



## Table des matières

<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
1.1    RAPPEL DES FAITS.....	1
1.2    OBJECTIFS ET PORTÉE.....	1
<b>2. SUBSTANCES PRÉOCCUPANTES DANS LE MILIEU MARIN</b> .....	<b>2</b>
2.1    LA LUTTE CONTRE LES SUBSTANCES PRÉOCCUPANTES EN MÉDITERRANÉE: LE PROTOCOLE "TELLURIQUE" ET LE PAS .....	2
2.2    IDENTIFICATION DES SUBSTANCES PRIORITAIRES: COMPARAISON DE LISTES ÉTABLIES AU PLAN INTERNATIONAL .....	3
2.2.1 <i>Union européenne</i> .....	4
2.2.1.1  Premières initiatives pour protéger le milieu marin contre les substances dangereuses .....	4
2.2.1.2  La directive-cadre sur l'eau (DCE) .....	5
2.2.1.3  Directive-cadre "stratégie marine".....	7
2.2.2  OSPAR.....	8
2.2.3  HELCOM.....	9
2.2.4 <i>La Convention de Stockholm</i> .....	10
2.3    CRITÈRES ET PROCÉDURES D'IDENTIFICATION DES SUBSTANCES PRIORITAIRES	11
2.3.1 <i>Union européenne</i> .....	11
2.3.2  OSPAR.....	13
2.3.3  HELCOM.....	17
2.3.4 <i>Convention de Stockholm</i> .....	20
2.3.5 <i>Récapitulation et comparaison avec les critères du Protocole "tellurique"</i>	21
2.4    COMPARAISON DES LISTES.....	22
2.4.1 <i>Substances prioritaires communes</i> .....	22
2.4.2 <i>Comparaison avec le PAS</i> .....	27
<b>3. PRÉSENCE DE SUBSTANCES PRÉOCCUPANTES DANS LE MILIEU MARIN MÉDITERRANÉEN</b> .....	<b>27</b>
3.1    SOURCES DE DONNÉES.....	27
3.1.1  MED POL.....	27
3.1.2 <i>Réseaux nationaux de surveillance continue</i> .....	28
3.1.3 <i>Littérature scientifique</i> .....	29
3.2    MÉTAUX ET COMPOSÉS APPARENTÉS .....	31
3.2.1 <i>Métaux lourds (Cd, Pb, Hg) dans les sédiments</i> .....	31
3.2.2 <i>Métaux lourds (Cd, Pb, Hg) dans les biotes</i> .....	33
3.2.3 <i>Composés organostanniques</i> .....	38
3.3    HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES .....	44
3.4    COMPOSÉS ORGANOHALOGÉNÉS .....	46
3.4.1  PCB.....	46
3.4.2 <i>Dioxines et furannes</i> .....	49
3.4.3 <i>Retardateurs de flamme bromés</i> .....	55
3.4.4  PFOS .....	57
3.4.5 <i>Paraffines chlorées</i> .....	58
3.5    PESTICIDES/BIOCIDES ORGANOHALOGÉNÉS.....	59
3.5.1  DDT.....	59

3.5.2	<i>Hexachlorobenzène</i> .....	64
3.5.3	<i>Lindane (γ-HCH)</i> .....	66
3.6	AUTRES.....	66
3.6.1	<i>Nonyl- et octyl-phénols</i> .....	66
3.6.2	<i>Phthalates</i> .....	67
3.7	VUE D'ENSEMBLE.....	67
<b>4.</b>	<b>ÉMISSION DE SUBSTANCES PRÉOCCUPANTES DANS LES PAYS MÉDITERRANÉENS</b> .....	<b>69</b>
4.1	SOURCES DE DONNÉES.....	69
4.2	LE BILAN DE BASE NATIONAL: DONNÉES DISPONIBLES .....	70
4.3	ÉMISSIONS PAR SECTEURS D'ACTIVITÉ.....	74
<b>5.</b>	<b>REVUE DES VALEURS LIMITES D'ÉMISSION</b> .....	<b>80</b>
5.1	VLE ADOPTÉES DANS DES CADRES INTERNATIONAUX ET RÉGIONAUX .....	80
5.2	LES VLE DANS LE CADRE DU SYSTÈME DU PAM .....	83
<b>6.</b>	<b>CONCLUSIONS</b> .....	<b>86</b>
	<b>RÉFÉRENCES</b> .....	<b>88</b>
	<b>ANNEXE A. LISTES DE SUBSTANCES POTENTIELLEMENT PRÉOCCUPANTES POUR LE MILIEU MARIN</b> .....	<b>96</b>
	<b>ANNEXE B. RÉFÉRENCES JURIDIQUES CONCERNANT L'ADOPTION DE VLE PAR L'UE, HELCOM ET OSPAR.</b> .....	<b>110</b>



## 1. Introduction

### 1.1 Rappel des faits

Dans le cadre de la mise en œuvre du Programme d'actions stratégiques (PAS), dont le document opérationnel a été adopté par la Douzième réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (Monaco, novembre 2001), les pays méditerranéens ont préparé des plans d'action sectoriels et des plans d'action nationaux (PAN) sur la base des Bilans diagnostiques nationaux (BDN) et des Bilans de base (BB) d'émissions/rejets de polluants.

L'élaboration des PAN représente l'objectif opérationnel à long terme du Programme d'actions stratégiques (PAS), puisqu'on en attend une description du processus de réduction de la pollution à obtenir par les pays en tirant parti de tous les résultats des diverses activités du PAS. Les PAN ont été établis par tous les pays de la région et le processus de leur préparation a été officiellement approuvé par la Quatorzième réunion des Parties contractantes tenue en Slovénie en novembre 2005.

La Quinzième réunion des Parties contractantes, qui a eu lieu à Almeria (Espagne) en janvier 2008, a adopté la décision IG 17/8 ainsi libellée:

1. poursuivre, dans toute la mesure du possible, la mise en œuvre des PAN, approuvés en 2005, en prévision de leur révision en 2011; pendant tout le processus, le Secrétariat continuera d'aider les pays en menant des activités de renforcement de leurs capacités sur des aspects techniques, institutionnels et financiers;
2. procéder dans le cadre du MED POL à :
  - a. Identifier les substances et secteurs prioritaires en 2008-2009;
  - b. Identifier un mécanisme de différenciation en 2008-2009 en vue de l'application de valeurs limites d'émission (VLE) régionales, en se fondant sur les MTD, et lancer un processus d'élaboration d'objectifs de qualité de l'environnement (OQE), régionaux et/ou sous-régionaux, selon le cas, pour le milieu marin;
  - c. Identifier les éléments et indicateurs pertinents découlant de la mise en œuvre de l'approche écosystémique;
3. élaborer pour 2011 des programmes et des plans d'action contenant des mesures et des calendriers d'application juridiquement contraignants visés à l'article 15 du Protocole "tellurique", en prenant en considération la possibilité d'utiliser, à cette fin et aux fins de révision des PAN, les éléments issus du processus ci-dessus indiqué.

### 1.2 Objectifs et portée

Le présent rapport a pour but **de fournir des informations de base à utiliser pour la sélection de substances devant faire l'objet d'actions prioritaires** grâce à l'application de mesures basées sur les valeurs limites d'émission(VLE)<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> Aux fins de la présente étude, les VLE sont définies comme 'le rejet/émission maximum admissible d'une substance provenant d'une opération industrielle dans l'air, l'eau ou le sol. Il peut s'agir d'une concentration limite et/ou d'une charge maximale sur une période donnée dans le courant de rejet'.

À cette fin, les objectifs suivants ont été fixés:

- (a) Identifier des substances communes préoccupantes pour le milieu marin en recourant à une comparaison de listes de substances prioritaires établies au plan international.
- (b) Examiner les informations disponibles sur la présence de substances préoccupantes dans le milieu marin méditerranéen.
- (c) Examiner les données disponibles sur les principaux secteurs d'activité contribuant au émissions/rejets de substances préoccupantes.
- (d) Recenser les VLE déjà adoptées dans d'autres cadres juridiques internationaux ou conventions marines régionales en vue de réduire la pollution due à des substances préoccupantes.

Le document est agencé en quatre sections dont chacune est consacrée à l'un des objectifs ci-dessus.

## **2. Substances préoccupantes dans le milieu marin**

Dans cette section, il est procédé à un relevé des substances préoccupantes pour le milieu marin (en raison, par exemple, de leurs propriétés toxicologiques), ainsi qu'à une analyse des modalités selon lesquelles ces substances ont été classées selon leur priorité dans différentes conventions internationales et régionales.

### **2.1 La lutte contre les substances préoccupantes en Méditerranée: le Protocole "tellurique" et le PAS**

Le Plan d'action pour la Méditerranée (PAM) est un effort de coopération régionale associant les 21 pays riverains de la mer Méditerranée, ainsi que l'Union européenne, qui a été lancé en 1975. Dans le cadre du PAM, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone et à ses Protocoles sont déterminées à relever les défis de la protection du milieu marin et côtier tout en impulsant les plans nationaux et régionaux de réalisation du développement durable.

La Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution (Convention de Barcelone) a été adoptée initialement en 1976, puis elle a été amendée en 1995. Sept Protocoles dont chacun traite un aspect spécifique de la préservation de l'environnement de la Méditerranée complètent le cadre juridique du PAM:

- Protocole "immersions" (effectuées par les navires et aéronefs)
- Protocole "prévention et situations critiques" (pollution par les navires et situations d'urgence)
- Protocole sur la pollution provenant de sources et activités situées à terre (Protocole "tellurique")
- Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique
- Protocole "offshore" (pollution due à l'exploration et l'exploitation au large)

- Protocole "déchets dangereux"
- Protocole relatif à la gestion intégrée des zones côtières (GIZC).

Le Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution provenant de sources et activités situées à terre (**Protocole "tellurique"**) est la principale référence concernant la réduction des polluants dans la région. Aux termes de ses dispositions générales (art.1), les Parties "*prennent toutes mesures appropriées pour prévenir, réduire, combattre et éliminer dans toute la mesure possible la pollution de la zone de la mer Méditerranée due aux déversements par les fleuves, les établissements côtiers ou les émissaires, ou émanant de toute autre source et activité terrestre située sur leur territoire, priorité étant accordée à l'élimination progressive des apports de substances toxiques, persistantes et susceptibles de bioaccumulation*".

À cette fin, les Parties élaborent et mettent en œuvre les plans d'action et programmes, nationaux et régionaux, contenant des mesures et des calendriers d'application (art. 5). Le Protocole comprend en son annexe I quelques éléments à prendre en compte lors de l'élaboration de ces plans d'action, programmes et mesures, comme les secteurs d'activité à envisager en premier lieu, les caractéristiques des substances dans l'environnement, et les catégories de substances à prendre en compte.

Récemment (11 mai 2008), les amendements de 1996 au Protocole "tellurique" (adopté à l'origine en 1980) sont enfin entrés en vigueur, un développement qui accélère, pour les pays méditerranéens, le processus de formulation de plans d'action et programmes régionaux à court et moyen terme contenant des mesures et des calendriers d'application juridiquement contraignants, ainsi qu'il est stipulé à l'art. 15 de la Convention de Barcelone. Selon cet article, les plans et programmes doivent être approuvés dans un délai d'un an après l'entrée en vigueur du Protocole et deviennent alors juridiquement contraignants.

En fait, le Programme MED POL avait déjà, bien avant, préparé le terrain à l'élaboration des plans et mesures précités dans le cadre d'un processus amorcé en 1996 et qui avait culminé en 1997 avec l'adoption d'un Programme d'actions stratégiques (PAS) visant à combattre la pollution due à des activités menées à terre et, ensuite, des Plans d'action nationaux, récemment approuvés par les pays.

Le **Programme d'actions stratégiques (PAS)** est une initiative tournée vers l'action en recensant les catégories cibles prioritaires de substances et activités polluantes que les pays méditerranéens ont à éliminer ou à maîtriser dans un délai prescrit (jusqu'à l'horizon 2025) pour l'application de mesures et interventions spécifiques de réduction de la pollution.

En 2004–2005, tous les pays méditerranéens ont préparé leurs **plans d'action nationaux (PAN)** respectifs, qui exposent quelles sont les mesures de réduction de la pollution qui seront appliquées, par qui et avec quels fonds elles le seront, en prenant en considération les questions environnementales et socio-économiques, les cadres législatifs et les infrastructures disponibles.

## **2.2 Identification des substances prioritaires: comparaison de listes établies au plan international**

Pour procéder à une comparaison au plan international, nous avons retenu les conventions marines et les cadres juridiques internationaux où une procédure systématique avait été établie pour recenser, classer par ordre prioritaire et approuver des listes de substances préoccupantes pour le milieu aquatique ou marin. Une brève description de ces listes et procédures est fournie ci-dessous.

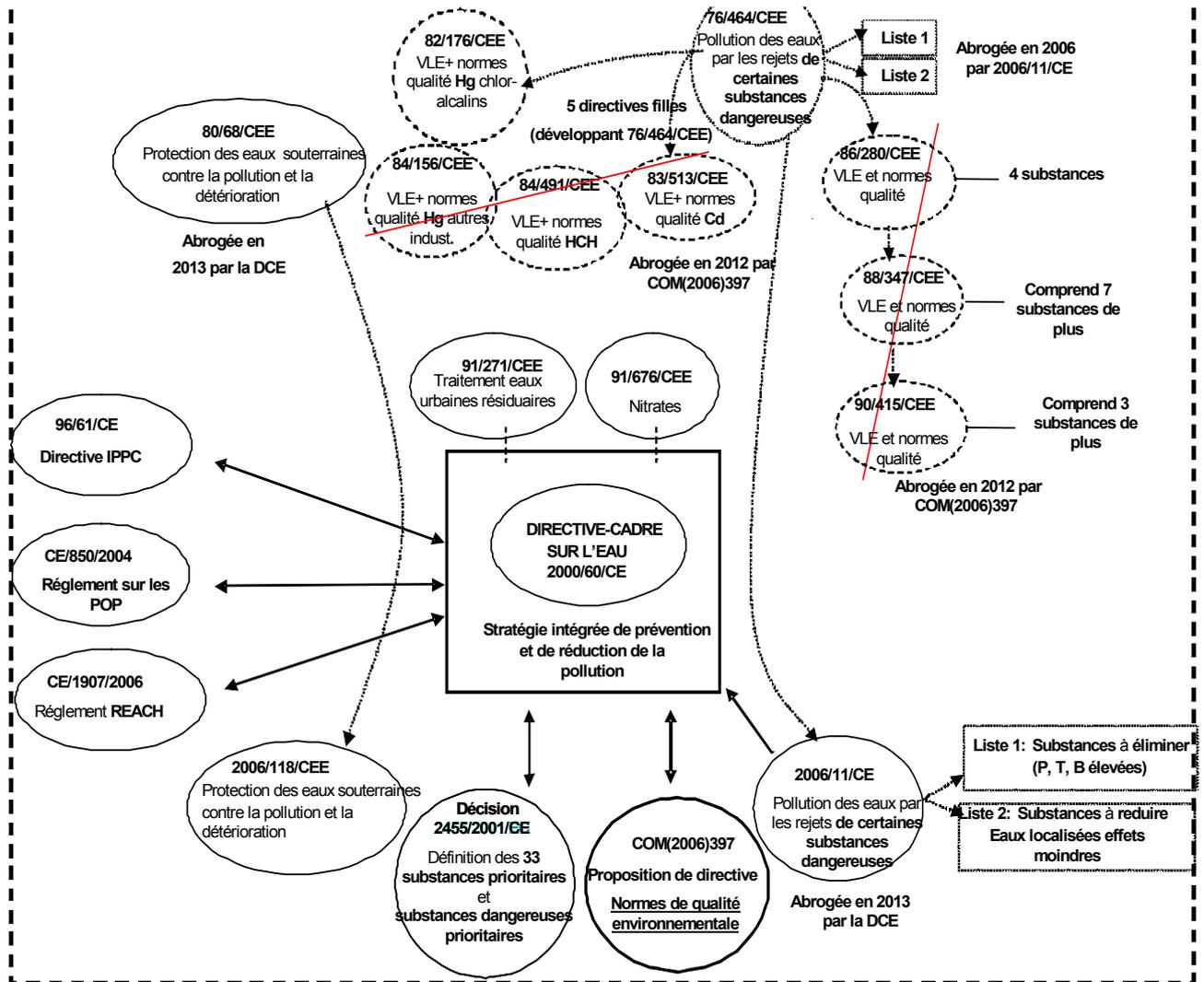
## 2.2.1 Union européenne

### *2.2.1.1 Premières initiatives pour protéger le milieu marin contre les substances dangereuses*

La législation européenne sur l'eau réglementant les substances dangereuses dans le milieu aquatique (voir Figure 1) a commencé à être développée vers le milieu des années 1970 avec l'approbation de la directive 76/464/CEE concernant "la pollution causée par certaines **substances dangereuses** déversées dans le milieu aquatique de la Communauté". Cette directive identifiait différentes masses d'eau en fonction de leurs conditions environnementales et elle établissait deux listes de substances en tenant compte du degré de risque qu'elles présentaient pour le milieu marin. Le risque était évalué sur la base de critères pour chaque composé, à savoir sa persistance, sa toxicité et son potentiel de bioaccumulation. La première liste comprenait les substances jugées les plus dangereuses, avec pour finalité principale de les éliminer du milieu aquatique grâce à la fixation de valeurs limites d'émission et normes de qualité. La deuxième liste comprenait des substances moins dangereuses sujettes à une réduction progressive dans l'environnement et pour lesquelles des objectifs de qualité devaient être déterminés. Cette directive fut une première tentative pour réduire les concentrations de plusieurs polluants dans le milieu aquatique en vue d'assurer le bon état chimique des eaux de la région européenne.

Lors des dix ans qui ont suivi, la directive 76/464/CEE a été développée par 5 directives différentes avec leurs modifications, qui sont connues comme "directives filles de la 76/464/CEE". Elles fixaient les valeurs limites et les objectifs de qualité pour des polluants inscrits sur la première liste de la directive 76/464/CEE, en tenant compte à l'occasion des secteurs dont ils émanaient. Ainsi, les directives 82/176/CEE et 84/156/CEE fixaient les valeurs limites d'émission et les objectifs de qualité pour les rejets de mercure du secteur de l'électrolyse des chlorures alcalins et d'autres secteurs. Les directives 83/513/CEE et 84/149/CEE réglementaient les rejets de cadmium et d'hexachlorocyclohexane, respectivement; enfin, la directive 86/280/CEE et ses modifications ultérieures, les directives 88/347/CEE et 90/415/CEE, fixaient les valeurs limites d'émission et les objectifs de qualité pour les rejets de 14 substances dangereuses inscrites sur la Liste I de la directive 76/464/CEE.

Parallèlement, la directive 80/68/CEE, concernant la protection des eaux souterraines contre la pollution causée par certaines substances dangereuses a été adoptée le 17 décembre 1979 dans le but de prévenir la pollution des eaux souterraines par plusieurs substances également classées en deux listes (annexes I et II). À l'instar de la directive 76/464/CEE, son objectif était de prévenir le rejet dans eaux souterraines des substances figurant sur la première liste et de limiter le rejet de celles figurant sur la deuxième.



**Figure 1** Le cadre juridique européen pour protéger le milieu aquatique contre les substances dangereuses.

D'autres initiatives législatives concernant la protection du milieu aquatique ont également été prises au cours des années 1990, telles que la directive "nitrates" 91/676/CEE et la directive 91/271/CEE relative au traitement des **eaux urbaines résiduelles**. Cependant, une trop grande dispersion du cadre législatif destiné à protéger le milieu aquatique tout comme les lacunes subsistant dans plusieurs autres domaines, ont conduit à élaborer une législation plus globale et intégrative, avec l'approbation de la directive-cadre sur l'eau.

### 2.2.1.2 La directive-cadre sur l'eau (DCE)

La directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE) a été adoptée le 23 octobre 2000. Elle était conçue dans l'intention d'établir un cadre général pour une politique communautaire de gestion du domaine de l'eau en cherchant à atteindre au final un bon état écologique de toutes les masses d'eau. La DCE énonce les grands principes communs qui doivent prévaloir lorsqu'on adopte de nouvelles politiques pour protéger et améliorer la qualité du milieu marin. En outre, elle assoit les bases de la législation à venir en prévoyant l'intégration du secteur de l'eau dans d'autres domaines politiques (comme l'énergie et l'agriculture).

À cette fin, la directive énonce des définitions et dispositions pour toutes les masses d'eau, ainsi que l'engagement à assurer à l'eau un statut de bon état écologique, et ce depuis l'échelon du bassin hydrographique. En ce qui concerne la gestion des substances dangereuses, la DCE prescrit "la réduction progressive des rejets de substances dangereuses dans l'eau", l'objectif final étant "d'atteindre des concentrations proches des niveaux de fond pour les substances présentes naturellement, et proches de zéro pour les substances synthétiques produites par l'homme". Les 'substances dangereuses' sont définies comme "*les substances ou groupes de substances qui sont toxiques, persistantes et bioaccumulables, et autres substances ou groupes de substances qui sont considérées, à un degré équivalent, comme sujettes à caution*".

Une approche combinée est adoptée pour les sources ponctuelles et diffuses, sur la base de valeurs limites d'émission pour la réduction de la pollution à la source ainsi que de normes de qualité environnementale afin d'assurer un bon état écologique des eaux. La directive stipule également la nécessité de dresser une liste des substances prioritaires et des substances dangereuses prioritaires présentant un risque significatif pour ou via l'environnement aquatique, en plus d'un ensemble de mesures antipollution. Les émissions, les rejets ou les pertes de substances dangereuses prioritaires dans l'environnement sont à éliminer ou à supprimer progressivement, alors que les substances prioritaires devraient faire l'objet d'une réduction progressive.

La directive-cadre sur l'eau constitue un *corpus* général de l'action communautaire qui relie toutes les législations concernant la gestion de l'eau dans tous les domaines, en assurant la cohérence entre les directives et les programmes ainsi que la coordination entre les États membres avec les mêmes régions marines. Par conséquent, la DCE reprend plusieurs directives présentes, telles que celles précédemment mentionnées. Dès que les principales dispositions sont appliquées, la DCE remplace certaines politiques précédentes, avant tout le cadre concernant les substances dangereuses défini par la directive 76/464/CEE, et les dispositions de la directive 80/68/CEE sur la protection des eaux souterraines contre la pollution.

Par exemple, la décision 2455/2001/CE du Parlement européen et du Conseil du 20 novembre 2001 a établi la **liste des substances prioritaires et des substances dangereuses prioritaires** dans le domaine de la politique européenne de l'eau sur la base de critères de toxicité, persistance et potentiel de bioaccumulation. La liste, qui a été dressée en surveillant l'état des eaux de surface des États membres et en recourant à des programmes de modélisation, est devenue l'annexe X de la directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE). Elle classait par ordre de priorité une sélection de 33 substances ou groupes de substances qui pouvaient présenter un risque pour l'environnement aquatique; 13 sont actuellement considérées comme substances dangereuses prioritaires, bien que certains de ces polluants soient sujets à reclassement en composés prioritaires ou composés dangereux prioritaires. Comme l'indique la directive-cadre sur l'eau, des normes de qualité et des mesures de contrôle des émissions ont dû être conçues au niveau communautaire pour chaque polluant figurant sur cette liste.

L'on prévoit aussi que la récente proposition de directive COM(2006)397 sur les normes de qualité environnementale pour les eaux de surface étoffera la DCE. Elle fixe des objectifs de qualité concernant la présence dans les eaux de surface des substances et groupes de substances précédemment identifiées comme polluants prioritaires par la DCE (annexe X, décision 2455/2001/CE). Les normes de qualité proposées sont les concentrations limites (seuils) pour chaque composant et différents types de masse d'eau. Elles ont pour but d'assurer la qualité à long terme du milieu aquatique – en fixant une concentration moyenne annuelle – et de le protéger contre les pics de pollution – en fixant une concentration maximale admissible pour chaque composé. Cette proposition reprend et intègre les "directives filles" de 76/464/CEE, à

savoir les directives 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE et 6/280/CEE, avec effet à compter du 22 décembre 2012.

En 2006, d'autres politiques ont été adoptées en conformité avec la DCE. La directive 2006/118/CE sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration est destinée à combler la lacune laissée par l'abrogation de la directive 80/68/CEE en 2013. De même, la nouvelle directive 2006/11/CE sur la "pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté" a actualisé et remplacé la directive 76/464/CEE sur les substances dangereuses et restera en vigueur jusqu'à ce qu'elle soit abrogée par la DCE en 2013.

Comme la plupart des politiques contemporaines de l'UE, la DCE a été formulée dans le respect du principe de précaution, selon lequel il est nécessaire d'anticiper les dommages avant qu'ils surviennent. En ce sens, la gestion des substances dangereuses au titre de la DCE s'inscrit très clairement dans le cadre de plusieurs directives appliquant le même principe et concernant les composés chimiques dangereux, telles que la directive 96/61/CE relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution (directive IPPC), le règlement (CE) n° 850/2004 sur les POP et le règlement (CE) n° 1907/2006 sur le contrôle des substances chimiques (REACH). La directive IPPC vise à prévenir ou réduire les émissions/rejets de polluants dans l'atmosphère, l'eau et le sol en fixant des exigences *a minima* pour l'autorisation des activités industrielles et agricoles. De même, le règlement (CE) n° 850/2004 vise à limiter la pollution par les polluants organiques persistants (POP), et notamment les composés réglementés au titre de la Convention de Stockholm. Enfin, le nouveau règlement européen sur les substances chimiques (CE) n° 1907/2006 (règlement REACH) vise un niveau de protection plus élevé de la santé humaine et de l'environnement. Il préconise une identification meilleure et plus précoce des propriétés intrinsèques des substances chimiques et exige le remplacement progressif des substances chimiques les plus dangereuses quand d'autres solutions ont été définies.

### 2.2.1.3 Directive-cadre "stratégie marine"

La nécessité d'instaurer un cadre législatif pour la protection du milieu marin a découlé de la détérioration manifeste des mers et océans et du manque d'instruments juridiques pertinents et précis permettant de renforcer la protection du milieu marin. Il existe un grand nombre de mesures sectorielles qui contribuent en partie à la protection des zones marines mais elles ne sont pas expressément conçues pour le milieu marin. D'autre part, il est nécessaire de travailler en coopération avec d'autres instances internationales qui contribuent également à la protection des mers régionales en vue d'atteindre les objectifs convenus.

La décision 1600/2002/CE du Parlement européen et du Conseil a institué le Sixième programme d'action communautaire pour l'environnement et a requis l'élaboration de sept stratégies thématiques, dont notamment la protection de l'environnement marin. Ainsi, depuis 2002, plusieurs propositions de directives ont abouti à l'adoption récente de la directive 2008/56/CE du 17 juin 2008, dans le domaine de la politique concernant le milieu marin (dite **la directive-cadre "stratégie marine"**), qui est en conformité avec la DCE. La directive constitue le cadre législatif pour la gestion du milieu marin et elle énonce les principes communs permettant d'adopter les mesures et programmes correspondants. En outre, elle assure aussi la coordination entre les autres politiques et secteurs européens, comme la Politique commune de la pêche ou la toute prochaine politique maritime européenne.

La Stratégie marine vise à promouvoir l'utilisation durable des mers et à restaurer les écosystèmes marins en vue d'obtenir un bon état écologique d'ici à 2020 au plus tard. Les régions marines suivantes sont définies: la mer Baltique, l'océan Atlantique du

Nord-Est, la mer Méditerranée et la mer Noire, y compris leurs différentes sous-régions. La directive stipule que chaque État membre doit développer sa propre stratégie marine en vue d'apporter une réponse aux diverses menaces qui pèsent sur sa mer régionale. En ce sens, la coordination entre les États membres et avec les conventions des mers régionales est essentielle et devient un aspect à prendre en compte pour la surveillance des régions marines. Il incombe aux États membres d'établir des programmes de surveillance continue coordonnés pour évaluer l'état du milieu marin et constater l'efficacité des mesures adoptées.

Plusieurs annexes à la directive fournissent des indications scientifiques et techniques qui permettent de décrire l'état du milieu marin et ses caractéristiques physiques, chimiques et biologiques. S'agissant de la pollution par les substances dangereuses, l'annexe V spécifie des groupes généraux de substances synthétiques et non-synthétiques qui sont considérées comme nocives pour le milieu marin, mais ces groupes pourront donner lieu dans l'avenir à des changements et à des mises à jour.

## 2.2.2 OSPAR

La Convention d'Oslo de 1972 – également dénommée la Convention pour la prévention de la pollution marine par les opérations d'immersion effectuées par les navires et les aéronefs – est entrée en vigueur en 1974. La Convention réglementait les opérations d'immersion portant sur des déchets industriels, des débris de dragage et des boues d'épurations. La Convention de Paris – ou Convention pour la prévention de la pollution marine d'origine tellurique – a été établie en 1974 et est entrée en vigueur en 1978. Son but principal était de prévenir, réduire et, si nécessaire, éliminer de la zone de la Convention la pollution d'origine tellurique, à savoir les déversements par les fleuves, les émissaires, la pollution provenant de la côte, des installations au large, et celle véhiculée par l'atmosphère.

Les tâches prescrites dans les deux Conventions étaient à l'origine assumées par deux commissions distinctes, les Commissions d'Oslo et de Paris. En 1978, les deux Commissions ont établi un programme conjoint de surveillance continue, faisant obligation aux Parties contractantes d'amorcer des activités de surveillance d'un certain nombre de paramètres dans leurs masses d'eau.

Au cours des années 1980, la politique des Commissions d'Oslo et de Paris a suivi l'évolution générale de la politique environnementale de l'Europe occidentale, formulée aux Conférences ministérielles pour la protection de la mer du Nord. Il fut rapidement admis que les Conventions d'Oslo et de Paris existantes ne permettaient pas de maîtriser suffisamment certaines des nombreuses sources de pollution, et qu'il y avait lieu de les réviser (Roose et Brinkman, 2005). Ce constat a abouti non pas à une révision des conventions originelles mais, de manière plus conséquente, à la fusion de deux Commissions dans une seule et des deux Conventions dans une nouvelle Convention - la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est ou Convention OSPAR<sup>2</sup>, ouverte à signature en septembre 1992.

Les travaux accomplis au titre de la Convention sont gérés par la Commission OSPAR, constituée par les représentants des gouvernements des 15 Parties contractantes et de la Commission européenne, laquelle représente la Communauté européenne. Ces travaux reposent sur les orientations fournies par les déclarations et communications ministérielles faites à l'adoption de la Convention et aux réunions ministérielles de la Commission OSPAR. Ils appliquent l'approche écosystémique de la gestion des activités humaines et s'articulent autour de six stratégies:

---

<sup>2</sup> <http://phw.ospar.org>

- Protection et conservation de la biodiversité et des écosystèmes marins
- Eutrophisation
- Substances dangereuses
- Industrie pétrolière et gazière au large
- Substances radioactives
- Surveillance continue et évaluation.

La **Stratégie relative aux substances dangereuses** a pour objectif de prévenir la pollution de la zone maritime par une réduction continue des rejets, des émissions et des pertes de substances dangereuses, dans le but ultime d'obtenir dans le milieu marin des concentrations qui soient proches des valeurs de fond pour les substances présentes naturellement et proches de zéro pour les substances synthétiques produites par l'homme.

S'agissant de son calendrier, la Stratégie concernant les substances dangereuses prévoit par ailleurs que la Commission appliquera cette stratégie progressivement en portant tous ses efforts vers un objectif d'arrêt des rejets, émissions et pertes de substances dangereuses à l'horizon 2020. Pour appliquer cette stratégie, une liste de substances potentiellement préoccupantes et une liste de produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires ont été établies et seront détaillées plus loin.

Pour surveiller la qualité environnementale dans l'ensemble de l'Atlantique du Nord-est, un **Programme conjoint de surveillance continue et d'évaluation** (connu sous le sigle **JAMP**) a été mis en place en 1995, et le premier rapport sur l'état qualitatif a été publié en 2000. En 2003, une nouvelle Stratégie pour le JAMP a été adoptée, qui prévoit les travaux à appuyer pour réaliser une série d'évaluations thématiques, devant aboutir à une évaluation complète en 2010.

### 2.2.3 HELCOM

La Commission pour la protection du milieu marin de la mer Baltique, ou Commission d'Helsinki (HELCOM), est l'organe directeur de la Convention sur la protection du milieu marin de la zone de la mer Baltique, signée en 1992<sup>3</sup>. Le principal objectif d'HELCOM est de protéger le milieu marin de la mer Baltique contre toutes les sources de pollution, et de restaurer et sauvegarder son équilibre écologique. Les Parties contractantes à HELCOM sont présentement l'Allemagne, la Communauté européenne, le Danemark, l'Estonie, la Finlande, la Lettonie, la Lituanie, la Pologne, la Russie et la Suède.

Le montage est très semblable à celui d'OSPAR, et nombre des principes – tels que "les meilleures pratiques environnementales", "les meilleures techniques disponibles" et le principe "pollueur-payeur" – sont adoptés et appliqués par HELCOM (Roose et Brinkman, 2005). Les priorités d'HELCOM s'apparentent également aux stratégies OSPAR:

- Eutrophisation, en particulier pour la contribution de l'agriculture
- Substances dangereuses
- Secteur du transport routier
- Secteur du transport maritime, notamment l'application de la Stratégie pour la Baltique
- Impacts sur l'environnement de la gestion de la pêche et des pratiques halieutiques
- Protection et conservation de la biodiversité marine et côtière

---

<sup>3</sup> <http://phw.helcom.fi>

- Mise en œuvre du Programme d'action conjoint et complet pour l'environnement et des recommandations HELCOM.

L'objectif d'HELCOM en ce qui concerne les **substances dangereuses** est de prévenir la pollution de la zone de la Convention par une réduction continue des rejets, émissions et pertes de substances dangereuses en vue de leur suppression à l'horizon 2020, et cela dans le but ultime d'obtenir dans l'environnement des concentrations proches des valeurs de fond pour les substances présentes à l'état naturel et proches de zéro pour les substances de synthèse produites par l'homme (recommandation HELCOM 19/5, mars 1998).

La recommandation contient une liste de nombreuses substances préoccupantes, dont HELCOM a retenu 42 substances dangereuses appelant des mesures prioritaires immédiates. Ces substances comprennent des pesticides et biocides comme le lindane et le pentachlorophénol, des métaux comme le mercure et le plomb et leurs composés, et des produits industriels comprenant des paraffines chlorées à chaîne courte et les nonylphénols.

La surveillance continue et l'évaluation font partie intégrante de la Convention et, aux termes de celle-ci, "les émissions dans l'air et les rejets dans l'eau provenant de sources ponctuelles et de sources diffuses devraient être mesurés et calculés par les Parties contractantes selon des modalités scientifiques appropriées". Tous les cinq ans, la Commission publie une "Évaluation périodique de l'état de l'environnement de la zone de la mer Baltique" fondée sur les activités de surveillance continue menées dans la zone.

#### 2.3.4 La Convention de Stockholm

La Convention de Stockholm est un traité mondial visant à protéger la santé humaine et l'environnement contre les polluants organiques persistants (consacrés par l'usage sous l'acronyme de POP) qui a été signé par 151 gouvernements<sup>4</sup>. En appliquant la Convention, qui a été adoptée en 2001 et est entrée en vigueur en 2004, les gouvernements sont tenus de prendre des mesures pour réduire ou éliminer les émissions et rejets de POP dans l'environnement.

La Convention de Stockholm a identifié **12 POP prioritaires**: aldrine, chlordane, DDT, dieldrine, endrine, heptachlore, hexachlorobenzène, mirex, PCB, polychlorodibenzodioxines (PCDD), PCDF et toxaphène. En vertu de la Convention, toute Partie peut présenter des propositions d'inscription de nouveaux produits chimiques sur les listes. Ces propositions sont examinées par le Comité d'étude des POP, lequel engage alors un processus d'examen comprenant une évaluation de la gestion des risques.

La Convention de Stockholm sur les POP et d'autres accords internationaux prescrivent qu'il convient de réaliser des activités de surveillance pour vérifier l'application effective des conventions et la diminution des niveaux de polluants persistants. Certaines activités de surveillance continue sont déjà menées, mais des méthodologies différentes sont utilisées et la comparaison des données est souvent très difficile (Roose et Brinkman, 2005).

---

<sup>4</sup> <http://phw.pops.int>

## 2.3 Critères et procédures d'identification des substances prioritaires

### 2.3.1 Union européenne

Dans l'UE, les substances prioritaires dans le milieu aquatique figurent sur une liste de la décision 2455/2001/CE qui intègre la législation précédente et est devenue l'annexe X de la directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE). La procédure de base pour identifier ces substances consistait dans le système de fixation des priorités associant la surveillance et la modélisation (COMMPS) (Klein et al., 1999; Commission européenne 2001).

Lors de la phase initiale de la procédure COMMPS, les substances prioritaires ont été à nouveau sélectionnées parmi la liste des substances dangereuses sur la base des constatations concernant le risque intrinsèque, l'étendue de la contamination de l'environnement et d'autres facteurs avérés pouvant être un indice possible de contamination étendue comme le volume de production ou d'utilisation. Ensuite, les indices d'exposition – sur la base de la surveillance des eaux de surface et des données de la modélisation – et les indices d'impact étaient calculés, ce qui conduisait à obtenir finalement un coefficient de priorité d'après le risque, essentiellement en multipliant les deux indices précédents. La liste était contrôlée au regard de la liste OSPAR, d'autres listes de la législation communautaire et des listes résultant d'accords internationaux comme la Convention de Stockholm sur les POP.

Pour l'affectation finale d'une substance prioritaire, "des considérations supplémentaires" étaient prises en compte pour confirmer ou refuser le statut de la substance. Ces "considérations supplémentaires" incluaient une autre législation de la Communauté ou des accords internationaux pertinents, la production et l'utilisation de la substance, les impacts socio-économiques de l'arrêt ou de la suppression progressive et le potentiel présumé de perturbation endocrinienne de la substance.

