



**Ifremer**

Laboratoire Environnement et Ressources  
Arcachon

UNIVERSITE DE BORDEAUX I



# **Impact potentiel des activités nautiques sur la qualité des eaux du Bassin d'Arcachon**

**Rapport présenté à la demande du  
Groupe de Travail « Plaisance et Environnement »**

**Mis en place par Mr le Sous-Préfet d'Arcachon  
dans le cadre du suivi du SMVM du Bassin d'Arcachon**



**Ifremer**

Laboratoire Environnement et Ressources Arcachon

UNIVERSITE DE BORDEAUX I



## Préambule

De 1999 à 2003, au cours de cinq étés successifs, le laboratoire Ifremer d'Arcachon a mené une étude visant à identifier les facteurs conditionnant le niveau de recrutement du naissain d'huîtres dans le bassin d'Arcachon<sup>1</sup>.

Parmi ces facteurs, figuraient les différents polluants susceptibles de perturber le cycle de reproduction, soit directement par action sur les géniteurs et/ou les larves, soit indirectement par action sur la nourriture des larves.

Cette étude a permis de mettre en évidence la présence, essentiellement dans les ports mais aussi dans le bassin, de molécules herbicides (diuron, irgarol) dont on sait qu'elles sont, ou étaient à cette époque, utilisées comme biocide dans les peintures anti-salissure.

Au cours de cette même étude, des molécules insecticides (qui n'ont rien à voir avec les peintures anti-salissure) ont également été trouvées à des teneurs anormalement élevées, molécules dont on soupçonnait à l'époque qu'elles pouvaient être liées au traitement anti-termites des sols avant construction.

Ainsi l'Ifremer a-t-il proposé la réalisation d'une seconde étude<sup>2</sup> visant à décrire la contamination des masses d'eau, de la matière vivante et des sédiments par diverses molécules à propriétés insecticides, fongicides ou herbicides.

Cette deuxième étude a confirmé la présence de l'irgarol dans la masse d'eau (sites Les Jacquets et Comprian), exclusivement entre juin et septembre, à de plus fortes concentrations qu'au cours des étés précédents.

Parallèlement, l'exploitation des résultats du RNO (**R**éseau **N**ational d'**O**bservation de la qualité du milieu marin) montre, depuis quelques années, une augmentation croissante de la contamination des huîtres du bassin d'Arcachon par les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), contamination qu'il est tentant de mettre en relation avec la fréquentation nautique du bassin.

Dans le cadre du suivi du Schéma de Mise en Valeur de la Mer du bassin d'Arcachon, Monsieur le Sous-Préfet d'Arcachon a souhaité mettre en place une Commission "Plaisance et Environnement" dont la première réunion a eu lieu le 20 septembre 2007.

Au cours de cette réunion, il a été demandé à l'Ifremer de réaliser un document de synthèse sur ces différents résultats d'étude ou de suivi.

Ce document n'a pas pour objet de tirer des conclusions hâtives ou de « désigner un coupable » mais de faire un point factuel sur les résultats obtenus et mettre en évidence à la fois les faits connus et les incertitudes qui subsistent.

---

<sup>1</sup> Etude menée sous maîtrise d'ouvrage Ifremer avec la participation financière de l'IFOP, la Région Aquitaine, le Département de la Gironde, et le Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon.

<sup>2</sup> Etude menée sous maîtrise d'ouvrage Ifremer avec la participation financière de l'IFOP, l'Agence de l'eau Adour-Garonne, la Région Aquitaine, le Département de la Gironde, et le Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon.



# Impact potentiel des activités nautiques sur la qualité des eaux du Bassin d'Arcachon

## **Le nautisme à Arcachon**

Traditionnellement le nautisme est l'activité de loisir dominante du Bassin, activité qui, depuis le XIX<sup>ème</sup> siècle, est intimement liée à l'essor même de la station balnéaire d'Arcachon (Cassou-Mounat, 1975). Cette navigation de plaisance a pris son essor dans les années 1960 et, au regard des immatriculations recensées par le quartier des Affaires Maritimes d'Arcachon, n'a cessé d'augmenter depuis cette époque.

Par ailleurs, la présence d'un certain nombre d'embarcations professionnelles sur le plan d'eau est liée aux activités de petite pêche et d'ostréiculture.

Le résultat de deux photo-comptages, réalisés à 20 ans de distance lors d'une période de pointe (mi-août), permet d'apprécier le nombre des bateaux simultanément à flot sur le plan d'eau et son évolution au cours du temps.

- **En août 1974**, un dénombrement par photo-comptage des bateaux à flot, effectué par le cabinet S.I.D.E.A-B.E.T.U.R.E., a donné les résultats suivants (Manaud, 1974).

Le total observé était de **9 100** bateaux à flot dont 6 850 bateaux de plaisance et 2 250 bateaux professionnels. Le taux d'utilisation (nombre de bateaux utilisés/nombre de bateaux à flot) était alors de 25% avec 1 700 bateaux navigant contre 4 500 bateaux sur les corps morts et 2 900 bateaux dans les ports.

- **En août 1995** (E.R.E.A., 1995), le total observé était de **12 500** bateaux à flot dont 11 500 bateaux de plaisance et 1 000 bateaux professionnels. Le taux d'utilisation atteignait alors seulement 16% en période de pointe avec 1 987 bateaux en mouvement contre 6 224 bateaux sur les corps morts et 4 324 bateaux dans les ports.

En 20 ans, le nombre de bateaux à flot au cours de la période de pointe a donc progressé de 37% du fait de l'augmentation importante du nombre de bateaux de plaisance. On peut également remarquer que le nombre de bateaux circulant s'est peu élevé au cours du temps, au contraire du nombre de bateaux stationnés au corps-mort et dans les ports.

- Depuis 1995, aucun comptage de ce type n'a été réalisé. Pour estimer le nombre de bateaux présents simultanément sur le plan d'eau pendant la période touristique, Laulhère (2006) a effectué, en mars 2006, un recensement des places de ports et des mouillages sur le Bassin d'Arcachon.

Pour **mars 2006**, cette estimation aboutit aux nombres suivants : 567 bateaux professionnels et 11 302 bateaux de plaisanciers, soit au total **11 869 bateaux**, dont environ la moitié dans les ports et la moitié au mouillage.

Si l'on s'appuie sur ces valeurs, le nombre d'embarcations présentes sur le Bassin n'aurait pas augmenté entre 1995 et 2006. Toutefois, Laulhère (2006) indique que ces nombres sont peut-être sous-estimés, au moins pour les bateaux de plaisance. Par exemple, cette estimation ne prend pas en compte les embarcations mises à l'eau à la journée depuis les cales.

A titre d'exemple, d'après les informations fournies par le port d'Arcachon pour l'année 2007, les mises à l'eau sur les deux cales d'Arcachon s'élèveraient à environ 3 000 par saison.

**Il semble donc indispensable de réitérer une opération de comptage estival des navires dès la prochaine saison touristique.**

Par ailleurs, la pollution émise à la fois par les bateaux professionnels et la flottille plaisancière s'apprécie non seulement en fonction de leur nombre mais également en fonction de leur mode de propulsion (voile ou moteur), du type de motorisation (moteurs diesel, moteurs essence 2 temps et 4

temps) et de la puissance de cette motorisation (pour les hydrocarbures), de la surface des carènes (pour les contaminants contenus dans les peintures antisalissure).

Des informations à ce sujet sont disponibles grâce aux statistiques établies depuis 10 ans par le port d'Arcachon.

En 10 ans :

- Les dimensions de la carène des navires abrités dans le Port d'Arcachon ont légèrement augmenté : longueur moyenne de 7,2 m à 7,3 m ; largeur moyenne d'environ 10 cm.
- La proportion de bateaux à moteur par rapport aux voiliers a augmenté dans le temps : 70 % du total en 1997, 80 % en 2007.

Par ailleurs, de l'avis général, la puissance des moteurs a eu tendance à augmenter.

On dispose également des données concernant les ventes de carburant aux plaisanciers sur différents ports du Bassin (Tableau 1), montrant une forte augmentation des ventes de carburant entre 2002 et 2005 (+ 37 % du total, + 60 % de l'essence) (Laulhère 2006).

		Quantités vendues (en litres)		
<b>2002</b>	<b>Arcachon : 1,1 million de litres</b> Gasoil : 513 000 l Essence S.P. : 587 000 l		<b>Total 2002</b> <b>1,4 million de litres</b> Gasoil : 629 182 l Essence : 793 118 l	
	<b>La Vigne : 300 000 l</b> Gasoil : 112 000 l Essence S.P. : 198 000 l			
	<b>Fontaine Vieille : 12 300 l</b> Gasoil : 4 182 l Essence S.P. : 8 118 l			
<b>2005</b>	<b>Arcachon : 1,5 million de litres</b> Gasoil : 517 000 l Essence S.P. : 994 000 l		<b>Total 2005</b> <b>1,9 million de litres</b> Gasoil : 668 372 l Essence : 1 268 000 l	
	<b>La Vigne : 400 000 l</b> Gasoil : 146 000 l Essence S.P. : 264 000 l			
	<b>Fontaine Vieille : 15 800 l</b> Gasoil : 5372 l Essence S.P. : 10428 l			

**Tableau 1** : Quantités de carburant vendues aux pompes à essence nautiques pour les plaisanciers sur le Bassin d'Arcachon en 2002 et 2005 (Source : Direction générale du port d'Arcachon)

Par contre, les quantités de carburant vendues aux professionnels navigant dans les eaux du Bassin auraient diminué entre 1995 (Gasoil : 1,1 M de l - Essence : 1,5 M de l) et 2005 (Gasoil : 0,6 M de l - Essence : 1,5 M de l).

**Au total, en 2005, 1,3 million de litres de gasoil et 2,8 millions de litres d'essence ont été vendus pour être consommés sur le Bassin**



## La contamination liée à l'activité nautique

On distingue trois types de pollution due aux navires et à leur moteur.

- Le rejet de matières organiques et de bactéries fécales du fait de l'habitation des bateaux.
- Le rejet d'hydrocarbures, d'oxyde d'azote, de plomb et de particules lié au fonctionnement des moteurs marins.
- La dissolution des anodes de protection (zinc) et des peintures antisalissure (cuivre et biocides). Ce phénomène est permanent tant que le navire est à flot.

En outre, l'entretien par dragage des ports et de leurs chenaux d'accès, peut être considéré comme un impact indirect de la navigation, notamment en regard du devenir des sédiments collectés.

Dans le Bassin d'Arcachon, la **contamination microbiologique** liée à l'habitation des bateaux (dont la grande majorité n'est pas équipée de cuves de rétention des eaux usées domestiques) a été mise en évidence par le passé dans l'une des rares zones où les plaisanciers bivouaquent pendant l'été (Banc d'Arguin).

Une assez bonne corrélation entre le nombre de bateaux au mouillage pendant la nuit et l'abondance des coliformes fécaux dans les coques de ce site a été mise en évidence par Guesdon (1998).

Dans le même site, Achard-Stablo (1994) avait toutefois remarqué que cette contamination qui affectait parfois les mollusques fouisseurs (coques) n'atteignait pas les huîtres.

Aujourd'hui, on constate que l'habitation de courte durée (1 ou 2 nuits) gagne des secteurs plus internes comme les estrans sud de l'île aux Oiseaux (zone des cabanes tchanquées et nord de l'estey de Gahignon) mais reste une pratique minoritaire.

Les données du réseau de surveillance microbiologique des coquillages (REMI) acquises sur le Bassin depuis 1989 ne permettent pas de mettre en évidence une dégradation de la qualité bactériologique du plan d'eau. Les secteurs sur lesquels les plaisanciers bivouaquent sont également des sites conchylicoles suivis dans le cadre du REMI, qui demeurent classés dans la catégorie A correspondant à une qualité excellente des eaux pour les cultures marines.

Pour cette raison, dans ce document, nous ne traiterons que de la contamination liée aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et aux peintures antisalissure.

### A. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) regroupent de nombreux composés organiques formés de plusieurs noyaux benzéniques condensés.

Les HAP existent à l'état naturel dans le pétrole brut : ce sont les **hydrocarbures pétrogéniques**.

Ils peuvent être libérés directement dans le milieu récepteur par les activités motonautiques (débordement lors du remplissage des réservoirs d'essence, huiles et graisses utilisées pour l'entretien des embases et des moteurs). La présence de composés légers comme le naphthalène ou le fluorène sont plutôt caractéristiques de ces rejets directs dans le milieu. Il est à noter que dans le cas d'une pollution d'origine pétrolière, on trouve également de nombreux composés aromatiques alkylés qui sont spécifiques de cette origine (par exemple naphthalènes alkylés, et phénanthrènes alkylés).

La pyrolyse et la combustion incomplète de matières organiques produit aussi des HAP : **les hydrocarbures pyrogéniques**. Ces derniers sont issus essentiellement de la combustion incomplète de combustibles fossiles ou plus généralement de composés contenant du carbone et de l'hydrogène. Ils peuvent donc parvenir au milieu aquatique par retombée atmosphérique des composés émis par les moteurs à combustion (circulation automobile, camions, 2 roues et motonautisme 4 temps), par le chauffage (bois, charbon, fuel) et par l'activité industrielle.



On considère que la présence de composés HAP de poids intermédiaires ou lourds (chrysène, fluoranthène) caractérise une origine pyrogénique.

Parmi ces composés, 16 HAP sont plus particulièrement suivis dans l'environnement, en raison de leur toxicité et de leur abondance : acénaphène, acénaphylène, anthracène, benzo(a)anthracène, benzo(b+j)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(g,h,i)pérylène, benzo(a)pyrène, chrysène, dibenz(a,h)anthracène, fluoranthène, fluorène, indéno(1,2,3,-c,d)pyrène, naphthalène, phénanthrène, pyrène.

La somme des concentrations de ces 16 HAP est fréquemment utilisée pour déterminer les seuils sanitaires et environnementaux.

