a été décrite comme distincte de la population du fond du Golfe sur des critères morphologiques, méristiques et de date de ponte. Mais elle a aussi été décrite comme l'extension ouest de la population Gascogne. L'extension vers l'ouest serait sous la dépendance du climat : un régime froid dû à un upwelling plus intense a été décrit comme défavorable.

Une race d'anchois estuarienne a été différenciée à partir du nombre de vertèbres, de paramètres de croissance et de coloration. Il s'agirait d'une population d'anchois confinée aux eaux dessalées.

Les estomacs d'anchois contiennent surtout du zooplancton dans la gamme de taille 100-200 µm. Certains gros copépodes (400 µm) y sont présents en proportion relative plus importante que dans le milieu, laissant supposer un comportement alimentaire de chasse pour ces proies. L'anchois peut aussi ingérer du phytoplancton.

## Recrutement

L'abondance dans la population du Golfe dépend essentiellement du recrutement. Le stock a manifesté des variations d'abondance entre 90 000 et 12 000 tonnes d'une année sur l'autre. Les captures sont principalement



constituées du groupe 1. Le stock est estimé par la méthode de la production journalière des oeufs (DEPM) par l'AZTI et aussi par acoustique (écho-intégration) par IFREMER. Ces évaluations directes sont indispensables aux avis pour la gestion.

Les composantes N et E du vent produisent des upwellings côtiers respectivement sur les côtes des Landes et nord ibérique. Les captures dans la pêche basque espagnole des poissons de 1 an sont corrélées avec les composantes N et E du vent de l'année antérieure pendant la période ichthyoplanctonique printanière et estivale.

Les larves se nourrissent de zoo plancton de petite taille, 50-100 µm.

.78. Sardine

### **Distribution géographique: cycle de vie, migrations, aire d'extension**

La sardine a une durée de vie de plus de 10 ans. Elle pond toute l'année avec un maximum au printemps et un minimum en été.

Deux races (populations) ont été décrites sur le plateau français, l'une armoricaine, l'autre Luzienne (ou aquitanaise ou cantabrique), à partir de caractères morphologiques et méristiques et à partir des lieux de ponte. La ponte a lieu toute l'année, avec un minimum en été et un maximum au printemps. La maturité sexuelle est atteinte à l'âge de 15-18 mois (secteurs VIIIa et b).

#### **Sardine armoricaine**

Les groupes 3 et supérieurs pondent en hiver le long de l'accroche du Fer à Cheval jusqu'à la latitude de Sein. Une aire de ponte côtière entre les Glénans et Sein a aussi été décrite en hiver. Au printemps, les groupes 1 et 2 pondent sur l'ensemble du plateau celtique et avec les groupes plus âgés le long de l'accroche entre Sein et Ré. En été et automne, la ponte est côtière, localisée entre la Loire et Sein. La partie centrale du plateau est la seule à rester infertile toute l'année. Les juvéniles d'âge 0 se trouvent en automne dans le secteur côtier entre Loire et Sein puis migrent vers le sud jusqu'à la latitude d'Arcachon en hiver. Ils remontent ensuite vers le nord pour être de nouveau entre Loire et Gironde au printemps puis ils pondront sur la frayère printanière du plateau celtique.

#### **Sardine luzienne**

Les groupes 2 et supérieurs pondent l'hiver sur l'ensemble du plateau des Landes. Au printemps, les adultes migrent vers le Nord et passent l'été



dans le secteur côtier entre Loire et Groix. Ils sont de retour sur le plateau des Landes à l'hiver suivant. Le groupe 1 pond au printemps à la côte entre Ré et Loire. Il passe l'été entre Loire et Groix puis redescendrait sur la frayère landaise pour l'hiver. Les juvéniles d'âge 0 resteraient sur le plateau des Landes.

La localisation du groupe 0 (taille < 9 cm) reste mai connue.

L'importance relative d'une frayère par rapport à l'autre est assez variable. A un moment donné, on peut trouver dans un secteur donné les deux races de sardine. Les mouvements sont déduits des captures dans les pêcheries françaises.

La sardine est une espèce répartie depuis le Maroc jusqu'à la Mer du Nord. Elle montre différentes populations (ou complexes dont les taux de mélange sont inconnus) et qui ont des caractères morphologiques et de croissance changeant progressivement du sud vers le nord. Sur la côte nord ibérique (secteur VIIIc), il existe deux zones de ponte principales, entre Santander et Bilbao et entre le Cap Ortegal et le Cap Penias.

La sardine pond de façon fractionnée, la nuit en surface. Les estimations directes par campagne à la mer s'effectuent par écho-intégration de jour (IEO et IFREMER) et par la méthode de production journalière des oeufs (IEO).

La sardine forme des bancs de jour très denses, en pleine eau.

Le régime alimentaire de la sardine semble très large : phytoplancton (diatomées et dinoflagellés) microzoo- (*nauplii*) et mésozoo-plancton (copépodes).

A des fins de gestion, deux stock-unités sont considérées : secteurs IXa et Ville, et secteurs Villb, Villa et VII + IV. Seul un avis sur le stock unité ibérique IXa-VIIIc était donné par le CIEM. En 1997, tous les secteurs semblent avoir été regroupés (un seul stock-unité ?). Les captures dans les secteurs Villa et Villb sont faibles aujourd'hui.

L'abondance du stock-unité IXa-VIIIc montre un déclin important : De 1976 à 1986, le niveau moyen d'abondance était de l'ordre de 600 000 tonnes, depuis 1986 l'abondance a chuté progressivement et est actuellement estimée à 200 000 tonnes. Un changement dans la répartition spatiale des classes d'âge a eu lieu récemment dans les secteurs IXa nord et Ville Ouest. Les captures espagnoles dans ce secteur ont chuté brutalement de 130 000 tonnes en 1994 à 40 000 tonnes en 1995. Une faible abondance perdure dans ce secteur depuis.

Les recherches sur la sardine à l'IFREMER datent maintenant d'une vingtaine d'années.



## Recrutement

Il n'y a pas d'étude sur le recrutement de la sardine sur le plateau français.

Les crises sardinières en France ont deux origines : le marché qui n'accepte que la petite sardine d'une taille donnée, les techniques de pêche qui jusqu'au développement du chalut pélagique ne permettait de capturer que les bancs en surface près de la côte. Les crises sardinières sont dues à un manque de petite sardine côtière d'une taille précise, soit en abondance (faible recrutement) soit dans leur schéma de répartition (sardine plus au large) soit dans leur capturabilité (moins de bancs en surface) soit à cause d'une modification de la croissance.

L'alternance entre sardine et anchois a été décrite pour certaines régions du globe. On invoque la composition en taille du zoo-plancton, la sardine pouvant se nourrir sur des particules plus grosses que l'anchois.

Une étude historique montre qu'il y a eu alternance entre sardine et hareng dans le secteur Bretagne (Vil depuis l'an mille en fonction du régime climatique, la sardine étant présente dans les périodes plus chaudes de régime de vent d'Ouest bien marqué (grande différence entre dépression d'Islande et haute pression des Açores).

Les captures de sardine du groupe 1 sont utilisées comme indice de recrutement dans le secteur Ville. Les années de fort recrutement coïncident avec celles d'un niveau élevé de la mer en hiver. Le recrutement dans le secteur Ville est faible depuis 1993.

## Croissance

La croissance au stade juvénile d'âge 0 est un paramètre déterminant de la biologie de la sardine car elle conditionne la maturité sexuelle au premier hiver. Les individus issus des pontes printanières montrent une croissance ralentie par rapport à ceux issus des pontes automnales ou hivernales.

De la fin des années 1920 à la fin des années 1970, la taille à l'âge a progressivement augmenté, pour les âges 1 à 6. Ce phénomène n'a pas trouvé d'explication.