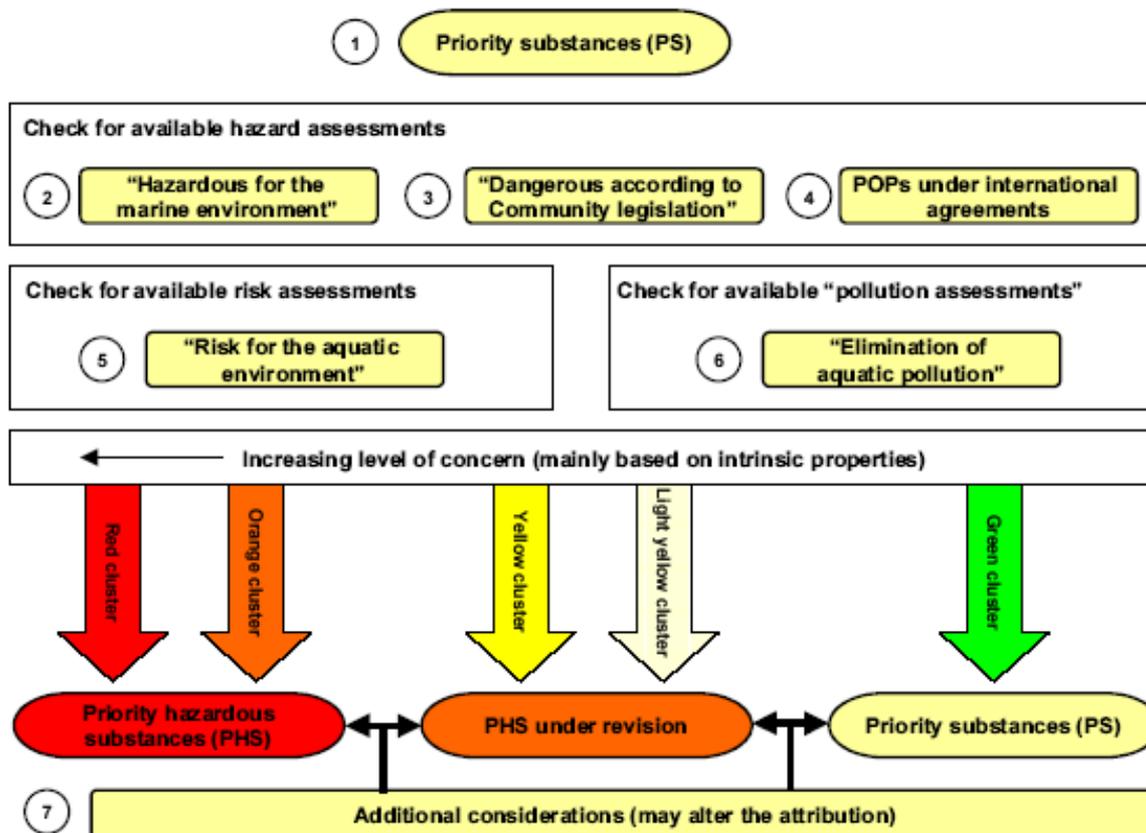
L'ensemble de la procédure est schématisé sur la figure 2. À chaque stade, un contrôle est effectué avec diverses listes de pointage, et les différents stades sont récapitulés ci-dessous:

- Contrôle 1: Sélection de substances prioritaires conformément à l'article 16(2) de la directive-cadre sur l'eau comme liste de base pour laquelle l'identification sera appliquée.
- Contrôle 2: Identification des substances prioritaires à inscrire sur la "Liste OSPAR de produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires" telle que mise à jour et adoptée à OSPAR 2000 et le "Projet de Liste de substances potentiellement préoccupantes" comprenant l'identification des "Critères de sélection" des substances.
- Contrôle 3: Identification des substances prioritaires destinées à être classées comme "dangereuses pour l'environnement" ou cancérigènes, mutagènes ou toxiques pour la reproduction.
- Contrôle 4: Identification de substances prioritaires dans le cas d'accords de suppression progressive au niveau international, en particulier dans les organisations suivantes: Commission économique pour l'Europe ou CEE/ONU, PNUE, OSPAR et OMI.
- Contrôle 5: Identification de substances prioritaires pour lesquelles il a été finalement conclu qu'il existe un risque pour ou via le milieu aquatique aux termes de (CEE) No. 793/93 ou 91/414/CEE.
- Contrôle 6: Identification des substances prioritaires qui sont réglementées aux termes de la directive du Conseil 76/464/CEE comme substances de la Liste I.
- Contrôle 7: Considérations supplémentaires.

Lors de l'application de la procédure COMMPS, environ 820 000 données de la surveillance des eaux et des sédiments de l'ensemble des États membres ont été évaluées, et des données portant sur la production, l'utilisation et la répartition dans

l'environnement de plus de 310 substances ont servi à la modélisation quand les informations de la surveillance disponibles étaient insuffisantes<sup>5</sup>.

La procédure a abouti à une liste de **33 (groupes de) substances dangereuses prioritaires** et à un complément de 10 (groupes de) substances prioritaires (Tableau 1). La différence entre ces groupes tient au fait que, pour les substances dangereuses prioritaires, les émissions, rejets et pertes devraient cesser au bout d'un délai de 20 ans au plus tard, et que, pour les substances prioritaires, les rejets devraient être progressivement réduits.



**Figure 2** Procédure modifiée pour l'identification des substances dangereuses prioritaires conformément à la directive-cadre sur l'eau. Source: CE, 2001.

**Tableau 1** Liste des substances prioritaires dans le domaine de la politique de l'eau de l'UE (\*) – Décision 2455/2001/CE

	Nom de la substance prioritaire	Identifiée en tant que substance dangereuse prioritaire
(1)	Alachlore	
(2)	Anthracène	(X) (***)
(3)	Atrazine	(X) (***)
(4)	Benzène	
(5)	Diphényléthers bromés (**)	(X) (****)
(6)	Cadmium et ses composés	(X)
(7)	C10-13-chloroalcanes (**)	(X)
(8)	Chlorfenvinphos	
(9)	Chlorpyrifos	(X) (***)
(10)	1,2-Dichloroéthane	

<sup>5</sup> [http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/preparation\\_priority\\_list.htm](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/preparation_priority_list.htm)

(11)	Dichlorométhane	
(12)	Di(2-éthylhexyl)phtalate (DEHP)	(X) (***)
(13)	Diuron	(X) (***)
(14)	Endosulfan	(X) (***)
	(alpha-endosulfan)	
(15)	Fluoranthène (***)	
(16)	Hexachlorobenzène	(X)
(17)	Hexachlorobutadiène	(X)
(18)	Hexachlorocyclohexane	(X)
	(gamma-isomère, Lindane)	
(19)	Isoproturon	(X) (***)
(20)	Plomb et ses composés	(X) (***)
(21)	Mercure et ses composés	(X)
(22)	Naphthalène	(X) (***)
(23)	Nickel et ses composés	
(24)	Nonylphénols	(X)
	(4-(para)-nonylphénol)	
(25)	Octylphénols	(X) (***)
	(para-tert-octylphénol)	
(26)	Pentachlorobenzène	(X)
(27)	Pentachlorophénol	(X) (***)
(28)	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	(X)
	(Benzo(a)pyrène)	
	(Benzo(b)fluoranthène)	
	(Benzo(g,h,i)perylène)	
	(Benzo(k)fluoranthène)	
	(Indeno(1,2,3-cd)pyrène)	
(29)	Simazine	(X) (***)
(30)	Composés du tributylétain	(X)
	(Tributylétain-cation)	
(31)	Trichlorobenzène	(X) (***)
	(1,2,4-Trichlorobenzène)	
(32)	Trichlorométhane (Chloroforme)	
(33)	Trifluraline	(X) (***)

(\*) Lorsqu'un groupe de substances est retenu, un représentant typique de ce groupe est mentionné à titre de paramètre indicatif (entre parenthèses et sans numéro). Les contrôles sont ciblés sur ces substances types, sans exclure la possibilité de rajouter d'autres représentants, si nécessaire.

(\*\*) Ces groupes de substances englobent généralement un très grand nombre de composés. Pour le moment, il n'est pas possible de fournir des paramètres indicatifs appropriés.

(\*\*\*) Cette substance prioritaire est soumise à révision pour sa possible identification comme "substance dangereuse prioritaire". La Commission adresse au Parlement européen et au Conseil une proposition en vue de la classification définitive de cette substance, au plus tard 12 mois après l'adoption de la présente liste. Cette révision n'affecte pas le calendrier prévu à l'article 16 de la directive 2000/60/CE pour les propositions de la Commission relatives aux contrôles.

(\*\*\*\*) Uniquement pentabromodiphényléther (numéro CAS 32534-81-9).

(\*\*\*\*\*) Le fluoranthène figure dans la liste en tant qu'indicateur d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques plus dangereux.

### 2.3.2 OSPAR

Dans les années 1990, quelques listes initiales de substances dangereuses potentiellement dangereuses et de substances prioritaires ont été dressées dans le

cadre de la Conférence internationale sur la protection de mer du Nord (Roose et Brinkman, 2005). Ultérieurement, la Commission OSPAR a mis au point un mécanisme dynamique de sélection et de hiérarchisation, appelé DYNAMEC, pour sélectionner les substances prioritaires (OSPAR, 2006).

Le mécanisme de sélection et de hiérarchisation des substances dangereuses (DYNAMEC) a été établi suite à l'adoption, à la réunion ministérielle OSPAR de 1998, de la stratégie concernant les substances dangereuses en tant qu'outil pour permettre à la Commission OSPAR de sélectionner les substances dangereuses qui doivent être maîtrisées au titre de ladite stratégie et d'identifier les substances auxquelles devraient être attribuée une priorité dans les travaux d'OSPAR. Le mécanisme de sélection et de hiérarchisation selon la priorité consistait à l'origine en trois étapes fondamentales (voir Figure 3):

- **étape 1:** étape de sélection initiale qui, par une procédure de tri des cas les plus défavorables, identifie certaines substances dangereuses sur la base de leurs propriétés intrinsèques de persistance, potentiel de bioaccumulation et toxicité (P, B et T, voir Tableau 2). Ces substances ont été inscrites sur la "Liste des substances potentiellement préoccupantes" (voir **annexe A** du présent rapport) car elles pourraient avoir des effets nocifs sur les écosystèmes marins. Un certain nombre de substances qui ne satisfont pas pleinement aux critères P, B et T ont déjà été ajoutées à la Liste des substances potentiellement préoccupantes car il avait été établi qu'elles suscitaient un niveau de préoccupation similaire (par exemple, comme perturbateurs endocriniens ou comme s'avérant, dans le cadre de la surveillance continue, largement répandues dans le milieu marin) (OSPAR, 2002);

**Tableau 2** Valeurs de coupure des critères de sélection du mécanisme dynamique OSPAR de sélection et hiérarchisation par priorité des substances dangereuses. Source: OSPAR, 2005.

Critères	Valeurs de coupure
Persistance (P)	Demi-vie ( $T_{1/2}$ ) de 50 jours <sup>6</sup> et
Potentiel de bioaccumulation (B)	de $\text{Log } K_{ow} \geq 4$ ou $\text{BCF} \geq 500$ et
Toxicité (T)	Taq: toxicité aiguë $\text{L(E)C}_{50} < 1$ mg/l, CSEO* à long terme $< 0,1$ mg/l ou $T_{\text{mammifère}}$ : CMR ou toxicité chronique

\* CSEO = Concentration sans effets observables (ou NOEC en anglais)

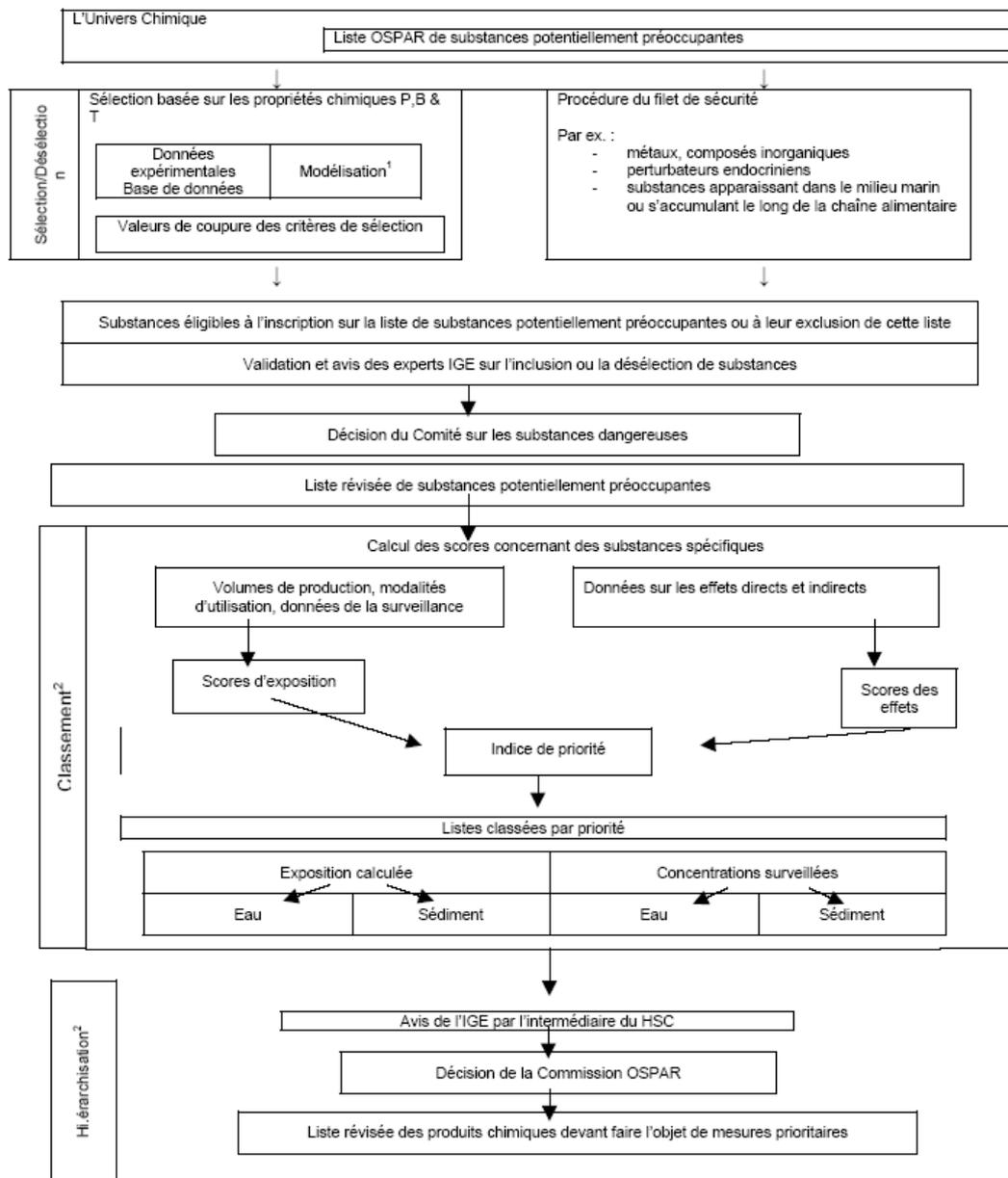
- **étape 2:** elle permet de classer ces substances potentiellement préoccupantes en fonction de leur présence effective et de leurs effets dans le milieu marin. Les données sur les effets directs et indirects, les volumes de production et d'utilisation sont également prises en compte.

- **étape 3:** cette étape consiste à sélectionner les substances de la liste classée qui sont jugées comme devant faire l'objet de mesures prioritaires de la part d'OSPAR. Une liste initiale de 15 substances prioritaires a été progressivement actualisée jusqu'à obtenir la liste actuelle dite Liste OSPAR de produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires (OSPAR, 2007), qui comprend une cinquantaine de substances ou groupes de substances (voir Tableau 3).

Ayant achevé le travail initial de sélection et de hiérarchisation par priorité, OSPAR a amorcé en 2003 un processus d'étude sur la sélection et le classement prioritaire des

<sup>6</sup> En l'absence de données sur les demi-vies, des méthodes alternatives ont été convenues, ainsi qu'il est exposé à l'appendice 1, qui permettent l'utilisation de différents types d'informations disponibles sur la biodégradabilité d'une substance.

substances dangereuses, à la lumière des travaux similaires en cours dans la Communauté européenne. Ce processus a conduit à conclure en 2004 qu'OSPAR ne devait pas, pour le moment, effectuer un nouvel examen systématique des substances chimiques visant à sélectionner et classer par priorité les produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires. Plus concrètement, il ne devait plus y avoir, pour l'heure, de reconduction de DYNAMEC (OSPAR, 2006).



<sup>1</sup> Les résultats de la modélisation ne peuvent prévaloir sur les données expérimentales de bonne qualité ; cependant, de nouveaux résultats de la modélisation peuvent l'emporter sur des résultats plus anciens de celle-ci si ces derniers sont considérés comme moins fiables.

<sup>2</sup> OSPAR ne prendra, pour l'heure, aucune nouvelle initiative de classement et hiérarchisation par priorité.

**Figure 3** Le mécanisme DYNAMEC d'OSPAR. Source: OSPAR, 2006.

**Tableau 3** Liste OSPAR des produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires (Mise à jour en 2007).

Type	Groupe de substances / substances
<i>PRODUITS CHIMIQUES POUR LESQUELS LE DOCUMENT DE BASE A ÉTÉ PRÉPARÉ, OU EST</i>	

Type	Groupe de substances / substances	
<i>EN PRÉPARATION</i>		
Composé métallique	Cadmium	
Composé métallique/organométallique	plomb et ses composés organiques	
	mercure et ses composés organiques	
Composés organométalliques	composés organostanniques	
Ester organique	ester éthylique d'acide néodécanoïque	
Organohalogénés	Sulphonamide de perfluoro-octanyl et composés sulfuryles et dérivés (PFOS)	
	tétrabromobisphénol A (TBBP-A)	
	1,2,3-trichlorobenzène	
	1,2,4-trichlorobenzène	
	1,3,5-trichlorobenzène	
	Retardateurs de flamme bromés	
	polychlorobiphényles (PCB)	
	Polychlorodibenzodioxines (PCDD)	
	polychlorodibenzofurannes (PCDF)	
	Paraffines chlorées à chaîne courte (SCCP)	
	Composés organoazotés	4-(diméthylbutylamino)diphénylamine (6PPD)
Pesticides/Biocides organohalogénés	Dicofol	
	Endosulphan	
	Isomères de l'hexachlorocyclohexane (HCH)	
	Méthoxychlore	
	pentachlorophénol (PCP)	
	Trifluraline	
Produit pharmaceutique	Clotrimazole	
Phénols	2,4,6-tri-tert-butylphénol	
	nonylphénol/éthoxylates (NP/NPE) et substances connexes	
	Octylphénol	
Phthalate esters	certaines phthalates: dibutylphthalate (DBP),	
	diéthylhexylphthalate (DEHP)	
Composés aromatiques polycycliques	hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	
Musc synthétique	xylène musqué	
<i>B. PRODUITS CHIMIQUES POUR LESQUELS AUCUN DOCUMENT DE BASE N'EST DISPONIBLE, N'EST EN COURS DE PRÉPARATION, PARCE QU'IL S'AGIT D'INTERMÉDIAIRES DANS DES APPLICATIONS EN CIRCUIT FERMÉ</i>		
Hydrocarbures aliphatiques	1,5,9 cyclododécatriène	
	Cyclododécane	
<i>C: PRODUITS CHIMIQUES POUR LESQUELS AUCUN DOCUMENT DE BASE N'EST EN COURS DE PRÉPARATION PARCE QU'AUCUN INTÉRÊT NE S'EST MANIFESTÉ POUR LEUR FABRICATION OU LEUR UTILISATION</i>		
Organohalogénés	acide 2-propénoïque, (pentabromo)méthyl ester	
	2,4,6-bromophényl 1-2(2,3-dibromo-2-méthylpropyl)	
	Pentabromométhylbenzène	
	Heptachloronorbornène	
	Pentachloroanisole	
	polychloronaphthalènes	trichloronaphthalène
		tétrachloronaphthalène
		pentachloronaphthalène
		hexachloronaphthalène
		heptachloronaphthalène
		octachloronaphthalène
		naphthalène, chlorodérivés.

Type	Groupe de substances / substances
Composé organoazoté	3,3'-(ureylènediméthylène)bis(3,5,5-triméthylcyclohexyl) diisocyanate
Pesticides/Biocides	éthyl O-(p-nitrophényl) phényl phosphonothionate (EPN)
	flucythrinate
	isodrine
	tétrasul
Produits pharmaceutiques	diosgénine

### 2.3.3 HELCOM

La Convention d'Helsinki signée en 1992 comprenait déjà, en son annexe I, une liste des propriétés chimiques intrinsèques et des caractéristiques permettant d'identifier les substances dangereuses, ainsi qu'une liste préliminaire de composés nocifs. Ainsi, la partie I de l'annexe I spécifie que l'identification et l'évaluation des composés doivent reposer sur leur persistance, leur toxicité et leurs autres propriétés néfastes, et sur leur potentiel de bioaccumulation. Les parties 2 et 3 de l'annexe I établissent deux listes de composés nocifs basés sur les propriétés décrites. La partie 2 concerne les substance interdites, l'interdiction étant partielle ou totale comme le DDT et ses dérivés, les PCB et les PCT); et la partie 3 concerne les pesticides et biocides qui doivent être réduits au minimum ou, si possible, interdits, comme les drines, hexachlorobenzène ou certains composés métalliques.

Au cours des années suivantes, les recommandations HELCOM 12/18 et 14/18 ont également porté sur la lutte antipollution et l'étude de certaines substances dangereuses qui nécessitaient d'être limitées et surveillées en permanence.

La recommandation HELCOM 19/5 concernant les substances dangereuses, de 1998, intègre et précise les précédentes lignes directrices en matière de gestion des composés dangereux. Elle établit une liste de critères permettant d'identifier les composés dangereux présentant un risque pour l'environnement. Ainsi, conformément à la Convention d'Helsinki, les composés dangereux sont des substances ou groupes de substances qui entrent dans l'une des catégories suivantes:

- substances ou groupes de substances qui sont toxiques, persistantes et bioaccumulables;
- autres substances ou groupes de substances, approuvées par la Commission comme exigeant une approche similaire en tant que substances visées par la première catégorie, même si elles ne répondent pas à tous les critères de toxicité, persistance et bioaccumulation mais peuvent être aussi considérées comme préoccupantes; cette deuxième catégorie comprend à la fois des substances qui agissent en synergie avec d'autres substances pour être considérées au même degré comme préoccupantes, et des substances qui ne justifient pas elles-mêmes d'être retenues mais qui se dégradent ou se transforment en substances visées par le premier groupe.

Les propriétés de toxicité, persistance et potentiel de bioaccumulation sont également décrites à l'appendice I de la recommandation concernant les substances dangereuses. La "*toxicité*" est définie comme la capacité qu'a une substance de causer des effets toxiques aux organismes vivants ou à leur descendants, tels que : réduction de la survie, de la croissance et de la reproduction; pouvoir cancérigène, mutagène ou tératogène; et effets néfastes résultant d'une perturbation endocrinienne. Selon la durée d'exposition et le cycle de vie de l'organisme cible, la toxicité est classée en :

- toxicité aiguë : toxicité létale ou sublétale résultant d'une exposition intermittente ou continue à une substance ou mélange de substances pendant une période

notablement plus courte que le cycle de vie de l'organisme en question (par ex., CL<sub>50</sub> 96h pour un poisson dont le cycle de vie se mesure en mois ou en années);

- toxicité subchronique : toxicité sublétale (et éventuellement aussi létale) résultant d'une exposition intermittente ou continue à une substance ou à un mélange de substances pendant une période qui représente une partie significative du cycle de vie de l'organisme en question (par ex., CSEO (reproduction) 21 jours pour un crustacé dont le cycle de vie se mesure en semaines ou en mois);
- toxicité chronique: toxicité sublétale résultant de l'exposition permanente ou continue à une substance ou mélange de substances pour une période qui n'est pas inférieure au cycle de vie de l'organisme en question (par ex., CSEO (reproduction) cycle de vie pour un poisson qui est soumis à des dosages de la génération P1).

D'autre part, une substance est définie comme "*persistante*" si sa conversion ou la conversion de ses produits de dégradation est suffisamment lente pour permettre sa présence et sa répartition à grande échelle et à long terme dans le milieu marin. Enfin, on entend par "*bioaccumulation*" l'enrichissement d'une substance au sein d'un organisme. Le terme inclut la "bioconcentration" à partir des concentrations dans l'environnement et l'apport additionnel par le biais de la chaîne alimentaire; la bioaccumulation peut s'effectuer par toutes les voies, à savoir l'air, l'eau, le sol et l'alimentation.

Prenant en compte ces propriétés, la Commission HELCOM a examiné les travaux déjà entrepris dans d'autres instances internationales (comme OSPAR, l'UE, les Conférences pour la mer du Nord) et les précédentes réglementations HELCOM concernant les substances dangereuses pour dresser une liste de substances potentiellement préoccupantes (recommandation HELCOM 19/5, appendice 2). La liste comprenait environ 300 substances répondant aux anciens critères, candidates à une sélection, une évaluation et une hiérarchisation par priorité afin d'appliquer la recommandation 19/5.

La Commission a mis au point un mécanisme dynamique de sélection et de définition du degré de priorité en vue de classer les substances de la liste selon le niveau de préoccupation qu'elles suscitaient, compte tenu des conditions spécifiques de la mer Baltique. Les critères utilisés dans ce mécanisme de sélection et de définition du degré de priorité comprenaient aussi plusieurs considérations, dont l'application devait à la fois refléter les caractéristiques des substances et groupes de substances et accorder la priorité à leur présence et à leurs effets effectifs et potentiels dans la zone de la Convention. Ces considérations avaient trait aux substances ou groupes de substances:

- présentant une menace générale pour le milieu marin en raison de leurs propriétés dangereuses;
- dénotant des risques pour le milieu marin;
- capables de mettre en danger la santé humaine du fait de la consommation de nourriture provenant directement ou indirectement du milieu marin;
- décelées dans un ou plusieurs compartiments de la zone de la Convention;
- capables ou susceptibles d'atteindre le milieu marin, par exemple à partir de diverses sources et à travers diverses voies de cheminement.

Il convient de porter une attention toute spéciale aux perturbateurs endocriniens lorsqu'on développe les mécanismes de sélection et de définition du degré de priorité de composés. En raison de l'effort de recherche croissant déployé au plan international (en particulier OSPAR, l'UE et l'OCDE), HELCOM prendra en compte les résultats de ces investigations et mènera des études de la zone de la Convention pour estimer l'étendue spatiale de leur présence, de leur répartition et d'éventuels effets néfastes.

L'application du mécanisme a abouti à une liste de 42 composés sélectionnés devant faire l'objet de mesures prioritaires immédiates (Recommandation HELCOM 19/5, appendice 3), qui est présentée sur le Tableau 4. Cependant, HELCOM maintiendra à l'étude le mécanisme de sélection et de définition du degré de priorité pour s'assurer qu'il reste efficace en vue d'identifier tous les aspects de danger et de risque qui pourraient légitimement susciter des préoccupations concernant les substances en tenant compte des développements intervenus à OSPAR, au Forum intergouvernemental sur la sécurité chimique, et à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance.

S'agissant des substances dangereuses retenues par la Commission comme devant faire l'objet de mesures prioritaires immédiates, ces dernières comprennent généralement en premier lieu l'identification de leurs sources et voies de cheminement jusqu'au milieu marin (au moyen des informations tirées de la surveillance continue et de la recherche) ainsi que l'évaluation des risques causés en vue de déterminer les mesures pertinentes visant à réduire au minimum la pollution.

**Tableau 4** Substances sélectionnées par HELCOM comme nécessitant des mesures prioritaires immédiates (recommandation HELCOM 19/5).

CAS No	Désignation
	<u>Alcanes</u>
85535848	Paraffines chlorées à chaîne courte
67663	Chloroforme
	<u>Phénols</u>
9016459	Nonylphénoléthoxylate et produits de sa dégradation/transformation
104405	Nonylphénol, 4-
	<u>Xylènes</u>
81152	Xylène musqué
	<u>Composés oxygénés organiques</u>
117817	Diéthylhexylphthalate
84742	Dibutylphthalate
	<u>Composés métalliques</u>
7440439	Cadmium
7439921	Plomb
7439976	Mercuré
7782492	Sélénium
	<u>Pesticides/biocides</u>
106934	1,2-Dibromoéthane
93765	2,4,5-T
107131	Acrylonitrile
309002	Aldrine
140578	Aramite
319857	bêta-HCH
57749	Chlordane
143500	Chlordécone (Képone)
6164983	Chlordimeforme
50293	DDT
60571	Dieldrine
n.d..	Drines
72208	Endrine
7664393	Acide fluoroacétique et ses dérivés
608731	HCH
76448	Heptachlore
118741	Hexachlorobenzène

297789	Isobenzane
465736	Isodrine
4234791	Kelevan
143500	Képone (Chlordécone)
58899	Lindane
2385855	Mirex
4636833	Morfamquat
1836755	Nitrophène
87865	Pentachlorophénol
82688	Quintozène
8001352	Toxaphène
n.d.	Composés organostanniques
	<u>Composés aromatiques polycycliques halogénés</u>
36355018	Hexabromobiphényle
1336363	PCB
617883388	PCT (mélanges)
1746016	TCDD, PCDD, PCDF
	<u>Hydrocarbures aromatiques polycycliques</u>
50328	HAP

#### 2.3.4 Convention de Stockholm

Aux termes de la Convention, une Partie peut soumettre des propositions d'inscription de nouvelles substances chimiques. Le Comité d'étude des POP est saisi de la proposition et engage un processus d'examen qui comporte les étapes suivantes:

1. Proposer une nouvelle substance chimique. Toute Partie peut présenter au Secrétariat une proposition d'inscription d'une nouvelle substance chimique aux annexes, proposition qui comporte les informations spécifiées à l'annexe D (Critères de sélection) de la Convention. Le Secrétariat transmet la proposition au Comité d'étude.

2. Appliquer les critères de sélection. Le Comité examine la proposition et applique les critères de sélection de l'annexe D, à savoir:

- Persistance
- Bioaccumulation
- Potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement
- Effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement.

3. Établir un descriptif des risques. Si le Comité décide que la substance répond aux critères de sélection, le Secrétariat invite toutes les Parties et les observateurs à fournir les informations et observations techniques spécifiées à l'annexe E (Descriptif des risques). Le Comité établit un descriptif des risques sur la base des informations.

4. Établir une évaluation de la gestion des risques. Si le Comité, sur la base du descriptif des risques, décide qu'il convient de donner suite à la proposition, le Secrétariat invite toutes les Parties et les observateurs à fournir les observations techniques et les informations socio-économiques spécifiées à l'annexe F (Évaluation de la gestion des risques). Le Comité établit une évaluation de la gestion des risques sur la base des informations.

5. Inscrire la substance chimique aux annexes A, B, et/ou C. La Conférence des Parties décide s'il faut ou non inscrire la substance chimique et, dans l'affirmative, elle spécifie les mesures de réglementation visées à l'annexe A

(Élimination), à l'annexe B (Restriction), et/ou à l'annexe C (Production non intentionnelle).

Actuellement (août 2008), la liste des nouvelles substances inscrites est la suivante:

Statut	Substances chimiques	Proposées par
<b>Substances chimiques dont les évaluations de la gestion des risques ont été menées à bien</b>	Pentabromobiphényle éther	Norvège
	Chlordécone	UE
	Hexabromobiphényle	UE
	Lindane	Mexique
	PFOS	Suède
<b>Substances chimiques dont les descriptifs des risques ont été menés à bien ou sont en préparation</b>	Octabromodiphényléther (commercial)	UE
	Pentachlorobenzène	UE
	Alpha-hexachlorocyclohexane	Mexique
	Bêta-hexachlorocyclohexane	Mexique
	Paraffines chlorées à chaîne courte ( <i>projet</i> )	UE
<b>Nouvelles propositions:</b>	Endosulfan	UE
	Hexabromocyclododécane (HBCDD)	Norvège

### 2.3.5 Récapitulation et comparaison avec les critères du Protocole "tellurique"

En dépit du fait que seul un examen général des critères et procédures de classement des substances par ordre de priorité a été présenté ci-dessus, certains critères communs aux différentes approches ont pu être relevés:

- Persistance
- Potentiel de bioaccumulation
- Risque toxicologique (pour les humains et/ou l'environnement)
- Potentiel de propagation à longue distance
- Présence très répandue
- Volume de production et utilisation effective

En général, les données de la surveillance continue et de la modélisation sont prises en compte. Dans la définition du degré de priorité, les conventions marines régionales comme OSPAR et HELCOM, semblent, comme il était à prévoir, plus influencées par la présence courante de substances dans le milieu marin alors que dans la directive-cadre sur l'eau et la Convention POP du PNUE, l'accent est mis avant tout sur la production et l'utilisation courantes et sur l'analyse des risques.

Il convient de noter que les critères communs ci-dessus sont très similaires à ceux envisagés dans le Protocole "tellurique" (annexe I-B; voir ci-dessous). De fait, en son annexe I, le Protocole "tellurique" stipule que, lors de l'élaboration des plans d'action, programmes et mesures, les Parties accordent la priorité aux substances toxiques, persistantes et susceptibles de bioaccumulation, et en particulier aux polluants organiques persistants (POP).

#### **Protocole "tellurique" / annexe I – B: Caractéristiques des substances dans l'environnement:**

"Lors de la préparation des plans d'action, programmes et mesures, les Parties devraient tenir compte des caractéristiques énumérées ci-dessous:"

- a) Persistance;
- b) Toxicité ou autres propriétés nocives (par exemple: pouvoir cancérigène, mutagène, tératogène);
- c) Bioaccumulation;
- d) Radioactivité;
- e) Ratio entre les teneurs observées, d'une part, et les teneurs sans effets observés (NOEC), d'autre part;

- f) Risque d'eutrophisation d'origine anthropique;
- g) Effets et risques sanitaires;
- h) Importance sur le plan transfrontière;
- i) Risque de modifications indésirables de l'écosystème marin et irréversibilité ou durabilité des effets;
- j) Entrave à l'exploitation durable des ressources vivantes ou à d'autres utilisations légitimes de la mer;
- k) Effets sur le goût et/ou l'odeur des produits de la mer destinés à la consommation humaine;
- l) Effets sur l'odeur, la couleur, la limpidité ou d'autres caractéristiques de l'eau de mer;
- m) Profil de distribution (c'est-à-dire quantités en cause, profil d'utilisation et probabilité d'atteinte du milieu marin).

C'est là un point d'intérêt essentiel, puisque les listes internationale de substances préoccupantes et de substances prioritaires qui en résultent peuvent servir de référence de base pour identifier les substances prioritaires dans la région méditerranéenne, en les affinant en fonction des conditions spécifiques et des données sur la présence de polluants en mer Méditerranée, sur l'utilisation et les émissions de substances, etc.

## 2.4 Comparaison des listes

### 2.4.1 Substances prioritaires communes

Comme on peut l'observer d'après les listes présentées plus haut, les composés chimiques peuvent être classés en différents groupes sur la base des critères retenus: nature chimique, utilisation fonctionnelle de la substance (par ex., biocides, produits pharmaceutiques), effets sur l'environnement (par ex., perturbateurs endocriniens), etc. Pour comparer les listes de substances préoccupantes (annexe I) et celles de substances prioritaires, les composés chimiques ont été regroupés en un classement commun, ce qui est toujours une tâche difficile. À cette fin, il a été établi des catégories très générales qui combinent la nature des substances et leur utilisation, en suivant le plus possible les catégories proposées à l'annexe I-C du Protocole "tellurique" et du PAS. Ainsi a-t-on eu recours aux catégories générales suivantes:

- Métaux et composés apparentés
- Hydrocarbures
- Composés organohalogénés
- Pesticides/biocides organohalogénés
- Autres composés organiques.

Selon ces catégories générales et leurs subdivisions, il a d'abord été procédé à une comparaison entre les deux listes de substances préoccupantes recensées pour le milieu marin (OSPAR et HELCOM), qui est présentée à l'annexe A. Chaque liste comprend environ 300 substances ou groupe de substances différentes, et la combinaison des deux listes donne environ 530 substances préoccupantes différentes.

Une comparaison des **listes de substances prioritaires** présentées ci-dessus (DCE-UE, OSPAR, HELCOM et Convention de Stockholm) est reportée sur le **Tableau 5**. La combinaison de ces listes donne environ 110 substances ou groupes de substances prioritaires différentes. Comme on peut le constater, plusieurs recouvrements existent entre les différentes listes du fait que la plupart d'entre elles se sont mutuellement influencées lors de leur établissement. Cependant, quelques différences significatives sont aussi à noter.

Comme l'ont indiqué Roose et Brinkman (2005), les "anciens organochlorés" (comme les PCB, certains pesticides tels que le DDT, l'aldrine, ou la dieldrine, les PCDD/F, etc.) sont pour la plupart pris en compte dans la liste POP du PNUE, et ce sont

également des substances prioritaires pour OSPAR et HELCOM, mais pas dans la liste de la DCE (à l'exception du HCB et du HCH). Bien qu'à l'origine la procédure de sélection COMMPS incluait la plupart d'entre eux, ils n'ont pas été considérés comme substances prioritaires étant donné qu'ils ne sont plus aujourd'hui produits et utilisés, ou que leur emploi est strictement limité ou interdit. Par conséquent, leur exclusion ne se fonde pas sur des propriétés toxicologiques et/ou sur leur présence dans l'environnement. En revanche, la liste de la DCE comprend d'autres substances à titre exclusif probablement à cause de l'importance de leur production et de leurs utilisations actuelles, comme le benzène, le dichlorométhane ou le 1,2-dichloroéthane.

Les métaux et leurs composés apparentés sont aussi communément inscrits comme substances prioritaires, en particulier le cadmium, le plomb, le mercure et les organostanniques. Ils ne figurent pas sur la liste des POP du PNUE car elle se limite aux polluants organiques, et les composés organométalliques ne sont pas souvent inscrits sur une telle liste. Toutefois, les HAP sont communément considérés comme polluants prioritaires, mais ils ne sont pas inscrits sur la liste des POP du PNUE.

'Les contaminants "émergents" ou de "dernière génération", comme certains pesticides ou produits pharmaceutiques, ont tendance à être davantage pris en compte dans les listes OSPAR et DCE. Par exemple, certains pesticides d'apparition récente comme l'alachlore, l'atrazine, le diuron ou l'isoproturon ne figurent que sur la liste de la DCE. D'autres pesticides tels que l'acrylonitrile ou l'aramite ne figurent que sur la liste HELCOM en raison de conditions régionales spécifiques (Roose et Brinkman, 2005).