Toutefois, de l'avis des spécialistes, les concentrations mesurées d'un de ces HAP, le naphthalène (composé léger extrêmement volatil), sont sujettes à caution en raison des aléas analytiques liés à sa forte volatilité (contamination croisée possible, perte de composé). Pour cette raison, nous avons préféré présenter ici les sommes des teneurs en 15 HAP, soit les 16 cités précédemment à l'exception du naphthalène.

Des résultats concernant uniquement le fluoranthène, qui peut être considéré comme un bon traceur de la contamination par les hydrocarbures, seront aussi présentés. (On ne pourrait cependant pas se restreindre à ce seul composé, notamment dans le cas des pollutions pétrolières où il est quasi absent à l'inverse par exemple du pyrène).

#### Origine des données :

Les données utilisées pour élaborer cette note de synthèse proviennent du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO). Cet outil de surveillance, créé en 1974 pour les paramètres généraux de qualité, a été complété en 1979 par une évaluation des niveaux et des tendances d'évolution de la contamination chimique du littoral français. Ce réseau toujours actif en 2007 est coordonné par l'Ifremer pour le compte du Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables (MEDAD). Les données collectées dans ce cadre, sur les deux matrices intégratrices que sont le sédiment et la matière vivante (huîtres ou moules, selon les sites), sont présentées et commentées dans cette note.

Les résultats des analyses sont archivés dans (et ont été extraits de) la banque nationale de données Quadrigé.

## **1. Niveau de contamination des mollusques du Bassin d'Arcachon en HAP et comparaison avec les autres sites littoraux français**

Les données présentées dans ce paragraphe correspondent aux niveaux de contamination en 15 HAP (comme définis précédemment) mesurés sur les littoraux français au cours des cinq dernières années, soit de 2000 à 2004.

Les résultats peuvent être exprimés en valeur absolue ( $\mu\text{g}$  15 HAP.kg<sup>-1</sup> de poids sec) ou en valeur relative par rapport à la médiane de la contamination des mollusques par ces composés.

Dans le Bassin d'Arcachon, comme dans 26 autres sites situés sur le littoral Manche-Atlantique, les analyses de contaminants sont réalisées sur les huîtres, alors que les moules font l'objet de ces analyses dans 30 sites. Le potentiel de bioaccumulation étant différent chez les deux genres de mollusques, il n'est pas concevable de comparer directement les teneurs mesurées dans les moules à celles mesurées dans les huîtres. Pour cette raison, les valeurs relatives (par rapport à la médiane calculée séparément pour les deux types de mollusques) seront utilisées par la suite.

Les résultats des calculs réalisés sont présentés dans le tableau 2 et la figure 1.



15 HAP ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de ps)	Manche – Atlantique (2000 - 2004)	
	<i>Huître creuse</i>	Moule
	<i>Crassostrea gigas</i>	<i>Mytilus spp</i>
Médiane façade	<b>155,18</b>	<b>114,33</b>
Les Jacquets	<b>293,7</b> (1,89 fois la médiane)	
Cap-Ferret	<b>161,3</b> (1,04 fois la médiane)	
Comprian	<b>195,0</b> (1,26 fois la médiane)	

**Tableau 2** : Données statistiques moyennes sur la contamination par les 15 HAP sur le littoral Manche Atlantique (2000 – 2004) ; comparaison avec les statistiques des points suivis sur le Bassin d'Arcachon.

## Teneurs relative par rapport à la médiane (2000-2004) somme des 15 HAP

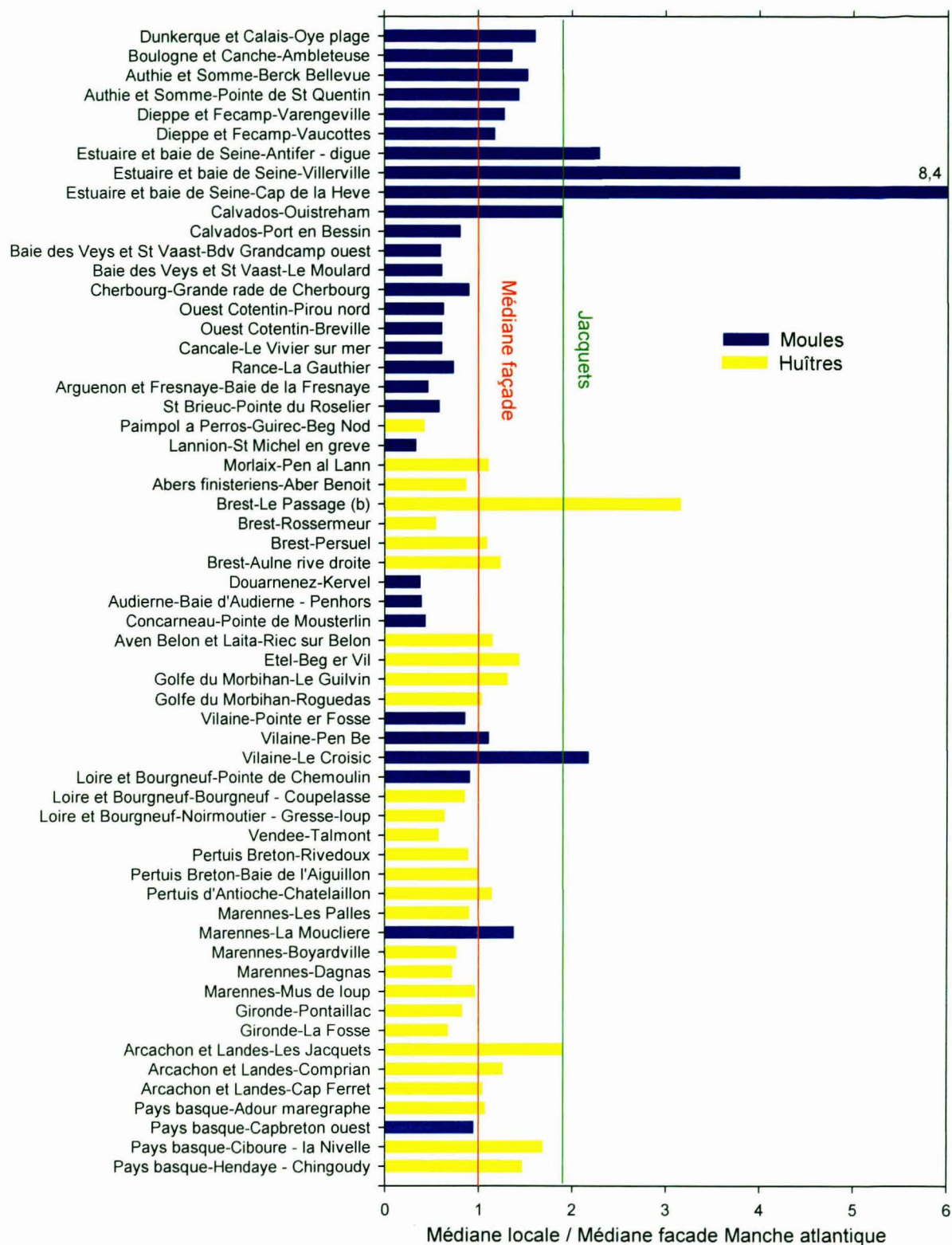


Figure 1 : Concentrations médianes relatives en 15 HAP dans les mollusques sur le littoral Manche Atlantique (2001 -2004)



L'analyse de ces résultats conduit aux observations suivantes.

*Huîtres (concentrations) :*

Sur la période considérée (2000 – 2004), parmi les 29 stations "huîtres" suivies sur le littoral Manche-Atlantique, seul un secteur présente des concentrations en 15 HAP supérieures à celles observées sur le site des Jacquets.

- Il s'agit d'un point dans la rade de Brest (Le Passage) situé au débouché de l'Elorn, à proximité immédiate de la zone portuaire de Brest. Sur ce point, la concentration en 15 HAP atteint  $489,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$  de ps contre  $293,7 \mu\text{g.kg}^{-1}$  de ps aux Jacquets.

*Huîtres et moules (par rapport aux médianes)*

Sur la période considérée (2000 – 2004), parmi les 59 stations suivies sur le littoral Manche-Atlantique, seuls 5 points présentent une contamination relative plus forte que la station "Jacquets".

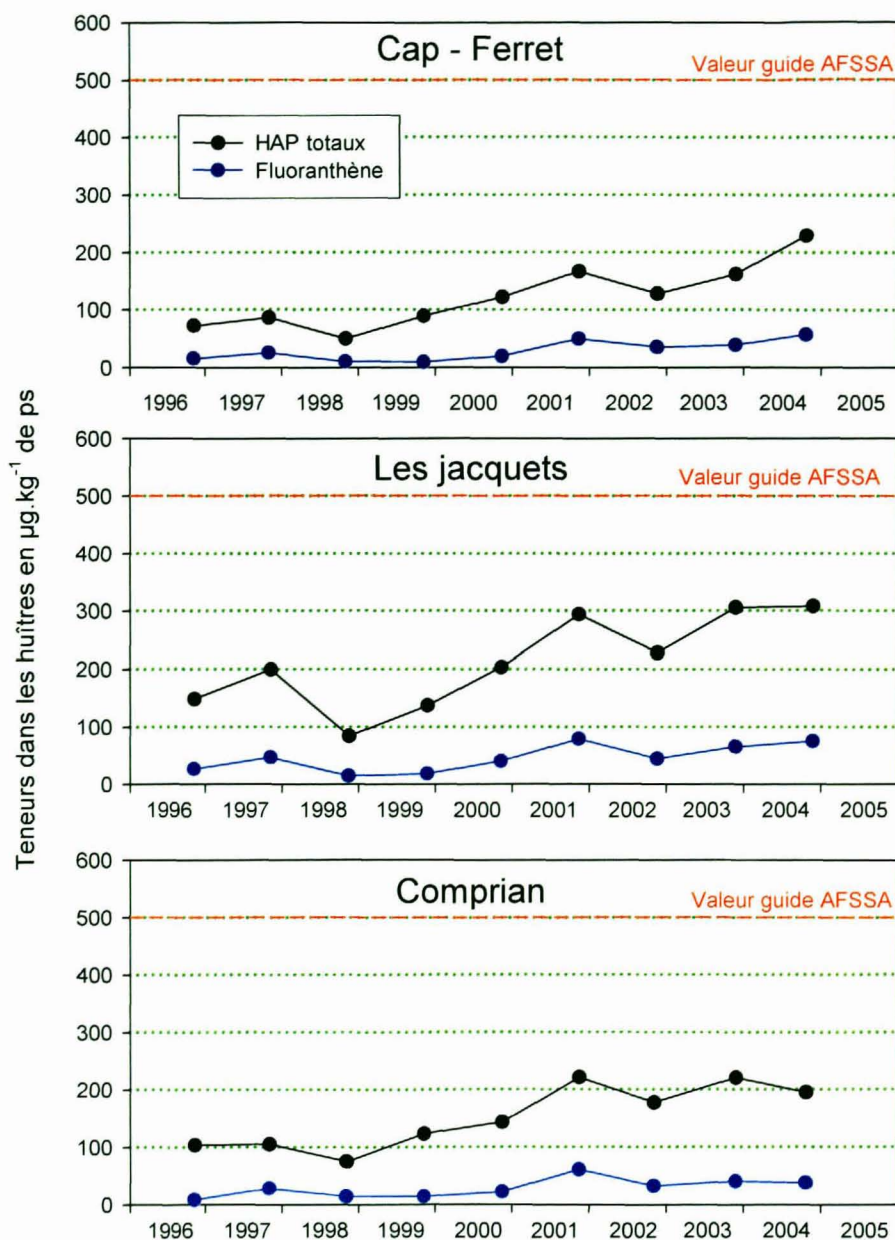
- La station de la rade de Brest, précédemment évoquée.
- Les trois stations de la baie de Seine, fortement industrialisées et anthropisées.
- Un quatrième point situé au Croisic, assez proche du port et du poste de distribution en essence (et qui a pour cette raison été récemment abandonné au profit d'un point plus représentatif de la contamination de la zone).

Cette analyse des contaminations en HAP montre bien que les niveaux atteints dans la lagune d'Arcachon sont parmi les plus forts observés sur le littoral Manche Atlantique. Mêmes les estuaires sud aquitains, qui ont pourtant la réputation d'être contaminés par l'activité humaine (Adour, Bidassoa, Nivelle), présentent des teneurs en HAP voisines et mêmes inférieures à celles que l'on rencontre sur les secteurs les moins contaminés du Bassin d'Arcachon (Comprian ou Cap Ferret, Fig. 1).

Les autres grands bassins conchylicoles (Marennes Oléron , Golfe du Morbihan, baie de Bourgneuf) semblent plus épargnés par les HAP que le Bassin d'Arcachon.

## 2. Evolution temporelle de la contamination des mollusques du Bassin d'Arcachon par les HAP

L'évolution temporelle de la contamination par les 15 HAP et le fluoranthène entre 1996 et 2004 dans les huîtres des 3 stations du Bassin est représentée sur la figure 2.



**Figure 2** : Evolution parallèle des teneurs en  $\Sigma 15$  HAP et fluoranthène mesurées dans les huîtres du bassin d'Arcachon (RNO) entre 1996 et 2004.

*NB : Sur les trois sites, on note la bonne représentativité du fluoranthène qui traduit les mêmes tendances d'évolution et les mêmes variations de niveau que la somme des 15 HAP.*



Il apparaît de façon nette que sur les trois secteurs les niveaux de contamination en HAP totaux ou en fluoranthène ont fortement augmenté au cours de la période considérée.

- Au Jacquets et au Cap Ferret, deux points influencés par la proximité d'une très importante zone de mouillage et situés dans la partie de la lagune qui subit la plus forte pression motonautique, on observe, en dix ans, un triplement des contaminations.

- Au point Comprian, les teneurs mesurées dans les huîtres sont également en forte augmentation mais sur ce secteur, situé plus en amont dans la lagune où la pression nautique est nettement plus faible, les valeurs progressent un peu moins vite puisqu'elles n'ont que doublé au cours de la période étudiée.