### .79. Campagnes acoustiques françaises

L'IFREMER a effectué assez régulièrement des campagnes acoustiques entre Ré et Hendaye depuis 1990 au moment de la concentration de l'anchois dans cette zone pendant sa pleine période de ponte. Si l'espèce cible est l'anchois, les données donnent aussi une vue multispécifique sur zone.



Les échos acoustiques sont répartis sur tout le plateau, avec une majorité de petits bancs entre le fond et 40 m d'altitude. Il n'y a pas de correspondance fiable entre un type de bancs et une espèce. Certains types d'agrégation sont caractéristiques de la côte ou de l'accore ou d'une année. Une approche multispécifique est utilisée et une méthodologie a été développée pour l'estimation de biomasse.

Les campagnes ont été réalisées au moment et sur la zone propice pour l'estimation de l'anchois. La précision de l'estimation de l'anchois est affectée par la présence ou l'absence des autres espèces. Les campagnes fournissent des informations sur l'importance relative de chinchard, sardine, anchois, sprat et maquereau sur zone au moment de la prospection.

Les estimations d'anchois par acoustique ont varié entre 16 et 89 000 tonnes entre 1983 et 1992. Le stock d'anchois est aussi estimé par DEPM, méthode de production journalière des œufs (AZTI - San sebastian). En 1991, les deux estimations ne sont pas en accord. Les cartes des œufs (Azti) et des adultes (acoustique) ne coïncident pas toujours, particulièrement vers l'accore et dans la zone Fer à Cheval (dérive des œufs ou mouvement des adultes ou inaccessibilité au sondeur de poisson en surface). Les couvertures spatiales ne sont pas toujours similaires, les transects acoustiques sont en général stoppés proche de l'accore par manque de détection d'anchois au nord de la Gironde alors que la grille d'échantillonnage des œufs continue en général plus au large et ce même au niveau des Landes,

La répartition des zones de plus fortes abondance toutes espèces confondues présente le schéma suivant : l'ensemble du plateau des Landes et au nord de la Gironde, une séparation en deux zones, l'une plus côtière, l'autre au niveau de l'accore. En mai (époque des campagnes), la densité en pélagique est faible au milieu du plateau (sonde 40-80 m) entre Gironde et Ré et est très réduite plus au nord.

La répartition des espèces montre des caractéristiques reproductibles d'année en année : le chinchard est largement distribué sur l'ensemble de la zone sauf au niveau de la zone Gironde où son abondance est plus sporadique. L'anchois est sur l'ensemble du plateau des Landes, toujours dans la zone Gironde et parfois à l'accore. La sardine a une distribution moins reproductible et peut être présente partout. Le sprat est côtier et toujours présent dans la zone Gironde. Le maquereau est plus difficile à échantillonner du fait de sa faible réverbération acoustique.

Les détections acoustiques de jour sont principalement constituées d'un mélange de bancs petits et moyens pas très denses sauf certains, près du



fond et jusqu'à une altitude de 40 m du fond. Près des accores, on peut distinguer des agrégations/bancs proches du fond et des bancs pélagiques aux dimensions verticales plus importantes (chandelles). L'année 1992 est particulière pour l'aspect et la forme des bancs, en couche près du fond. Cette agrégation particulière a affecté toutes les espèces. En 1997, une zone d'anchois a été observée au large du Fer à Cheval à l'extérieur du plateau. L'anchois y présentait une agrégation particulière en couche.

Les cartes des œufs d'anchois (AZTI) présentent le même aspect général : deux zones de pontes dans les système péri-estuariens de l'Adour et de la Gironde, des zones de pontes au niveau de l'accore, le long des Landes, dans le fer à cheval et certaines années à l'accore au nord du Fer à Cheval, en zone océanique en dehors du plateau entre Landes et côte ibérique et sur la côte ibérique.

L'anchois près de la côte et dans la zone Gironde est en général de petite taille (groupe 0 et 1) (sauf en 1997). Le groupe 2 se situe en général plus au large et peut être au niveau des accores d'après la répartition des oeufs et les captures des professionnels.

## Suivi des pêcheries d'anchois

### Caractéristiques des débarquements

Depuis 1988, les productions sont estimées par analyse des données en provenance du CRTS, des CLPM, des organisations de producteurs et du FIOM. Ces différentes sources, autres que celles du CRTS, sont de plus en plus utilisées pour pallier la carence du système statistique (notamment nord du golfe de Gascogne où les statistiques, certaines années, ne sont même pas collectées (cas de 1997 par exemple). Dans tous les cas, il faut au moins attendre un an après le début de la campagne pour avoir les données entièrement disponibles,

Ces données sont ensuite traitées par le logiciel STATPECHE (IFREMER-BCS) pour avoir la répartition des prises par saison et par rectangle statistique. Celles du FIOM et les données en provenance des OP, nous permettent d'avoir un classement par catégories commerciales et pour certains ports de référence, les données des OP nous permettent d'avoir la répartition par moules.

Cette stratification des débarquements et l'échantillonnage par catégorie de moules permet d'estimer à peu près correctement les caractéristiques des débarquements (structures en taille et en âge).

Cette couverture est largement insuffisante dans la deuxième partie de l'année dans le nord du golfe, certaines années notamment. En 1997 par

exemple, aucun échantillon d'anchois n'a été mesuré en Bretagne sud, alors que la production principale lors du second semestre se faisait entre La Loire et la pointe de Bretagne.

Le produit final est l'établissement d'une feuille de calcul qui est couplée avec celles provenant des laboratoires de l'AZTI et de IIEO. L'ensemble de ces observations constitue pour l'anchois la base des données de captures qui alimente les bases de données utilisées pour les évaluations menées dans le cadre d'un groupe de travail du CIEM.

#### Répartition des zones de pêche et interactions entre flottilles

L'analyse précise des fichiers ZA du CRTS permet d'estimer la répartition de l'activité des différents métiers (chalutiers pélagiques et senneurs) par rectangle statistique et par mois dans l'ensemble du golfe. Cela nous permet également de mesurer la variabilité des captures par marée, ce qui semble constituer un bon indice de l'importance de la population d'anchois présente (travaux effectués dans le cadre d'un contrat DGXIV sur l'estimation de F et de M).

#### Caractéristiques de la flottille

Elle est obtenue par l'analyse des fichiers ZA du CRTS et des informations qui sont collectées auprès des représentants de la commission anchois du CNPMM. Les informations obtenues permettent de caractériser les puissances de pêche développées et les différents métiers pratiqués. Les informations sont collectées depuis les années soixante et de manière précise depuis les années quatre-vingts. L'utilisation du logiciel STATPECHE permet d'effectuer de manière très rapide une interrogation de la base CRTS navire par navire.

#### Evaluation de la biomasse d'anchois

Le laboratoire IFREMER de Saint-Pée sur Nivelle assure principalement, en collaboration avec l'AZTI soit sur des crédits européens (DGXIV, Interreg) soit sur des subventions régionales (Aquitaine, AGLIA) et professionnelles (commission anchois), l'estimation de la biomasse de l'anchois à partir de la méthode de production journalière des oeufs d'anchois. La série est pratiquement ininterrompue depuis 1987 (exception faite de 1993) :

- les données accumulées permettent de montrer que le stock de géniteurs est très fluctuant et a varié ces dix dernières années en juin entre 15 000 et 100 000 tonnes environ;



- les causes de cette fluctuation commencent à être identifiées et sont essentiellement liées à l'action des facteurs environnementaux sur le recrutement des larves,
- il n'y a pas de relation nette entre la biomasse de géniteurs et le recrutement. La biomasse est constituée en majorité par des poissons âgés d'un hiver. Cette population est donc fortement dépendante de l'importance du recrutement l'année précédente.