Certains des contaminants "émergents" qui sont couramment pris en compte sont les retardateurs de flamme bromés (à l'exception d'OSPAR) et les paraffines chlorées à chaîne courte. Les alkylphénols ont aussi fait l'objet d'une attention croissante ces dernières années, tout comme le diéthylhexylphthalate (DEHP), qui figure sur toutes les listes sauf sur celle des POP PNUE.

Pour récapituler, les substances ou groupes de substances qui ont été retenues comme substances prioritaires sur toutes (4) ou presque toutes (3) les listes sélectionnées, sont indiquées ci-dessous :

- Métaux et composés apparentés :
  - Cadmium (3)
  - Plomb (3)
  - Mercure (3)
  - Composés organostanniques (3)
  - Composés organomercuriels (3)
  - Composés organoplombiques (3)
- Hydrocarbures :
  - Hydrocarbures aromatiques polycycliques (3)
- Composés organohalogénés:
  - Paraffines chlorées à chaîne courte (4)
  - Polychlorobiphényles (PCB) (3)
  - Polychlorodibenzodioxines (PCDD) (3)
  - Polychlorodibenzofurannes(PCDF) (3)
- Pesticides/biocides organohalogénés :
  - Endosulphan (3)
  - Hexachlorocyclohexane (4)
  - Hexachlorobenzène (3)
- Autres composés organiques :
  - diéthylhexylphthalate (DEHP) (3)

Enfin, il convient aussi de mentionner que certaines catégories de composés et leurs sous-catégories figurant sur les listes de substances potentiellement préoccupantes (annexe A) ne sont inscrites sur aucune des listes de substances prioritaires en

conclusion des mécanismes de sélection et de hiérarchisation par priorité appliqués par OSPAR et HELCOM. C'est le cas, par exemple, de certains alcènes halogénés (comme le trichloroéthylène ou le tétrachloroéthylène) et des organophosphates.

**Tableau 5** Comparaison des listes de substances prioritaires.

COMPOSÉS CHIMIQUES	POP-PNUE	OSPAR	HELCOM	DCE	Inclus dans le PAS
<b>METAUX ET COMPOSÉS APPARENTÉS</b>					
<b>Métaux</b>					
Cadmium		X	X	X <sup>c</sup>	Oui
Plomb		X	X	X <sup>c</sup>	Oui
Mercure		X	X	X <sup>c</sup>	Oui
Sélénium			X		
Nickel				X	Oui
<b>Composés métalliques</b>					
Ocomposés organostanniques		X	X		Oui
Composés tributylstanniques				X <sup>c</sup>	Oui
Tributylétain-cation				X	
Composés cadmiques			X	X <sup>c</sup>	
Composés de nickel				X	
Composés organomercuriels		X	X	X <sup>c</sup>	Oui
Composés organoplombiques		X	X	X <sup>c</sup>	Oui
Composés de sélénium			X		
<b>HYDROCARBOURES</b>					
<b>HC aliphatiques</b>					
cyclododécane		x <sup>b</sup>			
1,5,9-cyclododécatriène		x <sup>b</sup>			
<b>HC aromatiques</b>					
Benzène				X	
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques</b>		X	X	X <sup>c</sup>	Oui
Anthracène				X <sup>c</sup>	
Naphtalène				X <sup>c</sup>	
Fluoranthène				X	Oui
Benzo(a)pyrène				X	Oui
Benzo(b) fluoranthène				X	Oui
Benzo(g,h,i)perylène				X	Oui
Benzo(k)fluoranthène				X	Oui
Indeno(1,2,3-cd)pyrène				X	Oui
<b>Musc de synthèse</b>					
Xylène musqué		X	X		
<b>COMPOSÉS HALOGÉNÉS</b>					
<b>HC aliphatiques halogénés</b>					
Paraffines chlorées à chaîne courte (SCCP)	x <sup>a</sup>	X	X	X <sup>c</sup>	Oui
Chloroforme (Trichlorométhane)			X	X	Oui
Dichlorométhane				X	Oui
1,2-dichloroéthane				X	Oui
Hexachlorobutadiène				X <sup>c</sup>	
PFOS (Perfluorooctane sulfonate)	x <sup>a</sup>	X			
Hexabromocyclododécane (HBCDD)	x <sup>a</sup>				
<b>HC aromatiques halogénés</b>					
<b>Chlorobenzènes</b>					
Trichlorobenzènes				X <sup>c</sup>	Oui
1,2,3-trichlorobenzène		X			

1,2,4-trichlorobenzène		X		X
1,3,5-trichlorobenzène		X		
Pentachlorobenzène	x <sup>a</sup>			X <sup>c</sup>
<b>Retardateurs de flamme bromés</b>				
Bromobiphénylthers PBDE				X <sup>c</sup> Oui
Pentabromobiphényléther	x <sup>a</sup>			Oui
Polybromobiphényles (PBB)				Oui
Hexabromobiphényle	x <sup>a</sup>		X	Oui
Octabromobiphényle	x <sup>a</sup>			
Polychlorobiphényles (PCB)	X	X	X	Oui
Polychlorodibenzodioxines (PCDD)	X	X	X	Oui
Polychlorodibenzofurannes (PCDF)	X	X	X	Oui
2,4,6-bromophényl 1-2(2,3-dibromo-2-méthylpropyle)		x <sup>b</sup>		
Pentabromoéthylbenzène		x <sup>b</sup>		
Heptachloronorbornène		x <sup>b</sup>		
Pentachloroanisole		x <sup>b</sup>		
Polychloronaphthalènes		x <sup>b</sup>		Oui
trichloronaphthalène		x <sup>b</sup>		
tetrachloronaphthalène		x <sup>b</sup>		
pentachloronaphthalène		x <sup>b</sup>		
hexachloronaphthalène		x <sup>b</sup>		
heptachloronaphthalène		x <sup>b</sup>		
octachloronaphthalène		x <sup>b</sup>		
naphthalène, chlorodérivés.		x <sup>b</sup>		
<b>Composés phénoliques chlorés</b>				Oui
phénol, 4,4'-(1-méthyléthylidène)bis[2,6-dibromo-/tétrabromobisphénol A (TBBP-A)		X		
<b>PESTICIDES/BIOCIDES ORGANOHALOGÉNÉS</b>				
Alachlore				X
Atrazine				X <sup>c</sup>
1,2-dibromoéthane		É	X	
<b>Chlorophenoxyacides</b>				Oui
2,4,5-T			X	Oui
Acrylonitrile			X	
Aldrine	X		X	Oui
Aramite			X	
Chlordane	X		X	Oui
Chlordécone (Képone)	x <sup>a</sup>		X	Oui
Chlordimeforme			X	
Chlorfenvinphos				X
Chlorpyrifos				X <sup>c</sup>
Dicofol		X		
DDT	X		X	Oui
Diuron				X <sup>c</sup>
Dieldrine	X		X	Oui
Endosulphan (alpha-endosulfan)	x <sup>a</sup>	X		X <sup>c</sup>
Endrine	X		X	Oui
Ethyl O-(p-nitrophényl) phényl phosphonothionate (EPN)		x <sup>b</sup>		
Acide fluoroacétique et dérivés			X	
Flucythrinate		x <sup>b</sup>		
Hexachlorocyclohexane (isomères de HCH)		X	X	Oui

HCH (gamma-isomère, Lindane)	x <sup>a</sup>	X	X <sup>c</sup>	Oui
alpha-HCH	x <sup>a</sup>			Oui
bêta-HCH	x <sup>a</sup>	X		Oui
Heptachlore	X	X		Oui
Hexachlorobenzène	X	X	X <sup>c</sup>	Oui
Isobenzane		X		
Isodrine	x <sup>b</sup>	X		
Isoproturon			X <sup>c</sup>	
Kelevan		X		
Méthoxychlore	X			
Mirex	X	X		Oui
Morfamquat		X		
Nitrophène		X		
Pentachlorophénol		X	X <sup>c</sup>	Oui
Quintozène		X		
Simazine			X <sup>c</sup>	
Tétrasil	x <sup>b</sup>			
Trifluralin	X		X <sup>c</sup>	
Toxaphène	X	X		Oui
<b>AUTRES COMPOSÉS ORGANIQUES</b>				
<b>Phénols</b>				
2,4,6-tri-tert-butylphénol	X			
Nonylphénol/éthoxylates (NP/NPE)	X	X		
Nonylphénols			X <sup>c</sup>	
Nonylphénol, 4-		X	X	
Octylphénols	X		X <sup>c</sup>	
(para-tert-octylphénol)			X	
<b>Composés azotés organiques</b>				
4-(diméthylbutylamino)diphénylamine (6PPD)	X			
3,3'-(ureylènediméthylène)bis(3,5,5-triméthylcyclohexyl) diisocyanate	x <sup>b</sup>			
<b>Composés oxygénés organiques</b>				
Acide néodécanoïque, éthenylester	X			
2-acide propénoïque, (pentabromo)méthylester	x <sup>b</sup>			
Dibutylphthalate (DBP)	X	X		
Diéthylhexylphthalate (DEHP)	X	X	X <sup>c</sup>	
<b>Produits pharmaceutiques</b>				
Clotrimazole	X			
Diosgénine	x <sup>b</sup>			

POP-PNUE: Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. (X: 12 POP approuvés; x<sup>a</sup>: substance proposée).

OSPAR: Liste OSPAR de produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires (mise à jour 2007) (X: produits chimiques prioritaires pour lesquels un document de base a été préparé ou est en préparation; x<sup>b</sup>: produits chimiques pour lesquels aucun document de base n'est disponible, n'est en préparation, parce qu'il s'agit d'intermédiaires dans des applications en circuit fermé ou parce qu'aucun intérêt ne s'est manifesté dans leur fabrication ou leur utilisation).

HELCOM: Liste de substances sélectionnées devant faire l'objet de mesures prioritaires (Recom. 19/5).

DCE: Liste des substances prioritaires de la directive-cadre sur l'eau (Décision 2455/2001/CE) (X: substance prioritaire; X<sup>c</sup>: identifiée ou en cours d'identification comme possible "substance dangereuse prioritaire).

## 2.4.2 Comparaison avec le PAS

Comme il est indiqué plus haut, les Parties contractantes ont adopté en 1997 le Programme d'actions stratégiques (PAS) visant à combattre la pollution due à des activités menées à terre. Il s'agit d'une initiative tournée vers l'action qui recense des catégories cibles prioritaires de substances et activités polluantes que les pays méditerranéens sont appelés à éliminer ou à maîtriser dans des délais donnés (jusqu'à l'horizon 2025).

Sur le Tableau 5 ont été aussi énumérées les substances qui sont visées dans le PAS, autrement dit les catégories et substances cibles prioritaires avec des objectifs spécifiques, ou les substances qui sont mentionnées au titre des catégories cibles prioritaires.

Comme on peut le constater, la plupart des substances prioritaires communes des autres listes internationales figurent déjà dans le PAS. Les principales différences avec les autres listes ont trait à certains pesticides (le PAS met l'accent sur les "anciens" organochlorés), et au groupe des "autres composés organiques", puisque le PAS ne comprend pas les nonyl- et octyl-phénols, phthalates ou produits pharmaceutiques.

Enfin, il convient de considérer que le champ d'application du PAS est plus large que celui des listes de substances prioritaires exposées ci-dessus. Ces listes sont plutôt axées sur l'application de stratégies concernant les substances dangereuses dans les régions respectives, alors que le PAS sert de base à la lutte contre un groupe plus vaste de polluants et d'activités d'origine terrestre (relevant du milieu urbain et du développement industriel). En conséquence, en plus des substances prioritaires communes préoccupantes (comme celles qui sont toxiques, persistantes et susceptibles de bioaccumulation, les autres métaux lourds, les composés organohalogénés), le PAS comprend aussi les catégories cibles prioritaires suivantes:

- Substances radioactives
- Éléments nutritifs et matières en suspension (DBO, éléments nutritifs, TSS)
- Déchets dangereux.

## 3. Présence de substances préoccupantes dans le milieu marin méditerranéen

### 3.1 Sources de données

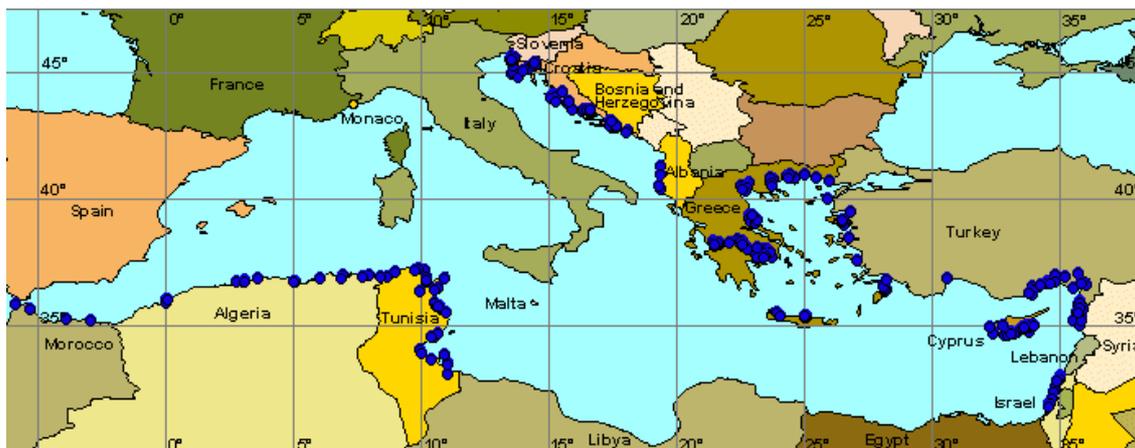
La présence de polluants dans le milieu marin de la Méditerranée fait l'objet d'une surveillance continue depuis plusieurs décennies, et cela dans le cadre de programmes régionaux (MED POL), de programmes nationaux (par ex., le RNO en France, le SIDIMAR en Italie), ou de travaux de recherche spécifiques. La Série des rapports techniques du PAM est aussi une source d'informations, de même que les évaluations régionales de certaines substances (comme les substances persistantes et toxiques (UNEP/GEF, 2002)). Des informations pertinentes peuvent aussi être obtenues dans la littérature scientifique et les résultats de divers projets.

#### 3.1.1 MED POL

Le programme MED POL de surveillance continue et d'évaluation a démarré au milieu des années 1970 et a connu différentes phases. Le MED POL a récemment achevé sa Phase III, qui a commencé en 1996 et a duré jusqu'en 2005. De 2005 à 2013, une nouvelle phase du MED POL est en cours.

Les programmes de surveillance continue de MED POL-Phase III et IV sont conçus pour viser essentiellement deux types différents d'aires géographiques marines : les

"points chauds" et les zones côtières/de référence. Les échantillons sont prélevés dans différents milieux ambiants. Les matrices de surveillance obligatoires du programme MED POL sont les biotes et les sédiments pour les substances dangereuses, notamment les métaux en traces (Hg total, Cd total, etc.) et les contaminants organiques (hydrocarbures halogénés, hydrocarbures aromatiques polycycliques, etc.). Le mercure total et le cadmium total sont les seuls qui soient obligatoires; cependant, la plupart des programmes nationaux surveillent davantage de contaminants que ceux recommandés. Ce sont au total 445 stations qui sont initialement incluses dans MED POL-Phase III, comme l'indique la Figure 4.



**Figure 4** Aires géographiques de surveillance continue de MED POL-Phase III.  
Source: MED POL.

Cependant, l'ensemble global des données concernant la région n'est pas été encore entièrement évalué, comme il ne permet pas une comparaison fiable des valeurs en fonction du temps et entre les régions. Selon le MED POL, une distinction quantitative peut être établie:

<b>Bon ensemble de données dans le biota:</b>	Cadmium Plomb Mercure
<b>Données anciennes ou peu de données dans le biota:</b>	Autres métaux (sélénium, cuivre, chrome, nickel, zinc) HAP PCB Pesticides chlorés (aldrine, DDT, dieldrine, endrine, HCH, heptachlore, hexachlorobenzène)

La disponibilité d'indicateurs et la couverture des données concernant la pollution chimique est aussi très variable d'un pays à l'autre :

### 3.1.2 Réseaux nationaux de surveillance continue

Des bases de données nationales de surveillance du milieu marin sont disponibles pour la France (RNO/IFREMER) et l'Italie (SIDIMAR).

Le Réseau national d'observation (RNO)<sup>7</sup> du milieu marin a été créé en 1974 et est géré par l'IFREMER. Les polluants dans les sédiments et les biotes sont surveillés depuis 1979, et depuis 2003 le réseau mesure aussi les effets biologiques (imposexe). Les paramètres comprennent les métaux (Ag, Hg, Cd, Cr, Pb, Zn, Cu, V et Ni), les composés organochlorés (DDT, DDD, DDE,  $\gamma$ HCH (lindane),  $\alpha$ HCH, PCB (congénères 28, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 156, 180) et HAP (16). Les biotes sont surveillés

<sup>7</sup> <http://phw.ifremer.fr/envlit/surveillance/rno.htm>

chaque année, alors que les sédiments sont échantillonnés sur une période de 10 ans, bien qu'avec l'adoption de la directive DCE la fréquence soit passée, depuis 2007, à six ans.

En Italie, un premier programme de surveillance continue du littoral a été entrepris dans l'Adriatique entre 1990 et 1993; il a été suivi d'un programme national (hormis la Sicile) en 1996-2000, et, depuis 2001 il opère au niveau national. Des données sur les substances dangereuses sont disponibles pour les sédiments et les biotes, et les paramètres sont similaires à ceux du RNO, y compris certaines substances supplémentaires comme les tributylétains.

Une récapitulation des principaux paramètres inclus dans ces programmes de surveillance nationaux, par comparaison avec d'autres programmes régionaux, est donnée sur le Tableau 6.

**Tableau 6** Principaux paramètres surveillés dans divers programmes régionaux et nationaux

Organisation ou programme	Début du programme	Principaux paramètres <sup>1</sup>	Types d'échantillon	Région
OSPAR	1978	ML, PCB, HAP, POC, organostanniques	Biotes, Séd.	Atlantique NE
HELCOM	1979	ML, PCB, HAP, POC, organostanniques	Biotes Séd.	Baltique
MED POL	1975	ML, PCB, POC	Biotes, Séd.	Méditerranée
RNO	1979	ML, PCB, HAP, POC	Biotes, Séd.	Littoral français
SIDIMAR	1990	ML, PCB, HAP, POC, organostanniques	Biotes, Séd.	Littoral italien

<sup>1</sup> Les paramètres ne sont pas tous mesurés pendant une période complète et dans l'ensemble de la région; ML – métaux lourds; PCB - polychlorobiphényles; HAP – hydrocarbures aromatiques polycycliques; POC – pesticides organochlorés.

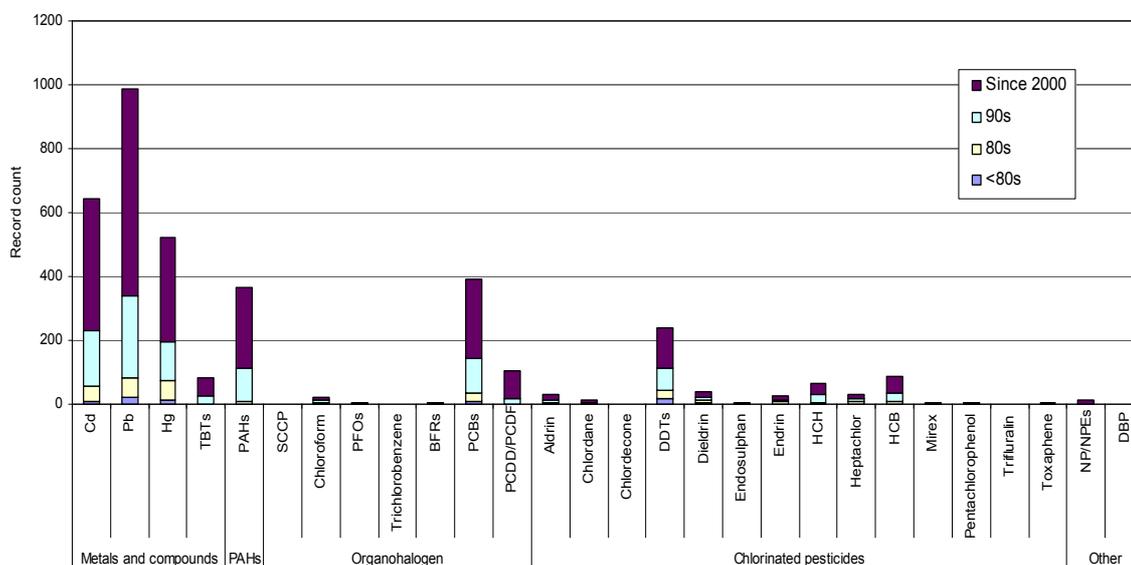
### 3.1.3 Littérature scientifique

Pour se faire une idée des informations disponibles dans la littérature scientifique en ce qui concerne l'état du milieu marin de la Méditerranée pour les différentes substances préoccupantes, une analyse de la base de données de l'ISI Web of Knowledge<sup>8</sup> a été réalisée. À cette fin, une analyse systématique a été établie pour rassembler tous les relevés résultant de la recherche de différentes substances préoccupantes et du thème 'mer Méditerranée'. Les substances ou groupes de substances incluses dans l'analyse étaient ceux qui avaient été retenus pour au moins deux listes de substances prioritaires préoccupantes (telles que mentionnées plus haut). Le thème 'mer Méditerranée' a été préféré à d'autres tels que 'région méditerranéenne', car le premier se rapporte plus directement au milieu marin. Cependant, il convient de noter que les résultats ne sont donnés qu'à titre indicatif, puisque les relevés obtenus ne sont pas tous en rapport avec le milieu marin. Quoi qu'il en soit, l'analyse a pour objet d'observer les grandes tendances et non de collecter toutes les publications dont il est fait état.

En ce sens, l'on peut constater sur la Figure 5 que des polluants 'classiques' comme les métaux représentent la majorité des publications dans la région méditerranéenne, suivis de certains organohalogénés (PCB, dioxines et furannes), HAP, et certains pesticides chlorés (DDT, HCB, HCH). En revanche, seuls quelques relevés sont

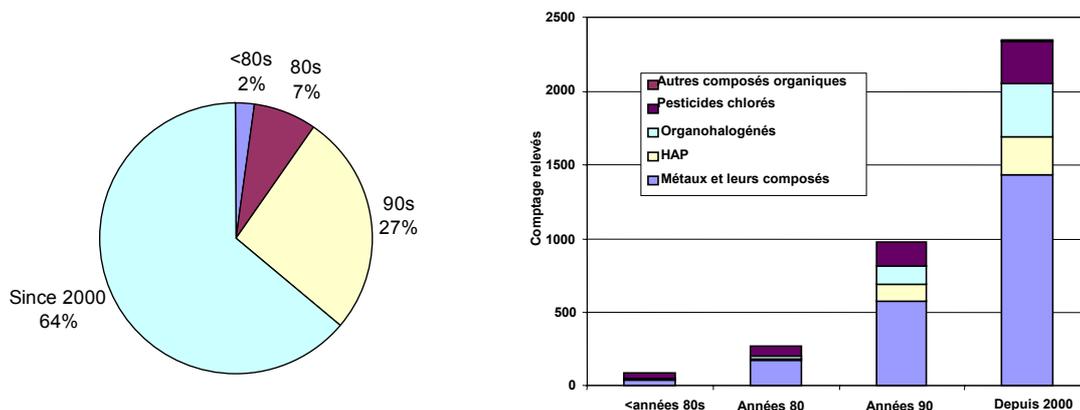
<sup>8</sup> <http://phw.isiwebofknowledge.com/>

obtenus pour les polluants 'émergents' (comme les SCCP, PFOS, retardateurs de flamme bromés, nonylphénols, etc.), comme il était à prévoir.



**Figure 5** Nombre de relevés, par année de publication, dans la base de données de l'ISI Web of Knowledge (recherche par 'substance' ET à 'mer Méditerranée').

En outre, les informations concernant la région méditerranéennes sont le plus souvent limitées aux 20-30 dernières années. De fait, seuls 2% des relevés ont été publiés avant les années 1980 (et concernant avant tout les métaux et les DDT), et la majeure partie des informations a été publiée depuis 2000 (64%) et au cours des années 1990 (27%) (voir Figure 6).



**Figure 6** Évolution du nombre de relevés, par décennies de publication, dans la base de données ISI web of Knowledge (recherche par 'substance' ET 'Mer Méditerranée').

Selon cette analyse, il devrait *potentiellement* exister dans la littérature scientifique une bonne base pour entreprendre une évaluation de l'état du milieu marin de la Méditerranée pour les substances ou groupes de substances ci-après:

- Métaux lourds (Cd, Pb, Hg)
- HAP
- PCB

- DDT

Les substances ou groupes de substances ci-après seraient en partie traitées dans la littérature scientifique:

- Composés organostanniques (TBT)
- Dioxines et furannes
- HCH
- Hexachlorobenzène

Mais pour le reste des substances préoccupantes, il est probable que très peu de données recueillies dans la région méditerranéenne sont disponibles dans la littérature scientifique.

### 3.2 Métaux et composés apparentés

#### 3.2.1 Métaux lourds (Cd, Pb, Hg) dans les sédiments

Les données sur les teneurs en cadmium des sédiments marins sont rares pour la mer Méditerranée, et elles concernent avant tout les sédiments de sa partie nord. Roussiez et al. (2006) ont mené une étude très complète du golfe du Lion où ils ont relevé des concentrations variant de 0,22 à 0,82 µg/g p.s., la concentration moyenne de Cd s'établissant à 0,36 µg/g p.s. Au sud du golfe d'Eubée, en mer Égée, les valeurs de Cd étaient légèrement inférieures et elles variaient de 0,10 à 0,65 ppm (Angelidis et Aloupi, 2000). Lafabrie et al. (2007) ont également mesuré Cd dans des sédiments marins proches du littoral toscan et des îles de Corse et de Sardaigne, avec des teneurs respectives de 0,40 µg/g p.s., 0,03 µg/g p.s. et 0,07 µg/g p.s., respectivement. Enfin, le détroit de Sicile a enregistré des teneurs plus élevées, comprises entre 0,1 et 1,6 µg/g p.s., soit une moyenne de 0,7 µg/g p.s. (Böttcher et al., 2003).

Les études sur les teneurs en plomb des sédiments marins se sont également concentrées dans le nord de la Méditerranée. Le golfe du Lion (nord-ouest de la Méditerranée) a enregistré des concentrations comprises entre 20,6 µg/g p.s. et 69,7 µg/g p.s., soit une concentration moyenne de 39,2 µg/g p.s. (Roussiez et al., 2006). Le golfe de Tarente (mer Ionienne) a enregistré des valeurs de Pb supérieures, variant de 44,7 à 74,8 µg/g p.s., bien que ces valeurs aient régressé à 59,0 µg/g p.s. dans les sédiments du large. Au sud du golfe d'Eubée, on relevait 13,8 à 19,4 µg/g p.s. (Angelidis et Aloupi, 2000). Lafabrie et al. (2007) ont trouvé 44,50 le long du littoral toscan, 4,67 µg/g p.s. dans les sédiments proches de la Corse et 18,67 µg/g p.s. dans ceux proches de la Sardaigne.

Les données disponibles sur les niveaux de mercure dans les sédiments méditerranéens se rapportent généralement à des zones industrialisées et à forte densité d'occupation. Lafabrie et al. (2007) ont trouvé des valeurs de Hg atteignant 560 ng/g p.s. le long du littoral toscan, 20 ng/g p.s. dans les sédiments marins du nord-est de la Corse et 70 ng/g p.s. en Sardaigne. Buccolieri et al. (2006) ont décelé dans le golfe de Tarente des concentrations de Hg variant de 40 à 410 ng/g p.s. dans des sédiments proches du littoral et 70 ng/g p.s. dans des sédiments du large, au centre du golfe.

Les concentrations de Hg dans les sédiments du large ont également été étudiées. Les niveaux relevés en mer d'Alboran se situaient autour de 56 ng/g p.s. Des concentrations très similaires d'environ 44 ng/g p.s. Hg ont été signalées dans le sud

du bassin Levantin, en mer Ionienne et dans l'ensemble du bassin Levantin (Ogrinc et al., 2007). Une vaste étude menée dans le canal de Sicile a révélé que les niveaux de Hg s'échelonnaient de 50 à 70 ng/g p.s., avec des échantillons indiquant des teneurs élevées cumulant à 202 ng/g p.s. (Di Leonardo et al., 2006). De même, les sédiments du canal d'Otrante atteignaient 78 ng/g p.s. (Ogrinc et al., 2007). Un profil de répartition peut être établi d'après les données disponibles, puisque les concentrations les plus élevées de Hg sont relevées le plus souvent dans les sédiments côtiers et les plus faibles dans les sédiments du large.

S'agissant des métaux lourds, il est difficile de fournir les niveaux de fond qui permettraient aisément d'évaluer si les sédiments sont pollués et quel est leur degré de contamination. Les niveaux naturels des métaux peuvent fluctuer d'une zone géographique à l'autre en fonction du type de substrat, des caractéristiques du sol ainsi que d'autres propriétés chimiques (par ex. quantité de matière organique, carbonates) (Boughriet et al., 2007; Choi et al., 2006).

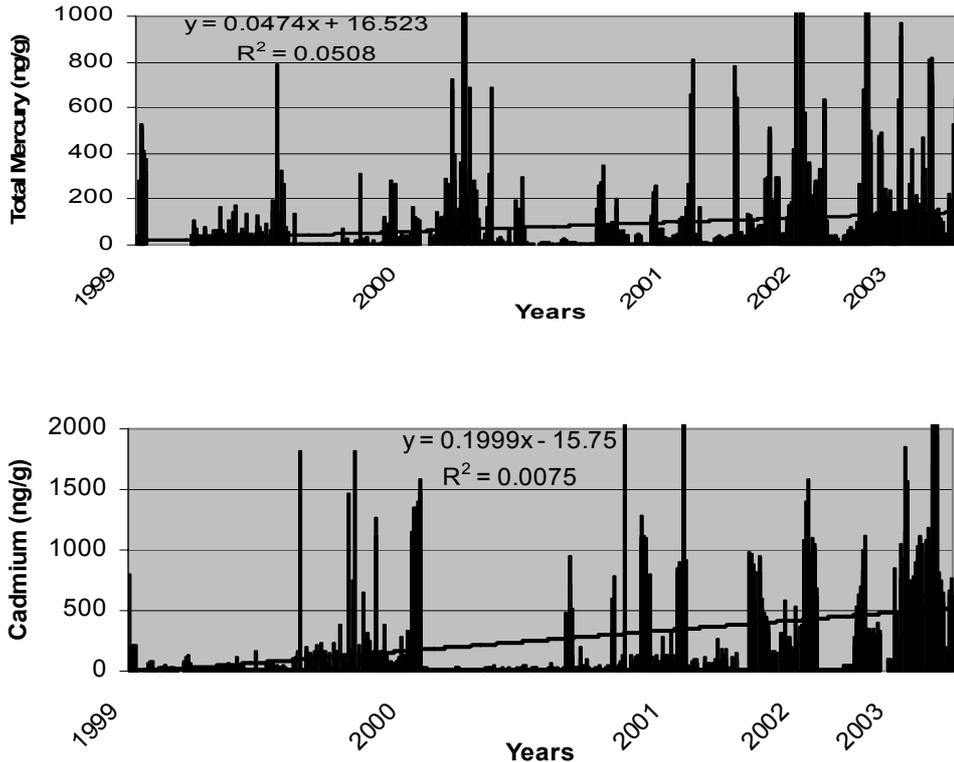
De nombreuses études ont montré que les sédiments peuvent fournir des éléments attestant des impacts anthropiques sur l'environnement puisqu'ils offrent une coupe rétrospective de l'activité humaine et des antécédents de pollution (Vesely et al., 1993). Dans le cas présent, les valeurs de référence du cadmium, du mercure et du plomb en mer Méditerranée ont été estimées sur la base de diverses études au cours desquelles des carottes sédimentaires avaient été prélevées dans l'ensemble de la zone de cette mer.

En 1994-1995, le RNO a prélevé cinq carottes sur la façade méditerranéenne de la France. Pour le mercure, les niveaux de fond ont été estimés à une valeur moyenne de 100 ng/g p.s. en tenant compte des fractions chimiques (autrement dit la matière organique, les carbonates) et de la granulométrie du sédiment (RNO, 2001). Pareillement, d'autres études ont fait part de valeurs de référence atteignant 38 ng/g p.s. pour le canal de Sicile (Di Leonardo et al., 2006) et comprises entre 100 et 200 ng/g p.s. dans la baie de Naples (Baldi et al., 1983). De la même façon, l'on a relevé une concentration limite de cadmium de 0,15 µg/g p.s. dans des sédiments non pollués du littoral français (RNO, 2001) ainsi que de l'ensemble de la mer Méditerranée (Whitehead, 1984, *in* RNO, 2001). Les données d'une étude de l'IFREMER ont révélé des valeurs de fond de Cd plus faibles, comprises entre 0,06 et 0,08 µg/g p.s. dans des zones côtières du Maroc (RNO, 2001). Pour le plomb, les sédiments indiquant des niveaux supérieurs à 30 µg/g p.s. étaient considérés comme pollués le long du littoral français (RNO, 2001). Précédemment, des concentrations de 25 µg/g p.s. avaient été établies comme valeurs de fond (Whitehead, 1984, *in* RNO, 2001). Des données recueillies sur le littoral marocain ont même témoigné de niveaux de fond plus faibles de 17 à 21 µg/g p.s. (RNO, 2001).

Compte tenu des niveaux actuels relevés en mer Méditerranée et des données publiées concernant les concentrations de fond, il convient d'admettre que la pollution par Hg touche avant tout les sédiments côtiers, alors que les valeurs de Hg dans les zones du large se situent dans les limites des valeurs de fond. Pour le cadmium, tous les sites des études recensées dans le présent rapport dépassaient de loin les niveaux de fond établis pour la mer Méditerranée. Dans le cas du plomb, tous les sédiments côtiers révèlent des niveaux de pollution, à l'exception du sud du golfe d'Eubée dont les concentrations de Pb se situent dans l'intervalle des concentrations de fond. Des niveaux naturels de Pb ont été également signalés pour les sédiments distants des côtes.

### 3.2.2 Métaux lourds (Cd, Pb, Hg) dans les biotes

Les données MED POL (Phase III) fournissent une vue d'ensemble de la teneur des biotes en éléments-traces dans la région méditerranéenne. Malgré que les données ne couvrent pas entièrement la région cotière de la Méditerranée et ne peuvent être utilisées actuellement pour tirer de conclusions sur les niveaux de pollution régionale, les données disponibles présentent une concentration d'une mercure totale en moyenne supérieure à 150 ng/g et une concentration moyenne de Cd à environ 500 ng/g (voir Figure 7).



**Figure 7** MED POL Phase III: Surveillance de Hg total et de Cd dans la région méditerranéenne. (Source: MED POL).

Les moules sont notoirement admises au plan mondial comme bioindicateurs de la pollution et elles sont utilisées dans les programmes de veille scientifique car elles accumulent les polluants dans leurs tissus à des niveaux élevés en rapport avec la biodisponibilité en polluants du milieu marin. Cependant, en mer Méditerranée, les investigations concernent en majeure partie le bassin nord-ouest, et des données claires ont été recensées dans la littérature scientifique concernant les niveaux de Hg dans les moules. Quelques données sur les concentrations de Hg total, Cd et Pb dans les moules sont présentées sur le Table 7.

**Table 7** Teneurs de la moule commune (*Mytilus galloprovincialis*) en éléments en traces dans certaines zones côtières de la mer Méditerranée.

Aire géographique	Année d'échantillonnage	Concentration	Référence
Baie de Mali Ston (Adriatique Est)	1998-2005	<b>Cd:</b> 1,15 µg/g p.s. <b>Hg:</b> 0,15 µg/g p.s. <b>Pb:</b> 1,09 µg/g p.s.	Kljatovic-Gaspic et al. 2007
Golfe de Tarente	1999-2000	<b>Cd:</b> 0,23 - 0,77 µg/g p.s. <b>Pb:</b> 1,19 - 4,29 µg/g p.s.	Cardellicchio et al. 2008

Côte de la Mer Égée – eaux turques	2002-2003	<b>Cd:</b> 0,04 - 0,52 µg/g p.h. <b>Pb:</b> 0,49 - 1,72 µg/g p.h.	Sunlu 2006
Mer Tyrrhénienne	2000	<b>Cd:</b> 0,23 - 0,77 µg/g p.s. <b>Pb:</b> 1,19 - 4,29 µg/g p.s.	Conti et Cecchetti 2003
Lagune de Venise	1993	<b>Cd:</b> 0,05 - 4,64 µg/g p.s. <b>Pb:</b> 6,18 - 80,26 µg/g p.s.	Conti et Cecchetti 2003

Kljakovic-Gaspic et al. (2007) ont surveillé la moule commune - ou moule de Méditerranée - (*Mytilus galloprovincialis*) dans la baie de Mali Ston, située sur le littoral Est de l'Adriatique, de 1998 à 2005. Les concentrations de métaux en traces dans le tissu comestible des moules (moyennes de Cd: 1,15 µg/g p.s.; de Hg: 0,15 µg/g p.s.; de Pb: 1,09 µg/g p.s.; voir Table 7) se situaient dans l'intervalle des valeurs habituellement décelées dans les zones côtières marines modérément contaminées, bien que, aux termes de la législation et des directives de l'UE et de l'OMS, la consommation du tissu comestible des moules ne soit pas nocive pour les humains. Une analyse des tendances temporelles lors des 7 années de la surveillance continue a montré que les concentrations de métaux n'avaient pas changé au cours de cette période.

De même, une surveillance réalisée au cours de la période 2001-2005 le long du littoral croate en utilisant la moule commune comme espèce indicatrice a permis de déterminer que Pb et Hg étaient significativement élevés près des zones urbaines et industrielles, alors que Cd était plus uniformément distribué dans l'ensemble des aires géographiques surveillées, étant également élevé dans les moules prélevées à proximité de zones rurales situées à distance de sources de pollution anthropiques. La plupart des valeurs étaient cependant encore en deçà des seuils maximum fixés pour les produits de la mer frais. Là encore, les concentrations de métaux n'avaient pas changé au cours de la période 5 ans de la surveillance (Kljakovic-Gaspic et al., 2007).