Il est à noter que le RNO n'ayant pas pour objectif d'évaluer les variations saisonnières de la contamination chimique, toutes les mesures ont été effectuées au mois de novembre de chaque année. La mesure des teneurs en HAP dans des coquillages prélevés à l'issue de la saison estivale à la période la plus défavorable (maximum de la pression motonautique et urbaine) conduirait peut-être à la mise en évidence de teneurs supérieures à celles obtenues dans le cadre de la surveillance RNO.

### 3. Les niveaux de contamination en HAP mesurés dans les mollusques du Bassin d'Arcachon sont-ils inquiétants?

#### 3.1. Les textes sur lesquels s'appuyer pour répondre à cette question

##### **Recommandation Afssa :**

Dans le cadre de la crise consécutive au naufrage de l'ERIKA (décembre 1999), l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA) a été chargée d'établir une recommandation concernant la teneur guide et la teneur maximale admissible en 16 HAP dans les produits de la mer avec pour objectif de garantir la sécurité sanitaire des coquillages ou des poissons, pêchés ou élevés.

Valeur guide coquillages ( $\Sigma 16\text{HAP}$ ) :	500 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de poids sec
Valeur d'exclusion coquillages ( $\Sigma 16\text{HAP}$ ) :	1 000 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de poids sec
Valeur d'exclusion poisson ( $\Sigma 16\text{HAP}$ ) :	100 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de poids sec

##### **Directive Cadre sur l'Eau (DCE) :**

Adoptée le 23 octobre 2000 par le Parlement européen et le Conseil de l'Union européenne puis transposée en droit français par la loi 2004-338 du 21/04/2004, la DCE définit une politique de l'eau efficace et cohérente qui tient compte de la vulnérabilité des écosystèmes aquatiques. Elle vise au maintien et à l'amélioration de l'environnement aquatique de la communauté. L'objectif ultime de la Directive consiste à assurer **l'élimination des substances dangereuses prioritaires** dont elle établit la liste et à contribuer à obtenir, dans l'environnement marin, des concentrations proches des niveaux de fond pour les substances naturellement présentes (paragraphe 27).

Pour cela les experts doivent déterminer, pour chaque contaminant (ou groupe de contaminants), les concentrations dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doivent pas être dépassées afin de **protéger la santé humaine et l'environnement** (paragraphe 35).

L'application de ce texte conduira au classement des zones surveillées (les Masses d'Eau –ME– définies dans le cadre de la DCE) en bon état chimique et écologique ou en Risque de Non Atteinte du Bon Etat à l'horizon 2015 (RNABE 2015).

La DCE a établi provisoirement des normes de qualité environnementales dans l'eau (NQE) concernant les substances prioritaires dangereuses. Beaucoup de HAP en général et le fluoranthène en particulier, font partie de cette liste de substances dangereuses.

Pour le fluoranthène, la NQE provisoirement retenue est :

NQE eau = 0,1  $\mu\text{g/l}$  (circulaire 2007/23 du 7 mai 2007).

Aujourd'hui aucune valeur de NQE biote ou de NQE sédiment n'a été fixée.



NB : on doit garder à l'esprit que les HAP (dont le fluoranthène) sont des composés hydrophobes essentiellement associées aux particules ou au sédiment. Une teneur "eau" présente en réalité peu d'intérêt car elle fait l'impasse notamment sur le stock particulaire qui est parfaitement biodisponible et donc potentiellement toxique, surtout pour des organismes filtreurs.

### 3.2. Les résultats

#### 3.2.1. Valeurs guides AFSSA

Pour les 3 sites surveillés, les concentrations en HAP totaux sont à ce jour inférieures à la valeur guide que l'AFSSA recommande de ne pas dépasser ( $500 \mu\text{g.kg}^{-1}$  de ps). Par conséquent, les concentrations se situent bien en dessous de la valeur d'exclusion ( $1000 \mu\text{g.kg}^{-1}$  de ps).

Une projection linéaire (Fig.3) de la tendance à l'augmentation constatée entre 1996 et 2004 sur les trois points pourrait conduire à se rapprocher de la valeur guide AFSSA vers l'année 2017. Si l'on ne prend en compte que les huîtres de la station "Jacquets", cette valeur guide pourrait être atteinte en 2012. Cette extrapolation n'est cependant que théorique. En effet, la bio-accumulation des HAP par les coquillages n'est pas un phénomène linéaire et on ne peut pas prévoir quelle sera l'évolution des sources de contamination (fréquentation nautique et bassin versant).

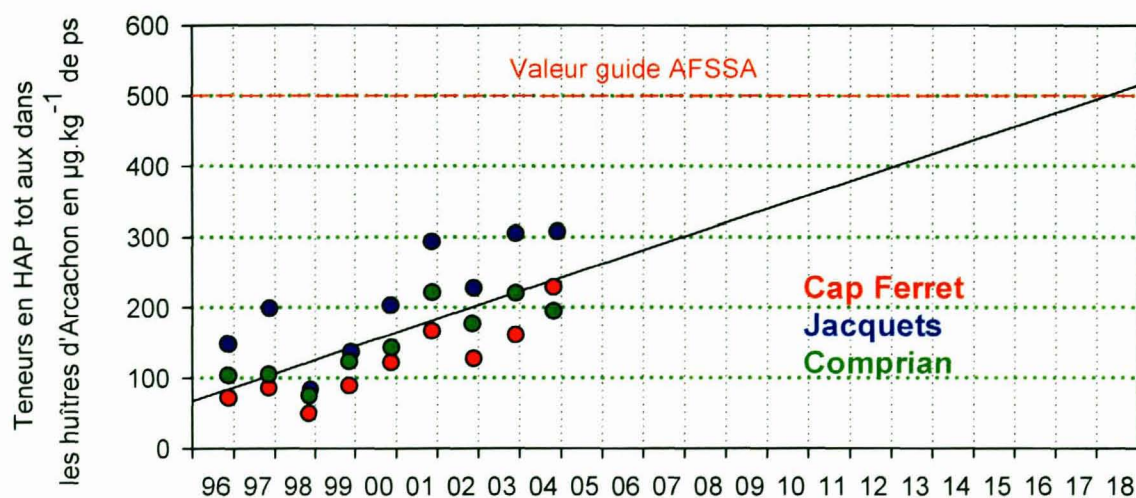


Figure 3 : Projection linéaire **théorique** de l'augmentation mesurée au cours des dix dernières années

#### 3.2.2. Les seuils définis dans le cadre de la DCE

Les résultats présentés dans ce paragraphe sont extraits du document de travail provisoire, à usage restreint, rédigé en août 2005 par C. Fisson, A. Pelouin-Grouhel et A. James et intitulé « Evaluation de l'état chimique des masses d'eau littorales en application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau ».

Dans ce travail, le fluoranthène a été choisi comme composé caractéristique des 16 HAP (niveau et tendance d'évolution corrélés). Les teneurs en fluoranthène mesurées dans le sédiment ont été comparées à la valeur provisoire de la NQE pour ce composé, NQE toujours en cours de validation par le Conseil et le Parlement, dans le contexte de l'adoption de la Directive Fille de la DCE.



### *Méthodologie :*

Les concentrations en HAP dans les sédiments sont disponibles dans la base de données du RNO (QUADRIGE) mais sont exprimées en  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  de poids sec de sédiment et ne sont donc pas directement comparables à la NQEeau. Elles doivent donc tout d'abord être exprimées en concentration équivalente dans l'eau, c'est-à-dire "converties" en  $\mu\text{g/l}$ . Cette valeur convertie est nommée "Indicateur Chimie Sédiment" (ICS).

Le calcul de l'ICS consiste en une dérivation des mesures obtenues dans le sédiment, en concentrations dans le compartiment eau à partir de la formule d'équilibre de partage donnée par le TGD (Technical Guidance Document), guide européen d'évaluation du risque chimique environnemental et sanitaire. La valeur obtenue est ensuite comparée à la NQEeau.

Le calcul de cet indice prend en compte la concentration en carbone organique de l'échantillon de sédiment dans lequel le contaminant a été analysé, ainsi que sa teneur en eau. Lorsqu'on ne dispose pas de ces données, des valeurs par défaut recommandées par le TGD peuvent être utilisées. Lorsqu'on en dispose, comme c'est le cas pour les données recueillies dans le cadre du RNOSed, les valeurs mesurées sont utilisées dans le calcul.

### *Résultats*

Le calcul des ICS à partir des données fluoranthène du RNOSed (moyenne sur tous les sites échantillonnés dans le Bassin) donne un résultat de  $0,255 \mu\text{g.l}^{-1}$ .

Cette valeur est 2,5 fois supérieure à la NQEeau provisoire fixée par la circulaire 2007/23 du 7 mai 2007, qui s'élève à  $0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ .

**Ce résultat conduit au classement de la masse d'eau Arcachon amont en RNABE (Risque de Non Atteinte du Bon Etat) 2015 chimie pour le fluoranthène.**

## **B. Les peintures antisalissure**

### **1. Généralités sur les peintures antisalissure**

Les peintures marines antisalissure sont des revêtements de finition destinés à empêcher la fixation d'organismes vivants, bactéries (biofilm), végétaux et animaux, sur les carènes de bateaux et les surfaces immergées de diverses structures ou équipements flottants : bouées, cages et filets d'aquaculture. L'efficacité de certaines de ces peintures repose sur leur capacité à relarguer en permanence un ou des biocides à la surface de la structure peinte, permettant de maintenir à proximité de celle-ci une couche biocide pour les organismes ciblés (ceux qui se fixent sur les surfaces). D'autres types de peinture ont un mécanisme d'action basé sur des effets de surface.

Ces peintures sont employées pour des raisons de sécurité, afin de maintenir la manœuvrabilité du navire ou d'éviter l'alourdissement des structures flottantes, et pour des raisons économiques, afin de réduire la consommation de carburant due à la résistance à l'avancement du bateau causée par les salissures marines.

#### *1.1. Composition chimique*

Les différentes formulations de peintures antisalissure disponibles sur le marché sont des mélanges complexes constitués de **biocides** incorporés dans un **liant**, auxquels sont additionnés un **solvant** qui facilite l'application et divers **adjuvants** assurant la cohésion et la pigmentation du film protecteur.

- **Les liants** ont pour fonction principale d'assurer à la surface de la carène un film continu à partir duquel les biocides diffusent dans l'eau. Selon leur degré de solubilité dans l'eau, la concentration en



biocides dans la couche d'eau située à proximité de la surface de la coque sera plus ou moins élevée, et l'épuisement du film de peinture plus ou moins rapide.

- **Les adjuvants** sont des solvants (tels que le xylène, le white-spirit ou le naphta) qui sont incorporés aux peintures pour en faciliter l'application. Leur volatilité élevée permet un séchage rapide de la couche déposée et réduit à quelques heures le temps nécessaire à la remise à l'eau.

Oxydes de fer, de zinc et de titane sont également utilisés pour assurer la pigmentation des peintures et faciliter la diffusion de certains biocides.

De plus, des agents épaississants ou gélifiants peuvent être introduits dans les formulations afin d'en faciliter le conditionnement.

- **Les biocides** doivent, pour être efficaces, avoir une action létale à large spectre pour de très faibles concentrations, et une solubilité convenable en eau de mer. De ce fait, ils sont peu nombreux.

- Le TBT présente l'avantage d'être efficace pour un taux de lixiviation<sup>3</sup> relativement faible (proche de  $1 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{jour}^{-1}$ ). Toutefois, compte tenu de son extrême toxicité vis-à-vis du milieu marin, l'utilisation de cette molécule a été progressivement interdite :

- en France, en 1981 Décret puis Arrêté du 19 janvier 1982 pour les bateaux inférieurs à 25 m,

- 1<sup>er</sup> Janvier 2003 : Interdiction mondiale (sauf marines nationales) d'application de peintures à base de TBT,

- 1<sup>er</sup> janvier 2008 : Directive 76/769/EC interdiction totale des revêtements contenant du TBT (sauf marines nationales) (enlèvement ou recouvrement obligatoire).

- Les dérivés du mercure et de l'arsenic (développés au début du 20<sup>ème</sup> siècle) ont été progressivement abandonnés au profit de l'oxyde cuivreux ( $\text{Cu}_2\text{O}$ ). Celui-ci est utilisé dans tous les types de peintures depuis les années 1960. Il ne peut empêcher la formation du "voile gras" (bactéries, diatomées) préalable à toutes incrustations que si le taux de lixiviation est élevé (supérieur à  $20 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{jour}^{-1}$ ).

- Enfin, une tendance à associer à l'oxyde cuivreux des biocides à toxicité plus importante s'est mise en place afin d'augmenter les durées d'efficacité de la peinture. Ces "boosters" sont en particulier des systèmes bactéricides/algicides et fongicides empêchant la formation du "voile gras".

Les principaux biocides utilisés dans les peintures sont le chlorothalonil, le diuron, le zinc pyrithione, le zineb, l'irgarol 1051, le dichlofluanid et le Kathon 5287.

Les biocides contenus dans les peintures diffusent dans le milieu marin à des vitesses différentes selon leur nature.

Les taux de lixiviation des principaux biocides ont récemment été mesurés en utilisant deux méthodes différentes, dans le cadre du programme européen ACE dédié à l'étude des peintures antisalissure et de leurs effets sur le milieu (Tableau 3).

<sup>3</sup> La quantité de matière active restituée quotidiennement par unité de surface de film de peinture est appelée taux de lixiviation (exprimé en  $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{jour}$ ).



Biocide	Taux de lixiviation ( $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{biocide}/\text{jour}$ )	
	Test ISO	Expérimentation en canal
Oxyde cuivreux	25-40	18,6
Irgarol 1051	5,0	2,6
Diuron	3,3	0,8
Zinc Pyrithione	3,3	
SeaNine 211	2,9	3,0
Dichlofluanid	0,6	1,7

**Tableau 3** : Taux de lixiviation des principaux biocides.

Ces tests, réalisés dans les mêmes conditions pour les différents biocides, mettent en évidence que l'oxyde cuivreux est le biocide le plus fortement relargué dans le milieu, suivi par l'irgarol 1051.

Connaissant la surface immergée des coques recouvertes d'antifouling, ces mesures permettent d'apprécier la quantité de biocide relarguée quotidiennement.