#### .80. Références

Alheit & Hagen, 1997.- Long-term climate forcing of european herring and sardine populations, *Fisheries Oceanography*, 6 (2): 130-139.

Alheit, 1989.- Comparative spawning biology of anchovies, sardines and sprats, *Rapports et Procès verbaux CIEM*, 191: 7-14.

Caill N. & P. Prouzet, 1996.- La filière pêche (deuxième phase d'étude) : La commercialisation des produits de la mer dans le Sud-Ouest. Rapport IFREMER-FIOM-ENSAR-CLPM Bayonne, 84 p. + annexes.

Caill N., 1995.- Bilan des pêches basques: mise en évidence des atouts et des contraintes. Rapport IFREMER-CLPM Bayonne-ENSAR, 78 p. + annexes.

Cendrero O., 1994.- Improvement of stock assessment by direct methods. Its application to the anchovy in the Bay of Biscay, Final report, UE contract MA.2.495.

Guérault D. & J.L. Avrilla, 1978.- L'anchois du Golfe de Gascogne.... *CM* 1978/H : 24.

Guérault D., 1980.- La croissance linéaire de la sardine du Golfe de Gascogne - ses variations à long terme, *CM* 1990/H:40.

Junquera S. & G. Perez-Gandaras, 1993.- Population diversity in Bay of Biscay anchovy, *ICES Journal of Marine Science*, 50: 383-391.

Junquera S., 1986.- Pêche de l'anchois dans le Golfe de Gascogne et sur le littoral atlantique de la Galice depuis 1920, *Revue des Travaux de l'institut des Pêches Maritimes*, 48: 133-142.

Le Floc'h P. & J.P. Boudes, 1997.- Analyse du rôle de l'innovation dans la filière pêche au Pays Basque français : une application aux flottilles de chalutiers pélagiques et de thoniersbolincheurs. Rapport ENSAR, Contrat Universitaire IFREMER 97/5510006, 186 p.

McQuinn 1997.- Metapopulations and the atlantic herring, *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7: 297-329.



Motos L., Cuende F.-X, Uriarte A. & P. Prouzet, 1996.- Evaluation de la biomasse d'anchois (*Engraulis encrasicolus*) dans le golfe de Gascogne en 1995: Campagne BIOMAN95. Rapport AGLIA-FIOM-AZTI-IFREMER-IMA, 12 p. (en français et en espagnol).

Motos L., Métuzals K., Uriarte A. & P. Prouzet, 1995.- Evaluation de la biomasse d'anchois (*Engraulis encrasicolus*) dans le golfe de Gascogne en 1994: Campagne BIOMAN94. Rapport CNPMM-AZTI-IFREMER-IMA, 41 p. (en français et en espagnol).

Palomera & Rubies, Eds, 1996.- The european anchovy and its environment, *Scientia Marina*, 60(2).

Perez-Agundez J.-A., 1996.- Premier marché et formation des prix à la criée de Pasajès de San Pedro (Espagne). DEA Economie et Politique Maritime de la Faculté des Sciences Economiques de l'UBO. Contrat IFREMER, 89 p. + annexes.

Platit D., 1978.- Energy flux in the pelagic ecosystem : a time dependent equation, *Limnology and Oceanography*, 23(4): 813-816.

Prouzet P. & D. Milly, 1998.- Acquisition d'indices d'abondance de la population d'anchois du golfe de Gascogne. Rapport avancement de travaux , 15 p. + annexes.

Prouzet P., 1997.- Estimations de la mortalité par pêche (F) et naturelle (M) à partir des méthodes directes d'évaluation de l'abondance chez les petits pélagiques : Précision des estimateurs. Rapport intermédiaire d'avancement des travaux - Contrat DG XIV 95/PROP/018, 25 p. + annexes.

Prouzet P., Métuzals-Sebedio K. & C. Caboche, 1995.- L'anchois du golfe de Gascogne: Généralités et campagne de pêche en 1993. Rapport IFREMER-CNPMM, 54 p.

Prouzet P., Métuzals-Sebedio K. & C. Caboche, 1993.- L'anchois du golfe de Gascogne: caractéristiques biologiques et campagne de pêche française en 1992. Rapport IFREMER-CNPMM, 28 p.

Rapport du groupe de travail pour l'évaluation des stocks de reproducteurs de sardines et autres clupéidés au sud des îles britanniques, CM 1978/H:5.

Reid, 1997.- Shelf Edge Fisheries and Oceanography Study, Final report UE contract AIR.

Report of the mackerel / horse mackerel egg production workshop, CM 1994/H:4.



Report of the working group on the assessment of mackerel, horse mackerel, sardine and anchovy, 1991-1997: CM1991/Assess:22, CM1992/Assess:17, CM1993/Assess:19, CM1995/Assess:2, CM1996/Assess:7, CM1997/Assess:3.

Robles R., Porteiro C. & J. Cabanas, 1992.- The stock of atlanto-iberian sardine : possible causes of variability, *ICES Marine Science Symposium*, 195: 418-423.

Uriarte A., 1998.- Population estimates of the Bay of Biscay anchovy by the daily egg production method. Interim progress report of Project EC/DG XIV/ 96-034, non paginé.

Uriarte A., Alvarez P. , Motos L., Massé J. & P. Prouzet, 1997.- Evaluacion de la biomasa de anchoa del golfo de Vizcaya en 1998. Informe AZTI-IFREMER, 12 p.

Uriarte A., Motos L., Santos M., Massé J. & P. Prouzet, 1998.- Evaluacion de la biomasa de anchoa del golfo de Vizcaya en 1998 y muestro de huevos y larvas de otras especies de interes comercial. Informe AZTI-IFREMER, 24 p.

Uriarte A., Prouzet P. & B. Villamor, 1996.- Bay of Biscay and Ibero Atlantic anchovy populations and their fisheries. *SCI. MAR.*, 60: 237-255.

### 1.1.Note de synthèse sur les thons (Loïc ANTOINE)

Il y a deux espèces de thonidés concernées par la zone d'étude retenue: le thon germon (*Thunnus alalunga*) et le thon rouge (*Thunnus thynnus*).

#### .81. Germon

Le golfe de Gascogne sensu stricto n'est qu'une faible partie de l'aire de répartition du stock unique de germon de l'Atlantique Nord. Les juvéniles de germon sont pêchés au cours de leur migration trophique, de juin à octobre. Ils sont alors exploités par les flottilles espagnoles et françaises, depuis le talus continental jusqu'à environ 200 ouest et 500 nord. Les adultes ont un cycle migratoire situé plus au large et ne sont quasiment pas concernés par ces pêcheries. La zone de reproduction est localisée dans la mer des Sargasses. La pêche estivale du germon juvénile est une activité traditionnelle pour les Français et les Espagnols. Elle a connu son apogée sociale dans les années 1930 (plusieurs milliers de bateaux, plusieurs dizaines de conserveries), et sa production maximale dans les années 1960 (40 000 t/an). Les années récentes ont vu une régression globale de l'activité et de la production, et paradoxalement la montée de conflits entre flottilles et pour l'accès à la ressources. Ces conflits ont été essentiellement déclenchés par des facteurs économiques et sociaux. Les nouvelles techniques de pêche (filet dérivant et chalut pélagique) ont permis des gains de productivité pour les armements français mais sont contraires aux intérêts immédiats des armements espagnols qui souhaitent privilégier la protection de l'emploi.

Le stock est actuellement en bonne santé selon l'ICCAT (probablement sous-exploité). La pêcherie est dans une phase de possible mutation, dans la mesure où l'irruption de nouvelles flottilles (UK, Irlande, ... ) utilisant en particulier le chalut pélagique, pourrait relancer l'exploitation, mais aussi les conflits. Les études scientifiques communes devraient porter sur l'impact de la pêche sur l'environnement, la technologie de la pêche (sélectivité, rejets, pêche responsable), la régulation de l'accès, la dynamique des marchés intégrant le germon et les autres espèces saisonnièrement exploitées par les mêmes navires (petits pélagiques en particulier).