Les spécimens de *Mytilus galloprovincialis* prélevés dans le golfe de Tarente ont révélé des teneurs en Cd s'échelonnant de 0,23 à 0,95 µg/g p.s. entre 1999 et 2000, légèrement inférieures à celles relevées en mer Adriatique, alors que les teneurs en Pb étaient supérieures, variant de 1,19 à 4,49 µg/g p.s. (Cardellicchio et al. 2008).

En revanche, la mer Tyrrhénienne a enregistré des teneurs en métaux de la même espèce, analysées en 2000. Les teneurs en cadmium étaient comprises entre 0,32 et 0,49 µg/g p.s. alors que celles en Pb l'étaient entre 1,67 et 2,49 µg/g p.s.. Ces valeurs paraissent particulièrement faibles quand on les compare avec celles des zones fortement polluées comme la lagune de Venise, où l'on relevé des valeurs de Cd et Pb atteignant jusqu'à 4,64 et 8,26 µg/g p.s., respectivement (Conti et Cecchetti, 2003).

Les moules provenant des eaux turques de la mer Égée paraissent encore plus polluées, puisque les teneurs de *M. galloprovincialis* en métaux en traces pour 2002-2003 sont plus élevées. Le cadmium variait de 0,04 à 0,52 µg/g p.h. (approximativement 0,20 - 2,6 µg/g de poids sec en recourant au coefficient de conversion "5" de la Commission OSPAR), alors que le plomb variait de 0,49 à 1,72 µg/g de poids humide (2,45 - 8,6 µg/g p.s.) (Sunlu, 2006).

S'agissant des prédateurs de fin de chaîne alimentaire en mer Méditerranée, des quantités importantes de données sont disponibles pour les concentrations de métaux en traces dans leurs différents organes et tissus. Une récapitulation de ces données est présentée sur le Tableau 8.

Storelli et al. (2005) ont analysé les métaux lourds dans le thon rouge (*Thunnus thynnus*) et l'espadon (*Xiphias gladius*) capturés en mer Ionienne en 1993. Chez les deux espèces, les teneurs en métaux du foie étaient environ le double que celles relevées dans le tissu musculaire, excepté pour le cadmium qui présentait dans le foie des concentrations très nettement plus élevées. En comparant les deux espèces, l'on a observé une variation significative des teneurs en certains métaux. Les concentrations moyennes de mercure, de plomb et de cadmium dans le tissu musculaire et dans le foie étaient de deux à neuf fois environ plus élevées chez le thon rouge que chez l'espadon. Contrairement à l'espadon, le thon paraissait plus à même de concentrer d'importantes quantités de mercure, de cadmium et de plomb, témoignant par là qu'il est un bioindicateur potentiel de pollution des écosystèmes de haute mer. Par rapport aux données communiquées par d'autres auteurs, les niveaux moyens de Cd et Pb chez le thon rouge étaient très analogues à ceux relevés pour la même espèce de la mer Méditerranée. De plus, les concentrations de Cd et Pb présentes dans le tissu musculaire de l'espadon étaient également comparables à celles déjà relevées.

Pareillement, des concentrations de mercure comparables ont été signalées chez le thon rouge de taille similaire de la mer Tyrrhénienne, alors que les spécimens de plus grande taille dénotaient des valeurs plus élevées, puisque les concentrations de Hg augmentent avec la taille corporelle chez le poisson (Storelli et al. 2005).

**Tableau 8** Teneurs en métaux en traces des cétacés de la mer Méditerranée (p.h.= poids humide; p.s.= poids sec ; l.o.d. (limit of detection) = limite de détection).

Espèce Poisson	Concentrations (µg/g) <sup>a</sup>			Poids servant de base	Aire géographique / année	Référence
	Total Hg	Pb	Cd			
<i>T. thynnus</i>	M: 0,13 - 0,35 L: 0,27 - 0,60	M: 0,07 - 0,18 L: 0,11 - 0,39	M: 0,01 - 0,04 L: 0,06 - 2,72	p.h.	Mer Ionienne / 2003	Storelli et al. 2005
<i>X. gladius</i>	M: 0,02 - 0,15 L: 0,10 - 0,37	M: 0,04 - 0,08 L: 0,06 - 0,11	M: 0,002 - 0,01 L: 0,10 - 0,29	p.h.	Mer Ionienne / 2003	Storelli et al. 2005
<b>Cétacés</b>						
<i>B. physalus</i>	M: 0,65 - 2,64 L: 0,11	M: 0,051 - 0,137 L: 0,041	M: 0,04 L: 0,04 K: 1,56	p.s.	Mer Ligure / 1990-2004	Capelli et al. 2007
<i>P. macrocephalus</i>	M: 1,13 L: 4,24	M: < l.o.d L: < l.o.d	M: < l.o.d L: < l.o.d K: 0,04	P.s.	Mer Ligure / 1990-2004	Capelli et al. 2007
<i>Z. cavirostris</i>	M: 21,79 L: 258	M: < l.o.d L: 0,726	M: 0,06 L: 10,34 K: 60	p.s.	Mer Ligure / 1990-2004	Capelli et al. 2007
<i>G. griseus</i>	M: 5,86 - 139 L: 19,25 - 2746	M: < l.o.d L: 0,390 - 2,687	M: < l.o.d - 0,52 L: 2,35 - 38 K: 20 - 71	p.s.	Mer Ligure / 1990-2004	Capelli et al. 2007
<i>T. truncatus</i>	M: 2,57 - 162 L: 1355 - 3737	M: < l.o.d - 0,263 L: 0,155 - 0,457	M: < l.o.d - 0,12 L: < l.o.d - 3,02 K: 0,03 - 9,83	p.s.	Mer Ligure / 1990-2004	Capelli et al. 2007
<i>S. coeruleoalba</i>	M: 8,11 -	M:	M: < l.o.d	p.s.	Mer Ligure /	Capelli et al.

	59,43 L: 137 - 452	< l.o.d - 0,223 L: 0,211 – 0,735	- 0,28 L: 1,60 - 5,39 K: 9,54 - 34		1990-2004	2007
<i>S. coeruleoalba</i>	-	M: 0,12 – 0,48 L: 0,22 - 0,88	M: 0,04 - 0,16 L: 1,50 - 6,00	p.h.	Sud de l'Italie / 1991	Cardellicchio et al. 2002
<i>S. coeruleoalba</i>	M: 52,83 L: 592,97	-	M: 0,10 L:4,43 K:27,51	p.s.	Ligure Tyrrhénienne 1987-1994	Monaci et al. 1998
<i>S. coeruleoalba</i>	M: 27,77 L: 1043,14	-	M: 0,05 L: 3,95 K: 8,38	p.s.	Méditerranée espagnole. 1987-1994	Monaci et al. 1998

<sup>a</sup> L: Foie (Liver); M: Muscle; K: Rein (Kidney); l.o.d.: limite de détection

S'agissant des espèces de cétacés, Monaci et al. (1998) ont étudié les concentrations de métaux en traces dans différents tissus du dauphin bleu et blanc (*Stenella Coeruleoalba*) le long du littoral espagnol et dans les mers Ligure et Tyrrhénienne entre 1987 et 1994. Les concentrations moyennes de Hg trouvées dans le foie et d'autres tissus étaient très élevées (moyenne de 976 µg/g p.s. pour tous les échantillons de foie), mais elles concordaient avec d'autres relevés effectués dans la même zone géographique. Comme Hg s'accumule avec l'âge dans tous les tissus, il peut atteindre des concentrations de plusieurs centaines de µg/g (en poids humide) chez les dauphins de 30-40 ans. La plus forte concentration relevée s'établissait à 5,441 µg/g p.s. dans le foie.

D'autre part, les niveaux de Hg chez les dauphins des zones ligure et tyrrhénienne étaient notablement plus élevés que ceux de la zone espagnole (voir Tableau 8). Dans ce cas, le profil de bioaccumulation de Hg établi pour les tissus des dauphins bleus et blancs échoués le long des côtes italiennes et espagnoles donnait à penser qu'il existait deux populations, distinctes par leur niche spatiale et leur position au sein de la chaîne alimentaire, probablement exposées par leur nourriture à des niveaux différents de ces éléments dus à des apports naturels et anthropiques différents dans les deux aires géographiques.

Qui plus est, les dauphins bleus et blancs de Méditerranée semblent avoir des concentrations notablement plus élevées de Hg que ceux du Pacifique et de l'Atlantique. Des valeurs moyennes de 205 µg/g p.h. ont été signalées pour le foie de dauphins capturés près des côtes japonaises (Monaci et al., 1998). Par ailleurs, les teneurs en Hg du foie de dauphins échoués sur les côtes méditerranéennes de la France se sont avérées être 6 à 7 fois plus élevées que celles de dauphins échoués sur la façade atlantique de ce même pays. En concordance avec ces relevés, d'autres études ont trouvé des concentrations moyennes de 668 µg/g p.h. chez 13 dauphins échoués sur les côtes de la façade méditerranéenne de la France (Monaci et al., 1998).

Des études plus récentes portant sur Hg chez les espèces cétacées ont aussi mis en évidence des niveaux élevés. Capelli et al. (2007) ont étudié les teneurs en Hg, Cd et Pb de six espèces cétacées de la mer Ligure, où ces espèces se reproduisent et s'alimentent, en vue d'évaluer les pressions anthropiques sur cette riche biodiversité faunistique (voir Tableau 8).

Les concentrations de mercure étaient très variables: des valeurs faibles ont été trouvées chez *B. physalus*, *P. macrocephalus*; des valeurs plus fortes chez *Z. cavirostris* et *S. coeruleoalba*, encore qu'il faille souligner que les niveaux de Hg chez *S. coeruleoalba* étaient inférieurs à ceux mesurés par Monacci et al. plus de dix ans auparavant; enfin, des niveaux extrêmement élevés étaient constatés chez *G. griseus* et chez un spécimen de *T. Truncatus*.

Chez les mêmes espèces, l'intervalle de concentrations faible correspondait aux individus jeunes, indiquant l'effet marqué de l'âge sur l'accumulation de Hg. Les concentrations les plus élevées mesurées chez *G. griseus* et *T. truncatus* atteignaient plus de 100 µg/g p.s. de Hg dans le muscle. D'autres valeurs de la littérature sont comparables et même plus élevées que ces résultats, avec des pics compris entre 56 et 334 µg/g p.s. chez *T. truncatus* et entre 123 et 1580 µg/g p.s. chez *G. griseus* et (Capelli et al., 2007). Le foie était à nouveau l'organe présentant les plus fortes concentrations de mercure, dépassant 2 000 µg/g p.s.

Si l'on comparait avec les populations de l'Atlantique, les concentrations de Hg dans le muscle et le foie de celles-ci étaient plus faibles. *S. coeruleoalba* et *T. truncatus* sont les espèces les plus fréquemment étudiées. De plus fortes concentrations de Hg chez les individus méditerranéens sont souvent décelées chez *T. truncatus* par comparaison avec ceux de l'Atlantique (Capelli et al., 2007).

Entre 1987 et 1994, les concentrations de Cd relevées dans les tissus de dauphins des eaux Ligures et de la façade méditerranéenne de l'Espagne étaient légèrement inférieures à celles communiquées dans les études antérieures (voir Tableau 8). Les niveaux tissulaires de Cd sont conditionnés par l'alimentation du dauphin, laquelle varie selon les circonstances et la disponibilité d'aliments. Les céphalopodes, un aliment important du dauphin bleu et blanc, sont des accumulateurs efficaces de Cd et sont par conséquent la principale source d'exposition du dauphin à ce métal (Monaci et al., 1998).

Les tendances spatiales observées dans les concentrations de Cd chez les dauphins des deux aires géographiques étudiées – mer Ligure et côtes espagnoles - étaient analogues à celles de Hg. Les dauphins des mers Tyrrhénienne et Ligure ont révélé des teneurs en Cd plus fortes par rapport à ceux du littoral espagnol, ce qui pourrait être dû à une contamination plus importante par le cadmium d'origine anthropique dans ces deux mers, ou au fait que les dauphins d'Italie viennent plus près de la côte que ceux des îles Baléares, car les eaux sont plus profondes à proximité des côtes italiennes (Monaci et al., 1998). Cardelicchio et al. (2002) ont étudié *S. coeruleoalba* capturé en 1991 dans les eaux du sud de l'Italie et ils ont trouvé des niveaux de Cd atteignant 0,04 et 1,50 µg/g p.h. dans le muscle et le foie, respectivement (0,16 et 6 µg/g de poids sec en recourant au facteur de conversion de 0,25 de Becquer et al. (1995)). Comme on peut le constater, les valeurs de Cd tirées des études de Monaci et al. (1998) et de Cardelicchio et al. (2002) sont similaires, car elles concernent la même espèce dans la même aire géographique et à des périodes similaires.

En ce qui concerne l'étude de Capelli et al. (2007), l'on a signalé que les niveaux récemment relevés chez les cétacés de la mer Ligure se situaient, dans plusieurs cas, en deçà de la limite de détection, et qu'ils étaient habituellement faibles (entre 0,01 et 0,82 µg/g p.s.), hormis le foie et le rein de *G. griseus* (38 et 71 µg/g p.s., respectivement) (voir Tableau 8). Les niveaux de cadmium chez *S. coeruleoalba* sont encore élevés et très voisins de ceux communiqués dans les études précédemment évoquées.

Il a été signalé que le rein est l'organe critique de l'accumulation de Cd. Comme d'autres auteurs, Capelli et al. (2007) ont attribué les valeurs élevées mesurées chez *G. griseus*, *Z. cavirostris* et *S. coeruleoalba* à l'importante consommation de calmars, généralement riches en cadmium. *T. truncatus* présente des teneurs en Cd plus faibles que *S. coeruleoalba*, par suite des quantités différentes de céphalopodes qui entrent dans leur alimentation.

S'agissant des niveaux de Pb, Capelli et al. (2007) ont constaté qu'environ 50% des valeurs de Pb mesurées se situaient bien en deçà de la limite de détection; les valeurs étaient très faibles, comprises entre 0,04 et 0,74 µg/g p.s., excepté une valeur anormalement élevée (2,7 µg/g p.s.) dans le foie de *G. griseus*. Ces valeurs sont

comparables avec des données vieilles de plus de dix ans auparavant. Cardellicchio et al. (2002) ont décelé des niveaux de Pb légèrement plus élevés, soit 0,48 µg/g p.s. dans le muscle et 0,88 µg/g p.s. dans le foie de l'espèce *S. Coeruleoalba* du littoral sud de l'Italie.

### 3.2.3 Composés organostanniques

Au cours des dernières décennies, les organostanniques ont été largement utilisés comme biocides, pesticides agricoles, stabilisants de polymères, agents de protection du bois et catalyseurs d'un certain nombre de procédés industriels. Néanmoins, leur principale source dans l'écosystème marin est liée à leur utilisation comme biocides dans les peintures antisalissure (Diez et al., 2002). Les organostanniques se dégradent lentement dans l'environnement et, en particulier, dans les sédiments, et l'importance de leur persistance et des risques écotoxicologiques qu'ils entraînent a été amplement documentée depuis qu'elle a été démontrée dans la baie d'Arcachon (France) au début des années 1980. Ils occasionnent de nombreux effets nocifs pour les espèces de flore et de faune non cibles (à savoir : imposexe, malformation des huîtres, mortalité des larves de moules) à de très faibles concentrations (quelques ng/kg) (Diez et al., 2002).

Plusieurs pays ont interdit leur utilisation et restreint leur application aux grands navires. Les autorités françaises ont interdit en 1982 l'utilisation des peintures antisalissure contenant du tributylétain (TBT) sur les bateaux de moins de 25 m de long, et des réglementations analogues de l'utilisation du TBT dans les peintures sont entrées en vigueur quelques années plus tard (1989) dans l'Union européenne (Diez et al., 2002). À la suite de l'interdiction de la vente au détail des peintures antisalissure à base de TBT à la fin des années 1980 dans la plupart des pays développés, des programmes de surveillance sont actuellement mis en œuvre pour évaluer l'efficacité de ces réglementations. Des études sont menées dans différentes zones côtières (France, Royaume-Uni, côtes atlantique et pacifique des États-Unis, Pays-Bas et Japon) et elles mettent évidence une diminution des concentrations de TBT dans l'eau de mer à des concentrations dépassant encore, toutefois, le niveau à effet nul pour les espèces les plus sensibles (Diez et al., 2002; Morcillo et al., 1996). Des études du même ordre ont été menées dans des zones limitées de pays du sud de l'Europe, comme la côte atlantique sud de l'Espagne ou la côte méditerranéenne de la France.

Diez et al. (2002) ont réalisé une étude concernant les niveaux d'organostanniques dans les sédiments des parties nord et sud de la façade méditerranéenne de l'Espagne, entre 1995 and 2000. Les concentrations d'organostanniques dans les sédiments de cette zone étaient très variables selon la localisation. Les résultats de la campagne d'échantillonnage de 1995 ont révélé que les composés TBT prédominaient dans l'ensemble de la zone étudiée et que les valeurs les plus élevées concernaient le port de commerce de Barcelone avec des moyennes de 4 487 ng/g pour le TBT, mais des pics de TBT pouvant atteindre 18 700 ng/g (voir Tableau 9). Par contre, dans la marina Port Masnou abritant essentiellement des bateaux de plaisance, les concentrations d'organostanniques étaient plus faibles (920 ng/g pour le TBT, avec un maximum de 1650 ng/g) par comparaison avec le port de commerce de Barcelone. D'un autre côté, les concentrations d'organostanniques au port de Sant Carles atteignaient des niveaux assez élevés, 1 600 ng/g de TBT (avec des pics à 5 226 ng/g), plus élevés que ceux auxquels on pouvait s'attendre compte tenu des caractéristiques du port.

Des données de l'année 2000 ont mis en évidence que la plupart des sites du port de commerce de Barcelone présentaient des niveaux accrus par rapport à ceux obtenus dix ans auparavant. Dans la marina Port Masnou, une diminution des concentrations d'organostanniques pourrait témoigner de l'efficacité du respect de la réglementation,

mais les sédiments présentaient des valeurs atteignant plus du quadruple de celles escomptées. De même, le port de pêche de Sant Carles a enregistré une hausse des niveaux d'organostanniques. Par conséquent, les réglementations relatives au TBT n'étaient pas encore efficaces, après 10 ans d'application, pour les ports de commerce de la côte catalane (Díez et al., 2002).

Une étude menée par Martínez-Lladó et al. (2007) concernant les niveaux de TBT dans le port de Barcelone a indiqué que les sédiments les plus enrichis se trouvaient à

Port Vell, avec des valeurs comprises entre 326 et 4 702 ng/g p.s. (voir Tableau 9). La teneur la plus élevée en TBT de cette zone pourrait être due aux mouillages continus de bateaux de plaisance, ainsi qu'à la proximité d'installations d'avitaillement en carburant et aux opérations de peinture en cale sèche. Dans l'avant-port, une légère diminution des teneurs en TBT vers l'entrée du port (où l'on a relevé 98 ng/g) a également été observée.

En mer d'Alboran, les teneurs en organostanniques des sédiments de neuf ports et de douze sites ont également été déterminées. Le port d'Almería était le seul port de commerce et présentait les plus fortes valeurs parmi les ports situés dans le bassin Sud, avec des maxima atteignant 2 135 ng/g de TBT (voir Tableau 9). Il existe cependant entre ce port et celui de Barcelone une différence spectaculaire des concentrations qui est imputable à l'énorme écart de leur trafic de fret et de passagers (celui de Barcelone étant le double de celui d'Almería). Toutes les autres marinas de la côte Sud de l'Espagne qui ont été étudiées ont présenté des valeurs dont la moyenne s'établit à 975 ng/g de TBT, à l'exception de Sotogrande qui atteignait près de 3 868 ng/g de TBT (Díez et al., 2002).

**Tableau 9** Teneurs en TBT des sédiments de plusieurs régions de la mer Méditerranée.

Écorégion	Site	ng TBT/g p.s.	ng Sn/g p.s.	Référence
Côte NE de l'Espagne	Port de Barcelone	4487	-	Diez et al. 2002
	Marina Port Masnou	920	-	Diez et al. 2002
	Port de St Carles	1617	-	Diez et al. 2002
	Tarragone	76	-	Diez et al. 2002
	Port de Barcelone	326-4,702	-	Martínez-Lladó, et al. 2007
Côte SE de l'Espagne	Intervalle total des concentrations	200-3868	-	Diez et al. 2002
	Sotogrande	3868	-	Diez et al. 2002
	Port d'Almeria	2135	-	Diez et al. 2002
	Duquesa	1669	-	Diez et al. 2002
	Alquerimar	481	-	Diez et al. 2002
Façade méditerr. Égypte	Marina d'Almeria	200	-	Diez et al. 2002
	Intervalle total des concentrations	-	35-975	Barakat, 2004
Mer Méditerranée centrale	Alexandrie/port	-	1-2 067	Barakat, 2004
	Malte	-	30-1 500	Axiak et al. 2000

Dans l'ensemble, les niveaux de butylétain étaient supérieurs à ceux communiqués précédemment pour différentes régions du monde (États-Unis: golfe Est et côtes du Pacifique; Auckland en Nouvelle-Zélande). Cependant, la comparaison avec d'autres régions comme la marina de Hong Kong et les ports de Portland et Boothbay dans le Maine, avec des régimes de marée et des effets de dilution similaires, indique que, sur la façade méditerranéenne de l'Espagne, les organostanniques sont relevés à des valeurs modérées à élevées (Díez et al., 2002).

De même, les organostanniques ont été aussi dosés dans 38 sédiments prélevés dans des ports de la Méditerranée occidentale et à des sites de rejet d'eaux usées domestiques et industrielles (Diez et al., 2003). Les butylétains étaient les formes d'étain identifiées qui prédominaient et le TBT était largement répandu dans l'ensemble de la zone, indiquant des apports récents d'organostanniques. Les niveaux les plus élevés de TBT étaient décelés dans les ports de commerce associés à des apports de grands navires (valeur moyenne : 2000 ng/g (sous forme de Sn)). En outre, des valeurs de TBT relativement élevées étaient aussi décelées dans des zones de navigation de pêche et de plaisance (niveau moyen : 400 ng/g ((sous forme de Sn)). Les dérivés du phénylétain étaient présents à des niveaux plus faibles que les butylétains.

Par ailleurs, une étude comparative de la présence d'organostanniques aux sites de rejet de boues d'épuration (domestiques) au large de Barcelone et d'Almeria et dans le port de Tarragone (rejets industriels) a mis en évidence que les effluents de boues d'épuration primaires domestiques peuvent également contribuer à la pollution côtière par les organostanniques (100 ng/g de TBT (sous forme de Sn)), bien que les boues d'épuration soient une source secondaire de contamination par les organostanniques dans le milieu côtier par comparaison avec les ports de commerce (Diez et al., 2003).

En ce qui concerne le bassin Levantin, une étude récente menée sur la façade méditerranéenne de l'Égypte a fait état de niveaux sédimentaires du littoral d'Alexandrie compris entre 35 et 975 ng Sn/g p.s. (voir Tableau 9), les pics étant relevés dans le port et les niveaux des sédiments prélevés dans le port d'Alexandrie variant de 1 à 2 067 ng Sn/g p.s. (Barakat, 2004). Ces résultats pourraient indiquer que les peintures antisalissure sont encore un motif de préoccupation dans les marinas, les ports et, en particulier, dans les sites attenants aux chantiers de réparation navale. Les concentrations correspondantes de TBT décelées dans les sédiments indiquaient que les processus de dégradation y étaient minimes en raison de conditions d'anoxie sédimentaire aux sites d'échantillonnage ou d'apports relativement récents de TBT à ces sites (Barakat, 2004).

À Malte, les butylétains décelés dans les sédiments superficiels indiquaient aussi que les deux principales sources locales de contamination marine par le TBT étaient les chantiers de réparation navale et les marinas. Dans les sédiments, les concentrations s'échelonnaient de 30 à 1 500 ng/g Sn p.s. (voir Tableau 9). Plusieurs réponses biologiques sublétales au niveaux de TBT ont été constatées dans des ports locaux, (comme imposexe, inhibition de processus enzymatiques), évidentes à des concentrations de TBT en deçà des normes de qualité environnementale (20 ng TBT/L) (Axiak et al., 2000).

Les bivalves marins figurent parmi les organismes les plus étudiés et ont aussi été choisis comme organismes sentinelles dans des programmes de surveillance de la pollution par TBT. Peu de rapports sont disponibles concernant l'accumulation de composés organostanniques dans le poisson. Un état récapitulatif de plusieurs études concernant la teneur en organostanniques de moules est reproduit sur le Tableau 10.

Morcillo et al. (1996) ont réalisé une étude concernant la teneur en TBT de moules (*Mytilus galloprovincialis*) provenant des ports de Barcelone, Manou et Sant Carles en 1995. La concentration maximale de composés organostanniques a été trouvée dans des mollusques prélevés à la marina Port Manou, où la concentration moyenne du total de composés organostanniques était de 5 444 ng/g p.s. (sous forme de Sn), soit 4,5 fois plus élevée que la concentration mesurée dans des moules provenant du Port de Barcelone (1 165 ng/g p.s.), au trafic commercial important, et 44 fois plus élevée que le résidu détecté dans des moules provenant du port de pêche de St. Carles (123 ng/g p.s.), servant de mouillage à environ 200 bateaux (voir Tableau 10). La concentration de TBT détectée dans des moules de la marina Port Manou était de 3 500 ng/g p.s. Au-dessus de 2 000 ng/g p.s. de TBT, d'importants effets biologiques néfastes

pouvaient être mesurés dans les moules adultes. La contamination par les organostanniques était beaucoup plus faible dans le port de St. Carles que dans les autres zones étudiées, mais néanmoins détectable. Cependant, les moules et les palourdes prélevées dans les exploitations maricoles (baie d'Alfacs) situées approximativement à 3 kilomètres du port, présentaient des niveaux de TBT très faibles, voire indétectables. Ainsi a-t-on constaté qu'une dissipation du TBT se produisait à plusieurs kilomètres de sa principale source ponctuelle (Morcillo et al., 1996).

Dans l'ensemble, le TBT était présent à des niveaux substantiellement plus élevés que le DBT ou le MBT, en particulier dans la zone de Masnou, ce qui est l'indice d'apports récents de l'agent antisalissure l'emportant sur le produit de dégradation. L'échantillonnage coïncidait avec la plus grande activité de navigation de plaisance dans la région, si bien que du nouveau TBT était ajouté à l'environnement (Morcillo et al., 1996).

En mer Égée, des valeurs de TBT, s'établissant en moyenne à 17,1 ng/g p.h., ont été relevées dans *M. galloprovincialis* collecté en 2002-2003, similaires ou même plus faibles que celles communiquées au plan mondial (Chandrinou et al., 2006). Par contre, le long du littoral égyptien, il a été constaté que les organismes marins accumulaient des teneurs en TBT considérablement plus élevées que celle présentes dans l'eau ambiante (voir Tableau 10). Cependant, avec l'arrêt des apports, il est apparu que les concentrations de TBT disparaissaient au bout d'un délai relativement court de l'ordre d'une année. Des moules et des palourdes collectées dans les ports d'Alexandrie ont été analysées et elles présentaient des concentrations comprises entre 97 et 420 et entre 93 et 320 ng/g ph de TBT, respectivement (Barakat, 2004).

Sagissant des teneurs en TBT des espèces de poisson, Morcillo et al. (1996) ont également étudié les composés organostanniques chez le muge doré et le rouget barbet (*Liza aurata* et *Mullus barbatus*) prélevés en 1995 dans des ports (muge doré) et au large (rouget barbet). L'analyse des poissons a montré que la concentration du total de composés organostanniques était considérablement plus faible. Le muge doré, *Liza aurata*, a été échantillonné dans le port de Barcelone et il n'y a pas été décelé de composé organostannique dans le muscle. La concentration élevée y a été relevée dans le foie (187 ng/g p.s. (sous forme de Sn)), soit une valeur six fois plus faible que celle signalée pour les moules provenant de la même zone (voir Tableau 10). Des échantillons du rouget barbet, *Mullus barbatus*, capturé le long du littoral, présentaient des concentrations plus faibles de composés organostanniques dans le foie (88–133 ng/g p.s. (sous forme de Sn)) que ceux du muge doré. Le fait qu'aucun composé organostannique n'ait été détecté dans le muscle des poissons étudiés dénote le fort potentiel métabolique de ces organismes à l'égard des composés organostanniques mais souligne aussi le transfert médiocre de ces contaminants à travers la chaîne trophique.

**Tableau 10** Teneurs en organostanniques des biotes

	Région	Aire géographique	Teneurs	Base unitaire	Référence
<b>Moules</b>					
<i>M. galloprovincialis</i>	Méditerranée NO	Port de Barcelone	5 444	ng Sn/g p.h.	Morcillo et al. 1996
<i>M. galloprovincialis</i>		Marina Port	1 165	ng Sn/g p.h.	Morcillo et al. 1996
<i>M. galloprovincialis</i>		Port de St Carles	123	ng Sn/g p.h.	Morcillo et al. 1996
<i>M. galloprovincialis</i>	Mer Égée		17,1	ng TBT/g p.h.	Chandrinou et al. 2006
<i>M. galloprovincialis</i>	Façade med. Égypte	Port d'Alexandrie	97-420	ng TBT/g p.h.	Barakat, 2004
<b>Poisson</b>					

<i>L. aurata</i>	Méditerranée NO	Côte NE de l'Espagne	187	ng Sn/g p.s.	Morcillo et al. 1996
<i>M. barbatus</i>		Côte SE de l'Espagne	88-133	ng Sn/g p.s.	Morcillo et al. 1996
<i>M. Cephalus</i>	Mer d'Alboran	Littoral marocain	10-18 000	ng TBT/g p.h.	Hassani et al. 2006
<i>T. lastovizo</i>	Façade med. Egypte	Côte d'Alexandrie	161-250	ng TBT/g p.h.	Said et al. 2006
<i>D. sargaus</i>		Côte d'Alexandrie	155-212	ng TBT/g p.h.	Said et al. 2006
<i>M. moro</i>	Méditerranée NO		174-1 668	ng Sn/g p.h.	Borgui and Porte 2002
<i>L. lepidion</i>			43-260	ng Sn/g p.h.	Borgui and Porte 2002
<i>A. rostratus</i>			5	ng Sn/g p.h.	Borgui and Porte 2002
<b>Prédateurs de fin de chaîne</b>					
<i>T. truncatus</i>	Méditerranée occidentale	Littoral italien	1 200-2 200	ng organ.stan./g p.h.	Kannan et al. (1995)
<i>T. truncatus</i>	Mers Tyrrhénienne/Égée	-	27-43	ng organ.stan./g p.h.	Focardi et al. (2000)
<i>S. ceruleoalba</i>	Mers Tyrrhénienne /Égée	-	15-1 020	ng OT/g p.h.	Focardi et al. (2000)

Les teneurs en organostanniques ont également été déterminées dans le mullet cabot, *Mugil cephalus*, collecté le long du littoral méditerranéen nord du Maroc ainsi que dans le sud de l'Espagne (Hassani et al., 2006). Le TBT était le composé prédominant dans les échantillons analysés, atteignant des concentrations plus élevées dans le foie que dans le muscle. Sur le littoral marocain, la plus faible concentration était de 10 ng/g p.h., et la plus élevée atteignait 18 000 ng/g p.h. et a été relevée au fond du port de Tanger (voir Tableau 10). De manière générale, la concentration d'organostanniques totaux dans la plupart des échantillons de foie était supérieure à celle mesurée dans le muscle. La présence de composés organostanniques dans des échantillons de poisson prélevés dans les ports de Tanger et de Tétouan donnait à penser que ces composés étaient largement répartis dans la zone étudiée et qu'ils étaient bioaccumulés dans le poisson. Pour le littoral espagnol, l'étude démontrait l'absence de pollution chez le poisson provenant du littoral espagnol, bien que la présence de TBT dans certains échantillons de sédiment témoignât de son emploi intensif dans le passé.

Dans ce cas, tous les ports du Maroc ont présenté des niveaux élevés de contamination, en bonne corrélation avec le trafic et la forte activité maritimes. Ainsi, des échantillons prélevés à proximité ou sur le lieu même de réparation et d'entretien de navires présentaient de forts niveaux de contamination. Cependant, la pollution diminuait significativement de l'arrière-port à l'avant-port de Tanger, ce port étant considéré comme le site le plus contaminé par suite des nombreux chantiers de construction/réparation navale et du passage quotidien d'un millier de navires à travers le détroit de Gibraltar. M'diq, un petit port de pêche situé à Tétouan, était également considéré comme un site contaminé en raison de l'utilisation de filets, bateaux et autres équipements traités aux biocides antisalissure (Hassani et al., 2006).

S'agissant de la côte d'Alexandrie, des spécimens de *Triglaparus lastovizo* (poisson démersal) et de *Diplodus sargaus* (poisson pélagique) ont été analysés. Les valeurs résultantes, comprises entre 161 et 250 ng/g p.h. pour *T. lastovizo* et entre 155 et 212 ng/g p.h. pour *D. sargaus* paraissaient se situer dans la fourchette de concentrations également relevée dans d'autres zones marines telles que le littoral italien, la mer du Nord et la mer Baltique (Said et al., 2006).

Borghi et Porte (2002) ont déterminé la contamination par les organostanniques dans des écosystèmes de grands fonds, lesquels ont été rarement étudiés. Plusieurs espèces de poisson d'eau profonde (*Mora moro*, *Lepidion lepidion*, *Coryphaenoides guenterei*, *Alephocephalus rostratus* and *Bathypterois mediterraneus*) ont été collectés entre 1000 et 1800 m de profondeur au nord-ouest de la Méditerranée et analysés pour déterminer les composés butylstanniques et phénylstanniques. Les concentrations d'organostanniques différaient beaucoup d'une espèce à l'autre. Les résidus butylstanniques totaux atteignaient jusqu'à 175 ng/g p.h. (voir Tableau 10), et ils étaient comparables à ceux relevés dans le poisson prélevé le long du littoral catalan. Les plus fortes concentrations de résidus butylstanniques et phénylstanniques ont été enregistrées dans le foie de *M. moro* (174 et 1 668 ng/g p.h. (sous forme de Sn), respectivement), suivies par *L. lepidion* (43 and 260 ng/g p.h. (sous forme de Sn)), étant l'un et l'autre des espèces de la famille des *Moridae*. Les plus faibles résidus ont été détectés chez *A. rostratus* (5 ng/g p.h. dans le foie).

Il convient de noter que le poisson d'eau profonde contenait des concentrations beaucoup plus élevées de phénylstanniques (jusqu'à 1 700 ng/g p.h., et en particulier de TPT (jusqu'à 1 430 ng/g p.h.)), que les concentrations précédemment communiquées pour les organismes d'eau peu profonde. Les résultats obtenus confirmaient le transport à longue distance des organostanniques jusqu'aux grands fonds, et l'exposition qui s'en suivait du poisson résidant dans des zones exemptes de sources ponctuelles. L'emploi du TPT en agriculture ou comme agent antisalissure, son transport jusqu'aux fonds marins associé à des matières particulières, et sa nature non biodégradable au sein de la chaîne alimentaire, expliquent les niveaux de résidus élevés détectés dans les organismes d'eau profonde par Borghi et Porte (2002).

En ce qui concerne les organostanniques chez les prédateurs de fin de chaîne alimentaire, Kannan et al. (1995) ont étudié le TBT et ses produits de dégradation (MBT) et (DBT) chez le grand dauphin (*Tursiops truncatus*), le thon rouge (*Thunnus thynnus*) et le requin bleu (*Prionace glauca*). Des échantillons ont été prélevés dans le littoral italien méditerranéen en 1992–1993.

Les concentrations de butylstanniques totaux dans le foie du dauphin variaient de 1 200 à 2 200 ng/g p.h. et étaient d'un ordre de grandeur supérieures à celles de la graisse (48–320 ng/g p.h.) (voir Tableau 10). Le TBT était l'espèce butylstannique prédominante dans la graisse alors que le DBT représentait une proportion plus élevée dans le foie des dauphins. La teneur en butylétain du thon rouge était inférieure à celle du dauphin, avec, ici encore, la plus forte teneur en TBT dans le muscle et de DBT dans le foie. Enfin, les teneurs en TBT du requin bleu étaient inférieures à celles du dauphin et du thon, le rein en présentant les plus fortes. Le TBT était la forme prédominante des dérivés butylstanniques dans tous les tissus du requin (Kannan et al., 1995).

D'autre part, Focardi et al. (2000) ont déterminé les concentrations de TBT et de ses produits de dégradation MBT et DBT dans le foie et le rein de spécimens de dauphin bleu et blanc (*Stenella coeruleoalba*) et de grand dauphin (*Tursiops truncatus*) échoués sur la côte ouest de l'Italie (mer Tyrrhénienne) et les côtes grecques au cours de la période 1992-1994. Les composés de butylétain (BT) ont été décelés dans la quasi totalité des échantillons analysés et étaient d'une teneur plus élevée dans le rein que dans le foie. Les plus fortes teneurs en BT ont été relevées chez *S. coeruleoalba* et variaient de 780 à 8 050 ng/g p.h. dans le rein et de 15 à 1 020 ng/g p.h. dans le foie (voir Tableau 10). Selon les résultats de Kannan et al. (1995), le grand dauphin présentait des teneurs en BT plus faibles que le dauphin bleu et blanc et qui variaient de 1 020 à 2 010 ng/g p.h., bien qu'elles fussent encore élevées (foie: 27-43 ng/g p.h.; rein 1 024-2 014 ng/g p.h.). Parmi les produits de dégradation, le DBT prédominait dans la plupart des échantillons de foie et le MBT était plus abondant dans le rein. La plus grande polarité de ce composé BT par rapport au DBT et au TBT pourrait expliquer ses concentrations élevées dans le rein.