Par exemple, dans le cas de l'irgarol, une coque de 10 m<sup>2</sup> relargue dans le milieu 260 à 500 mg d'irgarol par jour, soit la quantité suffisante pour contaminer 260 à 500 m<sup>3</sup> d'eau de mer à une concentration de 10 ng/l.

## 1.2. Les différents types de peintures antisalissure

### • Les matrices dures

Ce sont les peintures traditionnelles qui, une fois appliquées, constituent un film insoluble à base de résine vinylique dans lequel se trouvent dispersés les biocides qui migrent vers la surface par des pores microscopiques.

Ce type de peinture présente deux inconvénients : diffusion rapide du toxique par le film récent, immobilisation d'une fraction importante du biocide dans le film résiduel. Le taux de lixiviation, très élevé le premier mois après application, décroît rapidement.

La durée d'efficacité de ce type de peintures est de l'ordre de un à deux ans.

### • Les matrices érodables

Elles ont été mises au point en vue d'accroître la longévité de l'efficacité de la peinture en facilitant la migration des biocides depuis les couches profondes du film vers la surface. Le système érodable est constitué par un liant mixte, soluble-insoluble, qui se désagrège au cours du temps sous l'action des forces de frottement de l'eau contre la carène. Les biocides sont plus liés à la matrice et sont libérés avec celle-ci quand elle s'érode.

Il faut donc que le bateau avance pour que les biocides soient libérés de la résine (généralement résine acrylique) qui se désagrège.

L'avantage notable que présentent ces peintures est de permettre d'éviter le surcouchage, c'est-à-dire l'amoncellement de couches de peintures préjudiciables à la vitesse du bateau. De ce fait, elles permettent de substantielles économies de carburant.

Les durées d'efficacité sont de un à deux ans.

### • Les matrices autopolisantes

Ce type de peintures tend à remplacer l'effet mécanique des érodables par une réaction chimique. Ces peintures, constituées par un copolymère de méthacrylate (ou méthylméthacrylate) sur lequel est greffé le biocide, sont connues sous le nom de "Self Polishing Copolymer"(SPC). La substance active est libérée par un mécanisme de saponification du copolymère au contact de l'eau de mer qui renouvelle constamment l'état de surface du film.

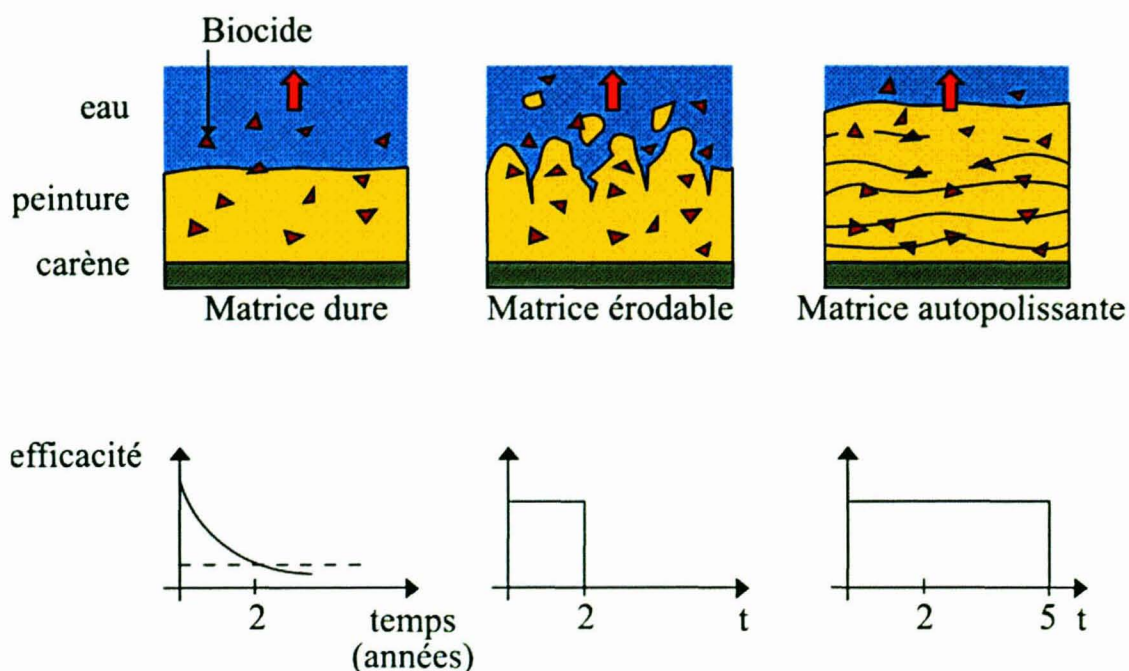
Elles présentent les mêmes avantages que les érodables et, de plus, leur taux de lixiviation est contrôlé (renouvellement en permanence à l'interface peinture/eau de mer d'une couche active) : les autopolisantes à base de TBT permettaient d'obtenir une protection de carène pendant 5 ans (ce qui a permis de réglementer le relargage à 4  $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{Jour}$ ).

• **Les anti-adhérentes** ou ultra lissantes

Ces peintures sont basées sur les propriétés des polymères de silicone ou de fluor ou d'hybrides du type fluorosilicone. Elles ne fonctionnent pas par relargage de composés actifs (biocides) mais grâce à l'obtention d'une surface très lisse, dite à faible énergie de surface, sur laquelle les organismes ont de grandes difficultés à adhérer. Ceux qui y parviennent malgré tout sont facilement éliminés par l'effet anti-adhérent et la vitesse du navire qui permet un auto-nettoyage de la carène. Ces peintures sont aussi nommée "easy cleaning" car un coup d'éponge permet d'éliminer le biofilm facilement. Ce type de peintures est idéal pour les navires à grande vitesse et/ou à grande activité.

Ces peintures présentent les avantages d'être exemptes de tout biocide, donc d'être non-toxiques et de constituer une couche légère et faiblement rugueuse, permettant de faire des économies de carburant. A l'opposé, elles présentent certains inconvénients : faible résistance à l'abrasion, problèmes de stabilité en pot, coût élevé, incompatibilité avec les peintures existantes (les sous-couches et/ou couches anticorrosion), impossibilité de réparation ...

Par ailleurs, elles n'offrent pas de protection totale aux bateaux à l'arrêt et les vitesses nécessaires à l'auto-épurant des organismes ayant réussi à adhérer à la surface de la carène sont de l'ordre de 18 à 20 nœuds.



## 2. Les peintures antisalissure utilisées à Arcachon

Trois études relatives aux peintures antisalissure utilisées sur le Bassin d'Arcachon ont été réalisées au cours des 10 dernières années : en 1997-99, en 2006 puis en 2007.

Nous présentons ici les résultats de ces trois études.



## 2.1. 1997-1999 (Auby et Maurer, 2004)

### ➤ Méthodologie de l'enquête réalisée sur les ventes 1997-1999

Le but de l'enquête était de comptabiliser, pour les années 1997 à 1999, la quantité des différentes molécules contenues dans les peintures antisalissure utilisées sur les bateaux présents dans le Bassin d'Arcachon.

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

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

En 1999 (données 1997-1998), la collecte des données sur les **quantités vendues** avait fait l'objet d'une double enquête, l'une auprès des revendeurs et chantiers locaux (55 entreprises contactées), l'autre auprès des fabricants (10 fabricants contactés : LIM, BOERO, NAUTIX, INTERNATIONAL, SOROMAP, PLASTIMO, OLERONLAC, STOPPANI, JOTUN, GABI PAINTS).

En raison de la bonne cohérence des résultats obtenus à partir des deux enquêtes, pour l'année 1999, les auteurs se sont contentés des données fournies par les fabricants.

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

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

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

### ➤ Résultats de l'enquête (Tableau 4)

#### • Quantités totales et types de peintures

La majorité des peintures utilisées sur le Bassin est du type "matrice dure", notamment parce qu'elles sont moins coûteuses que les autres types. L'essentiel de la diffusion des produits toxiques se produit donc dans les mois suivant leur mise à l'eau après peinture (printemps-été).

Les quantités totales calculées à partir des deux sources d'information sur les données 1997-1998 étaient du même ordre de grandeur : environ **9 400 l** pour les fabricants et environ **11 000 l** pour les marchands locaux. Pour les deux années, les quantités calculées à partir de l'enquête locale étaient légèrement plus élevées (de 10 à 20 % ?) que celles récoltées auprès des fabricants.

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

#### • Matières actives

La liste des matières actives contenues dans les peintures antisalissure utilisées à Arcachon est recensée dans le tableau 4. Les principales molécules sont l'oxyde cuivreux, le chlorothalonil, le diuron et les thiocyanates de cuivre et de sodium. Par ailleurs, on trouve dans les peintures de faibles proportions de zinc pyrithione, zineb, irgarol 1051, dichlofluanid, Kathon 5287, tolylfluanide et sulfocyanate de cuivre.

D'une façon générale, les mêmes molécules à propriété biocide sont présentes dans les mêmes proportions dans les peintures utilisées au cours des trois années.



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

**Tableau 4** : Quantités (litres) des différents constituants des peintures antisalissure utilisées sur le Bassin d'Arcachon en 1997, 1998 et 1999.

## 2.2. 2006 (Laulhère, 2006) (Tableau 5)

La pression relative aux peintures antisalissure a été évaluée à partir du nombre (recensements de mars 2006) de bateaux professionnels et de plaisance présents sur le plan d'eau en 2006, en tenant compte de leur taille moyenne.



Parmi les bateaux professionnels, certains n'ont pas été pris en compte dans l'évaluation de la pression ci-dessous. Il s'agit :

- des gros bateaux de pêche qui naviguent la plupart du temps en mer, et non à l'intérieur du Bassin ;
- des bacs ostréicoles en aluminium, qui ne nécessitent pas l'emploi de peintures antifouling. Ils représentent actuellement 70 % de la flotte professionnelle intra-bassin (Source : Conseil Général de Gironde).

	Bateaux professionnels intra bassin	Bateaux de plaisance	Total
Quantité de peinture par bateau et par an (l)	4	2	
Nombre de bateaux	170	11 302	11 472
Quantité totale de peinture par an	680	22 604	<b>23 284</b>

**Tableau 5** : Quantité (litres) de peintures antisalissure utilisées sur le Bassin d'Arcachon en 2006.

La quantité totale de peinture appliquée sur les coques des bateaux en 2006 calculée de la sorte s'élèverait environ à **23 300 l**.

**Par rapport à la quantité de peinture vendue sur le Bassin à la fin des années 1990, la quantité potentiellement appliquée en 2006 serait deux fois plus importante.**

Le nombre de bateaux à flot sur le Bassin et leur taille moyenne ayant apparemment peu augmenté depuis la fin des années 90, cette tendance apparente peut s'expliquer de deux façons :

- une large part des plaisanciers ont leur bateau sur le Bassin mais ne vivent pas sur le Bassin ; de ce fait, ils s'approvisionnent la plupart du temps dans les points de vente proches de leur domicile (sous estimation des valeurs calculées en 1997-99) ;
- les bateaux de plaisance n'étant en mouillage qu'une partie de l'année sur le Bassin, ils consomment une quantité de peinture moindre, les carènes n'ayant pas besoin d'être repeintes tous les ans (surestimation des valeurs estimées en 2006).

**L'estimation réalisée en 2006 ne prend pas en compte la composition chimique des peintures utilisées sur les bateaux. De ce fait, on ignore si celle-ci a changé.**

### 2.3. 2007 (Direction Régionale de la Concurrence, de la Consommation et de la Répression des Fraudes de la Gironde)

A la demande de Monsieur le Sous- Préfet d'Arcachon, la DCCRF a réalisé une enquête au cours de l'automne 2007, concernant les peintures utilisées ou vendues par les revendeurs et chantiers locaux (55 entreprises contactées) entre août 2006 et juillet 2007.

La composition chimique de ces marques et types de peintures a été obtenue à partir des fiches de sécurité fournies par les fabricants. Toutefois, les proportions des différents ingrédients des peintures n'ont pas été relevées au cours de cette enquête.

Les résultats obtenus révèlent une quantité totale de peintures peu différente de celle obtenue entre 1997 et 1999, soit 9447 litres.

La plupart des peintures (provenant en majorité de cinq fabricants) contiennent de l'oxyde cuivreux. Les autres biocides signalés dans les 10 spécialités les plus vendues sont, par ordre décroissant :

l'oxyde de zinc (non répertorié dans la liste correspondant à 1997-99), le chlorothalonil, le zineb, le zinc pyrithione et le thiocyanate de cuivre.

L'irgarol est présent dans une seule des peintures listées, dont 168 litres auraient été vendus entre août 2006 et juillet 2007.

### 3. Les contaminants liés aux peintures antisalissure dans le Bassin d'Arcachon

#### 3.1. Le cuivre

##### 3.1.1. Sources de données

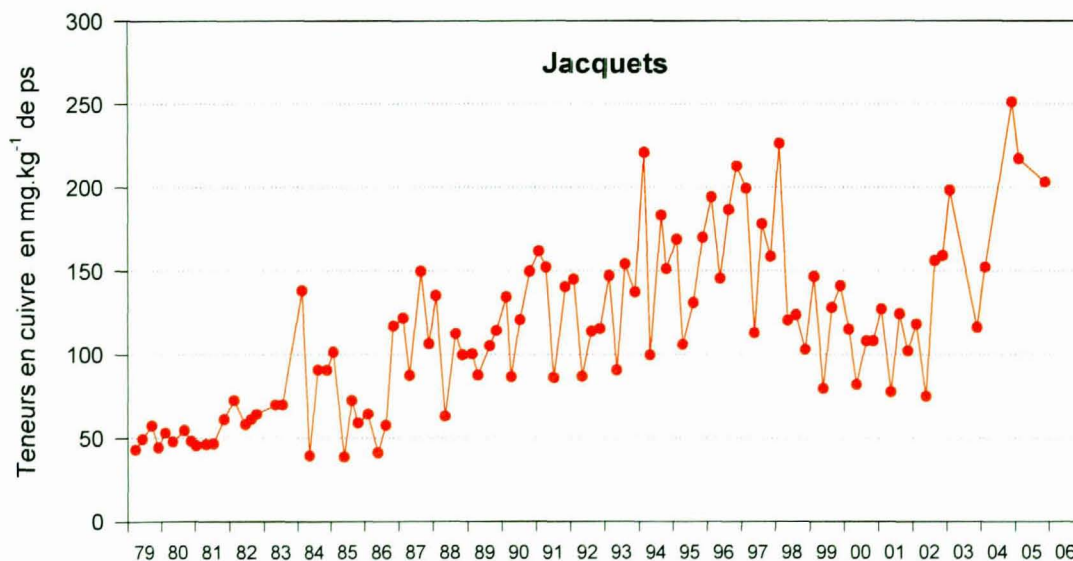
Les données utilisées ont été acquises dans le cadre du RNO (Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin) matière vivante.