La relation thon-environnement a fait l'objet de travaux français dans les années 70 et 80. Les scientifiques Espagnols ont récemment relancé des travaux dans ce domaine, en particulier sur l'effet de la NAO sur le recrutement du germon. Les apports possibles des physiciens Français devraient être examinés.



## Thon rouge

Le thon rouge de l'Atlantique Nord a deux zones de reproduction, situées dans le golfe du Mexique et la Méditerranée. Il existe probablement deux sous-stocks avec des taux d'échange encore peu connus et qui conditionneraient les modalités de gestion si la question était éclaircie. Le thon rouge fréquente le golfe de Gascogne de manière saisonnière, au cours de sa migration trophique (sortie de la Méditerranée) et génésique vers la Méditerranée. Il se capture plus près des côtes que le germon, principalement à l'appât vivant. La flottille est très majoritairement basque espagnole.

Du fait d'une surexploitation chronique, la pêche du thon rouge est soumise à quota, annuellement discuté à l'ICCAT. Si la pêcherie du golfe est mineure par rapport à celle de la Méditerranée, elle représente néanmoins un appoint important compte tenu de la valeur commerciale élevée de ce poisson sur le marché de l'exportation.

Une piste de travail consisterait à expérimenter la méthode d'embouche pratiquée en Australie sur le thon rouge du sud, associant la capture de poissons vivants et le grossissement en cage flottante. Mais les contraintes liées aux sites où pourraient se pratiquer les essais et se développer la technique laissent prévoir que seule la côte espagnole du golfe de Gascogne peut s'y prêter.

### .82. Dauphins

L'étude de l'impact de la pêcherie de germon au filet dérivant, menée en 1992-93, a permis de mieux cerner la dynamique des populations des deux principales espèces de dauphins présentes sur la zone. (Thèse Goujon, 1996). La relance d'études et de suivi des populations pourrait être envisagée et intégrée si des études lourdes d'observateurs embarqués sur les chalutiers pélagiques au cours de leurs différentes activités (cf. plus haut : pêche responsable, sélectivité spécifique, technologie).



### 1.1. Marine mammals and human activities impact on their ecosystem (Anne COLLET)

A large variety of marine mammal species have been reported in the Bay of Biscay and Atlantic Iberian waters, including 6 mysticeti, 22 odontoceti and 7 pinnipeds.

No dedicated studies have been conducted in the whole area but the status of species may be estimated from surveys held in summertime in part of the area or in the adjacent waters (Aguilar *et al.*, 1983 ; Sanpera *et al.*, 1984, 1985 ; Goujon *et al.*, 1993) and from stranding programmes on the French, Spanish and Portuguese coast (Duguy, 1983 ; Castells & Mayo, 1991, 1993 ; Sequeira *et al.*, 1992 Collet & Mison, 1995). This latter schemes may also provide some indications on the population trends since the mid seventies.

The status of species is summarised in table 1, with indication of their main habitat type : pelagic, continental shelf or coastal ; and estimation of abundance based on three classes : "frequent" is used for species considered as abundant or frequently sighted in the area, "rare" applies to species which are in their main distribution area but not abundant or even rare for. those just on the border of their main distribution area, "exceptional" means that the species have been reported in the area but are obviously out of their distribution range or within their supposed range but very sparse.

Within baleen Males, which are all migratory species, only fin whales (*Balaenoptera physalus*) may be considered frequent in the area, although not often sighted inside the Bay of Biscay. Two other species, minke (*B. acutorostrata*) and humpback (*Megaptera novaeangliae*) are common but not abundant, while blue (*B. musculus*), sei (*B. borealis*) and northern right whales (*Balaena glacialis*) have been reported on very exceptional occasions since 30 years.

Sperm whales (*Physeter macrocephalus*) are often encountered above the continental slope where they tend to aggregate in summertime feeding on squid.

Five species of small cetaceans are frequent in region IV, striped (*Stenella coeruleoalba*) and common dolphins (*Delphinus delphis*) being the only species for which population abundance has been calculated from a survey conducted in an area covering the northern part of region IV : 73,800 [36,113-150,990] individuals for striped dolphins and 61,890 [35,461-108,010] for common dolphin (Goujon *et al.*, 1993). Long-finned pilot whales (*Globicephala melas*), and Risso's dolphins (*Grampus*



*griseus*) and bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) are also considered as abundant species, the two former being mainly pelagic and migratory, although often sighted close to the shore in summertime, and the latter one inhabiting pelagic as well as coastal waters. Groups of bottlenose dolphins are known as resident in several inshore bays from Brittany to Portugal.

Killer whale (*Orcinus orca*) is the most cosmopolitan cetacean species inhabiting all oceans from northern to southern limits of pack ice but it is rarely seen in the Bay of Biscay and Iberian waters. Only few groups seem to regularly visit the Basque coast. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) was considered as the most common species by French, Spanish and Portuguese coastal fishermen until the mid sixties, but sightings are now exceptional in the whole area and strandings are also becoming rare events. A similar decrease has been noticed for Cuvier's beaked Males (*Ziphius cavirostris*), whose strandings were quite common until the eighties but are now very rare.

Any other cetacean species recorded in the area are data mainly coming from stranding schemes. A few of them, like white whales (*Delphinapterus leucas*) or rough-tooth dolphins (*Steno bredanensis*), are obviously far away their home range -, others, like white-beaked (*Lagenorhynchus albirostris*) and white-sided dolphins (*L. acutus*), are known to be just close to but outside their main habitat ; and finally for the other species listed in table 1, their status and habitat are unknown because of the sparseness of data. All these species are listed as exceptional data.

No pinniped inhabits the region IV but since the grey seal (*Halichoerus grypus*) populations of the British Islands are increasing, a few tens of young specimens are recorded each year in the Bay of Biscay and on the Atlantic Iberian coast. Six other species of seals have been recorded at least a couple of times in the area, but they are all far away from their home ranges located in polar or cold temperate waters of the North Atlantic and adjacent seas.

Cetaceans and pinnipeds are predators, baleen whales mainly feed on planktonic organisms but also on schooling fish, most odontoceti and pinnipeds have a varied diet based on fish and only beaked Males, pilot Males and sperm whales are known to feed almost exclusively on squids.

Despite the scarcity of the population estimates based on scientific surveys, a few trends have been pointed out previously from analysis of stranding records since over 20 years. Harbour porpoise populations are decreasing in their whole range, in particular in the southern European waters (Sequeira, 1996), and while entanglement in fishing gear are



thought to be the main reason of their decline (Jefferson & Curry, 1994), other mortality factors have been raised up as potential threat for most marine mammal species.

Interactions with fisheries - based on worldwide reports, the IUCN Action Plan (IUCN, 1988) identified incidental catches as being responsible for by far the largest takes of cetaceans. In the Bay of Biscay, pelagic trawls are suspected to be the main fishing gear crminated (Collet & Mison, 1995). Fishing gear are not only responsible for direct takes of cetaceans, but also for a heavy exploitation of fish which also affect marine mammal populations by decreasing their first source of feeding (Evans, 1990 ; Northridge, 1991 ; Perrin *et al.*, 1994).

Environmental contaminants : the effect of the marine environment contamination by anthropogenic inputs is more marked in regional seas and coastal waters (Jickells *et al.*, 1991). Because most marine mammals are top predators and therefore tend to concentrate contaminants, there is a great concern about the potential effect of

organohalogens and trace metals which are suspected to depress their immune system and reproductive performance (Riejnders, 1986, 1994 ; Kannan *et al.*, 1993).