Bien que les concentrations de BT soient notoirement décelées dans les cétacés vivant dans les eaux des pays développés, ces résultats incitaient vivement à penser que les concentrations élevées dans *S. coeruleoalba* étaient ou similaires ou supérieures à celles communiquées pour d'autres espèces *Stenella* prélevées dans des zones côtières proches de ports ou de marinas. Les concentrations des composés BT mesurées dans le rein de grands dauphins capturés le long du littoral tyrrhénien de l'Italie étaient d'un ordre de grandeur au moins supérieures à celles mesurées dans le dauphin tacheté de l'Atlantique. Les teneurs moyennes en BT chez *S. coeruleoalba* se situaient dans la même fourchette que celle communiquée pour *S. frontalis* prélevé sur les côtes de l'Atlantique et du Golfe des Etats-Unis. Cependant, elles étaient de trois à cinq fois supérieures à celles trouvées chez *S. longirostris* de la baie du Bengale et de la mer de Sulu - deux zones côtières où les organostanniques sont utilisés à grande échelle. Les résultats actuels montrent ainsi qu'il existe une contamination considérable des dauphins, en particulier de *Stenella*, par ce type de polluant organique (Focardi et al., 2000).

### 3.3 Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les investigations menées sur les niveaux de HAP dans le milieu marin méditerranéen ont été centrées sur les sédiments, en particulier en Méditerranée occidentale et en mer Adriatique. Pour ces zones, quelques tendances temporelles sont également disponibles et sont établies à partir des résultats obtenus par les réseaux de surveillance français et italien. D'une manière générale, la pollution par les HAP en Méditerranée est largement détectée dans les zones côtières, manifestement soumises à l'influence des émissions/rejets urbains et industriels dans l'air et dans l'eau. Les apports atmosphériques sont la principale source de pollution en haute mer.

Dans les sédiments, les études ont été axées sur les ports, les lagunes côtières, les embouchures et les espaces marins côtiers confinés proches des centres urbains. En conséquence, seul un petit nombre de données sont disponibles sur les sédiments profonds de la haute mer. Un état récapitulatif de quelques études est présenté sur le Tableau 11. Bien que le nombre total des divers HAP mesurés ne soit pas toujours le même, dans l'ensemble les niveaux plus élevés sont décelés dans les ports, notamment à Alexandrie, Trieste et Toulon. Des niveaux élevés de HAP ont également été mesurés dans le golfe de Tarente ou la baie d'Izmit, au bord desquels sont implantées d'importantes installations industrielles et de raffinage

**Tableau 11** Teneurs en HAP des sédiments de quelques zones côtières de la Méditerranée.

Aire géographique	$\Sigma$ HAP (ng/g p.s.)	HAP	Référence
Port Ouest, Alexandrie, Égypte	8 – 13 1150	20	Mostafa et al. (2003)
Port de Trieste, Italie	2 340 – 6 4570	16	Adami et al. (2000)
Golfe de Tarente, Italie	130 – 6 8508	16	Cardellicchio et al. (2006)
Baie du Lazaret, Port de Toulon, France	86,5 – 4 8090	14	Benlahcen et al. (1997)
Baie d'Izmit, Turquie	2 500 – 25 000	17	Tolun et al. (2001)
Lagune de Marsala, Italie	65 – 1 7701	16	Culotta et al. (2006)
Zone côtière de Rovinj, Croatie	32 – 13 681	16	Bihari et al. (2006)
Baie de Gemlik, mer de Marmara, Turquie	50,8 – 13 482	14	Unlu i Alpar (2006)
Baie d'Eleusis, Grèce	481 – 11 182	24	Sklivagou et al. (2001)
Zone côtière de Sfax-Kernennah, Tunisie	113 – 10 720	17	Zaghdem et al. (2007)
Port de Barcelone, Espagne	580 – 10 320	16	Martinez-Lladó et al. (2007)
Delta du Rhône, France	872 – 5 007	11	Bouloubassi i Saliot (1993)
Embouchures, littoral catalan, Espagne	74 – 3 650	16	Eljarrat et al. (2001a)

Baie d'Aboukir, Égypte	69 – 1 464	11	El Deeb et al. (2007)
Golfe de Rijeka, Croatie	213 - 695	11	Bihari et al. (2007)
Golfe de Trieste, Italie	25 - 604	15	Notar et al. (2001)
Lagune de Bizerte, Tunisie	83 - 444	16	Trabelsi i Driss (2005)

Les teneurs relevées dans les biotes sur le pourtour de la Méditerranée ont aussi été analysées dans la littérature scientifique et sont présentées sur le Tableau 12, avec les résultats des campagnes des réseaux RNO et SIDIMAR. Les teneurs maximales en HAP des biotes sont habituellement inférieures à celles communiquées pour les sédiments (voir plus haut). Comme on peut le constater, les teneurs les plus élevées (jusqu'à 46 700 ng/g p.s.) ont été détectées pour les moules et le poisson le long des côtes égyptiennes (El-Sikaily et al., 2002; El Deeb et al., 2007). Des valeurs atteignant jusqu'à 3 000-4 000 ng/g p.s. ont été détectées sur les côtes françaises et italiennes, alors que dans d'autres régions elles se situaient généralement en deçà de 1000 ng/g p.s.

Dans l'ensemble, les valeurs sont plus élevées chez les moules que chez le poisson, puisque les moules sont des organismes filtrants qui accumulent les HAP et qu'elles présentent des taux d'élimination plus faibles que ceux observés chez les vertébrés. Toutefois, une accumulation importante de HAP a été observée chez les cétacés par Marsili et al. (2001). Dans cette étude, des échantillons de graisse sous-cutanée de rorquals communs ont été collectés en 1993 et 1996 en mer Ligure, tandis que 25 dauphins bleus et blancs étaient échantillonnés en 1993 en mer Ionienne et en mer Ligure. Chez le rorqual, la valeur médiane de 14 HAP totaux était de 1970 ng/g p.h., tandis que chez le dauphin l'accumulation était plus élevée, avec une valeur médiane de 29 500 ng/g p.h.. Comparant ces valeurs avec celles obtenues pour d'autres régions, les auteurs indiquent que les HAP exercent une agression toxicologique sur les cétacés dans la zone étudiée.

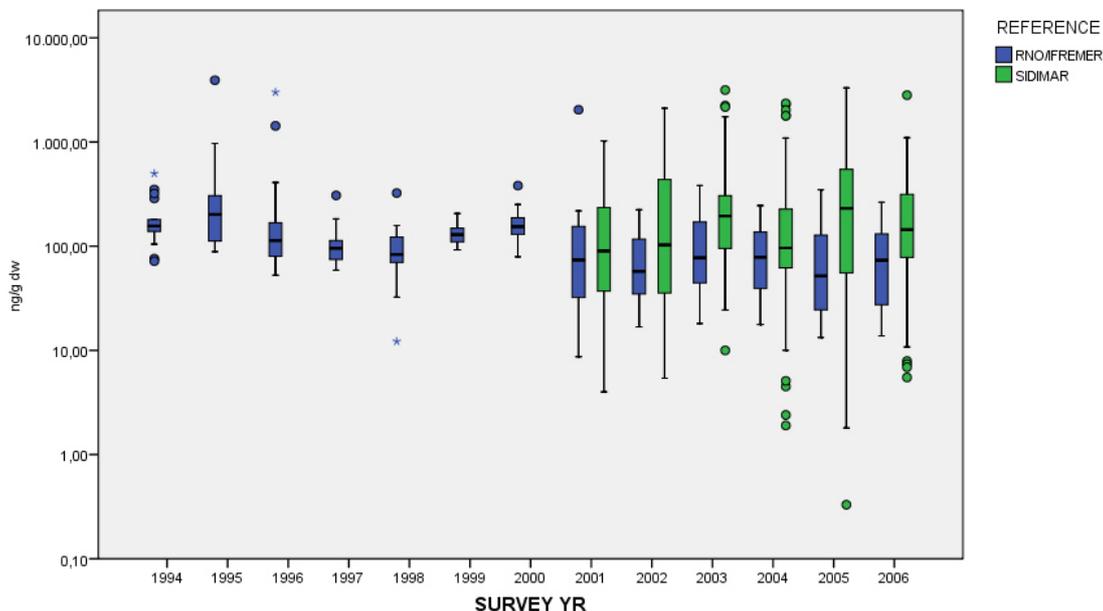
**Tableau 12** Teneurs en HAP des biotes de quelques zones côtières de la Méditerranée.

Région	Matrice	Conc. (ng/g p.s.)	HAP	N	Étude année(s)	Références
Côtes égyptiennes	Moules	1 218 – 46 741	16	20	2000	El-Sikaily et al. (2002)
Baie d'Aboukir, Égypte	Moules	moyenne 5564 <sup>a</sup>	14	ND	2004	El Deeb et al. (2007)
	Poisson	7 084 – 8 787 <sup>a</sup>	14	ND	2004	
Côtes med. Françaises	Moules	8,7 – 3 919	16	224	1 994-2 006	RNO
Côtes italiennes	Moules	0,3 – 3 313	16	447	2001-2006	SIDIMAR
Mar Piccolo, Italie	Moules	75 – 3 225 <sup>a</sup>	8	10	1995	Storelli & Marcotrigian (2001)
Golfe Thermaïque, Grèce	Moules	165 - 750 <sup>a</sup>	15	ND	1992	Kilikidis et al. (1994)
Côtes siciliennes, Italie	Patelles	21,5 – 688 <sup>a</sup>	15	20	2003	Gianguzza & Orecchio (2006)
Golfe de Rijeka, Croatie	Moules	251 – 671 <sup>a</sup>	11	6	2004	Bihari et al. (2007)
Lagunes de Venise, Italie	Moules	56,5 - 527	16	8	2005	Nesto et al. (2007)
Méditerranée NO	Moules	25 - 340	14	12	1996	Baumard et al. (1998)
Ibaie d'Izmit, Turquie	Moules	7,6 – 256 <sup>a</sup>	16	8	1999	Telli-Karakoç et al. (2002)
Mer Adriatique	Moules	110 - 245 <sup>a</sup>	8	40	2004	Nesto et al. (2007)
	Poisson	3,1 – 61	16	8	2005	
Baie de Naples, Italie	Poisson	28 - 85 <sup>a</sup>	11	ND	2004	Perugini et al. (2007)

<sup>a</sup> Converti de p.h. en p.s. (5) ; ND = non disponible

Quelques tendances temporelles peuvent aussi être observées au moyen des données des réseaux RNO et SIDIMAR. Selon l'ensemble de données du RNO, sur la façade méditerranéenne de la France, les concentrations médianes globales de 16 HAP dans

les moules ont régressé de 157 ng/g p.s. en 1994 à 73 ng/g p.s. en 2006 (voir Figure 8). Les niveaux mesurés après 2000 sont en général plus faibles que ceux détectés dans les années 1990. Sur les côtes italiennes, la fourchette des niveaux mesurés est très large et l'on n'observe pas de tendance nette sur la base des données SIDIMAR.



**Figure 8** Teneurs en  $\Sigma 16$  HAP des moules le long des côtes françaises (RNO) et italiennes (SIDIMAR).

### 3.4 Composés organohalogénés

#### 3.4.1 PCB

Les polychlorobiphényles (PCB) sont des polluants ubiquitaires au plan mondial que l'on peut trouver dans différents compartiments de l'environnement, bien que leur emploi et leur production en Europe aient été sévèrement limités depuis 1987. Ils ont été utilisés dans de nombreuses applications industrielles, telles que fluides diélectriques, isolants, additifs et agents de conservation (Castells et al., 2008; Borrell et Aguilar, 2007).

Un grand nombre de données sont disponibles dans la région de la mer Méditerranée et des analyses détaillées ont été publiées par Tolosa et al. (1995) et récemment par Gómez-Gutiérrez et al. (2007). Cette dernière analyse a porté sur les concentrations dans les sédiments de zones écartées de la Méditerranée en tant qu'approximations fiables des valeurs de fond, et elle a retenu l'intervalle de variation de 1 à 5 ng/g p.s. (équiv. Aroclor) comme référence pour les sédiments non pollués de mer Méditerranée (voir Tableau 13).

Les concentrations les plus élevées en mer Méditerranée ont été relevées à proximité de zones urbaines et industrielles (comme Marseille, Barcelone, Naples) ainsi que dans les déversements des fleuves (comme le Rhône, l'Èbre et le Nil). Castells et al. (2008) ont décelé dans les sédiments de la zone côtière de Barcelone des niveaux moyens concernant 12 congénères PCB qui variaient de 2,33 à 23,51 ng/g p.s., les concentrations les plus élevées allant jusqu'à 44,00 ng/g p.s., bien que d'autres études aient fait état de concentrations de PCB beaucoup plus élevées atteignant 2 224 ng/g p.s. dans la même zone (Gómez-Gutiérrez et al., 2007). Les sédiments côtiers de Marseille ont aussi présenté des concentrations de PCB très élevées, comprises entre 14 et 15 815 ng/g p.s. Dans bassin sud-ouest, les PCB ont été mesurés à des valeurs

atteignant jusqu'à 323 ppb dans des sédiments d'Oran (Algérie), alors que dans le bassin oriental, les niveaux obtenus au large du littoral d'Alexandrie s'échelonnaient de 0,1 à 96 ng/g p.s.

**Tableau 13** Teneurs en PCB des sédiments – zone de la mer Méditerranée

Zones	Sous-bassin	Concentrations de PCB (ng/g équiv. Aroclor)	Référence
<b>Zones urbaines</b>			
Marseille	NO	14 – 15 815	In: Gómez-Gutiérrez et al. 2007
Barcelone	NO	6 – 2 224	Gómez-Gutiérrez et al. 2007
Barcelone	NO	2,33 – 2 3.51	Castells et al. 2008
Oran	SO	323	In: Gómez-Gutiérrez et al. 2007
Alexandrie	SE	0,1 - 96	In: Gómez-Gutiérrez et al. 2007
Naples	TYR	2 – 3 200	In: Gómez-Gutiérrez et al. 2007
Thessalonique	ÉG	1 - 299	In: Gómez-Gutiérrez et al. 2007
Le Pirée	ÉG	1 - 775	In: Gómez-Gutiérrez et al. 2007
<b>Zones d'embouchure</b>			
Rhône	NO	1 - 472	In: Gómez-Gutiérrez et al. 2007
Èbre	NO	6 - 200	In: Gómez-Gutiérrez et al. 2007
Pô	NE	13 - 129	In: Gómez-Gutiérrez et al. 2007
Nil	SE	53 - 1500	In: Gómez-Gutiérrez et al. 2007
Lac Burullus	SE	4,6 – 2 13,9	Said et al. 2008
<b>Valeurs de fond</b>		<b>1 - 5</b>	In: Gómez-Gutiérrez et al. 2007
<b>Niveaux relevés dans le monde</b>		<b>0,2 – 400</b>	Zang et al., 2007

Les baies et les golfes ont aussi été amplement étudiés. Les PCB des baies de Naples et de Pozzuolo (mer Tyrrhénienne) ont présenté des concentrations élevées atteignant 3 200 ng/g p.s.. En mer Égée, des valeurs élevées ont également été mesurées, comme dans le golfe Thermaïque (ou de Thessalonique) où l'on a fait état de valeurs atteignant jusqu'à 299 ng/g p.s., et dans le golfe Saronique (Le Pirée) de 775 ng/g p.s.

Enfin, des niveaux importants de PCB ont aussi été recensés dans des zones de déversements fluviaux. Dans le bassin du nord, l'on a relevé aux prodeltas du Rhône et de l'Èbre des valeurs de 1 à 472 ng/g p.s. et de 6 à 200 ng/g p.s. de PCB, respectivement, alors que le cours du Pô présentait des valeurs plus faibles comprises entre 13 et 129 ng/g p.s. Des valeurs supérieures ont été communiquées pour le Nil, dans le bassin sud-est, avec des variations comprises entre 53 et 1500 ng/g p.s. (Gómez-Gutiérrez et al., 2007).

Si l'on compare les valeurs recensées dans les zones côtières de la Méditerranée avec les valeurs de fond estimatives, il apparaît que des valeurs très élevées sont décelées dans les zones proches de la côte et que la plupart de celles-ci sont considérées comme "zones critiques" pour les PCB. Aussi la mer Méditerranée est-elle considérée comme l'une des grandes régions du monde de pollution par les PCB (Borrell and Aguilar, 2007).

Cependant des gradients de concentrations en baisse ont été aussi trouvés le long de transects au large de ces sources, nettement observés dans les études concernant les concentrations de PCB dans la matière particulaire en suspension des zones côtières et du large de Méditerranée occidentale. Dans une étude récente portant sur l'ensemble du bassin occidental, il a été observé un gradient spatial du plateau continental (3,5 – 26,6 pg/kg) à la haute mer (1,7-6,6 pg/kg) ainsi qu'un enrichissement relativement important (8,4 pg/kg) aux stations de haute mer situées dans des zones frontales de productivité supérieure (UNEP/GEF, 2002).

Du fait de leur stabilité chimique et de leur caractère lipophile, les PCB sont persistants dans l'environnement et s'accumulent dans les organismes, en particulier chez les

prédateurs de fin de chaîne alimentaire. Cependant, selon certaines études menées sur les tendances temporelles des PCB dans différentes matrices (moules, sédiments, vertébrés) du nord-ouest de la Méditerranée, il pourrait se produire une tendance à la baisse des concentrations (Borrell and Aguilar, 2007) (voir aussi un état récapitulatif de données au Tableau 14).

Dans le même sens, une tendance modérée à la baisse a été observée par le réseau français IFREMER/RNO de surveillance de la pollution côtière au moyen de bivalves au cours de la période 1979–1998 (Borrell and Aguilar, 2007). L'étude française montrait que la diminution des concentrations de pesticides chlorés suivant l'ordre: DDT > HCH >> PCB. La diminution des PCB n'était donc pas aussi prononcée que pour les autres organochlorés. De même, Villeneuve et al. (1999) ont mis en évidence une baisse des concentrations de PCB dans la moule commune (*Mytilus galloprovincialis*) de la période 1973-1974 à la période 1988-1989. Les valeurs de la fourchette avaient chuté de 18-668 ng/g p.h. à 4-126 ng/g p.h. au cours de ce délai de quinze ans. Le long des côtes des îles Baléares, des valeurs d'intervalle faibles de 1,6-6,6 ng/g p.h. ont également été relevées dans des moules analysées entre 1996 et 2000 (Deudero et al., 2007).

Pareillement, les teneurs en PCB de *Merluccius merluccius* de la mer Adriatique se sont avérées diminuer légèrement entre 1993 et 2003, passant de 1 380 ng/g à 943 ng/g de poids de lipides (Storelli et al., 2004), bien que les teneurs persistantes fussent encore élevées et que la tendance à la baisse n'ait pas été statistiquement significative. De telles valeurs concordent avec les concentrations de PCB recensées chez d'autres espèces de poisson de la même région marine. Entre les années 2000 et 2002, les teneurs en PCB de *Scyliorhinus canicula* du sud de l'Adriatique ont atteint des niveaux élevés s'échelonnant de 500 à 2 351 ng/g poids de lipides (Storelli et al., 2006). Encore dans le même sens, des spécimens de *Dicentrarchus labrax* du détroit de Messine échantillonnés en 2004 ont présenté des niveaux élevés de PCB variant de 63 200 à 109 400 ng/g poids de lipides (Lo Turco et al., 2007).

**Tableau 14** Comparaison des teneurs en PCB (ng/g p.h. et ng/g poids de lipides) de biotes marins méditerranéens.

Espèce	Aire géographique	Concentration de PCB		Année d'échantillonnage	Référence
		(ng/g p.h.)	(ng/g lipid w)		
<b>Moules</b>					
<i>M.galloprovincialis</i>	Méditerranée NO.	18-668	-	1973-74	Villeneuve et al. 1999
<i>M.galloprovincialis</i>	Méditerranée NO	4-126	-	1988-89	Villeneuve et al. 1999
<i>M.galloprovincialis</i>	Mer Tyrrhénienne	-	787 - 2,679	2003	Naso et al. 2005
<i>M.galloprovincialis</i>	Mer Médit. Baléares	2,9 (1,6-6,6)	-	1996-2000	Deudero et al. 2007
<b>Poissons</b>					
<i>M. merluccius</i>	Mer Adriatique	-	943 - 1380	1993-2003	Storelli et al. 2004
<i>D. labrax</i>	Détroit de Messine	-	63 200 -109 400	2004	Lo Turco et al. 2007
<i>S. canicula</i>	Adriatique Sud	-	500 – 2 351	2000-2002	Storelli et al., 2006
<i>T. thynnus</i>	Mer Ionienne	5,3-35,0	526	2005	Storelli et al., 2008
<i>T. thynnus</i>	Mer Méditerranée	196	-		Porte and Albaiges, 1993*
<i>T. thynnus</i>	Mer Tyrrhénienne	87	-		Corsolini et al., 1996*
<i>T. thynnus</i>	Mer Méditerranée	262,46	-		Stefanelli et al., 2002*
<i>T. thynnus</i>	Mer Ionienne	224-	-		Kannan et al.,

		1660			2002*
<i>T. thynnus</i>	Détroit de Messine	1,00–72,20	49 – 3 792		Di Bella et al., 2006*
<i>T. thynnus</i>	Océan Pacifique	–	700 – 1 500		Ueno et al., 2002*
<i>T. thynnus</i>	Océan Pacifique	–	12,80		Hashimoto et al., 2003*
<b>Cétacés</b>					
<i>T. truncates</i>	Méditerranée NO	-	116 000 708 000	– 1978-2002	Borrell and Aguilar, 2007

\*Données de la littérature citées in Storelli et al. (2008).

S'agissant des niveaux recensés chez les prédateurs de fin de chaîne alimentaire, les informations concernant les composés organochlorés chez le thon sont, en général, clairsemées et particulièrement restreintes en mer Méditerranée. Storelli et al. (2008) ont établi une comparaison entre les teneurs en PCB de thons rouges juvéniles en mer Ionienne. Bien que les valeurs obtenues soient assez faibles (moyenne de 15,92 ng/g p.h.), des études menées récemment en région méditerranéenne indiquent que les spécimens de thon adulte peuvent atteindre des fourchettes de 224 - 1660 ng/g p.h. dans la même région et 262 ng/g p.h. dans des spécimens de toute la Méditerranée. Ainsi, la comparaison avec les données de la littérature (voir Tableau 14) indiquait que les concentrations relevées par Storelli et al. (2008) étaient nettement plus faibles que celles détectées dans des spécimens de la mer Tyrrhénienne, de la mer Ionienne et de la Méditerranée occidentale, qui étaient attribuées à des paramètres biologiques tels que le sexe, l'âge et la taille. Différentes études menées en Méditerranée mettent en relief que, dans l'ensemble, les concentrations décelées dans les thons de Méditerranée sont supérieures à celles obtenues dans d'autres régions marines (comme l'océan Pacifique) et qui se situent dans la fourchette de concentrations inférieure de la mer Méditerranée (Storelli et al., 2008).

D'autre part, les concentrations de PCB dans la graisse du grand dauphin (*Tursiops truncatus*) du nord-ouest de la Méditerranée se sont aussi avérées être très élevées, bien qu'elles indiquent une tendance à la baisse. Cependant, comme dans les autres matrices, la baisse des PCB chez le grand dauphin entre 1978 et 2002 s'est avérée être moins prononcée que celle d'autres pesticides organochlorés (DDT). Alors que la baisse du DDT a été multipliée par 23,7 au cours de la période de vingt-cinq ans, la baisse des PCB ne l'a été que par 6,1, passant de 708 000 ng/g poids de lipides en 1978 à 116 000 ng/g poids de lipides en 2002. Des résultats similaires d'autres études autorisent à penser qu'il existe une source continue de ces produits chimiques dans l'écosystème méditerranéen (Borrell et Aguilar, 2007).

### 3.4.2 Dioxines et furannes

Les polychlorodibenzo-*p*-dioxines (PCDD) et les polychlorodibenzofurannes (PCDF) sont un groupe de 210 composés chimiques qui sont extrêmement persistants dans l'environnement. Dix-sept de leur congénères (ceux qui sont substitués en 2,3,7,8) figurent parmi les contaminants anthropiques les plus toxiques formés comme sous-produits des processus de combustion, et ils ont été classés comme polluants organiques persistants (POP) réglementés depuis 2001 par la Convention de Stockholm (Munschy et al. 2008).

Les PCDD et PCDF pénètrent dans l'environnement à partir d'un certain nombre de sources potentielles. Dans le milieu marin, les PCDD/F sont ubiquitaires, car ce compartiment peut représenter leur réceptacle ultime (Munschy et al. 2008). Ces produits chimiques hydrophobes sont extrêmement persistants dans l'environnement et ont une forte affinité pour les sédiments et un potentiel élevé de bioaccumulation dans les tissus biologiques (Eljarrat et al. 2001a). Par conséquent, ils ont tendance à

bioaccumuler en remontant la chaîne alimentaire et leurs niveaux chez le poisson sont souvent 100 000 fois supérieurs à ceux décelés dans le milieu ambiant. Leurs effets toxiques ont même été décrits à des concentrations extrêmement faibles (Rotllant et al., 2006).

Ces dernières années, diverses restrictions ont été imposées aux niveaux de PCDD/F dans l'environnement. La Communauté européenne a instauré une limite de 20 pg EQT\*-OMS/g de PCDD/F pour les sédiments (Eljarrat et al., 2001a, 2005) et 4 pg EQT-OMS/g de PCDD/F comme concentration seuil pour le poisson et les produits de poisson sur la base du poids humide (Rotllant et al., 2006).

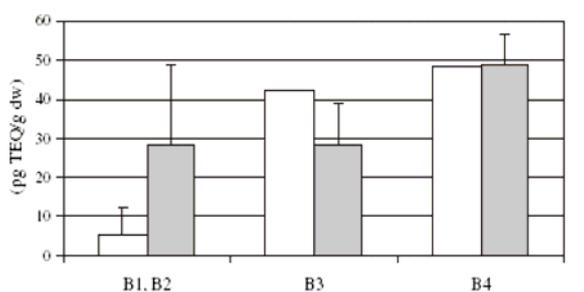
Il n'a guère été mené de recherches en Méditerranée concernant les PCDD/F, bien que les études centrées sur ces composés se développent progressivement. Certaines données sont cependant disponibles sur les PCDD/F dans les sédiments pour l'Italie et l'Espagne et portent spécialement sur les lacunes côtières et sur les biotes. Dans l'ensemble, le bassin nord-ouest paraît être la partie de la mer Méditerranée la plus contaminée par les PCDD/F.

Des études récentes ont concerné les niveaux dans les sédiments du littoral catalan. Des teneurs se situant dans une fourchette de 0,06 – 8,14 ng/g p.s. (0,40-39,24 pg/g p.s. EQT-OMS) ont été mesurés en 2000 dans 45 sédiments du fond marin prélevés au déversement en mer Méditerranée de 10 fleuves de Catalogne (Eljarrat et al. 2001a). Les valeurs totales d'EQT-OMS (EQT-PCDD/F + EQT-PCB) variaient de 0,43 à 42,8 pg/g p.s. Par conséquent la valeur sédimentaire sans danger de 20 pg EQQ/g p.s. était dépassée pour certains des échantillons analysés, correspondant aux cours fluviaux du Besós, du Francolí et du Llobregat.

Une étude semblable a été réalisée par les mêmes auteurs pour les sédiments côtiers de différents "points chauds" de pollution espagnols, tels que les ports de Tarragone et d'Almeria ou les embouchures du Besós et du Llobregat près de Barcelone (Eljarrat et al., 2005). Les sédiments ont été prélevés en 2002 et traités en vue de quantifier les teneurs en PCDD/F. Lorsque l'on compare les deux études (Eljarrat et al. 2001 et Eljarrat et al. 2005), les valeurs obtenues paraissent similaires et même légèrement plus élevées en 2002, comme le montre la Figure 9; les colonnes blanches correspondent aux niveaux détectés en 2000 et les colonnes grises à ceux détectés en 2002.

En 2002, les niveaux étaient compris entre 0,1 et 48 pg EQT/g p.s. pour les PCDD et PCDF, le total (EQT-PCDD/F+EQT-PCB) variant de 0,3 à 75 pg EQT/g p.s. La directive de qualité sédimentaire proposée était ici encore dépassée pour certains échantillons en 2002. Sur les 15 sédiments analysés, quatre des zones du Besós et de Tarragone dépassaient la valeur sans danger fixée à 20 pg EQT/g p.s. (Eljarrat et al., 2005).

**Figure 9** Tendence temporelle de la contamination par les PCDD, PCDF et PCB dans la zone de Barcelone. (Source: Eljarrat et al., 2001a; Eljarrat et al., 2005)



\* EQT = Équivalent toxique (OMS)

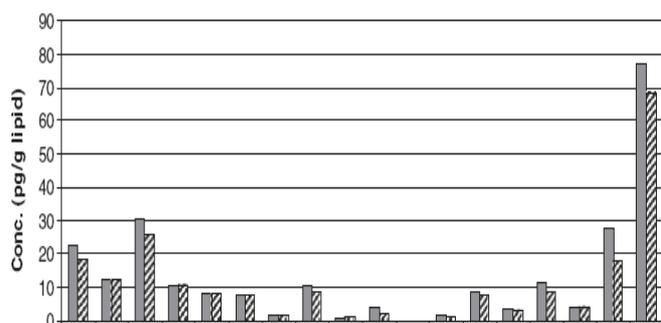


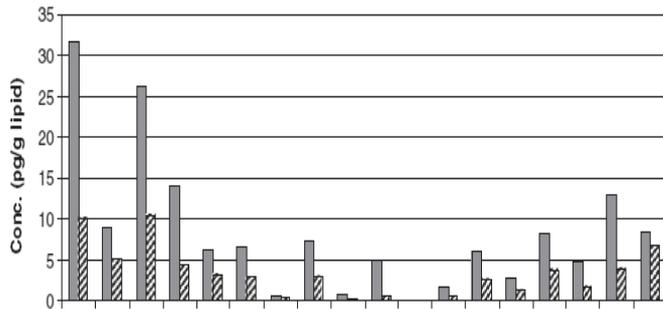
				OMS		OMS		OMS		
<b>PCDF</b>	10,09	0,23	10,75	0,19	20,29	0,47	124,87	2,56	1,9	0,05
<b>PCDD</b>	8,87	0,05	36,55	0,12	11,31	0,1	59,14	0,2	1,86	0,002
<b>PCDD/F</b>	<b>18,96</b>	0,28-0,29	47,3	0,30-0,31	31,6	0,57-0,57	184,01	2,76-2,76	3,77	0,052-0,089
<b>2005</b>										
<b>PCDF</b>	19,18	0,4	–	–	–	–	67,22	1,57	–	–
<b>PCDD</b>	6,67	0,05	–	–	–	–	19,77	0,16	–	–
<b>PCDD/F</b>	<b>25,85</b>	<b>0,45-0,46</b>	–	–	–	–	<b>86,99</b>	<b>1,73-1,74</b>	–	–

Rotllant et al. (2006) ont réalisé une étude sur les teneurs en PCDD/F de la crevette rouge (*Aristeus antennatus*), une espèce d'eau profonde vivant à des profondeurs comprises entre 600 et 2 500 m. Des spécimens du bassin occidental (côtes de Catalogne et des Baléares) et du bassin oriental (mer Ionienne Est et Ouest) ont été collectés et analysés en 2001. La crevette rouge avait été choisie comme indicateur biologique pour évaluer la contamination dans les milieux profonds de la mer Méditerranée en raison de sa vaste répartition longitudinale et bathymétrique dans l'ensemble du bassin méditerranéen.

Le détroit de Sicile fait notoirement fonction de barrière entre les deux grandes dépressions de la Méditerranée. Sur la Figure 10, plusieurs congénères sont représentés; comme on peut l'observer, les concentrations de PCDD/F totaux et de tous les congénères individuels PCDD/F étaient nettement plus élevées dans les crevettes prélevées en Méditerranée occidentale (colonnes grises) que dans celles prélevées en Méditerranée orientale (colonnes rayées) à des profondeurs de 600–650 m (153 et 61 pg/g poids de lipides) et à 1000 m (242 et 206 pg/g poids de lipides). En revanche, les valeurs des PCDD/F totaux étaient similaires dans les crevettes prélevées dans l'ensemble de la mer Ionienne à 800 m, comprises entre 114 et 128 pg/g poids de lipides. En ce qui concerne les échantillons du bassin occidental prélevés au large de Barcelone, zone très industrialisée, ils présentaient des valeurs plus élevées que celles mesurées dans les échantillons de la mer des îles Baléares (région moins industrialisée que Barcelone), et spécifiquement pour les PCDD chlorés élevés.

**Figure 10** Comparaison des congénères PCDD/F entre les côtes des Baléares (colonnes grises) et les côtes ioniennes (colonnes rayées) à 600m (figure du haut) et 1000m de profondeur (figure du bas). (Source: Rotllant et al., 2006).





Par ailleurs, une tendance à la hausse des niveaux de PCDD/F en fonction de la profondeur a été également observée. Les teneurs en PCDD/F des crevettes augmentaient de 153 à 416 pg/g poids de lipides dans la mer des Baléares (Méditerranée occidentale) et de 61 à 206 pg/g poids de lipides à l'est de la mer Ionienne (Méditerranée orientale). Ainsi, ces résultats ont permis de notifier la présence de PCDD/F chez des organismes d'eau profonde et ont indiqué que les milieux des grands fonds marins ne sont pas exempts de perturbations comme on aurait pu le supposer (Rotllant et al., 2006).

S'agissant des espèces de poisson, Bayarri et al. (2001) ont mené une étude sur la teneur en PCDD/F de l'anchois (famille des *Engraulidae*), du maquereau (famille des *Scombridae*) et du rouget barbet (*M. Barbatius*) de la mer Adriatique. D'une manière générale, les niveaux de contamination par les PCDD et PCDF se sont avérés être faibles (voir Tableau 16), variant de 0,33 à 0,50 pg/g p.h. de PCDD et de 0,71 à 1,53 pg/g de PCDF chez l'anchois, de 0,32 à 0,53 pg/g p.h. de PCDD et de 2,49 à 3,38 pg/g p.h. de PCDF chez le maquereau et enfin de 0,29 à 0,60 pg/g p.h. de PCDD et 0,99 à 1,49 pg/g p.h. de PCDF chez le rouget barbet. Comme on peut le constater, les résultats analytiques concernant les PCDF étaient plus élevés que ceux concernant les PCDD.

Les résultats exprimés en EQT-OMS étaient plus élevés pour les espèces se trouvant à un échelon supérieur de la chaîne trophique (selon l'ordre : maquereau > rouget barbet > anchois), bien que la teneur plus importante graisse de ces espèces devrait être prise en compte en partie dans les résultats plus élevés de la mesure des PCDD/F sur la base du poids humide. Les niveaux de contamination se situaient entre 0,23 et 1,07 pg EQT/g p.h. chez les espèces précitées. De plus, les PCDD/F chez les espèces de la partie nord étaient en général plus élevés que ceux obtenus dans les parties sud et centrale de la Méditerranée. Ainsi, ces espèces témoignaient d'une tendance à la hausse des niveaux de contamination associés aux zones subissant un impact anthropique plus lourd (Bayarri et al., 2001).

Les niveaux de résidus de PCDD/F décelés dans les spécimens de poisson analysés étaient du même ordre que ceux observés dans la plupart des pays développés. Ces résultats étaient ainsi comparables aux concentrations de PCDD/F observées dans le poisson de mer gras des Pays-Bas (entre 6,65 et 11 pg EQT/g de graisse). Au Japon, il a été communiqué que le poisson de mer gras que l'on trouve sur les côtes et sur le marché était contaminé à raison de 0,33 et 0,87 pg EQT/g p.h., et que des teneurs de 0,6 pg EQT/g p.h. avaient également été déterminées dans le maquereau pêché au Royaume-Uni. Cependant, des taux de dioxines plus élevés ont été relevés dans le poisson de mer d'Allemagne (34–43 pg EQT/g de graisse) ou de Suède (1,8–9,0 pg EQT/g p.h.) (Bayarri et al., 2001).

**Tableau 16** Teneurs en PCDD/F de différentes espèces de poisson provenant de la mer Adriatique. (Source: Bayarri et al., 2001)

Espèces	Aire géographique	Année d'échantillonnage	PCDD	PCDF	PCDD, PCDF (en EQT-OMS)
---------	-------------------	-------------------------	------	------	-------------------------

			pg/g p.h.	pg/g p.h.	pg/g p.h.
Anchois	Parties nord, centrale et sud de la mer Adriatique	2 campagnes 1997/1997-1998	0,33-0,50	0,71-1,53	0,23-0,47
Maquereau			0,32-0,53	2,49-3,38	0,59-1,07
Rouget barbet			0,29-0,60	0,99-1,49	0,37-0,56

En ce qui concerne les prédateurs de fin de chaîne alimentaire en Méditerranée, certaines espèces cétacées, en particulier, ont tendance à accumuler de fortes concentrations d'organochlorés (OC) et de métaux toxiques, courant un risque toxicologique élevé (Fossi et al., 2004). Comme les mammifères marins se nourrissent en haut des chaînes alimentaires marines et présentent des teneurs élevées en lipides, ils sont les plus exposés à l'accumulation de niveaux élevés d'organochlorés, d'où l'utilité des cétacés pour surveiller le transfert de contaminants chimiques le long de la chaîne trophique (Jimenez et al., 1999).

Jimenez et al. (1999) ont étudié des échantillons de foie provenant de cinq espèces de cétacés trouvées le long du littoral italien des mers Tyrrhénienne, Adriatique et Ligure au cours de la période 1987-1992. Le dauphin bleu et blanc (*Stenella coeruleoalba*), le grand dauphin (*Tursiops truncatus*), le dauphin de Risso (*Grampus griseus*), le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), et la baleine pilote (ou globicéphale noir, *Globicephala melaena*) étaient les espèces cibles (voir Tableau 17).

Les teneurs en PCDD et PCDF totaux s'échelonnaient de 13 à 112 pg/g p.h. Les teneurs les plus hautes ont été décelées chez le dauphin bleu et blanc, soit une valeur maximale de 112 pg/g p.h., et chez le dauphin de Risso, soit une valeur maximale de 91 pg/g p.h. Par contre, les teneurs les plus faibles ont été relevées chez le grand dauphin. S'agissant de la contribution des PCDD et PCDF aux niveaux totaux, l'on a observé dans l'ensemble un taux supérieur des PCDF, lequel se montait dans certains cas à 77%. En général, le congénère le plus important était l'OCDD, qui représentait de 23 à 54% des niveaux totaux de PCDD et PCDF. La contribution du congénère OCDF (intervalle de 6 à 44%) était également notable.