##### 3.2.1. Résultats

Comme l'indiquent les figures suivantes, la teneur en **cuivre** des huîtres de certaines zones de la Baie (Jacquets et Comprian, Fig. 4a et 4b) n'a cessé d'augmenter entre le début des années 1980 et 1997, reflétant, d'après Claisse et Alzieu (1993), les effets de l'utilisation intensive du cuivre dans les peintures antisalissure, en remplacement du TBT.

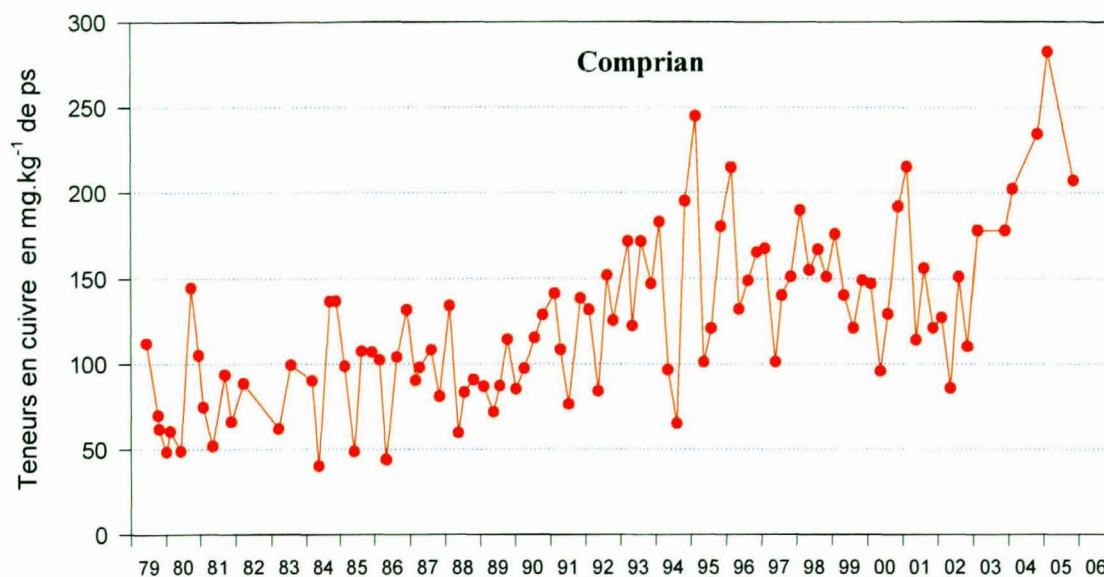
Les quantités d'oxyde cuivreux intégrées dans ces peintures sont, en effet, élevées : 3 000 à 4 500 litres par an entre 1997 et 1999.

A partir de 1997, les teneurs en cuivre dans les huîtres ont toutefois fortement diminué, principalement aux Jacquets. Cette diminution des teneurs en cuivre n'est pas imputable à une réduction du nombre d'embarcations présentes sur le Bassin mais probablement à une diminution de la concentration en cuivre dans les peintures ou à une modification de son conditionnement (cuivre enrobé). Néanmoins, les dernières analyses effectuées (fin 2002–2005) montrent une forte augmentation des teneurs, qui se retrouvent à un niveau comparable ou supérieur à celui du milieu des années 1990.



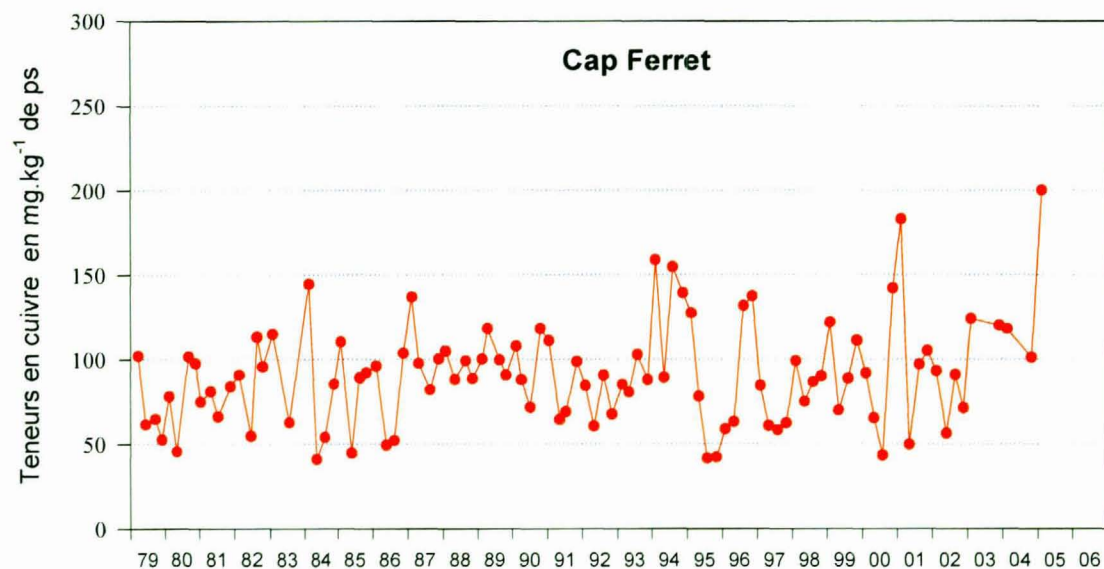
**Figure 4a** : Evolution des teneurs en cuivre mesurées dans les huîtres du bassin d'Arcachon (RNO) entre 1979 et 2005.





**Figure 4b :** Evolution des teneurs en cuivre mesurées dans les huîtres du bassin d'Arcachon (RNO) entre 1979 et 2005.

A la station Cap-Ferret (Fig 4c), les teneurs mesurées sont plus faibles et ne présentent pas d'évolution particulière dans le temps.



**Figure 4c :** Evolution des teneurs en cuivre mesurées dans les huîtres du bassin d'Arcachon (RNO) entre 1979 et 2005.

Les médianes des concentrations en cuivre mesurées dans les huîtres du Bassin sont du même ordre (Jacquets, Comprian) ou moins élevées (Cap Ferret) que la médiane nationale.

**Les concentrations en cuivre dans les mollusques du Bassin ont globalement augmenté depuis les 20 dernières années, probablement en raison de son utilisation dans les peintures antisalissure en remplacement du TBT. De 3 à 4,5 tonnes de cuivre (données 1997-1999) seraient utilisées annuellement à cet effet.**

### 3.2. Les autres biocides

#### 3.2.1. Sources de données

• Dans l'étude réalisée entre 1999 et 2003 (Auby et Maurer, 2004) précédemment évoquée, un certain nombre de pesticides ont été recherchés dans les eaux du Bassin d'Arcachon et de certains ports. Il s'agissait notamment de certains des biocides utilisés comme "boosters" dans les peintures antisalissure :

TBT*
Chlorothalonil**
Dichlofluanid
Diuron
Irgarol 1051

\* à partir de 2000, mais il avait auparavant fait l'objet de suivi dans les eaux du Bassin (ports et extérieur des ports) en 1992, 1997 et 1998

\*\*seulement en 1999, en raison de sa non détection dans les eaux portuaires

Pour des raisons analytiques, trois composés utilisés comme "boosters" n'ont pu être recherchés dans les eaux :

Zinc Pyrithione
Zineb
Kathon 5287

• Parmi les biocides d'origine nautique mis en évidence dans les eaux au cours de l'étude 1999-2003, le diuron (d'usage également agricole et jardinier) et l'irgarol 1051 présentaient parfois des concentrations préoccupantes vis-à-vis du développement de certains végétaux, comme cela sera abordé dans les paragraphes suivants.

Pour cette raison, ces composés ont été recherchés dans les eaux du Bassin, les sédiments et les huîtres dans le cadre d'une autre étude réalisée entre 2004 et 2005 (Auby *et al.*, 2006).

Dans les deux études, l'échantillonnage des eaux du Bassin a été réalisé à haute mer de faible coefficient, alors que l'eau des cours d'eau était échantillonnée à basse mer de fort coefficient.

Il convient ici de rappeler que les pesticides correspondant aux autres sources de contamination auquel est soumis le Bassin d'Arcachon ont également été pris en compte dans ces deux études.

#### 3.2.2. Résultats

*NB : Explication des termes cités dans les paragraphes suivants*

**CSEO (Concentration Sans Effet Observé)** : la plus forte concentration à laquelle aucun effet toxique n'est observable lors de tests sur une espèce ou une population donnée.

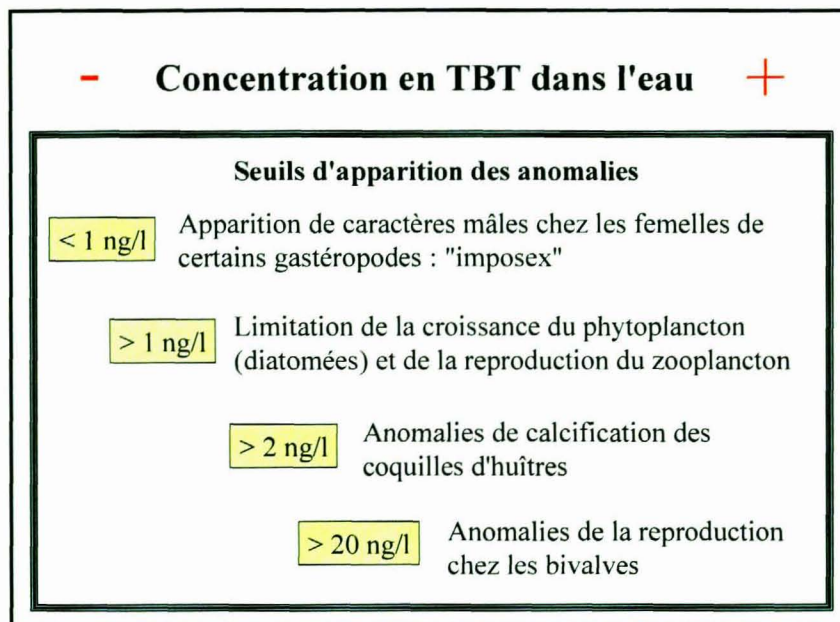
**CE50 (Concentration Effective) (Effect Concentration)** : concentration entraînant un effet (reproduction, croissance, nutrition, mobilité, anomalies de développement ...etc) sur 50 % des organismes ou population (végétaux et animaux).

**CL50 (Concentration Létale)** : concentration entraînant la mort de 50 % des organismes ou de la population (végétaux et animaux).



## ➤ TBT

Le TBT s'avère très toxique pour différents compartiments de l'environnement, présentant une action délétère à des concentrations très faibles, comme rappelé dans la figure 5.



**Figure 5** : Seuils (en ng TBT/l) d'apparition des anomalies provoquées par le TBT sur différents groupes végétaux et animaux (d'après Alzieu et Michel, 1998).

Pour cette raison, tous les résultats suivants sont exprimés en fonction de cette toxicité.

### Résultats

#### ➤ Ports (6 stations en 1992 – 5 stations en 1997 – 3 stations en 1998, 2000, 2001, 2002 et 2003)

La contamination actuelle du **port d'Arcachon** se situe dans la moyenne des observations réalisées dans les marinas des côtes atlantiques (Alzieu, 2000). Dans tous les cas, ces concentrations en TBT sont suffisantes pour induire des phénomènes de chambrage (> 2 ng/l) et exceptionnellement pour provoquer des anomalies de la reproduction chez les bivalves (> 20 ng/l). Si les teneurs mesurées pendant la période 1997-2003 sont de 2 à 10 fois moins élevées que celles mesurées au mois de mai 1992, on n'observe pas de tendance décroissante depuis les 7 dernières années. Il est difficile de savoir si ce phénomène traduit un relargage permanent à partir des sédiments portuaires anciennement pollués ou bien une contamination récente par des coques de bateaux utilisant toujours des peintures contenant des organostanniques.

Dans le **port du Bétey à Andernos**, la teneur en TBT n'avait jamais dépassé 0,7 ng/l entre 1992 et 2000.

Pendant l'été 2001, la concentration en TBT y a été plus élevée, dépassant en juillet le seuil pouvant limiter la croissance phytoplanctonique (1,5 ng.<sup>l</sup>) et en août celui suffisant pour induire du chambrage (3,1 ng/l). Une rapide enquête réalisée auprès de la capitainerie de ce port avait montré qu'aucun dragage n'avait été réalisé en 2001, excluant l'hypothèse d'un relargage à partir de sédiments contaminés qui auraient été remués.



Le résultat obtenu en janvier 2002 sur ce même port révélait une teneur en TBT inférieure au seuil de détection. Par contre, au cours de l'été 2002, des teneurs supérieures à celles pouvant induire le chambrage (3,6 et 2,5 ng/l) ont été mesurées au cours des deux campagnes. De même, au cours de l'été 2003, on a mesuré à une occasion une teneur en TBT susceptible d'affecter la croissance du phytoplancton et la reproduction du zooplancton (1,1 ng/l).