Hydrocarbons : wrecked oil tanker and blow-outs at oil production platforms are the most spectacular sources of hydrocarbons, nevertheless routine tanker operations and municipal waste are actually the two largest sources which may affect marine life (Neff, 1990). Direct physiological and toxic effects on pinnipeds are obvious (St Aubin, 1990) while the impact of hydrocarbons is more likely to affect the habitat of cetaceans rather than the animals themselves (Geraci, 1990).

Marine debris : up to  $6 \times 10^6$  tonnes of litter may be dumped at sea every year by merchant ships (Jickells *et al.*, 1991). Although pilot whales and Risso's dolphins have been found stranded on the French Atlantic coast with stomach full of plastic debris, it seems to pose much less of a threat to cetaceans than to seals and marine turtles (Whele & Coleman, 1983).

Disease agents .- small cetaceans and pinnipeds show evidence of exposure to a wide range of micro and macroparasites, some of them are endemic but others are known in other mammalian species (e.g. a morbillivirus, Kennedy *et al.*, 1991 ; Aguilar & Raga, 1993).

Contamination by some anthropogenically derived disease agents, such as *Brucellose*, *Salmonella* and *Campylobacter* serotypes, have also been isolated in marine mammals, in particular in small cetaceans who are resident in close proximity to sewage outfall (Thompson & Hammond, 1992).



Noise : sources of noise in marine environment related to human activities, such as ships, speed boats, seismic exploration, underwater experiments and explosions, aircraft, offshore oil extraction, and their effects on marine mammals have been extensively reviewed (Richardson *et al.*, 1995). Mass strandings of ziphids are suspected to be related to underwater explosions and LFAS (Low Frequency Active Sonar) used to detect quiet diesel and nuclear submarines (Frantzis, 1998).

Ship collisions with whales : ship collisions are known to be the major cause of death for northern right whales in the north-western Atlantic, their impact on other whale populations is being analysed (Laist *et al.*, *in prep.*).

Environmental changes : perturbation of the environment may have long-term effects on marine life, especially on marine mammals which are top predators and therefore one of the best bio-indicators of the ocean health (Hammond *et al.*, 1995). The most important problems are likely to be related to impacts on food supply by fisheries and climatic change which affect primary production (Colebrook, 1986). Both factors have been implicated in the growth rate decrease and calf production for European marine mammals (Lockyer, 1987 ; Evans, 1990 ; Camphuysen, 1994).

Whalewatching activities : up to now, very little whalewatching activities have been developed in region IV. Only the few resident groups of bottlenose dolphins might be subject to whalewatching organisation. The potential disturbance of this activity on cetaceans has been recognised by the Scientific Committee of the International Whaling Commission who adopted general guidelines for whalewatching monitoring (IWC, 1997).

### .83. Description of marine mammals ecosystems

Table 1 : Status of marine mammal species in the Bay of Biscay and Atlantic Iberian waters. "Frequent" is used for species considered as abundant or frequently sighted in the area, "rare" applies to species which are in their main distribution area but not abundant or even rare for those just on the border of their main distribution area, "exceptional" means that the species have been reported in the area but are obviously out of their distribution range or within their supposed range but very sparse.



Species	habitat	status
Mysticeti		
minke whale <i>Balaenoptera acutorostrata</i>	pelagic	rare
sei whale <i>B. borealis</i>	pelagic	exceptional
fin whale <i>B. physalus</i>	pelagic	frequent
blue whale <i>B. musculus</i>	pelagic	exceptional
humpback whale <i>Megaptera novaeangliae</i>	pelagic	rare
northern right whale <i>Eubalaena glacialis</i>	pelagic	exceptional
Odontoceti		
rough-toothed dolphin <i>Steno bredanensis</i>	pelagic	exceptional
bottlenose dolphin <i>Tursiops truncatus</i>	coastal, continental shelf	frequent
striped dolphin <i>Stenella coeruleoalba</i>	pelagic	frequent
common dolphin <i>Delphinus delphis</i>	continental shelf, pelagic	frequent
white-beaked dolphin <i>Lagenorhynchus albirostris</i>	continental shelf	exceptional
Atlantic white-sided dolphin <i>L. acutus</i>	continental shelf	exceptional
Risso's dolphin <i>Grampus griseus</i>	pelagic, continental shelf	frequent
false killer Male <i>Pseudorca crassidens</i>	pelagic	exceptional
long-finned pilot whale <i>Globicephala melas</i>	pelagic, continental shelf	frequent
short-finned pilot whale <i>G. macrorhynchus</i>	pelagic, continental shelf	exceptional
killer whale <i>Orcinus orca</i>	pelagic	rare
harbour porpoise <i>Phocoena phocoena</i>	coastal	rare
white whale (beluga) <i>Delphinapterus leucas</i>	continental shelf	exceptional
sperm Male <i>Physeter macrocephalus</i>	pelagic	frequent
pygmy sperm whale <i>Kogia breviceps</i>	pelagic	exceptional
dwarf sperm whale <i>K. simus</i>	pelagic	exceptional
Cuvier's beaked whale <i>Ziphius cavirostris</i>	pelagic	rare
northern bottlenose whale <i>Hyperoodon ampullatus</i>	pelagic	exceptional



True's beaked Male <i>Mesoplodon mirus</i>	pelagic	exceptional
Gervais'beaked Male <i>M. europaeus</i>	pelagic	exceptional
Sowerby's beaked whale <i>M. bidens</i>	pelagic	exceptional
Blainville's beaked whale <i>M. densirostris</i>	pelagic	exceptional
Pinnipeds		
walrus <i>Odobenus rosmarus</i>	coastal	exceptional
harbour seal <i>Phoca vitulina</i>	coastal	exceptional
ringed seal <i>P. hispida</i>	coastal	exceptional
harp seal <i>P. groenlandica</i>	coastal	exceptional
grey seal <i>Halichoerus grypus</i>	Coastal	ra re
bearded seal <i>Erignathus barbatus</i>	coastal	lexceptional
hooded seal <i>Cystophora cristata</i>	coastal	1 exceptional

#### .84. References

- Aguilar, A., Grau, E., Sanpera, C. & Jover, L., 1983. Report of the "Balena 1" whale marking and sighting cruise in the waters off western Spain. Rep. int. Whal. Commn., 33 : 649-655.
- Aguilar, A. & Raga, A.J., 1993. The striped dolphin epizootic in the Mediterranean Sea. *Ambio*, 22: 524-528.
- Camphuysen, C.J., 1994. The harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the southern North Sea, II : a come-back in Dutch coastal waters ? *Lutra*, 37 : 1-24.
- Castells, A. & Mayo, M., 1991. Cetáceos de las costas españolas y portuguesas. *Quercus*, 65: 18-28.
- Castells, A. & Mayo, M., 1993. Los pinnípedos de las costas atlánticas y cantábricas de la Península Ibérica. *Quercus*, 85 :29-34.
- Colebrook, J.M., 1986. Environmental influences on long-term variability in marine plankton. *Hydrobiologia*, 142: 309-325.
- Collet, A. & Mison, V., 1995. Analyse des échouages de cétacés sur le littoral français. Rapport IFREMER-DRV-RH, n° 94.2.511036, programme CEE BIO ECO/93-17/1211989, 32 p.
- Duguay, R., 1983. Les Cétacés des côtes de France, *Annales de la Société des Sciences Naturelles de la Charente-Maritime*, supplément mars 1983: 112 p.