Les EQT totaux calculés variaient de 1 à 6 pg/g p.h. Les espèces présentant les plus forts EQT étaient le dauphin bleu et blanc, soit un niveau maximal de 7 pg/g, suivi du dauphin de Risso, soit un niveau maximal de 6 pg/g. Les EQT totaux étaient plus faibles dans le reste des espèces étudiées; la valeur la plus basse a été observée chez le grand dauphin, soit une concentration de 1,14 pg/g. Il convient aussi de souligner que les principaux contributeurs aux valeurs d'EQT-OMS dans toutes les espèces étudiées étaient des congénères PCB coplanaires plutôt que des composés PCDD/F (voir Tableau 17).

Les zones d'échantillonnage (mers Ligure, Ionienne et Adriatique) ont été également comparées, et les individus de la mer Adriatique sont apparus comme ayant les plus faibles niveaux de PCDD et PCDF; les niveaux de PCDD/F étaient plus élevés chez les individus de la mer Ligure. La corrélation directe établie entre l'exploitation du littoral par l'homme et la pollution fluviale et aquatique peut expliquer les fortes teneurs mesurées chez les spécimens de la zone Ligure. En Italie, la mer Ligure est l'une des mers les plus polluées car elle est bordée par un nombre considérable d'entreprises industrielles et par une agriculture et une horticulture intensives. De plus, la zone est fortement contaminée par les organochlorés provenant de l'estuaire du Rhône voisin (Jimenez et al., 1999). La présence étendue d'OCDD, OCDF et TCDF relevée chez les cétacés de cette mer autorise à penser que les processus de combustion sont les sources locales de PCDD/F pour ces mammifères marins. Qui plus est, des niveaux élevés d'OCDD et OCDF ont déjà été signalés chez le crabe et dans les sédiments de différentes parties de la mer Méditerranée, et leur prévalence a été attribuée aux sources de combustion (Jimenez et al., 1999).

**Tableau 17** Teneurs en PCDD/F et ETQ-OMS des cétacés.

Espèce	Aire géographique	Année d'échantillonnage	PCDD/F	EQT-OMS PCDD/F	EQT-OMS PCDD, PCDF, PCB coplanaires	Référence
			pg/g p.h.	pg/g p.h.	Pg/g p.h.	
<i>S. coeruleoalba</i>	Mer Tyrrhénienn e Sud - mer des îles Éoliennes	2002	73,91	-	18	Fossi et al. (2004)
<i>S. coeruleoalba</i>	Mer Ligure Mer Tyrrhénienne Adriatique	1987-1992	39,86 - 112,44	1,54 - 6,74	26,78 - 733,34	Jiménez et al. (2000)
<i>T. truncates</i>			13,03 - 15,72	1,14 - 2,28	5,40 - 267,64	Jiménez et al. (2000)
<i>G. griseus</i>			19,46 - 91,33	1,84 - 6,36	26,09 - 43,27	Jiménez et al. (2000)
<i>B. physalus</i>			23,86	2,92	1457,64	Jiménez et al. (2000)
<i>G. malaena</i>			22,74	2,27	9,73	Jiménez et al. (2000)

Fossi et al. (2004) ont étudié la présence de PCDD/F dans la graisse de neuf dauphins bleus et blancs *Stenella coeruleoalba* échantillonnés en mer Méditerranée (sud de la mer Tyrrhénienne – mer des îles Éoliennes) en 2002. Les niveaux totaux de PCDD/F atteignaient 73,91 pg/g p.h., ce qui concordait avec la fourchette de concentrations de 13-112 pg/g p.h. trouvée précédemment par Jimenez et al. (1999) (voir Tableau 17). Les valeurs d'EQT-OMS s'établissaient à 18 pg/g p.h., soit beaucoup plus faibles que celles obtenues dans l'étude précédente où les congénères PCB coplanaires étaient également pris en compte. Pour ce qui concerne la contribution des PCDD et PCDF aux niveaux totaux de PCDD/F, l'on a observé le même taux de contribution de l'un et l'autre groupes. La plus faible contribution aux EQT totaux était celle des PCDF, alors que la contribution des PCDD et des PCB coplanaires était pratiquement la même.

Ces résultats ont été mis en rapport avec les populations des mers Ligure et Ionienne. Dans ce cas, les dauphins bleus et blancs de la zone des îles Éoliennes sont apparus moins exposés aux PCDD/F et aux autres composés organochlorés que les spécimens d'autres parties de la Méditerranée (Fossi et al., 2004), ce qui concordait aussi avec les études antérieures (Jimenez et al., 1999).

### 3.4.3 Retardateurs de flamme bromés

Les retardateurs de flamme bromés (BFR), et en particulier les polybromodiphényléthers (PBDE) sont des produits chimiques d'un volume de production élevé, couramment utilisés comme retardateurs de flamme additifs par l'industrie des polymères. Ce sont des contaminants environnementaux ubiquitaires et qui subissent une amplification dans les tissus du poisson. Selon une analyse récente de leurs niveaux et tendances, il s'avère que ces composés sont largement répartis dans l'environnement européen (Law et al., 2006).

Bien qu'ils soient habituellement considérés comme des "polluants émergents", l'on constate qu'une recherche très active se développe aujourd'hui dans ce domaine. En Méditerranée, toutes les études recensées ont été publiées au cours des cinq dernières années (voir Tableau 18).

Dans les sédiments, trois zones différentes de la façade méditerranéenne de l'Espagne ont été échantillonnées (n=15) en 2002 par Eljarrat et al. (2005). Ce sont au

total 40 PBDE qui ont été inclus dans les analyses, et les concentrations mesurées variaient entre 2,7 et 134 ng/g p.s., le BDE-209 étant le principal congénère détecté. Ce congénère peut se débromer dans l'environnement pour former des congénères BDE qui sont davantage biodisponibles que le BDE-209 proprement dit (Law et al., 2006).

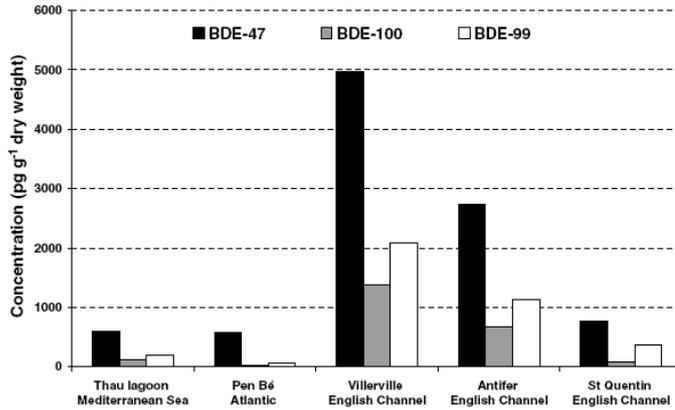
Les biotes ont retenu l'attention dans la plupart des études recensées. Compte tenu des données limitées disponibles sur le milieu marin méditerranéen, les niveaux de BFR chez le poisson d'eau douce fluvial et lacustre de la région ont aussi été inclus dans l'état récapitulatif présenté sur le Tableau 18. Comme on peut le constater, les concentrations maximales de PBDE ont été décelées chez les cétacés (notamment les dauphins) échantillonnés sur le pourtour du littoral italien (Pettersson et al., 2004). Le poisson et les moules d'eau douce présentent généralement des niveaux supérieurs à ceux de l'espadon et de l'anguille commune (ou anguille d'Europe) (voir tableau Tableau 18). Le BDE-47 est le congénère qui prédomine dans toutes les études.

**Tableau 18** Teneurs en BFR des biotes (ng/g poids de lipides) dans la région méditerranéenne.

Aire géographique	Espèce	Conc. (ng/g poids lipides)	Nbre de BDE (principal congénère détecté)	Année(s) de l'étude	Références
Littoral italien	Cétacés (4 esp.)	L : 66 – 8 133	8 (BDE-47)	1990-1992	Pettersson et al. (2004)
Fleuve Llobregat, Espagne	Carpe ferale	M : 29 - 744	9 (BDE-47)	2000	Labandeira et al. (2007)
Retenue du barrage de Sir, Turquie (eau douce)	Poisson (4 esp.)	M: ND - 597 L: ND -163	8 (BDE-47)	2003	Erdogru et al. (2005)
Lac Majeur, Italie (eau douce)	Moule zébrée	40 – 447	14 (BDE-47)	2005	Binelli et al. (2008)
Sud de la mer Tyrrhénienne	Espadon	M: <0,02 – 20,9 L: 7,4 – 69,9	19 (BDE-47)	2005	Corsolini et al. (2008)
Lagune d'Orbetello, Italie	Anguille d'Europe	M: 0,9 - 14,14	12 (BDE-47)	2002	Mariottini et al. (2008)

M: muscle; L: foie;

Par rapport à d'autres régions, Bodiguel et al. (2008) ont constaté que les concentrations de PBDE chez le merlu commun d'Europe (*Merluccius merluccius*, L.) provenant du golfe du Lion atteignaient 13,6, soit une valeur supérieure à celle des merlus de même taille provenant de la baie de Biscay (Atlantique). D'autre part, Johansson et al. (2006) ont relevé des teneurs en PBDE de moules échantillonnées dans la Manche (France) plus élevées que dans une lagune côtière méditerranéenne, (bien que les concentrations fussent plus basses que celles communiquées pour l'Amérique du Nord et du Sud), comme l'indique la Figure 11.



**Figure 11** Concentrations des principaux PBDE déterminés dans des moules prélevées sur les côtes françaises en 2001/2002. (Source: Johansson et al., 2006)

Dans l'étude ci-dessus concernant les côtes françaises, la tendance temporelle observée dans des moules de l'estuaire de la Seine témoignait d'un accroissement exponentiel des concentrations de BDE au cours de la période 1982–1993, qui se sont stabilisées en 1999 et 2001, puis ont commencé à diminuer après 2002 (Johansson et al., 2006).

De fait, le rythme et les tendances temporelles avec lesquels les concentrations de PBDE et d'autres composés organohalogénés montent et baissent dans l'environnement et chez l'homme suscitent encore de nombreuses recherches. À vrai dire, on perçoit encore mal comment l'on pourrait anticiper les tendances de ces composés à l'avenir, eu égard au comportement différent dans l'environnement des congénères PBDE et aux évolutions actuelles de leurs applications industrielles et des mesures réglementaires qui les régissent. Les données sur les tendances temporelles dans les échantillons biologiques de PBDE sont encore assez clairsemées et leur étude nécessite de bons ensembles d'échantillons archivés (Johansson et al., 2006). Il convient toutefois de noter que les apports de "polluants émergents" peuvent être beaucoup plus élevés que ceux d'organohalogénés "classiques". Par exemple, l'apport de BDE (notamment du BDE-209) en mer Baltique par dépôt atmosphérique dépasse maintenant de près de 40 fois celui des PCB (Schure et al., 2004).

#### 3.4.4 PFOS

Les composés perfluorés (PFC), en particulier le perfluorooctane sulfonate (PFOS), ont aussi été identifiés comme polluants prioritaires dans le milieu marin. Les PFC sont produits depuis plus d'un demi-siècle pour de nombreuses applications dans l'industrie et utilisations commerciales, notamment comme agents tensioactifs et comme protecteurs de surface. En 2001, l'on a signalé que le perfluorooctane sulfonate (PFOS) et le perfluorooctanoate (PFOA) présentaient une répartition mondiale chez les humains et parmi la flore et la faune sauvages (Giesy and Kannan, 2001; Hansen et al., 2001). En conséquence, le principal producteur, la société 3M, a annoncé en 2000 l'arrêt progressif des composés à base de perfluorooctane sulfonylfluorure (POSF) tels que le PFOS. Cependant, toute une série de PFC apparentés sont toujours produits par plusieurs fabricants de par le monde (Hart et al., *sous presse*).

En Méditerranée, l'on a recensé très peu de données sur la présence de ces composés dans le milieu marin. Kannan et al. (2002) ont communiqué des concentrations de PFC chez les cormorans, les mammifères marins et les poissons du littoral italien, d'après des spécimens échantillonnés entre 1991 et 1998 (voir Tableau 19). Des niveaux plus élevés de PFOS ont été décelés dans le foie de dauphins

(jusqu'à 940 ng/g p.h.), suivis des baleines, du thon et de l'espadon. Une étude récente réalisée dans la même zone (Corsolini et al., 2008) a relevé que les concentrations de PFOS chez l'espadon étaient en deçà des limites de détection (1,5 ng/g p.h.).

**Tableau 19** Teneurs en PFOS des biotes dans la région méditerranéenne.

Aire géographique	Espèce tissu <sup>a</sup>	Conc. (ng/g p.h..)	n	Année(s) de l'étude	Références
Sud de la mer Tyrrhénienne	Espadon / L	< 1.5	17	2005	Corsolini et al. (2008)
Littoral italien	Dauphin / L	< 1.4 - 940	12	1991-1998	Kannan et al. (2002)
	Baleine / L, M	L: 279 M: <19 - 52	1 2	1996-1998	
	Espadon / L	<1 - 13	5	1999	
	Thon / L	25 - 87	5	1999	

<sup>a</sup> M: muscle; L: foie;

Dans d'autres régions, le PFOS a été relevé dans des échantillons de foie de phoques gris et marbrés de la Baltique, à des concentrations se situant entre 130 et 1100 ng/g p.h. (Kannan et al., 2002). Ces intervalles de variation sont similaires à ceux décelés dans le golfe de Mexico: 6, 6 – 1520 ng/g p.s. chez des dauphins et des baleines (Kannan et al., 2001).

S'agissant des tendances temporelles, il a été indiqué que, à la suite de l'arrêt progressif de la production de composés à base de perfluorooctanesulfonyl, les concentrations de perfluorooctane sulfonate (PFOS) sont en diminution chez les mammifères marins des eaux côtières d'Amérique du Nord et d'Europe depuis le début des années 2000 (Hart et al., *sous presse*). Sur les côtes japonaises, les concentrations médianes de PFOS chez les baleines ont augmenté au cours des cinq dernières années, avec des pics décelés en 2001/2002 (18-117 ng/g p.s. dans le foie) (Hart et al., *sous presse*).

### 3.4.5 Paraffines chlorées

Les paraffines chlorées (PC) ou polychlo-n-alcane (PCA) sont un groupe de mélanges techniques d'alcane polychlorés classés comme polluants organiques persistants en raison de leurs propriétés dangereuses et de leur emploi très répandu et peu réglementé. Ces composés sont produits depuis les années 1930 et sont utilisés dans toute une série d'applications industrielles telles que les additifs lubrifiants et les huiles de coupe ainsi que comme retardateurs de flamme dans les plastiques et les matériaux d'étanchéité (Castells et al., 2008; Eljarrat and Barceló, 2006).

Comme ils sont produits avec chloration de radicaux libres, une seule formulation de PCA comprend des milliers de composés différents avec tout un spectre de propriétés physiques et chimiques. Le nombre total de congénères possibles est inconnu mais il dépasse de loin les 10 000. Les mélanges de PCA sont les plus complexes de tous les mélanges halogénés de contaminants, et leur complexité rend leur analyse extrêmement difficile. C'est assurément l'une des raisons pour lesquelles ils ont été si rarement déterminés dans l'environnement (Bayen et al., 2006; Eljarrat and Barceló,

2006). Ainsi, plusieurs programmes de recherche, tels que le MED POL, SIDIMAR ou le RNO, n'incluent pas les PCA parmi leurs polluants surveillés (UE, 2005). De plus, on connaît peu les niveaux régionaux de ces contaminants, notamment dans les régions hors Amérique du Nord, Europe et Japon (Bayen et al., 2006).

Étant donné les préoccupations que suscitent les PCA et les graves lacunes de nos connaissances à leur sujet, leurs niveaux environnementaux, et en particulier ceux des paraffines chlorées à chaîne courte (SCCP), devraient faire l'objet d'une surveillance généralisée dans un proche avenir. Il s'impose donc de plus en plus d'instaurer des méthodes d'analyse qualitatives fiables pour la détermination des PC dans un échantillon environnemental (Bayen et al. 2006; Eljarrat and Barceló, 2006). Bien que maintes procédures de séparation et de quantification de ces contaminants aient été décrites, il convient de s'employer activement désormais à définir des méthodes d'analyse adéquates permettant d'évaluer leur répartition dans le temps et l'espace.

#### Niveaux de paraffines chlorées dans les sédiments marins :

Bien que les données sur leurs niveaux environnementaux soient encore très limitées, les PC ont été décelées dans de multiples matrices environnementales telles que l'air, l'eau de mer, l'eau douce, les sédiments d'eau douce, les biotes aquatiques, les biotes terrestres, les mammifères marins et les tissus humains, ainsi que dans des zones industrielles et non industrielles (Castells et al., 2008; Parera et al., 2004). Des concentrations de PC sont même relevées dans des zones éloignées telles que les lacs arctiques. Le vaste éventail des utilisations des PC et l'élimination malavisée de produits contenant ces composés semblent devoir être à l'origine de leur ubiquité dans l'environnement (Parera et al., 2004).

Très peu de recherches ont été menées en région méditerranéenne à leur sujet. Castells et al. (2008) ont trouvé des concentrations totales de PC variant de 210 à 2 090 ng/g p.s. dans des sédiments marins du littoral de Barcelone (Espagne). Ces résultats étaient relativement élevés, supérieurs d'environ un ordre de grandeur aux concentrations généralement rencontrées dans les sédiments marins de différentes parties du monde, comme le Canada (0,005–0,257 ng/g p.s.), la mer Baltique et la mer du Nord (8-63 ng/g p.s.) (Castells et al., 2008).

En outre, les concentrations obtenues étaient analogues aux valeurs de faible intervalle notifiées pour des sols et des sédiments (non marins) collectés dans des zones industrielles ou semi-industrielles d'Allemagne (2,14–189 µg/g p.s.), d'Angleterre, du Pays de Galles (0,2–65,1 µg/g p.s.) et des Etats-Unis (0,76–170 µg/g p.s.) (Castells et al., 2008).

La poursuite des recherches sur les niveaux de PC dans les milieux marins (sédiments, biotes) est particulièrement nécessaire pour évaluer les tendances de la répartition spatiale de ces composés en mer Méditerranée.

### **3.5 Pesticides/biocides organohalogénés**

#### **3.5.1 DDT**

En dépit de l'interdiction de production et d'emploi des DDT, des niveaux élevés de contamination sont encore présents en mer Méditerranée, laquelle a été considérée comme l'une des régions marines du monde présentant les teneurs les plus fortes en PCB et DDT totaux (Borrell and Aguilar, 2007). Pour l'heure, l'on a signalé des apports atteignant encore le milieu côtier méditerranéen, principalement par dépôt atmosphérique et par lixiviation de DDT à partir des terres agricoles, suivis des rejets

dans les zones estuariennes qui contribueraient à maintenir la présence du DDT dans le milieu côtier (Said et al., 2008).

Gómez-Gutiérrez et al. (2007) ont procédé à un examen complet des teneurs en DDT communiqués pour les sédiments de la région méditerranéenne, y compris les principaux "points chauds" soumis à l'influence d'espaces à forte densité d'occupation, et ils les ont comparées aux valeurs de fond estimées pour les zones écartées de la mer Méditerranée (voir Tableau 20).

Comme on peut le constater, des concentrations élevées dans les sédiments à proximité de centres urbains et d'embouchures ont été rencontrées dans différents sous-bassins de la Méditerranée. Dans le bassin occidental, les prodeltas du Rhône et de l'Èbre ont présenté des niveaux de DDT s'échelonnant de 1 à 472 ng/g et de 6 à 200 ng/g, respectivement; parallèlement, les zones côtières de Marseille et de Barcelone enregistraient des concentrations atteignant 225 ng/g et 195 ng/g. En mer Ligure, les sédiments de l'embouchure du Pô atteignaient 129 ng/g, et en mer Tyrrhénienne, les baies de Naples et de Pozzuoli enregistraient jusqu'à 312 ng/g. Enfin, dans le bassin sud-ouest, une moyenne de 40 ng/g DDT a été relevée à Alger (Algérie).

Cependant, les valeurs les plus hautes de DDT ont été rencontrées dans le bassin oriental. Les sédiments du delta du Nil présentaient des concentrations très fortes (jusqu'à 1 500 ng/g) au début des années 1990, bien que des valeurs assez faibles aient été récemment relevées dans les sédiments du lac Burullus (prodelta du Nil) avec un pic de 17,39 ng/g (Said et al., 2008). Par contre, des concentrations très élevées de DDT ont été à nouveau décelées dans les sédiments côtiers d'Alexandrie et atteignaient 826 ng/g, ce qui résultait du ruissellement diffus à partir des terres agricoles et des déchets agricoles non traités. En mer Égée, au milieu des années 1970, la baie du Pirée avait révélé de fortes concentrations analogues atteignant jusqu'à 1 406 ng/g pour les DDT, mais les études récentes ont encore confirmé des concentrations élevées dans cette zone.

**Tableau 20** État récapitulatif des teneurs en DDT des sédiments de la mer Méditerranée. (Source: Gómez-Gutiérrez et al., 2007).

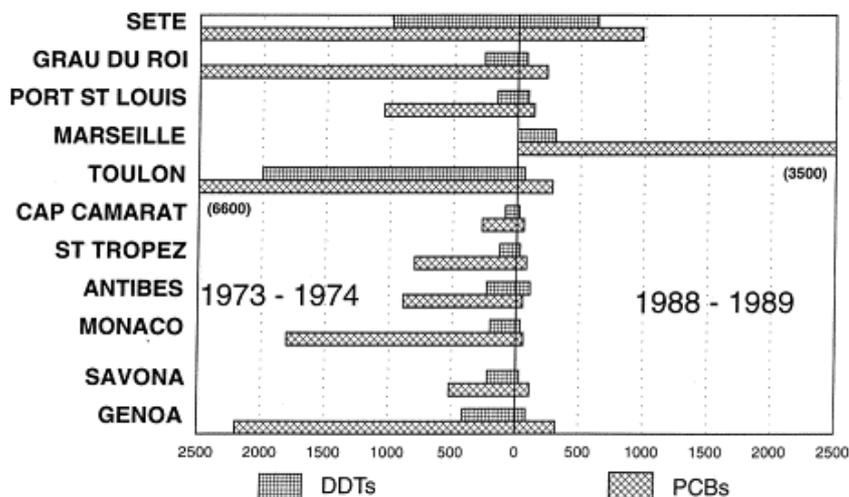
<b>Aire géographique</b>	<b>Sous-bassin</b>	<b>DDT (ng/g p.s.)</b>
<b>Zones urbaines</b>		
Marseille	NO	2 - 225
Barcelone	NO	1 - 195
Alger	SO	40
Alexandrie	SE	29 - 826
Naples	TYR	1 - 312
Thessalonique	ÉG	0,3 - 33
Le Pirée	ÉG	0,3 - 1 406
<b>Zones d'embouchure</b>		
Rhône	NO	1 - 472
Èbre	NO	6 - 200
Pô	NO	13 - 129
Nil	SE	53 - 1 500
<b>Valeurs de fond</b>		<b>0,08 - 5</b>

Il convient aussi de souligner que, en dépit de la présence forte et étendue du DDT en mer Méditerranée, une baisse générale dans les sédiments marins et plusieurs segments des biotes marins le long du littoral nord-ouest de la Méditerranée a été dans l'ensemble observée entre les années 1960 et les années 2000s (Borrell and Aguilar, 2007). Une tendance temporelle décroissante dans les sédiments est également manifeste sur la base de l'examen réalisé par Gomez-Gutierrez et al. (2007).

De nombreuses données sont disponibles sur les concentrations de DDT dans les biotes; cependant, elles concernent avant tout la Méditerranée occidentale. Des niveaux élevés se rencontrent encore dans les moules, le poisson et les prédateurs de fin de chaîne, mais une tendance décroissante est également observée dans l'ensemble. Cette tendance à la baisse concorde avec les antécédents d'emploi des produits chimiques. Le DDT a été particulièrement utilisé après les années 1950 et sa production a enregistré une croissance exponentielle jusqu'aux années 1970. Sa production a cessé en Occident dans les années 1970 en raison des préoccupations environnementales qui ont conduit à instaurer une législation restrictive. Ces réglementations concernaient la plupart des pays riverains de la Méditerranée. Cependant, le DDT et ses dérivés sont encore utilisés comme précurseurs du dicofol dans certaines industries de transformation (Espagne) et, en outre, les stocks existants de pesticides obsolètes sont mal contrôlés ou échappent à toute réglementation (Borrell and Aguilar, 2007).

La moule commune *Mytilus galloprovincialis* a fréquemment servi de bioindicateur de pollution en mer Méditerranée. Elle a été utilisée en 1973 et 1974 dans une étude des contaminants menée dans le bassin nord-ouest; à l'époque, les données communiquées sur les hydrocarbures chlorés de synthèse indiquaient des concentrations très élevées de composés de DDT totaux dans les tissus mous des moules, pouvant atteindre jusqu'à 1 212,6 ng/g p.h. Il convient de noter que les concentrations de DDT dans les échantillons étaient généralement supérieures aux métabolites DDE et DDD (faible ratio *p,p'*-DDE/DDT), ce qui était dû à une exposition directe au pesticide (Villeneuve et al., 1999). Alors qu'en 1973-1974 les valeurs de la fourchette du DDT total étaient de 18 – 668 ng/g p.h., soit une moyenne de 146 ng/g p.h., en 1988–1989 les concentrations de DDT ont baissé à une valeur moyenne de 26 ng/g p.h., avec une variation de 4 à 126 ng/g p.h. (voir Figure 12). Ces données indiquent une baisse des concentrations de DDT dans le milieu côtier du nord-ouest de la Méditerranée depuis le début des années 1970, ce qui concorde avec l'interdiction du DDT et correspond à un facteur de réduction de 5,6 entre 1973-1974 et 1988-1989 (Villeneuve et al., 1999).

**Figure 12** Comparaison des teneurs en DDT et PCB de moules de la Méditerranée NO lors de deux études menées à un intervalle de 15 ans (ng/g p.s.). (Source: Villeneuve et al., 1999)



Des études plus récentes mettent en évidence quelques différences entre les sous-régions concernant les valeurs des intervalles de variation du DDT dans les moules (voir un état récapitulatif au Tableau 21). Dans les côtes des îles Baléares, les niveaux étaient compris entre 1,6 et 6,6 ng/g p.h. (Deudero et al., 2007); des niveaux plus élevés ont cependant été détectés dans la baie de Naples, soit une valeur moyenne de 177,2 ng/g poids de lipides (fourchette de 32,1-308,8 ng/g poids de lipides), également

considérablement plus élevée que chez des espèces similaires des zones côtières de Norvège, du Japon, de la Chine et des Philippines, soumises à un lourd impact anthropique (Naso et al., 2005).

**Tableau 21** Comparaison des teneurs en DDT de biotes (différentes espèces).

Espèce	Aire géographique	Concentration de DDT		Référence
		(ng/g p.h.)	(ng/g lip.)	
<i>M.galloprovincialis</i>	Méditerranée NO.	26 (4 - 126)		Villeneuve et al. 1999
<i>M.galloprovincialis</i>	Mer Tyrrhénienne	32,1 – 308,8		Naso et al. 2005
<i>M.galloprovincialis</i>	Mer des Baléares	2,9 (1,6 – 6,6)		Deudero et al. 2007
<i>O. niloticus</i>	Mer égyptienne	2,76 – 24,23		Said et al. 2008
<i>Clarries sp.</i>	Mer égyptienne	14,16 – 45,13		Said et al. 2008
<i>D. labrax</i>	Détroit de Messine	5,1 – 9,0		Lo Turco et al. 2007
<i>S. canicula</i>	Mer Adriatique Sud	247,0-1 875,0		Storelli et al. 2006
<i>M. merluccius</i>	Mer Adriatique	618-1 132		Storelli et al. 2004
<i>X. Gladius</i>	Mer Tyrrhénienne Sud	155 (±125)		Corsolini et al. 2008
<i>S. Coeruleoalba</i>	Méditerranée occidentale	6 500– 548 800		Borrell and Aguilar, 2007
<i>T. thynnus</i>	Mer Ionienne	13,06	435	Storelli et al. 2008
<i>T. thynnus</i>	Mer Tyrrhénienne	61	–	Corsolini et al. 1996*
<i>T. thynnus</i>	Mer Méditerranée	178,11	–	Stefanelli et al. 2002*
<i>T. thynnus</i>	Mer Ionienne	61–110	–	Kannan et al. 2002*
<i>T. thynnus</i>	Mer Ionienne	74	–	Corsolini et al. 2005*
<i>T. thynnus</i>	Détroit de Messine	2,70–3 944	242–4 558	Di Bella et al. 2006*
<i>T. thynnus</i>	Océan Pacifique	–	430–950	Ueno et al. 2002*
<i>T. thynnus</i>	Océan Pacifique	–	–	Hashimoto et al. 2003*

\*Données de la littérature citées in Storelli et al. (2008).

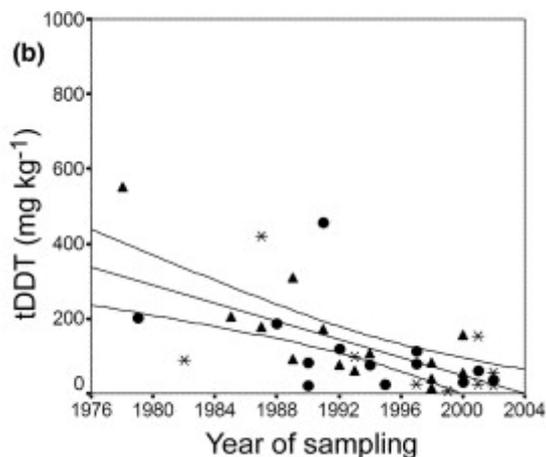
De grandes différences de la fourchette de valeurs de DDT caractérisaient les espèces de poisson de la mer Méditerranée. Des niveaux faibles ont été décelés chez *Dicentrarchus labrax* dans le détroit de Messine (Lo Turco et al., 2007), alors que des niveaux bien plus élevés ont été signalés pour les moules ou le thon rouge de la même zone. Des valeurs légèrement supérieures ont été relevées chez *Clarries sp.* Et *Oresochromus niloticus* de la façade méditerranéenne de l'Égypte (Said et al., 2008). En revanche, *Scyliorhinus canicula* du sud de la mer Adriatique présentait des valeurs élevées, avec une moyenne de 1 170,9 ng/g poids de lipides et un pic jusqu'à 1 875,0 ng/g poids de lipides (Storelli et al., 2006) (voir Tableau 21).

Cependant, des tendances à la baisse ont aussi été enregistrées au sein d'espèces de poisson. Storelli et al. (2004) ont mis en évidence une réduction substantielle des teneurs en DDT du merlu (*Merluccius merluccius*) de l'Adriatique sur une période de 10 ans, le faisant passer d'une valeur maximale de 1 132 ng/g poids de lipides en 1993 à une valeur minimale de 618 ng/g poids de lipides en 2003. La baisse des concentrations de ces contaminants dans le milieu marin peut être attribuée aux restrictions introduites au début des années 1970 dans différents pays d'Europe. Le composé *p,p'*-DDE avait la plus forte influence sur le DDT total. Le ratio *p,p'*-DDE/DDT s'établissait à 0,9.

S'agissant des teneurs en DDT des prédateurs de fin de chaîne, la comparaison établie par Storelli et al. (2008) entre les niveaux de DDT chez le thon rouge juvénile (*Thunnus Thynnus*) en mer Ionienne et d'autres données disponibles (voir Tableau 21) a permis de conclure à un profil similaire aux concentrations de PCB (voir la section ci-dessus sur les PCB). Les valeurs obtenues étaient faibles (13,06 ng/g p.h.) mais en

contradiction aussi avec des études récentes concernant la région méditerranéenne. Les thons adultes peuvent atteindre des fourchettes de valeur de 61 à 110 ng/g en mer Ionienne et jusqu'à 178 ng/g dans l'ensemble de la mer Méditerranée, dépassant nettement les concentrations rencontrées dans d'autres régions comme l'océan Pacifique. Le ratio *p,p'*-DDE/DDT des thons juvéniles était assez élevé (0,9).

D'autre part, Corsolini et al. (2008) ont analysé les composés organochlorés dans des échantillons de muscle de l'espadon (*Xiphias gladius*) du sud de la mer Tyrrhénienne. Les valeurs de DDT dans les tissus musculaires et hépatiques étaient élevés, soit 155 ng/g p.h. ( $\pm 125$ ) et 309 ng/g p.h. ( $\pm 273$ ), respectivement. Parmi les DDT, le *p,p'*-DDE était de loin l'isomère le plus abondant. Par conséquent, le ratio *p,p'*-DDE/ $\Sigma$ DDT était de 0,75, ce qui concorde avec d'autres résultats récents (Storelli et al., 2008).



**Figure 13** Tendence décroissante de la teneur en DDT total du grand dauphin de 1978 à 2002, en Méditerranée occidentale. (Source: Borrell et Aguilar, 2007)

Une analyse rigoureuse du DDT dans la graisse du grand dauphin entre 1978 et 2002 dans différentes parties des côtes de la Méditerranée occidentale a permis d'observer dans l'ensemble des concentrations élevées (6 500–548 800 ng/g poids de lipides). Toutefois, il a été relevé une tendance temporelle à la baisse entre 1978 et 2002 pour les concentrations de DDT total, soit un facteur de réduction de 23,7 (voir Figure 13). Comme dans d'autres études, un accroissement du ratio DDE/DDTt était également observé (Borrell and Aguilar, 2007).

Des ratios *p,p'*-DDE/DDT élevés ont généralement été trouvés dans les études récentes (Corsolini et al., 2008; Storelli et al., 2008; Borrell et Aguilar, 2007). Ce ratio opère comme un indicateur des tendances temporelles des DDT et des valeurs élevées (au-dessus du seuil critique de 0,6) peuvent indiquer que la contamination de spécimens par le DDT peut ne pas être due à son utilisation actuelle mais à son utilisation ancienne dans le secteur agricole. Ainsi, les ratios obtenus (0,9 pour Storelli et al. (2008), et 0,75 for Corsolini et al. (2008)) indiqueraient que la mer Méditerranée ne reçoit plus de nouveaux apports de DDT (Corsolini at al., 2008; Storelli et al., 2008).

Lorsqu'on interprète cet indicateur, il convient de considérer que le *p,p'*-DDE est très stable dans l'environnement et qu'il est le principal produit métabolique du DDT qui s'accumule dans la fraction lipidique des carcasses de poisson, ce qui contribuerait inévitablement à augmenter (et à biaiser) le ratio. En outre, il est notoire que plusieurs pays utilisent encore des pesticides à base de DDT, même au sein de la Communauté européenne où le DDT est autorisé pour d'autres usages que la protection des végétaux, et que, en raison de sa grande persistance et de son potentiel de transport à longue distance, le DDT peut aussi atteindre la Méditerranée à partir d'autres parties du monde où il fait encore l'objet d'un emploi intensif (Corsolini et al., 2008). Cependant, en dépit de ces considérations, les ratios *p,p'*-DDE/DDT élevés

peuvent indiquer que de nouveaux apports importants de DDT ne se sont pas produits dans le nord-ouest de la Méditerranée au cours des dernières décennies, ou qu'ils sont négligeables par comparaison avec les apports d'avant 1970 (Borrell et Aguilar, 2007).

### 3.5.2 Hexachlorobenzène

L'hexachlorobenzène (HCB) a d'abord été introduit en 1945 comme fongicide pour le traitement des semences de céréales et utilisé pour la fabrication de produits pyrotechniques, de munitions et de caoutchouc synthétique. Aujourd'hui, c'est essentiellement un sous-produit de la production d'un grand nombre de composés chlorés, en particulier de benzènes faiblement chlorés, de solvants et de plusieurs pesticides. Le HCB est émis dans l'atmosphère sous forme de gaz de combustion produits par les installations d'incinération de déchets et les industries métallurgiques (UNEP/GEF, 2002). Il a un potentiel de bioaccumulation relativement élevé et une longue demi-vie dans les biotes.

Lors d'un examen récent des niveaux de POP dans les sédiments méditerranéens, Gomez-Gutierrez et al. (2007) ont rassemblé les données disponibles sur les teneurs en HCB de 361 échantillons depuis les années 1970, provenant notamment de la Méditerranée NO, des mers Tyrrhénienne et Adriatique. Les concentrations les plus élevées se rencontrent dans les ports et les lagunes côtières (0,1-2800 et 0,3-2400 ng/g p.s., respectivement), par rapport aux niveaux de fond des sédiments des grands fonds marins (0,04-0,8 ng/g p.s.). Les concentrations de HCB dans les zones soumises aux influences des déversements fluviaux variaient de 0,05 à 39,4 ng/g p.s. (les valeurs supérieures étant relevées aux embouchures du Rhône et de l'Èbre), alors que les valeurs trouvées dans les zones urbaines allaient de 0,01 à 60 ng/g p.s., avec des pics relevés à Venise (jusqu'à 2 400 ng/g p.s.), comme le montre le Tableau 22.

Selon l'analyse de Gomez-Gutiérrez (2007), les concentrations de HCB dans les sédiments méditerranéens n'indiquent pas une tendance temporelle nette, bien que les données disponibles pour la dernière période (de 2000 à ce jour) se situent dans la fourchette de concentrations inférieure. Le manque de données pour la période 1970-1980, quand les applications agrochimiques étaient plus importantes, limite grandement l'analyse. De plus, le fait que le HCB soit aussi généré non intentionnellement comme sous-produit et/ou impureté dans plusieurs procédés chimiques ou dans la combustion incomplète pourrait également modifier toute tendance temporelle éventuelle (Gomez-Gutiérrez, 2007).