Ces résultats mettent en évidence la présence dans ce port, depuis 2001, d'une contamination estivale très probablement due à la fréquentation par un (ou des) bateau(x) saisonniers utilisant une peinture contenant des organostanniques. **Comme ce port ne peut accueillir des navires de plus de 25 m, il s'agit d'une utilisation illégale de ce produit.**

➤ **Extérieur des ports** (7 stations en 1992 – 7 stations en 1997 – 6 stations en 1998 – 7 stations en 2000, 2001, 2002 et 2003)

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

En **1997**, 2 stations/7 atteignaient des concentrations supérieures à ce seuil (Cap Ferret, Grand-Banc) et 1 station/7 dépassait le seuil pouvant affecter la croissance du phytoplancton et la reproduction du zooplancton (1 ng/l).

En **1998**, aucune des 6 stations échantillonnées ne présentait de concentrations en TBT supérieures à 1 ng/l.

En **2000**, on a observé à une seule reprise, au Cap Ferret et en août, le dépassement du seuil susceptible d'engendrer le chambrage des huîtres.

En **2001**, le seuil susceptible d'affecter la croissance du phytoplancton et la reproduction du zooplancton (1 ng/l) a été dépassé à 3 occasions, dont 1 fois devant le Grand Banc en août et 2 fois au Tessillat, station dans laquelle on n'avait jamais mesuré de teneurs supérieures au seuil analytique entre 1992 et 2000.

Il a été supposé que ces dépassements pouvaient être dus à des dépôts de dragage de sédiments portuaires situés dans la zone intertidale à proximité de cette station (Auby *et al.*, 2001).

En **2002**, le seuil susceptible d'affecter la croissance du phytoplancton et la reproduction du zooplancton a été dépassé à 2 occasions, au Cap Ferret en juillet et au Grand Banc en août.

En **2003**, aucun échantillon n'a présenté de concentration en TBT susceptible de présenter un effet biologique.

Les dépassements des valeurs seuil en zone ouverte se situent généralement dans les parties profondes du Bassin, où circulent parfois des navires de grande dimension (vedettes destinées à l'exportation, bateaux de la Marine Nationale, ...). Il est probable que ces fortes concentrations ponctuelles de TBT correspondent aux relargages de bateaux de ce type qui seraient passés dans les eaux depuis peu de temps.

On observe peu d'évolution du nombre et de l'intensité de ces pics de concentration depuis 10 ans.

**Le TBT est toujours détecté dans le Bassin d'Arcachon, du fait d'une utilisation légale ou illégale et de sa remise en solution à partir de certains sédiments portuaires.**

**Pour cette raison, les populations de certains gastéropodes du Bassin (*Bigorneaux perceurs* *Ocenebra erinacea*) sont toujours affectées par l'imposex, anomalie provoquée par de faibles teneurs (1 ng/l) en cette molécule (Huet 2006, 2007).**

**Si les teneurs mesurées dans l'eau des zones ouvertes (non portuaires) n'atteignent jamais des valeurs pouvant affecter la reproduction des mollusques, la valeur seuil de limitation de la croissance du phytoplancton et de la reproduction du zooplancton est assez fréquemment dépassée (dans 14 % des échantillons prélevés pendant l'été).**

**Toutefois, la récente nouvelle restriction d'usage du TBT dans les peintures antisalissure devrait encore limiter sa présence dans les eaux du Bassin.**



### ➤ Chlorothalonil

Le chlorothalonil est un fongicide largement utilisé dans les grandes cultures (pommes de terre, blé, pois), dans les vignes et sur les cultures légumières. De plus, ce fongicide était, à la fin des années 1990, le "booster" le plus utilisé dans les peintures antisalissure vendues sur le Bassin. Il est très peu soluble, a tendance à s'adsorber sur les particules. Il est bioaccumulable et assez toxique pour la faune aquatique.

#### Résultats

En dépit de son utilisation importante dans les peintures antisalissure vendues sur le Bassin, **le chlorothalonil n'a jamais été détecté dans les échantillons d'eaux prélevés en 1999, y compris ceux récoltés dans le port d'Arcachon.** De même, cette molécule était absente des eaux portuaires catalanes échantillonnées par Martinez *et al.* (2001). Ce phénomène s'explique à la fois par sa faible solubilité dans l'eau et par sa tendance à s'adsorber sur les particules. De plus, sa dégradabilité est rapide aussi bien en eau de mer (temps de demi-vie = 2,8 jours, d'après Thomas *et al.*, 2001) que dans des sédiments anoxiques (<0,5 jours, d'après Thomas *et al.*, 2003). Pour cette raison, cette molécule n'a pas été recherchée dans les eaux pendant les étés suivants.

### ➤ Dichlofluanid

Le dichlofluanid est un fongicide utilisé sur la vigne, la tomate, le fraisier et diverses cultures florales. Par ailleurs, il entre dans la composition de certaines peintures antisalissure, peu utilisées à Arcachon. Il s'agit d'une molécule peu soluble, ayant tendance à s'adsorber sur les particules, légèrement bioaccumulable, très toxique pour la faune aquatique, et qui présente des effets tératogènes.

La dégradation du dichlofluanid dans l'eau de mer est très rapide, avec une demi-vie de 0,75 (Callow et Finlay, 1995) à 0,8 jours (Thomas *et al.*, 2002). De même, dans les sédiments anoxiques, sa demi-vie est très courte, <0,5 j (Thomas *et al.*, 2003).

En dépit de cette dégradabilité rapide, le dichlofluanid a récemment été détecté à de fortes concentrations (jusqu'à 760 ng/l) dans certaines marinas de la côte catalane espagnole, dans lesquelles les auteurs trouvaient également du diuron, de l'irgarol et du SeaNine 211 (Martinez *et al.*, 2001).

#### Résultats

En **1999**, le dichlofluanid apparaissait de manière sporadique et à des concentrations parfois élevées (1133 ng/l dans l'Eyre) dans les cours d'eau débouchant dans la Baie. Cependant, on ne le retrouvait jamais dans les eaux du Bassin, probablement en raison de sa dégradation rapide.

Entre **2000 et 2002**, ce pesticide n'a jamais été mis en évidence ni dans les cours d'eau ni dans le Bassin.

En **2003**, il est de nouveau apparu dans l'Eyre à deux reprises, à des concentrations moyennes (11 et 45 ng/l) et une seule fois dans le Lanton, sans que l'on retrouve sa trace dans le Bassin.

**Entre 1999 et 2003, le dichlofluanid n'a jamais été mis en évidence dans les eaux du Bassin.**

### ➤ Diuron

Le diuron est un herbicide sélectif très largement utilisé en **agriculture** sur la luzerne, la vigne, les asperges, les lentilles, les poiriers et les pommiers. L'enquête réalisée par Lauthère (2006) ne révèle pas l'usage de ce produit sur les cultures pratiquées sur les bassins versants de la Baie. A cet égard, il faut signaler que l'usage agricole de ce produit a récemment été fortement restreint par la réglementation :

- les préparations contenant du diuron comme seule substance active ont vu leur vente interdite après septembre 2002 et leur utilisation interdite après septembre 2003 (sauf pour le désherbage des lentilles, cannes à sucre, bananes et ananas) ;



- l'usage des préparations associant le diuron a été, à partir de mars 2002, limité à 1500 g par hectare et par an.

D'après l'enquête de Laulhère (2006), le diuron ne serait pas utilisé par les **jardiniers communaux** ni les gestionnaires des **golfs**. Cet auteur n'a pas pu recueillir d'information sur l'usage de ce produit par les **jardiniers amateurs**.

Selon la même enquête, le diuron serait par contre, largement utilisé pour le **désherbage des voies de la SNCF**, ce composé représentant 23 % (soit 70 Kg) de la masse d'herbicides utilisés à cet effet sur les bassins versants.

Enfin, le diuron est l'une des molécules utilisées dans la formulation des **peintures antisalissure**. Les enquêtes réalisées entre 1997 et 1999 (Auby et Maurer, 2004) ont permis de calculer la quantité de diuron utilisée annuellement à cet usage, s'élevant à 187 kg au maximum.

Il s'agit d'une substance moyennement soluble, se retrouvant facilement dans l'eau, peu ou pas bioaccumulable, fortement toxique pour la faune aquatique mais ne présentant pas d'effets insidieux.

Selon Haynes *et al.* (2000), le temps de dégradation du diuron dans l'eau de mer serait plus long que celui de l'atrazine, sa demi-vie dans l'eau de mer atteignant environ 120 jours. Cette lenteur de la dégradation en eau de mer est confirmée par les travaux de Thomas *et al.* (2002), qui n'observent aucune disparition du diuron en 42 jours d'expérience. Selon ces auteurs, les principaux produits de dégradation du diuron (DCPMU et DCPU) se dégraderaient plus rapidement, avec une demi-vie atteignant respectivement 33 et 50 jours. L'étude de Thomas *et al.* (2003) montre que la dégradation du diuron dans un sédiment placé en conditions anaérobies est beaucoup plus rapide (temps de demi-vie = 14 jours).

### Ecotoxicité

#### Crustacés et mollusques

Pour le diuron, les seuils suivants sont rapportés dans la littérature.

- *Daphnia magna* - CE50 : 1,4 mg/l - Durée d'exposition : 48 heures (Du Pont De Nemours France, Base AGRITOX)
- *Daphnia sp* – CSEO (concentration sans effet observé): 1 mg/l - Durée d'exposition : 21 jours (Du Pont De Nemours France, Base AGRITOX)
- *Americamysis bahia* –CL50 : 1,1 mg/l - Durée d'exposition : 96 heures (U.S. EPA, 2000 - PAN Database)
- *Crassostrea virginica* (juvénile)–CE50 : 1,8 mg/l - Durée d'exposition : 96 heures (Butler, 1964 - PAN Database)

#### Végétaux

Cet herbicide s'avère plus toxique pour les microalgues que pour les invertébrés, comme l'indiquent par exemple les résultats de Sauren *et al.* (2005), sur le taux de croissance de la microalgue marine *Chaetoceros gracilis* :

CSEO = 2 µg/l                      CE50 = 9,9 µg/l.

D'après Arzul et Durand (1999), la production primaire de cette même espèce serait affectée par des concentrations en diuron beaucoup plus faibles et cet effet négatif serait plus important lorsque les microalgues sont cultivées dans des conditions de pauvreté en éléments nutritifs (situation observée pendant l'été). En effet, la plus faible concentration testée par ces auteurs (25 ng/l) provoque une inhibition de 37 % de la production primaire chez les algues testées en conditions nutritives optimales et de 88 % dans un milieu pauvre en nutriment. Toutefois, Sauren *et al.* (2005) ont mis en évidence une capacité d'adaptation de *Chaetoceros gracilis* au diuron, cette espèce présentant des CE50 plus grandes quand elle a précédemment été élevée en présence de ce composé.



Les effets du diuron sur la grande zostère (*Zostera marina*) ont été étudiés par Chesworth *et al.* (2004). Ces auteurs mettent en évidence une réduction de la photosynthèse et de la croissance à partir de teneurs en diuron dans l'eau s'élevant respectivement à 1 µg/l et 5 µg/l.

*Résultats étés 1999-2003 (Figure 6 pour les eaux du Bassin)*

En été **1999**, le diuron n'était apparu que dans un seul des 6 cours d'eau échantillonnés, le Canal des Landes, dont le bassin versant est l'un des moins occupé par l'agriculture (Auby *et al.*, 2000). Au cours des étés **2000 à 2002**, cet herbicide n'a jamais été détecté dans l'Eyre et le Lanton.

Le diuron a été détecté à très faible concentration et à une seule occasion dans le Lanton en **2003**.

Par ailleurs, on peut remarquer que les analyses mensuelles réalisées dans l'Eyre entre 1994 et 2003 par l'Agence de l'Eau n'ont révélé qu'une fois la présence de cette molécule, en mars 2000.

Pendant les étés 1999 à 2003, le diuron est présent presque en permanence dans les eaux du port d'Arcachon, et à des concentrations plus élevées que celles qui sont mesurées dans les autres sites du Bassin.

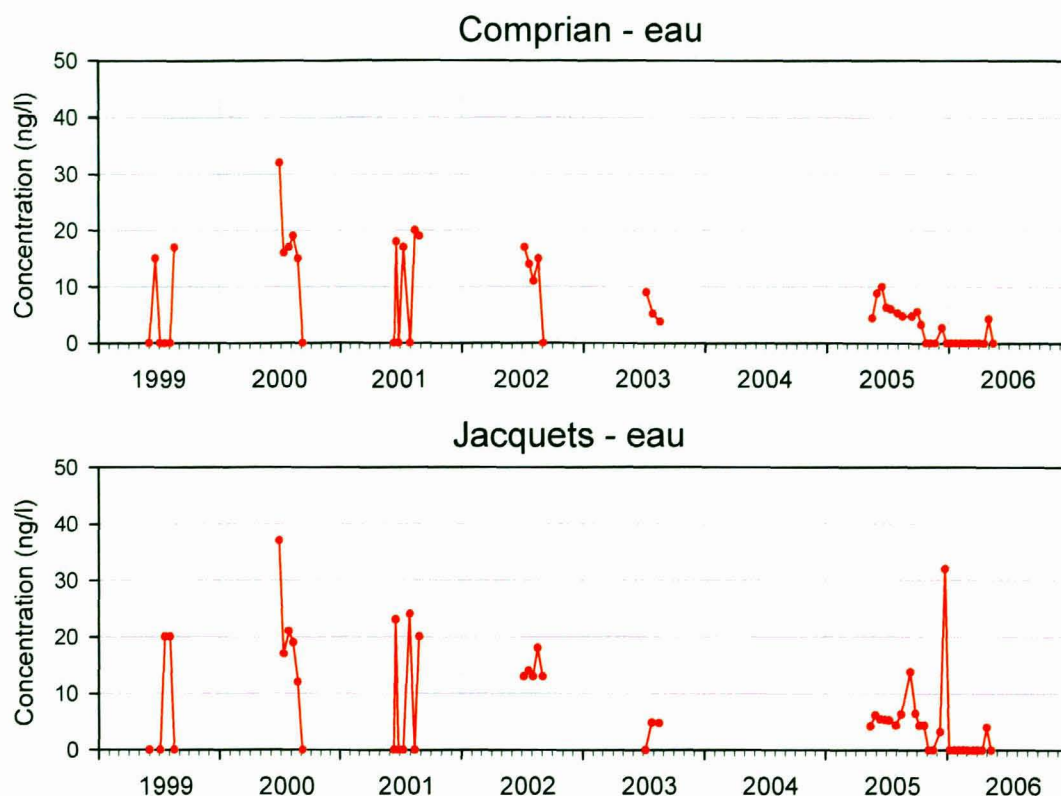
*Résultats mai 2005-mai 2006 (Figure 6 pour les eaux du Bassin)*

Dans les deux cours d'eau traversant des zones urbaines (Ruisseaux du Bourg et du Bétey), le diuron est observé pendant toute la période d'étude (septembre 2005-mai 2006), à une concentration maximale de 41 ng/l. Dans les deux autres cours d'eau, le diuron est beaucoup moins fréquent et présente des concentrations beaucoup plus faibles (au maximum 10 ng/l).