- Evans, P.G.H., 1990. European cetaceans and seabirds in an oceanographic context. *Lutra*, 33 (2); 95-125.
- Frantzis, A., 1998. Does acoustic testing strand whales ? *Nature*, 392 : 29.
- Geraci, J.R., 1990. Physiologic and toxic effects on cetaceans. In J.R. Geraci & D.J. St Aubin (Eds) *Sea Mammals and Oil : Confronting the risks*. Academic Press, Inc., Toronto. 282p.
- Goujon, M., L. Antoine, Collet A. & Fifas, S., 1993. Approche de l'impact écologique de la pêche thonière au filet maillant dérivant en Atlantique nord-est. Rapport IFREMER-RI.DRV 93.034 - RH/Brest, 53 p.
- Hammond, P., Benke, H., Berggren, P., Borchers, D.L., Buckland, S.T., Collet, A., Heide-Jorgensen, M.P., Heimlich-Boran, S., Hiby, A.R., Leopold M. & Oien, N., 1995. Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. Final Report, Life 92-2/UK/027, 240 p.
- IUCN, 1988. Dolphins, porpoises and whales, an action plan for conservation of biological diversity 1988-1992. IUCN, Gland, Switzerland.
- IWC, 1997. Chairman's report of the forty-eighth annual meeting. *Rep. int. Whal. Commn.*, 47 : 1755.
- Jefferson, T.A. & Curry, B.E., 1994. A global review of porpoises (cetacea : phocoenidae) mortality in gillnets. *Biol. Cons.*, 67 -.167-183.
- Jickells, T.D., Carpentier, R. & Liss, P.S., 1991. Marine Environment. *In* B.L. Turner et al. (Eds) *The Earth Transformed by Human Actions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kannan, N., Tanabe, S., Borrell, A., Aguilar, A., Forcadi, S. & Tatsukawa, R., 1993. Isomer-specific analysis and toxic evaluation of polychlorinated biphenyls in striped dolphins affected by an epizootic in the western Mediterranean Sea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 25 227-233.
- Kennedy, S., Smyth, J.A., Cush, P.F., McAliskey, M., McCullough, S.J. & Rima, B.K., 1991. Histopathology and immunocytochemical studies of distemper in harbor porpoises. *Vet. Pathol.*, 28 (1): 1-7.
- Laist, D., Knowlton, A. & Clapham, P. *in prep*. Ship collisions with whales around the world.
- Lockyer. C.H., 1987. The relationship of body fat, food resource and reproductive energy costs in North Atlantic fin whales (*Balaenoptera physalus*). *Symp. zool. Soc. Lond.*, 57 : 343-361.

- Neff, J.M., 1990. Composition and fate of petroleum and spill-treating agents in the marine environment. *In* J.R. Geraci & D.J. St Aubin (Eds) *Sea Mammals and Oil : Confronting the risks*. Academic Press, Inc., Toronto. 282p.
- Northridge, S.P., 1991. An updated world review of interactions between marine mammals and fisheries. *FAO Fish. Tech. Pap.* 251, 58p.
- Perrin, W.F., Donovan, G.P. & Barlow, J. (Eds) 1994. Gillnets and cetaceans. *Rep. int. Whal. Commn. (Special Issue 15)*. 629 p.
- Reijnders, P.J.H., 1986. Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature (Lond-)* 324 : 456-457.
- Reijnders, P.J.H., 1994. Toxicokinetics of chlorinobiphenyls and associated physiological responses in marine mammals, with particular reference to their potential for ecological risk assessment. *Sci. tot. Environm.*, 154 : 229-236.
- Richardson, W.J., Greene, C.R.Jr., Malme, C.I. & Thomson, D.H., 1995. *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, Inc., San Diego. 576 p.
- St Aubin, D., J., 1990. Physiologic and toxic effects on pinnipeds. *In* J.R. Geraci & D.J. St Aubin (Eds) *Sea Mammals and Oil : Confronting the risks*. Academic Press, Inc., Toronto. 282p.
- Sanpera, C., Aguilar, A. Grau, E. & Jover, L., 1984. Report of the "Balena 2" whale marking and sighting cruise in the Atlantic waters off Spain. *Rep. int. Whal. Commn.*, 34 : 663-666.
- Sanpera, C., Grau, E., Jover, L., RECASENS, E., Aguilar, A., Olmos, M., Collet A. & Donovan, G.P., 1985. Report of "Ballena 3" fin whale marking and sighting cruises off Spain, 1983. *Rep. int. Whal. Commn.*, 35: 495-497.
- Sequeira, M., 1996. Harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, in Portuguese waters. *Rep. int. Whal. Commn.*, 46: 583-586.
- Sequeira, M., Inácio, A. & Reiner, F., 1992. Arrojamentos de mamíferos marinhos na costa portuguesa entre 1978 e 1988. *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza*, 7 : 48 p.
- Thompson, P.M. & Hammond, P.S., 1992. The use of photography to monitor dermal disease in wild bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Ambio*, 21 : 135-137.
- Wehle, D.H.S. & Coleman, F.C., 1983. Plastic at sea. *Nat. Hist. N.Y.*, 92 (2) -.20-26.

### 1.1.Végétaux marins (Pierre ARZEL)

Les végétaux marins comprennent les algues et les zoostères. A l'échelle de l'ensemble Golfe de Gascogne et Côtes Ibériques, l'extension du champ algal reste limitée. Ce n'est guère qu'une bande, essentiellement inféodée aux fonds rocheux, qui suit le trait de côte jusqu'à 2030 mètres de profondeur, et qui dans certains cas ne dépasse pas quelques centaines, voire quelques dizaines de mètres de large.

C'est un milieu très hétérogène, car divers facteurs contribuent à sa variabilité. U y a en un premier temps, la succession des espèces liée à l'étagement. Ensuite s'observent des différences selon le degré d'agitation des eaux; certaines espèces recherchent les anses abrités, d'autres préfèrent les pointes exposées. Le degré de salure des eaux imposent aussi un tri dans la distribution spatiale des espèces. De façon plus générale, la répartition des algues s'inscrit dans de grands ensembles phyto géographiques. Chaque province dispose d'un échantillonnage floristique caractéristique. La zone concernée, Golfe de Gascogne et Côtes Ibériques, revêt un caractère particulier dans la mesure où elle est à la limite de deux grands ensembles phytogéographiques. Il y a d'une part la région tempérée froide, qui originaire de la Scandinavie s'étend jusqu'aux côtes de Bretagne. Ces mêmes côtes de Bretagne servant d'ancrage nord à la région tempérée chaude qui se prolonge jusqu'aux côtes du Maroc et des Canaries. Il résulte de cette situation que le Sud de la Bretagne héberge une forte bio-diversité. On y observe par exemple des populations en limite extrême sud de répartition comme les *Laminaria digitata* ou *Alaria esculenta* (Phaeophycées); *Delesseria sanguinea* ou *Phycodris rubens* (Rhodophycées). De façon générale, à mesure que l'on descend vers le sud, les grandes populations d'algues brunes ont tendance à se réduire. L'effet température est net. Il est confirmé par la présence de peuplements d'origine nordique qui après avoir disparu au sud de la Loire sont de nouveaux présentes sur les zones de remontées d'eaux froides comme en Galice. C'est le cas, par exemple de *Laminaria saccharina*, *Himanthalia elongata* (Phaeophycées) ou de *Palmaria palmata* (Rhodophycées).

Ce champ algal composite est un milieu de vie tant pour la faune sessile que pour la faune vagile. Le développement de certaines espèces est directement inféodé à la présence de plantes spécifiques. C'est aussi une ressource pour certains pays riverains. C'est le cas de *Laminaria digitata* en Bretagne sud (5 à 6000 tonnes/an), c'est aussi le cas de *Gelidium sesquipedale* dans le nord de l'Espagne et au Portugal (produisant respectivement 6000 et 3000 tonnes). La récolte des algues est soumise à



une réglementation draconienne visant à préserver la durabilité de la ressource.



## 2. Evaluation des impacts

Un rassemblement d'informations, issues des résultats de la recherche scientifique, de la surveillance continue, d'Administrations nationales, permettent une évaluation de la qualité du milieu marin.