**Tableau 22** État récapitulatif des teneurs en HCB des sédiments en mer Méditerranée. (Source: Gómez-Gutiérrez et al., 2007)

Aires géographique	Sous-bassin	HCB (ng/g p.s.)
<b>Zones urbaines</b>		
Venise	ADR	2 – 2400
Marseille	NO	0,2
Barcelone	NO	3 – 40
Alexandrie	SE	5 – 60
Naples	TYR	0,2 - 1.3
Thessalonique	ÉG	0,1 - 1.3
Le Pirée	ÉG	0,1 - 5.2
<b>Valeurs de fond</b> (sédiments des grands fonds)		<b>0,04 – 0,8</b>

Le HCB est aussi largement distribué dans les biotes marins de Méditerranée. Comme le montre le Tableau 23, les niveaux plus élevés ont été notifiés pour les mammifères marins, suivis du poisson et des moules. Villeneuve et al. (1999) ont communiqué des concentrations de HCB dans des moules du littoral de la Méditerranée NO qui étaient

supérieures en 1973-74 d'un ou deux ordres de grandeur à celles de 1988-1989 (0,08-1,9 ng/g p.s.). En Méditerranée NO, les niveaux de HCB ont aussi été mesurés par Sole et al. (1994) au cours des années 1980 dans le delta de l'Èbre (jusqu'à 1,8 ng/g p.h.) et de 1996 à 2000 le long des côtes des îles Baléares (0,1-1,1 ng/g p.h.) (Deudero et al., 2007). Le HCB a aussi été récemment surveillé dans la baie de Naples (Naso et al., 2005).

**Tableau 23** Teneurs en HCB et HCH des biotes dans la région méditerranéenne.

Espèce / Tissu <sup>a</sup>	Aire géographique / d'échantillonnage	Concentration (ng/g)		Référence
		HCB	γ-HCH	
<b>Moules</b>				
<i>M.galloprovincialis</i>	Côtes Med. NO / 1988-89	0,08 - 1,9 p.s.	0,8 - 3,1 p.s.	Villeneuve et al. 1999
<i>M.galloprovincialis</i>	Baie de Naples / 2003	ND - 25,7 pds lip.	--	Naso et al. 2005
<i>M.galloprovincialis</i>	Côtes des Baléares / 1996-2000	0,1 - 1,1 p.h.	0,2 - 2,7 p.h.	Deudero et al. 2007
<i>M.galloprovincialis</i>	Delta de l'Èbre / 1980-1992	ND - 1,8 p.h.	ND - 0,6 p.h.	Sole et al. 1994
<b>Poisson</b>				
<i>M. barbatus</i> / M	Delta de l'Èbre / 1992	35 - 215 pds lip.	--	Pastor et al. 1996
<i>D. labrax</i> / M		97 - 127 pds lip.	--	
<i>M. merluccius</i> / L	Mer Adriatique / 1993-2003	8,6 - 14,7 pds lip.	3,3 - 7,6 pds lip.	Storelli et al. 2004
<i>S. aurata</i> / M	Côtes espagnoles / 2001-2002	46,5-173 pds lip.	19,8 - 37 pds lip.	Serrano et al. 2008
<i>O. niloticus</i> / M	Lac Burullus (delta du Nil) / 2006	--	0,03 - 2,1 p.h.	Said et al. 2008
<i>Clarries sp.</i> / M		--	1,6 - 8,6 p.h.	
<b>Mammifères marins</b>				
<i>T. truncatus</i> / B	Med. NO / 1978-2002	100 - 5200 pds lip.	--	Borrell and Aguilar, 2007
<i>S. Coerulealba</i> / B	Mer Tyrrhén. S-O / 2002	6,9 - 306 p.s.	--	Fossi et al. 2004
<i>M. monachus</i> / B	Littoral grec / 1995-1999	43 - 732 pds lip.	--	Borrell and Aguilar, 2007

<sup>a</sup> M: Muscle; L: foie; B: graisse

Chez le poisson, des niveaux importants de HCB (35-215 ng/g p.l.) ont été signalés pour de delta de l'Èbre (Pastor et al. 1996) et le long des côtes espagnoles (46,5 - 173 ng/g p.l.) (Serrano et al., 2008). Les concentrations mesurées chez le merlu (*M. merluccius*) de l'Adriatique a chuté de 14,7 à 8,6 ng/g pds.lip. entre 1993 et 2003 (Storelli et al., 2004). Des concentrations inférieures (0,12-0,67 ng/g p.h.) ont été communiquées pour le poisson marin d'eau profonde (Porte et al., 2000).

Des tendances temporelles à la baisse ont aussi été observées chez le grand dauphin (*T. truncatus*) des côtes espagnoles où les concentrations moyennes de HCB dans la graisse ont diminué de 2 260 à 0,46 ng/g p.l. entre 1987 et 2002 (Borrell et Aguilar, 2007).

Le HCB a également été décelé chez le phoque moine (*M. monachus*) du Sahara occidental et de Grèce (Borrell et Aguilar, 2007). Les individus méditerranéens présentaient des niveaux significativement plus élevés de HCB (ainsi que de PCBt, et de DDT) que leurs homologues de l'Atlantique.

### 3.5.3 Lindane ( $\gamma$ -HCH)

Le "lindane", qui est essentiellement du  $\gamma$ -HCH pur, a compté parmi les insecticides les plus largement utilisés dans le monde. Ses propriétés insecticides ont été découvertes au début des années 1940. Il permet de lutter contre un large spectre d'insectes suceurs et mâcheurs et a été utilisé pour le traitement des semences et l'application sur les sols, dans les produits biocides ménagers, et comme agent de protection des textiles et du bois (UNEP/GEF, 2002). Le lindane et d'autres isomères du HCH sont relativement persistants dans les sols et l'eau, sont beaucoup moins bioaccumulables que les autres organochlorés en raison de leur propriété lipophile relativement faible.

Selon l'analyse UNEP/GEF (2002), des HCH ont été décelés au cours des années 1980 dans les sédiments côtiers des parties occidentale, centrale et orientale de la Méditerranée, avec des valeurs moyennes de 0,5-2,5 ng/g. Au cours des années 1990, des valeurs de 0,02 à 0,94 ng/g p.s. ( $\Sigma$ HCH) ont été relevées dans le prodelta de l'Èbre, de 10 à 51 ng/g p.s. ( $\gamma$ -HCH) dans les baies d'Aboukir et d'El-Mex, et de 7 à 140 ng/g p.s. ( $\alpha$ + $\gamma$ -HCH) dans le golfe Thermaïque (UNEP/GEF, 2002). Said et al. (2008) ont communiqué récemment des niveaux nd-22,8 ng/g p.s. ( $\gamma$ -HCH) dans les sédiments du lac Burullus (delta du Nil).

Dans les biotes, une vaste étude des moules réalisée en 1995-99 le long des côtes françaises de l'Atlantique et de la Méditerranée (plus de 700 échantillons) a mis en évidence des valeurs moyennes de 0,8/3,6 ng/g p.s. et de 0,5/2,0 ng/g p.s. pour les  $\alpha$ / $\gamma$ -HCH, respectivement (UNEP/GEF, 2002). Selon Villeneuve et al. (1999), les concentrations moyennes de lindane dans les moules des côtes de la Méditerranée NO ont régressé de 49 à 2 ng/g p.s. (0,8-3,1) entre 1973-1974 et 1988-1989 (voir Tableau 23). Certaines tendances à la baisse ont été également observées dans les moules des côtes des Baléares entre 1996 et 2000 (Deudero et al. 2007).

Une ample étude de *Mullus barbatus* menée entre 1986 et 1991 à 8 stations côtières en mer Égée a permis d'enregistrer des concentrations de  $\alpha$ - et  $\gamma$ -HCH de 0,1-0,5 ng/g p.h. et 0,6-3,5 ng/g p.h., respectivement (UNEP/GEF, 2002). Des concentrations supérieures (0,03 – 8,6 ng/g p.h.) ont été récemment communiquées pour le poisson du lac Burullus dans le delta du Nil (Said et al., 2008). En mer Adriatique, les concentration de  $\gamma$ -HCH chez le cabillaud ont régressé de 7,6 à 3,7 ng/g p.lip. entre 1993 et 2003 (Storelli et al., 2004), alors que sur le littoral espagnol des niveaux de 19,8 - 37 ng/g p.l. ont été récemment relevés chez *S. aurata* (Serrano et al., 2008).

## 3.6 Autres

### 3.6.1 Nonyl- et octyl-phénols

Les nonyl- et octyl-phénols (NP et OP) sont la matière de départ pour la synthèse des alkylphénol éthoxylates (APE), utilisés pour la première fois dans les années 1960. Ces composés sont des agents de produits d'épuration ou agents tensioactifs efficaces qui ont été largement utilisés dans plusieurs secteurs industriels, dont le textile, la pâte à papier et le papier, les peintures, les adhésifs, les résines et les revêtements de protection. Les alkylphénols peuvent aussi être utilisés comme plastifiants, stabilisants pour le caoutchouc, additifs des huiles lubrifiantes, et les dérivés des phosphates d'alkylphénol peuvent servir de stabilisants UV dans les plastiques (UNEP/GEF, 2002).

L'on ne dispose que d'informations limitées sur la présence des NP et des OP dans la région méditerranéenne. Quelques études ont été communiquées pour les eaux douces, les boues d'épuration et les eaux côtières (UNEP/GEF, 2002).

Des échantillons de sédiments de la lagune de Venise ont été analysés; la somme des NP, NP1EO et NP2EO se situaient dans une fourchette de 150-13 700 ng/g p.s. (Marcomini et al., 1990). Dans le port de Barcelone, Diez et al. (2006) ont mesuré des niveaux de 3,8-77 ng/g p.s. de NP.

Dans les biotes, NP, OP et leurs éthoxylates ont été décelés dans les mollusques comestibles, les seiches et les calmars prélevés dans 15 ports le long du littoral italien en 1997. Les NP atteignaient la concentration maximale de 696 ng/g p.h. dans les calmars de la mer Adriatique centrale. Les niveaux étaient plus faibles dans les moules et les palourdes (246-270 ng/g de tissu frais). Les OP étaient généralement présents à des niveaux 30 fois plus faibles que les NP (Ferrara et al., 2001). Une étude similaire de 8 espèces marines comestibles de la mer Adriatique (Ferrara et al. 2005) a permis d'obtenir des niveaux de NP se situant dans une fourchette de 118-399 ng/g p.h. et de 9,5-1 431 ng/g p.h. chez les crustacés et le poisson, respectivement. Les OP ont été détectés aux niveaux respectifs de 2,7-4,7 et de 0,3-3,8 ng/g p.h. chez les crustacés et le poisson.

Les alkylphénols ont été également mesurés chez le rouget barbet (*M. barbatus*) prélevé à différents sites d'échantillonnage de la Méditerranée NO (Martin-Skilton et al., 2006). Les niveaux de NP étaient de 280 - 83 100 ng/g de bile, et les niveaux de OP de 10 - 340 ng/g de bile. Des preuves d'altérations importantes du système endocrinien ont été recueillies chez le rouget barbet.

Corsi et Focardi (2002) ont dosé les *p*-NP chez le poisson (*Zosterisessor ophiocephalus*) à trois sites de la lagune d'Orbetello (Italie) en 1998 et 1999. Les valeurs moyennes étaient comprises entre 0,12 et 1,41 ng/g p.h.

### 3.6.2 Phthalates

Ils englobent une vaste famille de composés. Le diméthylphthalate (DMP), le diéthylphthalate (DEP), le dibutylphthalate (DBP), le benzylbutylphthalate (BBP), le di(2-éthylhexyl)phthalate (DEHP)(C<sub>24</sub>H<sub>38</sub>O<sub>4</sub>) et le dioctylphthalate (DOP) figurent parmi les plus courants. Le DBP et, en particulier le **DEHP** ont été identifiés comme substances prioritaires communes pour le milieu marin. Ils sont largement utilisés comme plastifiants, agents insectifuges, solvants de l'acétate de cellulose dans la fabrication des vernis et des enduits. Les plastiques de vinyle peuvent contenir jusqu'à 40% de DEHP (UNEP/GEF, 2002).

Il n'a pas été recensé d'études concernant la présence de phthalates dans le milieu marin méditerranéen (sédiments ou biotes). Il est seulement fait état de quelques données non publiées sur les niveaux de DEHP (6-9 µg/g p.s.) dans des sédiments situés au large de Barcelone (Espagne) dans l'étude UNEP/GEF (2002).

### 3.7 Vue d'ensemble

Le Tableau 24 est une tentative de récapitulation des principales conclusions et tendances générales concernant la présence de polluants dans le milieu marin méditerranéen, sur la base des informations et des données examinées dans le présent rapport. Il convient de noter qu'une analyse plus approfondie des informations recensées et des données supplémentaires (émanant par exemple de programmes nationaux de surveillance continue) pourraient modifier cette vue d'ensemble préliminaire.

- Le manque de données très complètes pour évaluer correctement l'état de la pollution dans la région méditerranéenne est une limitation notoire, qui a été soulignée dans des évaluations antérieures de l'état du milieu méditerranéen (Civili et Jetic, 1987; UNEP/MAP, 1996; Carvalho et Civili, 2001; AEE, 2006). Les données ne sont pas disponibles de manière homogène dans l'espace et le temps. La plupart des informations ont été publiées après les années 1990, très peu de tendances temporelles sont disponibles et les données portent avant tout sur le bassin nord-ouest (bien qu'on dispose aussi d'une quantité significative d'informations concernant les côtes de l'Égypte et de la mer Égée).

**Tableau 24** Vue d'ensemble de la présence de polluants dans le milieu marin méditerranéen sur la base des données examinées.

	Disponibilité de données			Indications tirées des tendances disponibles <sup>b</sup>		Teneurs maximales relevées dans:	
	Sédim.	Biotés	Principalement dans <sup>a</sup> :	Sédim.	Biotés	Matrice	Aire géographique
<b>Métaux et composés apparentés</b>							
Cadmium	Régulière	Bonne	NO/ADR/ÉG	ND	À la hausse	Cétacés	NO
Plomb	Régulière	Bonne	NO/ADR/ÉG	ND	ND	Moules	ADR
Mercure	Régulière	Bonne	Nord & SE	ND	À la hausse	Cétacés	NO
Étain organique	Médiocre	Régulière	NO/ADR/ÉG	À la hausse. /a la baisse	ND	Sédim./biotés	NO/ALB
<b>HAP</b>	Bonne	Régulière	Nord & SE	PC	PC/à la baisse	Sédiments	NO / SE
<b>Organohalogénés</b>							
PCB	Bonne	Bonne	Nord & -SE-L	PC	À la baisse	Cétacés	NO
Dioxines & furannes	Médiocre	Régulière	NO/ADR	ND	PC/à la baisse	Cétacés	
BFR	Très médiocre	Médiocre	NO	ND	ND	Cétacés	NO
PFOS	Pas de données	Très médiocre	NO/ADR	ND	ND	Cétacés	NO
Paraffines chlorées	Très médiocre	Pas de données	NO	ND	ND	ND	ND
DDT	Bonne	Bonne	Nord & SE-L	À la baisse	À la baisse	Cétacés	NO
HCB	Régulière	Médiocre	NO/ADR	PC	À la baisse	Cétacés	NO
Lindane	Très médiocre	Médiocre	NO/ADR/ÉG	ND	À la baisse	Sédiments	SE-L
<b>Divers composés organiques</b>							
Nonyl/octyl-phénols	Très médiocre	très médiocre	ND	ND	ND	ND	ND
Phthalates	Pas de données	Pas de données	ND	ND	ND	ND	ND

ND: Informations non disponibles, à définir

<sup>a</sup> NO: bassin nord-ouest (y compris NO, TYR, ION); ADR: Adriatique; ÉG: Égée; Nord (NO & ADR & ÉG); SE-L: bassin sud-est et levant; ALB: Alboran.

<sup>b</sup> PC: pas claire

- Les métaux lourds (Cd, Pb, Hg), HAP, PCB et DDT représentent la majorité des données disponibles, en particulier dans les biotes (moules). Des informations sont également disponibles pour évaluer en partie la présence des organostanniques, dioxines, furannes et de l'hexachlorobenzène, tandis que pour d'autres polluants prioritaires "émergents", comme les BFR, le PFOS, les paraffines chlorées, les alkylphénols ou phthalates, très peu, voire pas du tout de données ont été recensées en Méditerranée.

- Tous les polluants examinés pour lesquels l'on dispose d'une certaine quantité/diversité de données, s'avèrent être largement répartis dans l'environnement méditerranéen.
- En ce qui concerne les tendances temporelles, les "anciens" organohalogénés (DDT, PCB, HCB, lindane, etc.) présentent généralement des tendances à la baisse des concentrations obtenues, notamment dans les biotes, ce qui concorde avec l'instauration d'un retrait progressif de ces substances et de restrictions à leur emploi. Les émissions non intentionnelles comme les HAP ou les dioxines et furannes présentent aussi des indices de tendance à la baisse dans les biotes, mais ce n'est pas aussi manifeste partout. Des tendances à la hausse des concentrations n'ont été communiquées que pour les métaux lourds (Cd, Hg; selon les données MED POL), et les TBT (dont on escompterait une diminution progressive dans les prochaines années du fait des restrictions apportées à leur emploi dans les peintures antisalissure). D'autres polluants émergents pourraient avoir enregistré des tendances à la hausse ces dernières années, mais on ne dispose pas de suffisamment de données à cet égard.
- Dans l'ensemble, les niveaux supérieurs de polluants sont enregistrés dans les sédiments et les biotes des zones côtières, surtout à proximité des centres urbains, des ports et des embouchures. Cependant, du fait de la persistance et du potentiel de bioaccumulation de la plupart des substances considérées, les concentrations maximales sont habituellement décelées chez les cétacés et les prédateurs de fin de chaîne (comme les baleines, les dauphins, les requins ou les thons). Ces concentrations ont été principalement communiquées pour le bassin NO; malheureusement, fort peu de données sont disponibles pour ces espèces dans le bassin oriental. Des niveaux élevés de HAP sont signalés pour les sédiments, ce qui concorde avec la capacité qu'ont les poissons de métaboliser ces composés. Les niveaux supérieurs de lindane obtenus dans les sédiments pourraient être en rapport avec le pouvoir lipophile relativement faible de ce produit.
- Un autre point à souligner est le fait que, lorsqu'ils comparent les concentrations de polluants avec d'autres régions, plusieurs auteurs en concluent que l'environnement méditerranéen est davantage affecté par les apports de polluants, ce que l'on attribue habituellement à ses conditions de confinement. Cette observation a surtout été faite pour les PCB, les DDT, les dioxines et les furannes. En revanche, d'autres polluants comme les BFR ou le PFOS paraissent être présents à des concentrations similaires ou plus faibles que dans les autres régions.

Enfin, il convient de noter que n'a pas été abordé dans le présent rapport les risques potentiels que peuvent faire courir à l'environnement ou à la santé humaine la présence effective des polluants examinés. À cet égard, les principaux faits avérés en Méditerranée ont concerné l'effet "imposexe" dû à la pollution par le TBT. Dans l'Adriatique, il n'a pas été observé de risque pour la santé humaine résultant de l'exposition à Cd, Pb et aux PCB par consommation de différents produits de la mer. Par contre, l'exposition au mercure par consommation de certaines espèces de poisson indiquait que le risque pour la santé humaine pourrait être préoccupant (Storelli, 2008).

## **4. Émission de substances préoccupantes dans les pays méditerranéens**

### **4.1 Sources de données**

La source essentielle de données sur les émissions au niveau régional est le Bilan de base national (PAM/PNUE, 2002), qui comprend, dans tous les pays méditerranéens,

les données sur les émissions dans l'air et les rejets dans l'eau pour les polluants prioritaires du PAS. L'année de référence est 2003, et la base de données compilée par le MED POL peut être agencée par substance, secteur, sous-secteur, pays et région administrative. Ainsi, cette base de données offre de grandes possibilités de servir de niveau de référence pour les charges polluantes nationales et régionales courantes actuelles et d'analyser les sources spécifiques de polluants par secteur et par région administrative. Cependant, pour que le bilan serve de niveau de référence, il faudrait s'assurer que tous les pays ont suivi les lignes directrices sur le BBN (PAM/PNUÉ, 2002) pour établir leurs inventaires, que les mêmes substances ont été prises en compte et que la même démarche a été adoptée pour délimiter le champ d'application géographique.

Il se peut aussi que les pays possèdent leurs propres inventaires nationaux, ou qu'ils participent à d'autres initiatives régionales comme le Registre européen des émissions de polluants (EPER)<sup>9</sup>, qui est similaire au BBN mais n'intègre pas toutes les mêmes substances.

À titre complémentaire, pour certaines substances ou secteurs spécifiques, des informations peuvent aussi être obtenues dans la Série des rapports techniques du PAM, ou auprès de l'Agence européenne pour l'environnement (AEE). Une évaluation régionale très complète (avec sources, voies de cheminement et niveaux dans l'environnement) est également disponible pour les substances persistantes et toxiques (SPT) (UNEP/GEF, 2002).

Les sections qui suivent fournissent une analyse des données disponibles dans les BBN, en mettant l'accent sur les sources (secteurs d'activité) des polluants recensés plus haut.

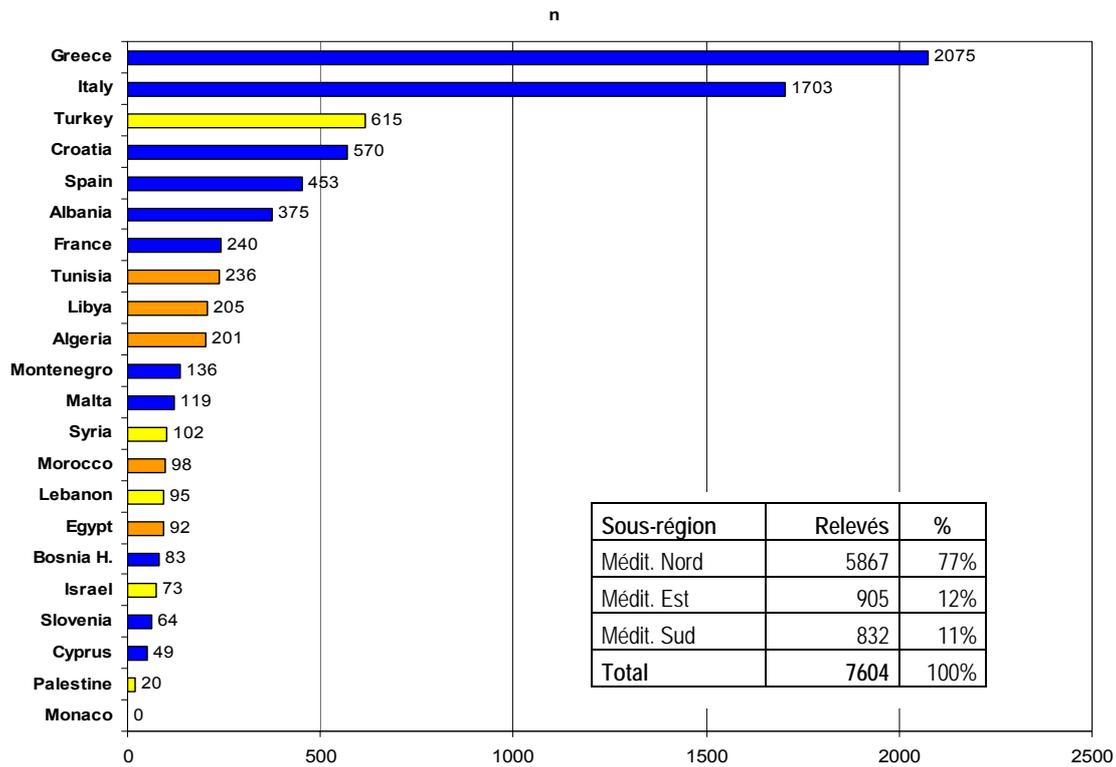
#### **4.2 Le Bilan de base national: données disponibles**

La base de données compilée par le MED POL contient environ 7600 relevés, dont chacun indique l'émission d'une substance pour un secteur ou sous-secteur d'activité donné, dans une région administrative et un pays. L'analyse du nombre de relevés par région, secteur et substance peut donner une idée de la disponibilité des données dans la base BBN.

La plupart des données ont été communiquées par les pays de la rive Nord de la Méditerranée, soit 77% des relevés, alors que les pays des rives Sud et Est en représentent 12% et 11%, respectivement (voir Figure 14). Les différences dans le nombre de relevés peuvent être en rapport avec la taille et le niveau de développement industriel de chaque pays, avec le champ d'application régional et sectoriel de l'inventaire, avec la disponibilité de données et le degré de détail avec lequel chaque pays établit son inventaire.

---

<sup>9</sup> <http://eper.eea.europa.eu/eper/>



**Figure 14** Nombre de relevés (n) dans la base de données BBN, par pays et par sous-région.

L' "univers BBN" couvre environ 80 substances ou groupes de substances et paramètres différents. Le nombre total de relevés pour chaque substance est indiqué sur la Figure 15, où une distinction est faite entre les substances qui ont été inscrites comme "substances préoccupantes" pour le milieu marin sur différentes listes internationales, telles que présentées plus haut (voir aussi l'annexe A), et les "autres substances ou groupes de substances ou paramètres généraux qui sont habituellement pris en compte pour surveiller la pollution dans l'air et l'eau, comme par exemple la DBO, les COV, le TSS, etc. Les indicateurs concernant les éléments nutritifs (comme l'azote total ou le phosphore total) peuvent aussi être envisagés dans cette dernière catégorie.

Comme on peut le constater, les paramètres génériques ou les substances non dangereuses représentent la majorité des relevés dans la base de données BBN (68%), alors que les substances préoccupantes, qui représentent 68% du nombre des différentes substances prises en compte, représentent 32% du total des relevés. Il n'y a rien là de surprenant, puisque des paramètres généraux comme la DBO ou les éléments nutritifs sont couramment émis et notifiés par de nombreux secteurs et pays différents, alors que les substances préoccupantes sont plus spécifiques à des secteurs donnés, et difficiles à mesurer et à notifier. Dans ce groupe, l'on peut généralement observer qu'il existe davantage d'informations (autrement dit, en nombre de relevés) pour les métaux, dioxines et phénols que pour les HAP et les benzènes, et bien davantage que pour les organohalogénés, pour lesquels très peu de relevés ont été communiqués.

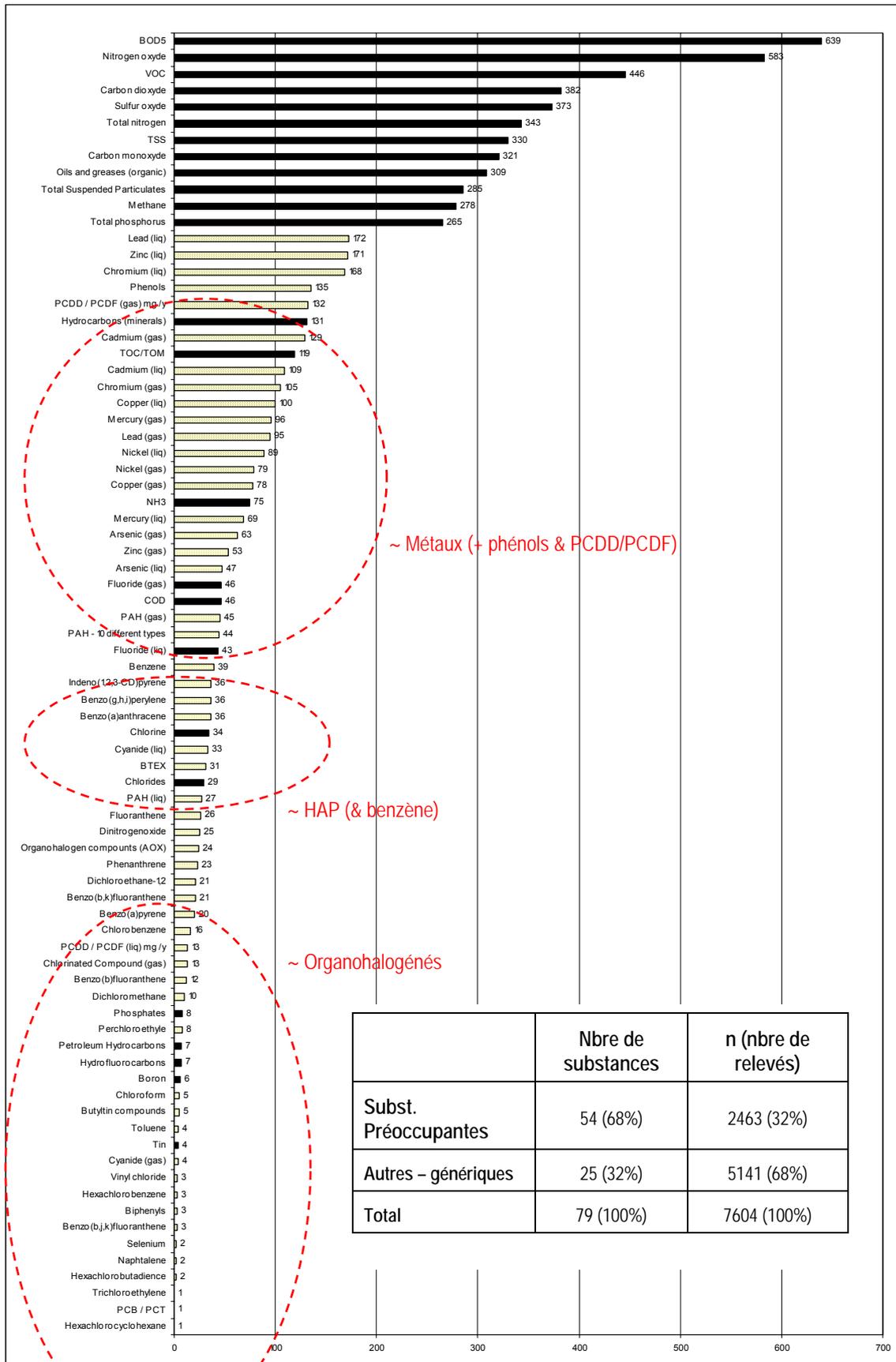
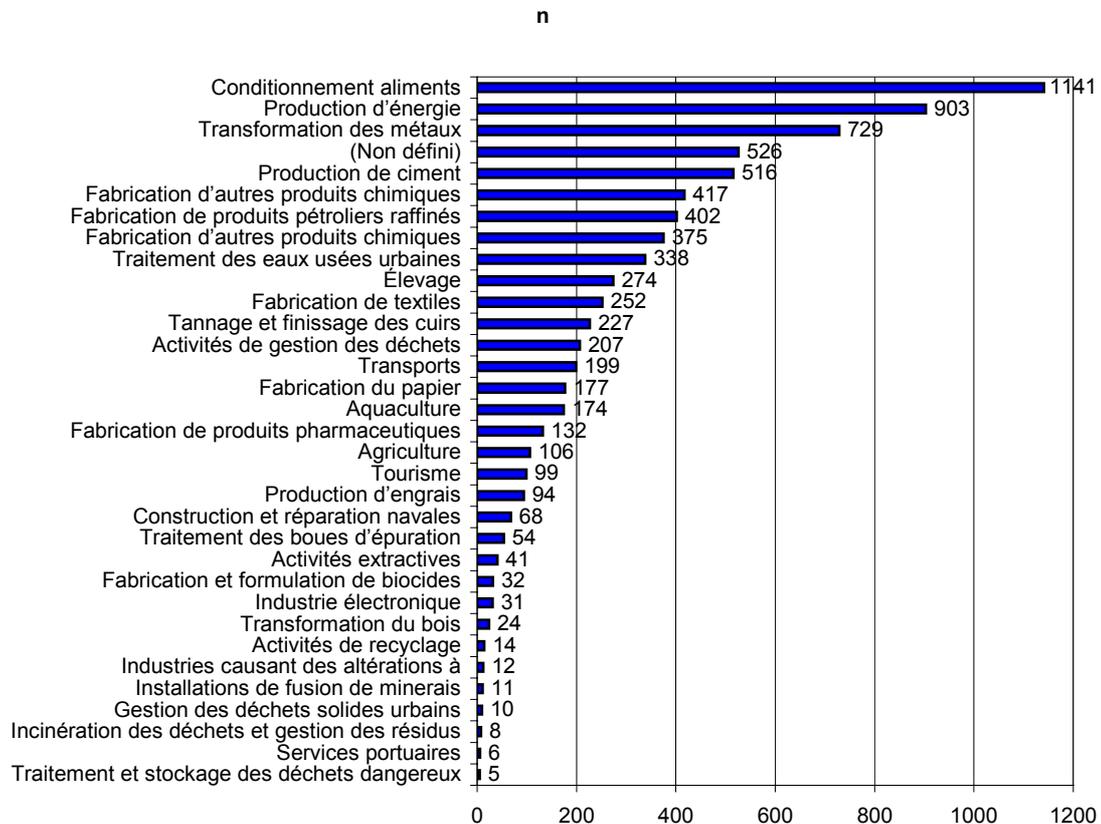


Figure 15 Nombre de relevés (n) dans la base de données BBN, par substance.

En ce qui concerne les secteurs d'activité, la base de données BBN contient davantage d'informations pour le conditionnement des aliments (15% des relevés), la production d'énergie (12%), la transformation des métaux (10%), la production de ciment (7%), les produits chimiques inorganiques, le raffinage du pétrole et les produits chimiques organiques (5%). Le nombre total de relevés par secteur est indiqué sur la Figure 16. L'on peut considérer que les secteurs ayant le plus de relevés notifiés sont ceux: a) qui sont généralement présents dans toutes les économies (comme l'industrie agroalimentaire, la production d'énergie, la transformation des métaux); b) qui correspondent à de nombreuses installations industrielles qui ont des émissions typiques couramment mesurées (comme la DBO dans l'agroalimentaire); c) qui correspondent à des installations importantes bien que moins nombreuses ayant des données de production et des coefficients d'émission bien établis/disponibles (par exemple, production d'énergie, secteur du ciment, raffinage du pétrole); ou d) qui ont de nombreuses substances différentes pouvant être émises/rejetées (comme l'industrie chimique).

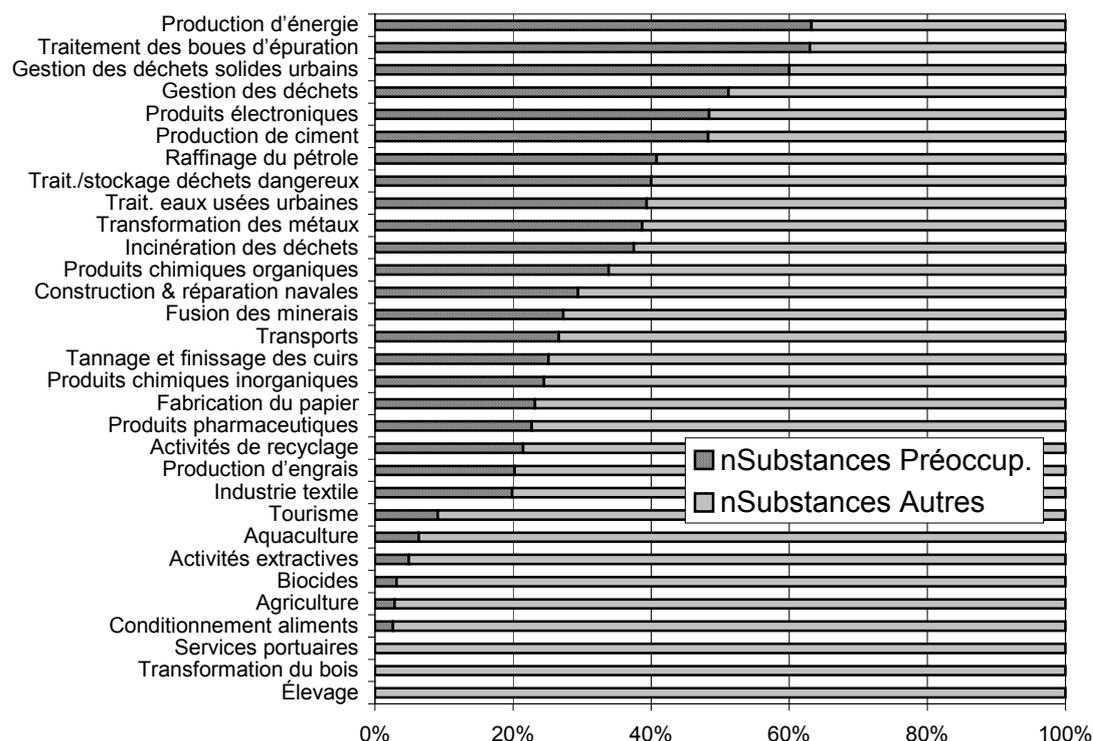


**Figure 16** Nombre de relevés (n) dans la base de données BBN, par secteur.

Compte tenu de la proportion de substances préoccupantes qui ont été notifiées pour chaque secteur (comme moyen d'observer le "profil dangereux" des émissions de chaque secteur), le classement présenté ci-dessus est sujet à d'importantes variations. Par exemple, comme l'illustre la Figure 17, selon les données disponibles, plusieurs secteurs liés à des activités de gestion des déchets et des eaux usées paraissent avoir des proportions élevées de relevés de substances préoccupantes. Par contre, le "profil dangereux" de l'industrie agroalimentaire est l'un des plus faibles.

Un nouveau classement combinant deux critères, à savoir la disponibilité totale de données (par ex.,  $(n)_{\text{total}} \text{ du secteur } S > \text{moyenne}$ ) et le "profil dangereux" (par ex.,  $>20\%$  de relevés portant sur des substances préoccupantes), conduirait à la liste suivante de secteurs (triés en fonction de (n) Substances préoccupantes):

1. Production d'énergie
2. Transformation des métaux
3. Production de ciment
4. Raffinage du pétrole
5. Traitement des eaux usées urbaines
6. Produits chimiques organiques
7. Gestion des déchets
8. Produits chimiques inorganiques
9. Tannage et finissage des cuirs
10. Transports
11. Fabrication du papier



**Figure 17** Nombre de relevés (n) dans la base de données BBN, par secteur et type de substance ("profil dangereux").

Il convient de noter que l'analyse ci-dessus est conditionnée par la disponibilité de données, ce qui veut dire que la plupart des substances préoccupantes notifiées sont les métaux, qui sont pour la plus grande part émis/rejetés par le secteur de l'énergie et celui de la transformation des métaux. Il s'agit d'une analyse des données disponibles dans la base BBN, ce qui ne signifie pas nécessairement que les secteurs en question sont la principale source d'émissions nocives pour le milieu marin méditerranéen.

#### 4.3 Émissions par secteurs d'activité

La présente section présente quelques informations sur les émissions totales et leurs sources, selon la base de données BBN. Comme les données disponibles ne sont pas exhaustives, et afin de focaliser sur les substances qui peuvent faire l'objet d'émissions très répandues, l'analyse est axée sur certains produits chimiques retenus en fonction des critères suivants: a) composés qui sont des substances prioritaires communes préoccupantes, telles que présentées plus haut; b) nombre minimum de relevés (soit >25) notifiés pour la base de données (voir Figure 15); et c) émissions de la substance notifiées par un nombre minimum de secteurs (soit >5 sur 30).