Le diuron est mis en évidence dans les eaux du Bassin aux mêmes périodes dans les deux stations : présence permanente de mai à octobre 2005, pics sporadiques en décembre 2005 et en mai 2006. Les concentrations mesurées sont généralement assez faibles (de l'ordre de 5 ng/l), la teneur maximale atteignant 32 ng/l en décembre aux Jacquets.

Le diuron n'a jamais été détecté dans les sédiments.

En dépit du fait que les concentrations dans les eaux du Bassin à marée haute de faible coefficient soient similaires dans les deux stations, seules les huîtres de Comprian ont accumulé du diuron entre les mois d'août et d'octobre 2005 (teneur maximale : 1,5 µg/kg PS). Ce phénomène indique peut être que les concentrations en diuron dans les eaux à d'autres situations de marée sont plus élevées à Comprian qu'aux Jacquets.



**Figure 6** : Concentrations en diuron dans l'eau aux stations Comprian et Jacquets entre 1999 et 2006.

**Par rapport à certains étés précédents (2000 notamment), les concentrations en diuron dans les eaux du Bassin semblent avoir diminué, sans doute en raison des restrictions de son usage agricole.**

**D'un point de vue environnemental : les concentrations en diuron mesurées dans les eaux du Bassin au cours de cette étude ne semblent pas susceptibles d'avoir un impact sur les populations de crustacés, de mollusques et de microalgues.**

### ➤ Irgarol

L'irgarol est une molécule algicide de la famille des triazines. Il présente une solubilité moyenne, a tendance à se fixer sur les particules et présente une tendance moyenne à la bioaccumulation.

L'irgarol est un des composants utilisés dans la composition de certaines peintures pour les murs extérieurs. En outre, c'est l'un des pesticides utilisés en remplacement du tributylétain dans les peintures antisalissure. A priori, cet usage constitue la principale source d'irgarol 1051 dans le Bassin d'Arcachon. Les enquêtes réalisées entre 1997 et 1999 (Auby et Maurer, 2004) ont permis de calculer la quantité d'irgarol 1051 utilisée annuellement à cet usage, s'élevant à 30 kg au maximum.

D'après l'enquête réalisée par la DCCRF, l'irgarol est présent dans une seule des peintures listées, dont 168 litres auraient été vendus entre août 2006 et juillet 2007. Si l'on applique la proportion maximale signalée, pour ce composé, dans les fiches de sécurité obtenues en 1997-99, soit 10 %, on obtient une valeur de 17 kg d'irgarol.

L'irgarol est caractérisé par une dégradation très lente, aussi bien par les processus abiotiques (photolyse, hydrolyse) que biotiques.

Dans l'eau de mer, son temps de demi-vie est compris entre 201 (Hall *et al.*, 1999) et 350 jours (Thomas *et al.*, 2002). Sa dégradation est encore plus lente en conditions anoxiques (Thomas *et al.*, 2003 ; KEMI, 1992a).



Le principal produit de dégradation de l'irgarol, GS26575, a récemment été mis en évidence dans les eaux côtières japonaises (Okamura *et al.*, 2000). Dans les sites étudiés par ces auteurs, ce composé présente des concentrations généralement plus élevées que celles du produit initial. Par contre, dans les eaux côtières anglaises échantillonnées par Thomas *et al.* (2002), l'irgarol présente des concentrations plus élevées que son métabolite.

### Ecotoxicité

Comme le diuron, l'irgarol s'avère beaucoup plus toxique pour les microalgues que pour les mollusques et les crustacés marins.

### Crustacés et mollusques

- *Americanomysis bahia* – CL50 : 400 µg/l - Durée d'exposition : 96 heures (U.S. EPA, 2000 - PAN Database)
- *Crassostrea virginica* (test embryo-larvaire) – CE50 : 3,2 mg/l - Durée d'exposition : 48 heures (U.S. EPA, 2000 - PAN Database)

### Végétaux

Les données dont on dispose font apparaître une toxicité aiguë de l'irgarol et de son métabolite stable sur la croissance ou la photosynthèse de nombreux végétaux.

- *Chara vulgaris* : Macroalgue characée des rivières et des marais
  - CSEO photosynthèse = 0,5 ng/l
  - CE50 photosynthèse = 16,8 ng/l (Lambert *et al.*, 2006).
- *Enteromorpha intestinalis* : Macroalgue marine
  - Réduction de la croissance des zoospores à partir d'une concentration de 100 ng/l. (Scarlett *et al.*, 1997).
- Communautés phytoplanctoniques du lac Léman:
  - CSEO = compris entre 8 et 25 ng/l
  - CE50 = compris entre 440 et 650 ng/l pour les mesures de toxicité à court terme.
  - Effet de l'irgarol sur la structure du peuplement phytoplanctonique à partir d'une concentration de 7,6 ng/l et s'accroissant considérablement à partir de 126 ng/l, provoquant un remplacement des chlorophycées par les cryptophycées. (Nyström *et al.*, 2002)
- *Chaetoceros gracilis* : Microalgue
  - CSEO taux de croissance = 10 ng/l
  - CE50 taux de croissance = 490 ng/l. Sauren *et al.* (2005).
- *Zostera marina* : Phanérogame marine
  - Photosynthèse réduite à partir d'une concentration en irgarol égale à 180 ng/l. (Scarlett *et al.*, 1999).

### Résultats étés 1999-2003 (Figure 7 pour les eaux du Bassin)

En 1999 et 2000, l'irgarol n'avait été détecté dans aucun des cours d'eau échantillonnés.

Par contre, au cours des **trois étés suivants**, il a été observé dans le ruisseau de Lanton une fois par saison (7 ng/l en juin 2001, 161 ng/l en août 2002, 9 ng/l en juillet 2003) et une fois dans l'Eyre en août 2002 (11 ng/l). Les prélèvements étant réalisés à marée basse, il ne peut s'agir d'un apport situé à l'aval des stations de prélèvements (remontée de l'eau provenant des ports riverains du Bassin). Nous avons donc réalisé une enquête auprès de SRPV et du Centre Technique du Bois et de l'Ameublement (Université Bordeaux I, UFR Chimie) afin de savoir si cette molécule présente un

usage récent dans le domaine agricole ou de la protection du bois. Ca ne semble pas être le cas. On peut alors se demander si la source d'irgarol dans ces deux cours d'eau peut provenir de la peinture récente ou du carénage de bateaux aux environs des points de prélèvement, de la peinture d'une structure immergée à proximité du point de prélèvement (pour l'Eyre) ou encore de la généralisation de son utilisation en tant qu'additif pour les revêtements extérieurs. Nous ne disposons d'aucun élément pour répondre à ces questions.

Comme nous l'avons déjà souligné, en dépit de la faible proportion de peintures contenant de l'irgarol vendues sur le Bassin, ce pesticide est régulièrement présent dans le port d'Arcachon où il atteint des concentrations relativement élevées (de 27 à 50 ng/l). Ces teneurs sont comparables à celles qui ont été mesurées dans les ports de la Côte d'Azur, mais plus faibles que les concentrations atteintes dans les marinas de la côte méditerranéenne espagnole, des côtes japonaises et du sud de l'Angleterre (Tableau 6).

Localité	Milieu – saison	Concentration (ng/l)	Auteur
Compilation des données de 11 études (146 stations)	Estuaires	(41)	Hall <i>et al.</i> (1999)
	Marinas	(316)	
	Eaux côtières	(19)	
Angleterre (côte sud)	Estuaires	52 – 500 (216)	Gough <i>et al.</i> (1994)
	Marinas	4 – 190 (51)	
	Eaux côtières	ND – 11 (4)	
France (Côte d'Azur)	Marinas	110 – 1700 (650)	Readman <i>et al.</i> (1993)
	Ports	5 – 280 (88)	
	Eaux côtières	ND – faible conc.	
Espagne (Catalogne)	Marinas	6 – 2190	Martinez <i>et al.</i> (2001)
France (Baie de Bourgneuf)	Baies - été	ND – 12 (5)	Tronczynski <i>et al.</i> (1999)

**Tableau 6 :** Concentrations en irgarol dans différents milieux aquatiques.  
limite inférieure - limite supérieure (moyenne). ND : inférieur à la limite de quantification

En **1999**, **2000** et **2002**, la station la plus océanique (La Vigne) n'a jamais présenté de teneurs détectables en irgarol. En **2001**, cette molécule y a été rencontrée à une seule occasion. En **2003**, elle a été décelée dans deux échantillons sur les trois analysés.

*Résultats mai 2005-mai 2006* (Figure 7 pour les eaux du Bassin)

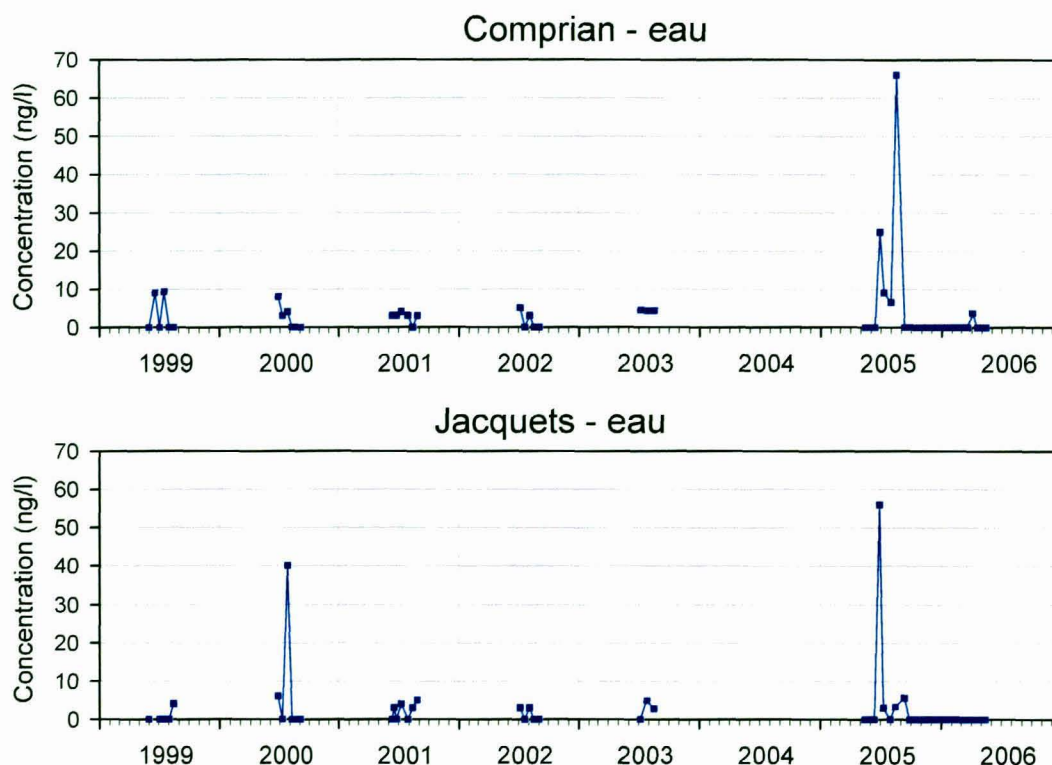
L'irgarol a été observé à une seule occasion dans les cours d'eau (Berle de Cassy, mars 2006), à une concentration de 23 ng/l.

Ce composé a été mis en évidence dans l'eau des deux stations du Bassin (Jacquets et Comprian) pendant tout l'été 2005, de juin à septembre, à des concentrations un peu plus élevées à Comprian (maximum 66 ng/l) qu'aux Jacquets (maximum 56 ng/l). Cette apparition estivale pourrait s'expliquer par l'usage nautique de ce produit. D'autre part, sa forte résistance à la dégradation explique sa persistance dans les eaux pendant tout l'été.

Ce contaminant n'a jamais été mis en évidence dans les sédiments et les huîtres du Bassin.



Comme cela apparaît sur la figure 7, la concentration estivale en irgarol (mesures dans les conditions de Haute Mer de Mortes Eaux HMME) était plus élevée en 2005 qu'entre 1999 et 2003, dépassant parfois le seuil de toxicité pour certaines espèces végétales.



**Figure 7 :** Concentrations en irgarol dans l'eau (HMME) aux stations Jacquets et Comprian entre 1999 et 2006.

La présence de l'irgarol dans les eaux du Bassin n'est pas un fait isolé : en effet, l'irgarol est actuellement détecté dans la plupart des eaux côtières mondiales, comme l'indiquent de nombreuses publications scientifiques.

Dans tous les pays, les chercheurs s'interrogent sur l'impact possible de ce biocide sur les végétaux aquatiques.

Cependant, à notre connaissance, seuls le Danemark (depuis 2000) et le Royaume Uni (depuis 2001) ont restreint l'utilisation des peintures antisalissure contenant de l'irgarol aux bateaux de plus de 25 mètres.

D'un point de vue environnemental, en raison de son écotoxicité importante pour les microalgues, les teneurs en irgarol mesurées dans le Bassin au cours de l'été 2005 étaient assez élevées pour poser un problème vis à vis du phytoplancton. Cet impact s'exerce à l'échelle des populations et de la composition des peuplements, en excluant ou en limitant les espèces les plus sensibles et en favorisant les groupes les moins sensibles. Il faut notamment se poser la question de l'effet de ce composé sur les abondances d'espèces nanoplanctoniques servant de nourriture aux larves d'huîtres pendant l'été.