Le processus d'évaluation engagé s'est traduit par une tâche de synthèse des contributions et de rédaction de textes, en vue de les comparer avec les autres pays concernés Espagne, Portugal. Ce chapitre est un résumé de la contribution française.





## 2.1. Evaluation de quelques impacts (Marcel CHAUSSEPIED, et Jean-Yves QUINTIN)

### .85. Pêche

La Région IV d'OSPAR comprend les sous-zones VIIIa, VIIIb, VIIIc et IXa du CIEM. Elle est caractérisée depuis fort longtemps par des activités de pêche intense. Au cours de ce siècle, l'expansion de la navigation à moteur et du chalutage ont développé encore davantage ces activités. Par rapport aux zones septentrionales, elle possède une plus grande variété de poissons, de crustacés et de mollusques. Le Golfe de Gascogne et la Péninsule ibérique sont également des zones d'alevinage pour le colin, la sardine, le chinchard et le merlan bleu.

Les outils de gestion de la pêche qui visent l'utilisation durable des ressources vivantes marines sous-entendent une réduction progressive et significative de plusieurs armements de pêche, l'établissement d'un Total Admissible des Captures (TAC) pour certains stocks/espèces et l'adoption de mesures techniques. Ces dernières ont pour objet de protéger le frai ainsi que les poissons immatures et d'éviter les prises accidentelles qui sont ensuite rejetées à la mer ou encore la capture d'espèces de dimension inférieure aux normes.

Plusieurs stocks de poisson dans cette région, sardine, colin, baudroie commune, cardine, espadon, sont sortis des limites biologiques sûres permettant de garantir la durabilité des pêches, selon le CIEM<sup>1</sup>, en raison de l'effet conjoint de la surexploitation et de l'influence néfaste de processus naturels sur le recrutement et l'abondance de ces ressources.

Les captures de flottes équipées d'appareils à faible sélectivité contiennent des quantités significatives de juvéniles. Les poissons rejetés représentent également un problème, étant donné que les poissons dont la taille est inférieure aux normes doivent être rejetés et qu'il est difficile de quantifier ces rejets.

Les chaluts de fond entraînent le taux le plus élevé de captures rejetées à la mer en raison des caractéristiques suivantes : pêche d'espèces mixtes et faible sélectivité des appareils. Le taux moyen de rejet de captures accidentelles pour ce type de pêche est d'environ 50% : il va de 35% dans la Division VIIIc du CIEM à 59% dans la Division IXa. Les filets maillants ont un taux moyen de rejet de 25%, les palangres de 9%

<sup>1</sup> CIEM, ACFM [Comité consultatif pour la gestion des pêcheries], 1998.- Extrait du Rapport du Comité consultatif pour la gestion des pêcheries. Oct.-Nov. 1998.



seulement. Les pêches aux chaluts en haute mer sont principalement le fait de navires français. Les espèces cibles, anchois, sardines, merlu, constituent en général une forte proportion des prises mais les taux de rejet sont uniformément élevés (jusqu'à 100%) pour le merlan bleu atlantique, peu prisé en France à la différence de l'Espagne et du Portugal.

#### .86. Pollution par les Tributylétains

La pollution par les TBT (tributylétains) dans la Baie d'Arcachon, en France, la première qui ait été signalée à l'échelle mondiale dans les années 70, est un cas où une contamination chimique provoquée par la dispersion a eu un impact majeur sur l'ostréiculture. Dans la Baie d'Arcachon, les conséquences de la pollution par les TBT ont été comparables à celles de certains épisodes d'épizootie parasitique. En 1981, les autorités avaient envisagé la cessation de toutes les activités d'ostréiculture.

L'exposition aux tributylétains, qui provient principalement des peintures antisalissure, provoque des réponses qui varient d'un organisme à l'autre. De telles réponses se manifestent notamment chez les huîtres *Crassostrea gigas* et les buccins *Nucella Lapillus*. Les femelles de cette dernière espèce acquièrent des caractéristiques sexuelles masculines "l'imposex" qui, dans certains cas graves, peuvent mener à une stérilisation et à des effets destructeurs pour la population.

Les règlements concernant le TBT ont contribué à une amélioration de la situation dans les régions où ils ont été appliqués convenablement. Ils ont permis, en particulier, une reprise des pratiques conchilicoles. Mais ces règlements ont également révélé leurs limites : d'abord, leur application est inégale sur le plan géographique et, en deuxième lieu, d'autres activités maritimes, telles que commerce, pêche, ou activités militaires, continuent à contribuer à une contamination résiduelle excessive. La peinture appliquée sur de nombreux caboteurs, navires de pêche et ferries contient des composés organostanneux.

Il conviendrait de prêter davantage attention à la collecte et au traitement des déchets de carénage. Le nettoyage des coques de navires par sablage ou par des jets d'eau à haute pression libère des déchets toxiques dissous ou en particulates.

Enfin, le dragage des ports doit faire l'objet d'une surveillance continue et très attentive. Les hautes teneurs en composés organostanneux dissous qui ont été constatées à l'intérieur des ports sont à mettre en rapport avec la présence de sédiments hautement contaminés, qui remontent à la surface pendant les opérations de dragage.



### .87. Aménagements

La population humaine a tendance à se concentrer dans les zones côtières. Il se crée ainsi une compétition et des conflits croissants entre l'exploitation des ressources naturelles et le développement qui en découle, d'une part, et le besoin de conserver la nature, d'autre part. Quelques conflits liés aux aménagements peuvent être résumés comme suit :

- Les changements intervenus dans la morphologie du littoral, extraction de sable et de gravier, réduction des courants sédimentaires des fleuves, ainsi que dragage des principaux estuaires et des eaux côtières peu profondes, ont accéléré l'érosion de bon nombre de secteurs sensibles du littoral. Dans certains cas, une régénération des plages de sable et la construction de structures artificielles, telles que épis ou parois rocheuses, permettent temporairement de protéger le littoral. Une sur occupation de la côte, due principalement à l'expansion des zones urbaines, a entraîné la destruction de larges bandes de dunes et de falaises, et par conséquent, le retrait du littoral. C'est ainsi que la mer a envahi des zones importantes qui étaient anciennement consacrées à l'agriculture.
- Les changements subis par les principaux bassins hydrographiques, construction de barrages, dragage du lit des fleuves, ont diminué le flux naturel de sédiments dans les zones côtières, et même jusqu'au plateau continental. Pour un grand nombre de fleuves, les bassins ont été régularisés de façon significative par l'installation de réservoirs d'eau. Les barrages ont entraîné des changements, comme l'interruption de l'apport de particules sablonneuses à l'océan, et donc une aggravation des phénomènes d'érosion dans les zones côtières. Par ailleurs, la réduction du débit des rivières résultant de l'irrigation pourrait avoir des effets sur la mariculture côtière : cas de la Charente.
- L'envasement des estuaires et des lagunes côtières, les changements continus apportés au littoral, suscitent l'envasement des zones humides situées en bordure du littoral. Ces zones sont parmi les plus productives sur le plan biologique. Une sédimentation accrue entraîne l'effondrement de ces écosystèmes : les lagunes se rétrécissent peu à peu, la qualité de l'eau baisse et, après un certain temps, la zone humide disparaît.

### .88. Déchets ménagers

Il a été signalé que les ordures marines, principalement les sacs en plastique et autres débris, avaient un impact sur les cétacés et tortues de



mer. Les plastiques représentent de 60 à 95% du total des ordures trouvées dans l'océan.

Des études régionales récentes indiquent la présence de débris le long des côtes de l'Espagne et de la France, l'incidence étant particulièrement élevée au pays Basque français en hiver.

S'agissant de débris de grandes dimensions, des opérations de ramassage d'ordures flottant près du littoral devraient être favorisées, afin d'éviter que celles-ci ne dérivent davantage vers la haute mer. Actuellement les experts s'accordent à dire que 80% des ordures échouées, et retrouvées sur les plages, sont constituées de bois flotté et d'autres substances naturelles. Pour les 20% restants, déchets ménagers, c'est le ramassage des ordures à terre qui reste prioritaire.

L'Annexe V de la Convention MARPOL, entrée en vigueur le 31 décembre 1988, définit les règles qui concernent la prévention de la pollution découlant d'ordures. En particulier, elle interdit le rejet dans l'océan de tous les matériaux plastiques. Un amendement "règle 9", en vigueur depuis 1995, exige que tous les navires jaugeant 400 tonneaux ou plus, ainsi que ceux utilisés pour transporter plus de 15 personnes, déposent un plan de gestion des ordures. Nous recommandons donc de mieux appliquer les règles de la Convention MARPOL, et de mieux aménager les bassins versants.

#### .89. Changement climatique

Le GIECC - IPCC <sup>2</sup> prédit une hausse du niveau de la mer dans le monde entier. Elle serait comprise entre 25 et 95 cm, la valeur la plus probable se situant autour de 50 cm, d'ici à l'an 2100.

L'érosion du littoral et l'intrusion des eaux salées dans les estuaires, les lagunes côtières, les eaux humides, et les nappes phréatiques, constituent une véritable détérioration du milieu côtier ; celle-ci est souvent irréversible. Les conséquences pourraient être de plus en plus aggravées si le niveau de la mer continue à monter et, a fortiori, si cette hausse s'accélère.

Il faudra par conséquent s'attendre au cours des décennies à venir, non seulement à un retrait significatif du littoral dans de nombreuses zones, mais aussi à une augmentation perceptible et permanente des terres submergées ; enfin, il y a lieu d'escompter une intensification des phénomènes d'intrusion d'eau salée.

<sup>2</sup> Groupe Intergouvernemental pour l'Etude du Changement Climatique - International Panel on Climate Change



D'autres changements planétaires, ou le transfert de gaz et le réchauffement de la surface de la mer, peuvent entraîner des fluctuations hydroclimatiques, telles que l'Oscillation de l'Atlantique Nord (NAO) ou des changements au régime de remontée des eaux profondes au littoral. Ces fluctuations pourraient avoir des conséquences dans la distribution, le recrutement et l'abondance des populations d'êtres vivants marins.

#### .90. Biodiversité et activités de pêche

La caractéristique la plus remarquable de l'écosystème marin de la zone réside dans sa richesse biologique et la diversité de ses espèces, tant végétales qu'animales. Cette richesse spécifique est une conséquence de :

- la biogéographie de la région, qui présente un mélange de groupes d'origine boréale et subtropicale,
- la diversité des substrats et des topographies qui donne lieu à différents types d'habitats côtiers,
- la haute productivité des zones côtières, renforcée par des singularités hydrographiques telles que des événements saisonniers de remontées des eaux profondes, des courants concentrés, des ruissellements côtiers, etc.

Cette diversité des espèces et des écosystèmes dans le milieu marin et côtier est le fondement de la production pour les collectivités humaines. Les poissons, crustacés, et mollusques, représentent une source importante de produits de consommation humaine. Par ailleurs, les fonctions écologiques de ces écosystèmes ont une importance critique : stockage et cycles de nutriment, régularisation des équilibres, filtration de polluants. Certains de ces écosystèmes, par exemple estuaires, lagunes côtières et eaux côtières peu profondes, comptent parmi les systèmes biologiquement les plus productifs de la région. Certains d'entre eux constituent également des alevinages et aires de nutrition pour un grand nombre d'espèces halieutiques côtières et pélagiques, dont un grand nombre des sources importantes de poissons destinés à la consommation humaine.

Des études, réalisées sur la structure des communautés halieutiques, indiquaient des valeurs de diversité faibles dans certaines zones où la pêche est importante. De petites espèces grégaires ayant des taux de croissance élevés, merlan bleu et merlan argenté, sont les espèces dominantes et les principales ressources alimentaires des poissons prédateurs démersaux, merlu, lotte, etc., qui constituent les espèces cibles de la pêche. Ce phénomène pourrait être interprété de la façon suivante : les activités de pêche intense causent une réduction de diversité par l'élimination des espèces spécialisées ayant des taux de naissance faibles,

ce qui conduit à une altération de l'équilibre entre espèces prédatrices et proies.

Les impacts pour la communauté benthique résultent essentiellement de la perturbation physique causée par les appareils de pêche. Si les effets peuvent être aisément décelés sur le plan qualitatif, il est beaucoup plus difficile de quantifier l'impact général, à l'échelle régionale. Même à l'échelle locale, les études réalisées sur le terrain sont peu nombreuses étant donné le coût et la difficulté de l'observation et de l'expérimentation en haute mer ; aucune zone n'est en réalité vraiment fermée à la pêche, et il n'y a donc pas de possibilité de constituer un échantillon témoin.

Les prises accessoires de cétacés sont au centre des controverses qui font rage concernant l'emploi de filets maillants pour la pêche au thon albacore qui a lieu dans la Région IV pendant l'été. En 1992 et 1993, quand la plupart des navires avaient encore le droit de pêcher avec des filets de 5 km, des observateurs ont été placés à bord de 18 navires de pêche français et ont effectué 130 expéditions. Un total de 1420 captures ont été examinées ; ces captures avaient conduit à la prise accessoire de 204 dauphins communs et de 573 dauphins bleus et blancs. Une prise accessoire moyenne de 8 dauphins (des deux espèces) était estimée par 100 km de filet et par journée de pêche. Selon ces données récentes, entre 1987 et 1997, 85 cétacés au moins sont morts au cours d'interactions avec différents types d'appareils de pêche sur la côte portugaise. Des filets maillants étaient en cause dans 76% de tous les cas, ils étaient suivis par les seines à poches de plage qui avaient entraîné la capture accidentelle de 17 dauphins communs. Suite à ces observations ainsi qu'à d'autres, concernant les prises accessoires, les ministres de la pêche de l'UE ont voté en juin 1998 l'interdiction de la pêche au thon par filet dérivant ; cette interdiction doit entrer en vigueur en janvier 2002.

#### .91. Eutrophisation / désoxygénation

L'effet direct d'un excès de nutriments dans l'eau de mer est une augmentation du phytoplancton. Si le rapport entre l'azote et le phosphore s'écarte également du ratio normal (de 16 : 1), ce phénomène peut modifier la composition des espèces du phytoplancton ; par ricochet des changements apparaissent dans la structure du zooplancton. Si le zooplancton est incapable de profiter des aliments supplémentaires qui sont ainsi mis à sa disposition, la décomposition bactérienne des cellules de phytoplancton devient excessive et peut réduire de façon significative les teneurs en oxygène dans l'eau. Dans certains cas, la consommation d'oxygène est telle qu'un état anoxique est créé. Étant donné que cette désoxygénation se produit habituellement près du fond marin, à la suite du



dépôt des cellules de plantes mortes, elle peut susciter la mort des poissons vivant dans les fonds marins et des organismes benthiques.

Les quelques données disponibles concernant les nutriments, l'oxygène dissous, la composition du phytoplancton, et la concentration de la faune benthique, révèlent que rien ne prouve qu'il y ait eutrophisation des zones côtières du Golfe de Gascogne. Cependant, dans certaines aires restreintes d'estuaires ou de lagunes côtières, des épisodes d'épuisement de l'oxygène ont été signalés ; ceux-ci résultaient de l'effet conjugué d'une charge organique forte, d'une faible circulation locale, d'une haute productivité primaire et de la température. En Baie de Vilaine une désoxygénation des eaux du fond marin a lieu parfois l'été suite aux efflorescences phytoplanctoniques.