On peut également s'interroger sur l'impact de ce produit sur les herbiers de zostères, au moins du point de vue de l'accumulation d'irgarol dans leurs tissus.

## Conclusion

En préambule à cette conclusion, il faut rappeler que le Bassin d'Arcachon est une lagune semi-fermée dans laquelle les eaux les plus orientales ne sont que très lentement renouvelées par les eaux du large.

Récemment, Plus *et al* (2006, 2007) ont affiné le calcul du renouvellement des eaux à l'intérieur du bassin d'Arcachon qui ne dispose que d'une seule ouverture sur l'océan. Le temps de renouvellement, qui correspond au nombre de jours nécessaires pour que la concentration en une substance conservative diminue jusqu'à 37% de sa concentration initiale, a été estimé entre 13 et 16 jours respectivement pour les saisons hivernale et estivale. Ces travaux ont également montré une disparité géographique importante entre l'entrée de la lagune et sa partie interne avec des durées de renouvellement deux à trois fois plus longues dans la zone interne.

Ainsi, les contaminants qui parviennent dans la Baie, notamment dans sa partie est, ont tendance à y demeurer assez longtemps, permettant une plus forte bioaccumulation par les mollusques que celle que l'on mesure dans des eaux mieux renouvelées (Marennes-Oléron par exemple). Cette particularité justifie la nécessité impérieuse de mieux maîtriser les apports de contaminants dans ce milieu, moins susceptible que d'autres de s'auto-épurer.

Comme évoqué au début de ce document, le nautisme est une activité importante sur le Bassin d'Arcachon avec environ 12 000 bateaux (dont 95 % de bateaux de plaisance) présents sur un plan d'eau d'une surface moyenne<sup>4</sup> de 71,5 km<sup>2</sup> (soit environ 168 navires par km<sup>2</sup>) et présentant un volume moyen<sup>5</sup> de 400 millions de m<sup>3</sup> (soit environ 30 bateaux par million de m<sup>3</sup>).

Ces chiffres peuvent être comparés, par exemple, avec ceux du Golfe du Morbihan<sup>6</sup>, dans lequel environ 7000 bateaux (dont une très grande majorité de bateaux de plaisance également) sont présents sur un plan d'eau de surface moyenne de 112 km<sup>2</sup> (soit 62 bateaux par km<sup>2</sup>) et présentant un volume moyen de 504 millions de m<sup>3</sup> (soit 14 bateaux par million de m<sup>3</sup>).

De plus, par rapport à d'autres zones côtières, les bateaux fréquentant le Bassin d'Arcachon restent presque tous à l'intérieur de la Baie, en raison du danger lié au franchissement des passes.

On ne sait pas si le nombre de bateaux présents sur le Bassin s'est récemment accru mais leur taille, la proportion de bateaux à moteur sur l'ensemble de la flottille et l'importance de leur motorisation ont augmenté au cours du temps.

Les quantités de carburant utilisées par les navires fréquentant le Bassin sont importantes : au total, en 2005, 1,3 million de litres de gazole et 2,8 millions de litres d'essence ont été vendus pour être consommés sur le Bassin. Il est à noter que ces volumes sont sans doute fortement sous-estimés puisque nous ne disposons d'aucune information sur les quantités de carburant délivrées en dehors des stations services portuaires et que cette pratique est loin d'être marginale. Il conviendrait également de comparer ces chiffres avec ceux d'autres ports situés dans des baies ou lagunes.

**La contamination des mollusques par les HAP (valeurs 2000-2004) est importante par rapport aux autres sites côtiers du littoral Manche-Atlantique et elle augmente depuis que ces composés sont recherchés dans les huîtres (1996). En raison du caractère non linéaire du phénomène de bio-accumulation, il n'est guère possible d'extrapoler cette augmentation pour les années à venir. Cependant, on ne peut que constater que les valeurs atteintes à ce jour ne sont plus très éloignées de la valeur guide de 500 µg.kg<sup>-1</sup> déterminée par l'AFSSA après le naufrage de l'Erika.**

<sup>4</sup> Surface en eau pour un demi marnage de coefficient de vive eau.

<sup>5</sup> Volume d'eau pour un demi marnage de coefficient de vive eau.

<sup>6</sup> Patrick Camus, Ifremer LER Morbihan Pays de Loire, comm. pers.



Il est difficile de savoir si cette augmentation n'est due qu'aux bateaux à moteur ou également aux voitures et aux habitations (*via* le chauffage) qui sont de plus en plus nombreuses sur les bassins versants de la Baie, en raison du fort accroissement du nombre d'habitants permanents dans les communes limitrophes du Bassin.

En effet, selon l'INSEE, la population des communes limitrophes du Bassin s'est fortement accrue entre 1990 (83 000 habitants permanents) et 2002 (104 000 habitants permanents). Cette augmentation est toujours d'actualité comme l'indique le nombre important de permis de construire instruits par le Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon entre 2000 et 2004 : 1 200 à 1 500 permis de construire par an représentant la création de 2 000 à 2 200 logements par an.

**Au regard de l'application de la Directive Cadre sur l'Eau, les teneurs en fluoranthène dans l'eau du Bassin, dérivées des concentrations dans les sédiments, situent dès maintenant "Arcachon amont" dans les masses d'eau en Risque de Non Atteinte du Bon Etat (RNABE) 2015 chimie pour ce paramètre.**

Les quantités de peintures antisalissure utilisées sur les navires fréquentant le Bassin d'Arcachon seraient comprises, selon les années et le mode de calcul, entre 10 000 et 23 000 litres. Ces peintures contiennent une forte proportion de cuivre et des teneurs en autres biocides variables selon les formulations.

Une bonne illustration de l'impact de ces peintures sur le milieu réside dans l'augmentation des teneurs en cuivre dans les mollusques du Bassin.

Certains des autres biocides utilisés dans les peintures ont également été trouvés dans les eaux du Bassin. Ainsi, à quelques décennies de distance, on a pu mettre en évidence la présence du TBT (et de la gravité de ses effets), puis celle de l'irgarol à des concentrations croissantes entre 1999 et 2005 (jusqu'à atteindre des valeurs pouvant s'avérer toxiques pour les végétaux).

Dans tous les cas, la mise en évidence de ces contaminants dans le milieu n'a pas été immédiate (*on ne trouve que ce que l'on cherche*) mais a fait suite à une période d'enquête sur la composition chimique des peintures. Dès lors, il semblerait cohérent que les organismes chargés du suivi des contaminants soient avertis des modifications de la composition chimique des peintures antisalissure afin d'adapter leurs recherches à ces nouveaux produits ainsi qu'à leurs produits de dégradation.

**Bien entendu, cette recommandation est également valable pour tous les autres usages des pesticides sur les bassins versants de la Baie.**

Pour préserver cet écosystème remarquable des effets d'une pression anthropique sans cesse croissante, il devient urgent de construire des indicateurs pertinents calculés chaque année et à partir desquels il sera possible d'apprécier de manière fiable l'évolution de la pression exercée par l'homme sur le milieu récepteur.

## Références bibliographiques

- Achard-Stablo C.** (1994). Conséquence sur la santé de la consommation des coquillages de pêche à pied dans le Bassin d'Arcachon en période estivale. *Mémoire D.E.S.S. Eau-Santé-Environnement*, Université Bordeaux 2, 54 p.
- Alzieu C., Michel P.** (1998). L'étain et les organoétains en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. *Repères Océan*, édit IFREMER, **15**, 104 p.
- Arzul G., Durand G.** (1999). Effet des herbicides sur la croissance in vitro du phytoplancton marin. In Actes de colloque "Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral », Saint-Brieuc, septembre 1999. Editions IFREMER, 86-94.
- Auby I., Maurer D.** (2004). Etude de la reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon. Rapport final. Rapport Ifremer R.INT.DEL/AR/04.05, 203 p+ annexes.
- Auby I., Bocquené G., Quiniou F., Dreno J.P.** (2007). Etat de la contamination du Bassin d'Arcachon par les insecticides et les herbicides sur la période 2005-2006. Impact environnemental. Rapport Ifremer RST/LER/AR/07-001, 72 p+annexes.
- Cassou-Mounat** (1975). La vie humaine sur le littoral des Landes de Gascogne : le milieu et l'homme, la diversité des cadres de vie vers l'aménagement. Cartes et croquis. *Thèse de Doctorat*, Institut de Géographie, Univ. Bordeaux II, 905 p + annexes.
- Chesworth J.C., Donkin M.E., Brown M.T.** (2004). The interactive effects of the antifouling herbicides Irgarol 1051 and diuron on the seagrass *Zostera marina* (L.). *Aquatic toxicology*, **66**, 293-305.
- Claisse D., Alzieu C.** (1993). Copper Contamination as a result of antifouling paint regulations? *Mar. Pollut. Bull.*, **26** (7), 395-397.
- E.R.E.A.** (1995). La pêche professionnelle et la pêche de loisir. Note à la Commission SMVM "Pêche et Cultures Marines", 8 Fev.1995, 16 p.
- Gough M.A., Fothergill J., Hendrie J.D.** (1994). A survey of Southern England coastal waters for the s-triazine antifouling compound Irgarol 1051. *Mar. Poll. Bull.*, **28** (10), 613-620.
- Guesdon S.** (1998). Recherche d'une relation éventuelle entre la présence de bateaux de plaisance au mouillage et la contamination des coques sur le Banc des Chiens. *Rapport de stage INTECHMER*, 32 p + annexes.
- Haynes D., Müller J., Carters S.** (2000). Pesticide and herbicide residues in sediments and seagrasses from the Great Barrier Reef World Heritage area and Queensland coast. *Mar. Poll. Bull.*, **41**(7-12), 279-287.
- Hall., Giddings J.M., Solomon K.R., Balcomb R.** (1999). An ecological risk assessment for the use of Irgarol 1051 as an algaecide for antifoulant paints. *Critical Reviews in Toxicology*, **29** (4), 367-347.
- Huet M., Paulet Y.M.** (2006). Estimation de la pollution par le tributylétain en 2006 à l'aide de l'imposex. Rapport final du contrat universitaire IFREMER N°2006550881451 (novembre 2006), 116 p.
- Huet M., Paulet Y.M.** (2007). Niveaux d'imposex le long des côtes de la Manche et de l'Atlantique en 2007. Rapport final du contrat universitaire IFREMER N°2007550881301 (novembre 2007), 78 p.
- KEMI** (1992a), Ecotoxicological evaluation of the antifouling compound 2-(tert-butylamino)- 4-(cyclopropylamino)-6-methylthio)-1,3,5-triazine, Irgarol. National Chemical Inspectorate (KEMI). Solna, Suède.
- Lambert SJ, Thomas KV, Davy AJ.** (2006). Assessment of the risk posed by the antifouling booster biocides Irgarol 1051 and diuron to freshwater macrophytes. *Chemosphere.*, **63**(5), 734-43.



- Laulhère J.** (2006). Les risques de pollution des eaux du Bassin d'Arcachon par les pesticides. *Rapport Master*, UFR Géographie, Histoire, Sciences de la Société, Université Paris 7, 213 p+ annexes.
- Manaud F.** (1974). Etude et Synthèse - Bassin d'Arcachon. C.N.E.X.O. 106 pp + atlas.
- Martinez K., Ferrer I., Hernando M.D., Fernandez-Alba A.R., Marcé R.M., Borrull F., Barcelo D.** (2001). Occurrence of antifouling biocides in the spanish mediterranean marine environment. *Environmental Technology*, **22**, 10 p.
- Nyström B., Becker-Van Slooten K., Bérard A., Grandjean D., Druart J.C., Leboulanger C.** (2002). Toxic effects of Irgarol 1051 on phytoplankton and macrophytes in Lake Geneva. *Water Research*, **36**, 2020-2028.
- Okamura H., Aoyama I., Liu D., Maguire R.J., Pacepavicius G.J., Lau Y.L.** (2000). Fate and ecotoxicity of the new antifouling compound irgarol 1051 in the aquatic environment. *Wat. Res.*, **34**(14), 3523-3530.
- Plus M., Maurer D., Stanisière J.-Y., Dumas F.** (2006). Caractérisation des composantes hydrodynamiques d'une lagune mésotidale, le Bassin d'Arcachon. *Rapport Ifremer RST/LER/AR/06.007*, 48 p. + annexes.
- Plus M., Stanisière J.-Y., Maurer D., Dumas F.** (2007). Etude comparative des composantes hydrodynamiques de deux systèmes côtiers mésotidaux, les Bassins d'Arcachon et de Marennes-Oléron. *Rapport Ifremer RST/LER/AR/07.001*, 25 p. + annexes.
- Readman J.W., Kwong L.L.W., Grondin D., Bartocci J., Villeneuve J.P., Mee L.D** (1993). Coastal water contamination from a triazine herbicide used in antifouling paints. *Environmental Science & Technology*, **27**, 1940-1942.
- Sauren S., Arzul G., Durand G., Hureau D.** (2005). Toxic effects of the antifoulants Diuron and Irgarol 1051 on the diatom *Chaetoceros gracilis*. Congrès SETAC, Lille, 22-26 mai 2005. (Poster)
- Scarlett A., Donkin M.E., Fileman T.W., Evans S.V. Donkin P.** (1999). Risk posed by the antifouling agent Irgarol 1051 to the seagrass *Zostera marina*. *Aquatic Toxicology*, **45** (2-3), 159-170.
- Thomas K.V., McHugh M., Hilton M., Waldock M.** (2003). Increased persistence of antifouling paint biocides when associated with paint particles. *Environmental Pollution*, **123**, 153-161.
- Thomas K.V., McHugh M., Walcock M.** (2002). Antifouling paint booster biocides in UK waters : inputs, occurrence and environmental fate. *The Science of the Total Environment*, **123**(1), 153-151.
- Tronczynski J., Moisan K., Bocquené G., Maggi P., Grison J.** (1999). Etude des zones côtières exposées à la contamination par les produits phytosanitaires. *Rapport d'étude IFREMER DEL/PC*, 33 p + annexes.