Les données concernant quelques substances retenues en fonction de ces critères sont présentées sur le Tableau 25. Selon ces résultats, le secteur de la transformation des métaux représente la principale source d'émissions de métaux, telles que les émissions dans l'air de cadmium, plomb ou chrome, et les rejets dans l'eau de cadmium, nickel et zinc. La production d'engrais représente la majorité des rejets dans l'eau de plomb et de mercure, tandis que les émissions dans l'air de mercure sont produites par les secteurs du ciment, de l'énergie et de la transformation des métaux. Le chrome dans l'eau est principalement rejeté par le secteur du raffinage du pétrole, suivi du secteur des engrais et de celui du tannage. Enfin, le secteur de l'énergie représente la majorité des émissions atmosphériques notifiées de nickel. Selon ces données, l'industrie de transformation des métaux, la production d'engrais, la production d'énergie, le raffinage du pétrole et le secteur du ciment sont d'importantes sources de métaux. Les résultats de quelques polluants prioritaires (Cd, Pb, Hg) sont également présentés sur la Figure 18.

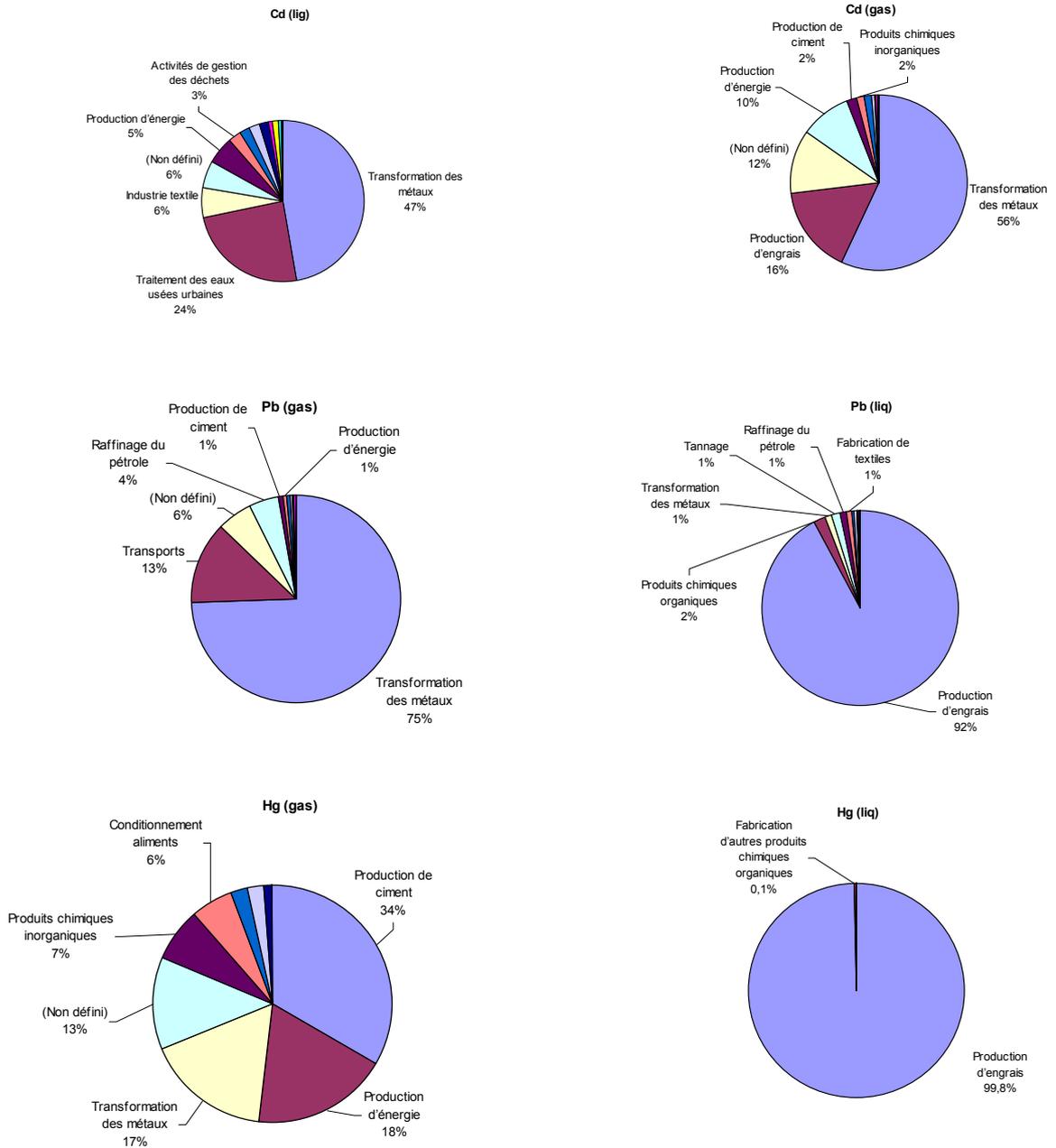
En ce qui concerne les polluants organiques, la transformation des métaux donne également lieu à des émissions/rejets de HAP et benzène. Le raffinage du pétrole représente la majorité des émissions/rejets de phénols, et émet/rejette aussi du benzène et des HAP (dans l'eau). Les transports représentent des émissions atmosphériques significatives de HAP et de dioxines.

La base BBN contient aussi un bon ensemble de données sur les éléments nutritifs. Les principaux secteurs contribuant aux émissions/rejets d'azote total et de phosphore total sont présentés sur la Figure 19. Comme on peut le constater, selon la base de données BBN, le N total est principalement rejeté par le traitement des eaux usées urbaines (31%), l'élevage (19%) et le secteur des métaux (11%), alors que la production d'engrais représente la majorité des émissions de P total (63%), suivie de l'élevage (20%) et du traitement des eaux usées urbaines (8%). L'on peut noter ainsi comment un petit groupe de secteurs d'activité représente la majorité des émissions/rejets d'éléments nutritifs dans la région méditerranéenne. C'est aussi le cas de paramètres génériques de pollution, comme la DBO ou les solides en suspension, pour lesquels le conditionnement des aliments est un important secteur dans les deux cas (voir le Tableau 26).

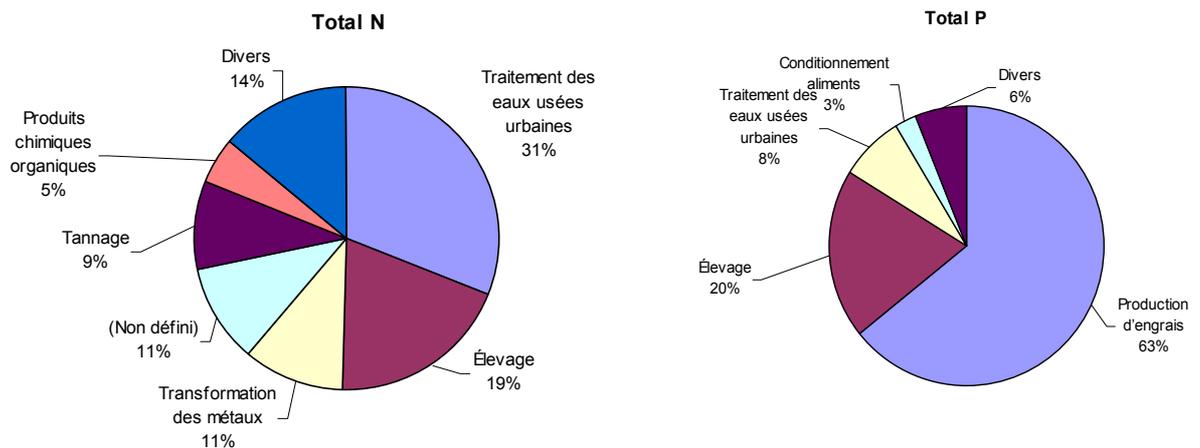


des déchets dangereux																		
Traitement des boues d'épuration		62,30		282,30		96,40		8 145,90		4 067,00		6 467,00						357,00
Trait eaux usées urbaines		2 173,72	30,74	4 550,92		318,36		1 504,87		1 418,60		18 977,10		143,17	0,00	44,52		2 373,95
Incineration des déchets	10,90					2,80												97,00
Activités de gestion des déchets	12,60	229,00	833,00	2 939,50	75,10	54,60	1 391,00	6 913,00	1 168,00	2 906,90	2 818,00	15 163,00					0,00	3 072,40
Non défini	1 401,51	489,95	35 249,38	1 616,31	789,24	90,47	14 548,95	5 218,60			101 222,02	26 700,72	105 531,33	14 119,80	924,29		0,02	6 463,07
Total	12 161,53	8 895,90	628 887,79	1 131 180,00	6 253,81	1 022 876,75	4 235 049,77	9 607 986,57	245 379,45	40 011,39	172 581,02	7 581 213,82	555 243,33	503 999,24	8 331,60		4 627 922,64	187 308,427,40

<sup>1</sup> mg/an



**Figure 18** Charges totales (contribution des principaux secteurs en %) de certains métaux, communiquées par les pays méditerranéens dans leur BBN.



**Figure 19** Charges totales (contribution des principaux secteurs en %) d'éléments nutritifs, communiqués par les pays méditerranéens dans le BBN

**Tableau 26** Principaux secteurs d'activité rejetant de la DBO, des éléments nutritifs et des solides en suspension dans la région méditerranéenne, selon les données de la base BBN.

Paramètre	Secteurs	% du total des rejets dans la région méditerranéenne
DBO	Raffinage du pétrole Conditionnement des aliments Élevage	87%
Total solides en suspension (TSS)	Conditionnement des aliments Secteur du textile Traitement des eaux usées urbaines	72%
P total	Production d'engrais Élevage Traitement des eaux usées urbaines	91%
N total	Traitement des eaux usées urbaines Élevage Transformation des métaux	61%

Il convient de noter que les sources de plusieurs des substances prioritaires communes pour le milieu marin ne peuvent guère être évaluées sur la base du Bilan de base national, et cela en raison de la nature et du champ d'application de celui-ci, qui est davantage axé sur les émissions/rejets provenant de sources effectives et ponctuelles. Par contre, certaines des substances préoccupantes ont déjà fait l'objet d'un retrait progressif ou sont d'un emploi soumis à restrictions, et par conséquent leurs sources effectives dans le milieu marin sont habituellement diffuses ou émanent de réservoirs environnementaux, ce qui peut être observé dans l'examen des principales sources de substances persistantes et toxiques dans la région méditerranéenne (UNEP/GEF, 2002) présenté sur le Tableau 27. Dans plusieurs cas (par ex., pesticides, PCB, BFR, phthalates), les émissions/rejets majeurs (marqués en caractères gras) proviennent de stocks de produits ou de matériel. Certaines des principales sources de HAP proviennent du trafic (circulation des véhicules) et des déversements d'hydrocarbures, qui ne sont pas visés par le BBN, alors que les principales sources d'alkylphénoléthoxylates sont le ruissellement provenant de l'emploi de détergents industriels et domestiques. Les TBT ont une source très spécifique déterminante pour le milieu marin, à savoir l'emploi de peintures antisalissure dans le secteur de la navigation, qu'il n'est pas non plus facile de déterminer au moyen du BBN.

**Tableau 27** Principales sources, vecteurs et réservoirs environnementaux de substances persistantes et toxiques dans la région méditerranéenne. (Source: UNEP/GEF (2002)).

Type de composé	Sources atmosphériques	Sources terrestres	Sources dulçaquicoles	Sources marines
Pesticides	Utilisation agricole, épandage/application sur le sol	Amas et piles de stockage, Déchets de production, Production de DDT, de dicofol	Ruissellement à partir des terres agricoles Production de DDT, de dicofol	Grands fleuves et ruissellement à partir du littoral
PCB	Emissions émanant du matériel et des stocks, Incinération des boues d'épuration	Stocks de matériel et décharges Boues d'épuration	Fuites provenant du matériel	Grands fleuves et ruissellement à partir du littoral Immersion des boues d'épuration
PCDD	Émissions émanant de la combustion	Sous-produits des PCB		Grands fleuves et ruissellement à partir du littoral
HAP	Emissions émanant de la combustion, des huiles, du trafic routier Incinération des boues d'épuration	Boues d'épuration Conservation du bois d'œuvre	Déversements d'hydrocarbures Ruissellement d'eaux usées	Déversements d'hydrocarbures lors du trafic maritime et du raffinage du pétrole
BFR	Émissions provenant de l'utilisation de matériel électrique et électronique	Décharge de matériel obsolète		
Alkylphénoléthoxylates		Boues des stations d'épuration	Ruissellement provenant de l'emploi de détergents industriels et domestique	Grands fleuves et ruissellement à partir du littoral
Phthalates	Émissions du PVC traité	Décharges de matériel		
TBT				Rejet de peintures antisalissure utilisées sur les navires

## 5. Revue des valeurs limites d'émission

### 5.1 VLE adoptées dans des cadres internationaux et régionaux

Dans la présente section, il est procédé à une revue des VLE adoptées dans les cadres internationaux et régionaux pertinents ci-après:

- Union européenne (directives, règlements, décisions)
- OSPAR (décisions et recommandations)
- HELCOM (recommandations)

Le cadre juridique de l'UE a fait l'objet d'une revue puisque plusieurs pays méditerranéens en sont des États membres, ou en voie d'adhésion ou candidats à l'adhésion. Les Conventions OSPAR et HELCOM ont également été prises en compte en raison de leurs similitudes avec la Convention de Barcelone par leurs objectifs et leur champ d'application. Les dispositions et substances figurant dans la Convention de Stockholm sont déjà couvertes par la législation de l'UE.

La revue est centrée sur les polluants recensés dans le présent rapport comme substances prioritaires communes. Les directives, règlements, recommandations, etc., de nature diverse, qui contiennent des informations sur les VLE adoptées figurent à l'**annexe B**. On y a aussi inclus les textes juridiques prescrivant des restrictions à l'utilisation ou la suppression progressive de l'une ou plusieurs des substances prioritaires examinées.

Toutes ces informations sont récapitulées sur le tableau 29, qui indique si une VLE ou une mesure de suppression progressive a été adoptée dans l'un des cadres examinés pour une ou plusieurs des substances considérées. Les secteurs d'activité généraux où ces mesures ont force exécutoire sont également indiqués.

Cet état récapitulatif fournit une vue d'ensemble des substances et secteurs qui sont le plus communément visés par les VLE et les mesures d'élimination adoptées au niveau international. Il convient toutefois de noter que des VLE sont en outre élaborées et adoptées au niveau national et local pour une large gamme de substances et de secteurs spécifiques, mais que cela n'entre pas dans le champ du présent rapport. Quoiqu'il en soit, les tendances suivantes sont observées au niveau international:

- Les émissions/rejets de métaux (en particulier de cadmium et de mercure) sont le plus communément réglementés dans les différents cadres examinés. Les VLE pour les métaux ont été adoptées pour différents secteurs, principalement la transformation des métaux, le textile, les produits chimiques inorganiques et l'incinération de déchets.
- Dans le groupe des organohalogénés, l'on constate une certaine fréquence d'adoption de VLE pour les dioxines, les furannes et certains hydrocarbures aliphatiques halogénés (par ex., le 1,2-dichloroéthane, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène, le PVC), alors que les restrictions à l'emploi ou la suppression pure et simple sont une approche suivie pour les paraffines chlorées à chaîne courte, les retardateurs de flamme bromés ou les PCB (dans tous les secteurs).
- Bon nombre des pesticides organochlorés considérés ont fait l'objet d'une interdiction de production et d'utilisation dans l'agriculture, y compris les anciens pesticides, comme ceux inclus dans la Convention de Stockholm (aldrine, DDT, dieldrine, heptachlore, etc).
- D'autres VLE ont été recensées pour les HAP et les phénols dans le secteur des métaux. Les nonylphénol éthoxylates sont aussi communément visés, dans ce cas par des mesures de restriction ou de suppression de la production et de l'utilisation.
- D'une manière générale, les VLE ont été communément adoptées dans les secteurs des métaux, du textile, des produits chimiques et de l'incinération des déchets, alors que la suppression progressive de substances a été appliquée dans le secteur agricole.
- Enfin, il faut remarquer que, en ce qui concerne l'adoption des VLE, il est prévu de procéder à un examen et à l'adoption préalables des meilleures techniques disponibles (MTD) et des meilleures pratiques environnementales (MPE) dans les secteurs visés. Telle est l'approche commune suivie dans les Conventions OSPAR et HELCOM.



ACTIVITY SECTORS							
	Fertilizer production	Metal industry	Harbour operations / shipping	Textile industry	Organic chemical industry	Inorganic chemical industry	Agriculture
							Waste incineration
							All sectors/usages

<b>Organohalogenated pesticides/biocides</b>				ELV <sup>O</sup>				
Alachlor								
Atrazine								
1,2-Dibromoethane							Phs-out <sup>H</sup>	
<b>Chlorophenoxyacids</b>								
2,4-D								
2,4,5-T							Phs-out <sup>H</sup>	
Acrylonitrile							Phs-out <sup>H</sup>	
Aldrin							Phs-out <sup>H</sup>	Phs-out <sup>EU</sup>
Aramite							Phs-out <sup>H</sup>	
Chlordane							Phs-out <sup>H</sup>	Phs-out <sup>EU</sup>
Chlordecone (Kepone)							Phs-out <sup>H</sup>	Phs-out <sup>EU</sup>
Chlordimeform							Phs-out <sup>H</sup>	
Chlorfenvinphos								
Chlorpyrifos								
Dicofol								
DDTs					ELV <sup>EU</sup>		Phs-out <sup>H</sup>	Phs-out <sup>EU</sup>
Diuron								
Dieldrin							Phs-out <sup>H</sup>	Phs-out <sup>EU</sup>
Endosulphan (alpha-endosulfan)								
Endrin							Phs-out <sup>H</sup>	Phs-out <sup>EU</sup>
Ethyl O-(p-nitrophenyl) phenyl phosphonothionate (EPN)								
Fluoroacetic acid and derivatives							Phs-out <sup>H</sup>	
Flucythrinate								
<b>Hexachlorocyclohexane (HCH isomers)</b>							Phs-out <sup>H</sup>	Phs-out <sup>EU</sup>
HCH (gamma-isomer, Lindane)							Phs-out <sup>H</sup>	Phs-out <sup>EU</sup>
alpha-HCH								Phs-out <sup>EU</sup>
beta-HCH							Phs-out <sup>H</sup>	Phs-out <sup>EU</sup>
Heptachlor							Phs-out <sup>H</sup>	Phs-out <sup>EU</sup>
<b>Hexachlorobenzene</b>							Phs-out <sup>H</sup>	Phs-out <sup>EU</sup>
Isobenzene							Phs-out <sup>H</sup>	
Isodrin							Phs-out <sup>H</sup>	ELV <sup>EU</sup>
Isoproturon								
Kelevan							Phs-out <sup>H</sup>	
Methoxychlor								
Mirex							Phs-out <sup>H</sup>	Phs-out <sup>EU</sup>
Morfamquat							Phs-out <sup>H</sup>	
Nitrophen							Phs-out <sup>H</sup>	
<b>Pentachlorophenol</b>					Phs-out <sup>H</sup>		Phs-out <sup>H</sup>	ELV <sup>EU</sup>
Quintozene							Phs-out <sup>H</sup>	
Simazine								
Tetrasul								
Trifluralin								
Toxaphene							Phs-out <sup>H</sup>	Phs-out <sup>EU</sup>
<b>Other organic compounds</b>								
<b>Phenols</b>		ELV <sup>O</sup>						
2,4,6-tri-tert-butylphenol								
Nonylphenol/ethoxylates (NP/NPEs)		Phs-out <sup>H</sup>		Phs-out <sup>H</sup>				Restr./Phs-out <sup>O</sup>
Nonylphenols								
Nonylphenol, 4-								
Octylphenols								
(para-tert-octylphenol)								
<b>Organic Nitrogen Compounds</b>								
4-(dimethylbutylamino)diphenylamin (6PPD)								
3,3'-(ureylenedimethylene)bis(3,5,5-trimethylcyclohexyl) diisocyanate								
<b>Organic Oxigen Compounds</b>								
neodecanoic acid, ethenyl ester								
2-propenoic acid, (pentabromo)methyl ester								
dibutylphthalate (DBP)								
diethylhexylphthalate (DEHP)								
<b>Pharmaceuticals</b>								
clotrimazole								
diosgenin								

EU: Union européenne; H: Convention Helcom; O: Convention Ospar ELV=VLE  
Phs-out= suppression progressive

## 5.2 Les VLE dans le cadre du système du PAM

### a) Le Protocole "tellurique"

L'élaboration de VLE communes s'inscrivant dans le champ d'application de la Convention de Barcelone et du Plan d'action est envisagée au titre du **Protocole "tellurique"**. Plus concrètement, à son article 7 intitulé *Lignes directrices, normes et critères communs*, il est stipulé que :

*“Les Parties élaborent et adoptent progressivement, en collaboration avec les organisations internationales compétentes, des lignes directrices et, le cas échéant, des normes ou critères communs ...”*

Ces normes portent notamment sur les émissaires côtiers, le traitement des effluents, la qualité des eaux de mer, le contrôle et le remplacement progressif des produits et procédés, et l'article 7 ajoute également en son paragraphe 1, alinéa e):

*“Les prescriptions particulières visant les quantités rejetées, la concentration dans les effluents et les méthodes de déversement des substances énumérées à l'annexe I.”*

Il convient aussi de mentionner que la notion d'approche différenciée est introduite à l'article 7, paragraphe 2, quant il y est stipulé que :

*“[...], ces lignes directrices, normes ou critères communs tiennent compte des caractéristiques locales écologiques, géographiques et physiques, de la capacité économique des Parties et de leur besoin de développement, du niveau de la pollution existante et de la capacité réelle d'absorption du milieu marin”.*

Il est en outre spécifié dans le même paragraphe que :

*“Les plans d'action, programmes et mesures [...] seront adoptés en tenant compte, pour leur mise en application progressive, de la capacité d'adaptation et de reconversion des installations existantes, de la capacité économique des Parties et de leur besoin de développement”.*

En pratique, les VLE sont appliquées au niveau local (autrement dit au niveau des installations) quand l'autorité compétente de chaque pays approuve le permis ou l'autorisation de rejet, ce qui est réglementé dans le Protocole "tellurique" par l'article 6, qui stipule que les dispositions du Protocole et de son annexe II sont prises en compte pour délivrer les autorisations. Les éléments à prendre en compte sont les suivants :

- a) Caractéristiques et composition des rejets
- b) Caractéristiques des constituants des rejets du point de vue de leur nocivité
- c) Caractéristiques du lieu de déversement et du milieu récepteur
- d) Disponibilité de techniques concernant les déchets
- e) Atteintes possibles aux écosystèmes marins et aux utilisations de l'eau de mer.

b) Mesures antipollution adoptées en 1995 (N° 95 de la Série des rapports techniques du PAM)

Pour appliquer progressivement les dispositions du Protocole "tellurique", il a été envisagé en 1995 que des mesures communes seraient adoptées pour toutes les substances énumérées aux annexes I et II du Protocole. Avant octobre 1995, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone et à ses Protocoles avaient adopté les mesures antipollution communes ci-après concernant:

- **Eaux de baignade** (comme requis aux termes de l'article 7, par. 1, alinéa c) du Protocole) (1985);
- **Mercure** (article 7, par.1, alinéa c)) (1985);
- **Pollution par le mercure** (point 4 de l'annexe I) (1987);
- **Eaux conchylicoles** (article 7, par.1, alinéa c)) (1987);

- **Huiles lubrifiantes usées** (point 6 de l'annexe I) (1989);
- **Cadmium** et composés de cadmium (point 5 de l'annexe I) (1989);
- **Composés organostanniques** (point 3 de l'annexe I) (1989);
- **Composés organohalogénés** (point 1 de l'annexe I) (1989);
- **Composés organophosphorés** (point 2 de l'annexe I) (1991);
- **Matières synthétiques persistantes** (point 7 de l'annexe I) (1991);
- **Pollution par les substances radioactives** (point 9 de l'annexe I) (1991);
- **Microorganismes pathogènes** (point 7 de l'annexe II) (1991); et
- **Substances cancérigènes, tératogènes et mutagènes** (point 8 de l'annexe I) (1993).

Les textes in extenso de toutes les mesures communes ont été reproduits dans le N° 95 de la Série des rapports techniques du PAM (PNUE, Athènes, 1995). En ce qui concerne l'adoption de VLE spécifiques, les mesures ci-après peuvent être mises en évidence:

- Mesures pour prévenir la pollution par le **mercure**
- Mesures antipollution pour le **cadmium** et les composés de cadmium
- Mesures antipollution pour les **composés organostanniques**

Les premières stipulent que les Parties contractantes veillent à ce que la concentration maximum (à calculer en moyenne mensuelle) de mercure soit de **50 µg par litre** (exprimé en mercure total) pour tous les rejets d'effluent avant dilution dans la mer Méditerranée.

Pour lutter contre la pollution par le **cadmium** et ses composés, les Parties contractantes adoptent une valeur limite de **0,2 mg de cadmium par litre rejeté** (concentration moyenne de cadmium total pondérée selon le débit mensuel) pour les rejets d'installations industrielles dans la mer Méditerranée avant dilution.

Enfin, pour lutter contre la pollution par les **composés organostanniques**, les Parties contractantes sont convenues (à compter du 1er juillet 1991) **de ne pas admettre l'utilisation** dans le milieu marin de préparations contenant des composés organostanniques sur les coques de navires d'une longueur totale inférieure à 25 m, et sur les ouvrages, équipements ou dispositifs utilisés dans la mariculture.

Les autres mesures ne comportaient pas de VLE spécifiques ou de restriction à l'utilisation de substances.

### c) Le Programme d'actions stratégiques (PAS)

Le Programme d'actions stratégiques visant à combattre la pollution due à des activités menées à terre (PAS) (N° 119 de la Série des rapports techniques du PAM, 1998) a été adopté en 1997 par la Dixième réunion des Parties contractantes. Le PAS énonce des objectifs et des mesures pour prévenir la pollution par toute une gamme de polluants et de déchets émanant du milieu urbain et des secteurs industriel et agricole.

En ce qui concerne les substances préoccupantes recensées dans le présent rapport, le PAS propose des objectifs spécifiques de réduction des métaux lourds, des organochlorés, des organostanniques, des pesticides et d'autres substances persistantes et toxiques (comme les dioxines, les furannes, le HCB). Des mesures spécifiques de restriction à l'utilisation et de suppression progressive y sont incluses pour les organostanniques (telles que déjà adoptées en 1995) et pour les polluants organiques persistants comme les pesticides chlorés et les PCB (tels qu'adoptées par la Convention de Stockholm). Les **VLE** spécifiques pour le mercure et le cadmium

adoptées par les Parties contractantes en 1995 figurent également dans le PAS. De surcroît, les VLE ci-après, plus détaillées, ont été établies :

- Adopter et appliquer pour les usines du secteur de l'électrolyse des chlorures alcalins, en plus de la norme précédente (50 µg de mercure par litre), la valeur maximale de 0,5 gramme de mercure dans l'eau par tonne de capacité installée de production de chlore (saumure recyclée) et de 5 grammes de mercure dans l'eau par tonne (saumure non recyclée) et, si possible, de 2 g de mercure pour le total des rejets dans l'eau, l'air et les produits.
- Réglementer la libération d'organochlorés par les usines de papier et pâte à papier en limitant les rejets mesurés en **AOX** (composés organohalogénés adsorbables) à 1 kilo par tonne de pâte à papier produite et en les réduisant ultérieurement par l'utilisation des alternatives au chlore moléculaire et le recours aux MTD et à la MPE.

Pour d'autres substances (comme les HAP), il est stipulé que des VLE devront être formulées d'ici à 2010. Le PAS énonce aussi des objectifs et des mesures visant à réduire les apports de DBO, d'éléments nutritifs et de matières (solides) en suspension.

L'élaboration de lignes directrices pour les **MTD** et les **MPE** dans les installations industrielles est une mesure commune proposée tout au long du PAS. À cet égard, les études sectorielles préparées par le Centre d'activités régionales du PAM pour la production propre peuvent être d'une très grande pertinence pour identifier des mesures spécifiques à prendre dans des secteurs prioritaires.

Enfin, il convient de noter que les Parties contractantes, en adoptant le PAS en 1997, sont convenues que, une fois que le Protocole "tellurique" amendé de 1996 entrerait en vigueur, le Programme d'actions stratégiques serait à nouveau soumis pour adoption, et qu'il serait procédé à son réexamen en vue de réviser éventuellement les dates et les activités cibles, si nécessaire.

## 6. Conclusions

- Il a été procédé à un tour d'horizon des composés susceptibles d'être considérés comme polluants prioritaires dans la région méditerranéenne. À cette fin, les listes des substances préoccupantes pour le milieu marin figurant dans d'autres conventions marines régionales (OSPAR, HELCOM) ont été présentées (annexe A). De même, les substances prioritaires communes résultant d'une comparaison des cadres réglementaires internationaux (Convention de Stockholm, OSPAR, HELCOM, UE) ont aussi été recensées (Tableau 5).
- Les critères de priorité communément utilisés concordent avec les dispositions du Protocole "tellurique" (persistance, propension à la bioaccumulation, risque toxicologique, etc.); ces listes peuvent donc servir de références de base pour déterminer les substances prioritaires en Méditerranée, en les affinant en fonction de conditions régionales spécifiques telles que la présence de polluants en mer Méditerranée, ou les utilisations et émissions de substances.
- Le champ d'application plus vaste du Protocole "tellurique" et du PAS pour la maîtrise des polluants et activités d'origine terrestre devrait également être pris en compte (par ex., envisageant d'autres catégories cibles telles que les éléments nutritifs et les solides en suspension).

- La présence de substances prioritaires communes dans la région méditerranéenne a fait aussi l'objet d'un examen récapitulatif. Cependant, il a été recensé d'importantes lacunes dans les informations, ce qui rend difficile l'établissement d'évaluations concluantes pour la plupart des substances. Il est vivement recommandé d'intégrer les informations et les données de la littérature scientifique, des programmes nationaux de surveillance continue et des programmes régionaux (comme le MED POL) en vue d'évaluer correctement l'état du milieu marin méditerranéen. Cette évaluation pourrait être conçue sur la base des écorégions proposées en application de l'approche écosystémique.
- Un manque de données détaillées a également été constaté pour les émissions de polluants par les pays méditerranéens. Cependant, le Bilan de base national fournit une assise essentielle pour recenser les secteurs d'activité prioritaires, à condition que ses données soient convenablement actualisées et étoffées.
- Compte tenu de l'examen des renseignements concernant les substances prioritaires communes, leur présence et leurs émissions/rejets dans la région méditerranéenne, ainsi que de la revue des VLE communes adoptées dans d'autres cadres internationaux et régionaux, les différentes approches qui suivent pourraient être proposées :
  1. Substances qui sont actuellement émises/rejetées (par ex., métaux lourds, HAP, dioxines et furannes): Utiliser les informations disponibles et complémentaires pour identifier les sources et secteurs d'activité prioritaires dans les différents bassins de la Méditerranée. L'élaboration et l'adoption de VLE pourraient être centrées sur ces substances et ces secteurs. Puis suivre/surveiller en permanence les effets de ces mesures dans le milieu marin.
  2. Substances ayant déjà donné lieu à l'adoption de mesures internationales ou régionales de restriction à leur utilisation ou de suppression progressive (par ex., DDT, PCB, TBT, retardateurs de flamme bromés): Veiller à ce que ces mesures soient appliquées dans tous les pays méditerranéens. Suivre/surveiller en permanence les effets de ces mesures dans le milieu marin.
  3. Substances préoccupantes dont les émissions/rejets et les niveaux dans le milieu marin ne sont pas suffisamment documentés (par ex., paraffines chlorées, PFOS, phthalates, nonyl-octylphénols, produits pharmaceutiques, pesticides de nouvelle génération, etc.): évaluer leur présence dans le milieu marin et leurs principales sources.

## Références

Adami, G., Barbieri, P., Piselli, S., Predonzani, S., and Reisenhofer, E. (2000) Detecting and characterising sources of persistent organic pollutants (PAHs and PCBs) in surface sediments of an industrialized area (Harbour of Trieste, northern Adriatic Sea). *J.Environ.Monit.*, 2, 261-265.

Angelidis, M. O., Aloupi, M. (2000) Geochemical Study of Coastal Sediments Influenced by River-Transported Pollution: Southern Evoikos Gulf, Greece. *Environment International*, 29, 935-948.

Axiak, V., Vella, A.J., Agius, D., Bonnici, P., Cassar, G., Cassone, R., Chircop, P., Micallef, D., Mintoff, B., Sammut, M. (2000) Evaluation of environmental levels and biological impact of TBT in Malta (central Mediterranean). *Science of the Total Environment*, 258, 89-97

Baldi, F., Bargagli, R., Focardi, S., Fossi, C. (1983) Mercury and chlorinated hydrocarbons in sediments from the bay of Naples and adjacent marine areas. *Marine Pollution Bulletin*, 14, 108-111.

Barakat A.O. (2004) Assessment of persistent toxic substances in the environment of Egypt. *Environment International*, 30, 309-322.

Bayarri, S., Baldassarri, L.T., Lacovella, N., Ferrara, F., di Domenico, A. (2001) PCDDs, PCDFs, PCBs and DDE in edible marine species from the Adriatic Sea. *Chemosphere*, 43, 601-610.

Bayen, S., Obbard, J.P., Thomas, G.O. (2006) Chlorinated paraffins: A review of analysis and environmental occurrence. *Environment International*, 32, 915-929.

Benlahcen, K. T., Chaoui, A., Budzinski, H., Bellocq, J., and Garrigues, Ph. (1997) Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in some Mediterranean coastal sediments. *Mar.Pollut.Bull.*,34, 298-305.

Bihari, N., Fafandel, M., Hamer, B., Kralj-Bilen, B. (2006) PAH content, toxicity and genotoxicity of coastal marine sediments from the Rovinj area, Northern Adriatic, Croatia. *Sci.Total Environ.*, 366, 602-611.

Bihari, N., Fafandel, M., Piskur, V.(2007) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Ecotoxicological Characterization of Seawater, Sediment, and Mussel *Mytilus galloprovincialis* from the Gulf of Rijeka, the Adriatic Sea, Croatia. *Arch.Environ.Contam.Toxicol.*, 52, 379-387.

Binelli, A., Guzzella, L., Roscioli, C. (2008) Levels and congener profiles of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Zebra mussels (*D. polymorpha*) from Lake Maggiore (Italy). *Environmental Pollution*, 153, 610-617.

Bodiguel, X; Tronczynski, J; Loizeau, V ; Munsch, C; Guiot, N; Le Guellec, AM; Olivier, N; Rouspard, F; Mellon, C (2008) Classical and novel organohalogen compounds (PCBs and PBDEs) in hake (*M. merluccius*, L.) from the Mediterranean and Atlantic coasts (France). *Environmental Toxicology* II, 110, 157-166.

Borghi, V., Porte, C. (2002) Organotin pollution in deep-sea fish from the north-western Mediterranean. *Environmental Science & Technology*, 36, 4224-4228.

Borrell, A., Aguilar, A. (2007) Organochlorine concentrations declined during 1987-2002 in western Mediterranean bottlenose dolphins, a coastal top predator. *Chemosphere*, 66, 347-352.

Böttcher, M. E., Rinna, J., Warning, B., Wehausen, R., Howell, M. W., Schnetger B., Stein, R., Brumsack, H. -J., Rullkötter, J. (2003) Geochemistry of sediments from the connection between the western and the eastern Mediterranean Sea (Strait of Sicily, ODP Site 963). *Palaeogeogr., Palaeoclimatol., Palaeoecol.*, 190:165–194.

Boughriet, A., Proix, N., Billon, G., Recourt, P., Ouddane, B. (2007) Environmental impacts of heavy metal discharges from a smelter in Deule-canal sediments (Northern France): Concentration levels and chemical fractionation. *Water Air and Soil Pollution*, 180, 83-95.

Bouloubassi, I., Saliot, A. (1993) Investigation of anthropogenic and natural organic inputs in estuarine sediments using hydrocarbon markers (NAH, LAB, PAH). *Oceanologica Acta*, 16, pp 145-161.

Buccolieri, A., Buccolieri, G., Cardellicchio, N., Dell'Atti, A., Di Leo, A., Maci, A. (2006) Heavy metals in marine sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy). *Marine chemistry*, 99, 227-235.

Capelli, R., Das, K., De Pellegrini, R., Drava, G., Lepoint, G., Miglio, C., Minganti, V., Pogg, R. (2007) Distribution of trace elements in organs of six species of cetaceans from the Ligurian Sea (Mediterranean), and the relationship with stable carbon and nitrogen ratios. *Sci.Total Environ.*, 390: 569-578.

Cardellicchio, N., Decataldo, A., Di Leo, A., Giandomenico, S. (2002) Trace elements in organs and tissues of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the Mediterranean Sea (Southern Italy). *Chemosphere*, 49, 85-90.

Cardellicchio, N., Buccolieri, A., Di Leo, A., Giandomenico, S., Spada, L. (2008) Levels of metals in reared mussels from Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy). *Food Chemistry*, 107, 890-896.

Cardellicchio, N., Buccolieri, A., Giandomenico, S., Lerario, V.L., Lopez, L., Pizzulli, F. (2006) Distribution and occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from the Mar Grande and Gulf of Taranto (Ionian Sea, Southern Italy). *Annali di Chimica*, 96, pp 51-64.

Carvalho, F., Civili, F. (2001) Monitoring of the Mediterranean Sea pollution (MED POL) and data quality assurance. *The International Journal of Environmental Studies*, 58, pp 139-158.

Castells, P., Parera, J., Santos, F. J., Galceran, M. T. (2008) Occurrence of polychlorinated naphthalenes, polychlorinated biphenyls and short-chain chlorinated paraffins in marine sediments from Barcelona (Spain). *Chemosphere*, 70, 1552-1562.

Chandrinou, S., Stasinakis, A.S., Thomaidis, N.S., Nikolaou, A., Wegener, J.W. (2006) Distribution of organotin compounds in the bivalves of the Aegean Sea, Greece. *Environment International*, 33, 226-232.

Choi, S.C., Wai, O.W.H., Choi, T.W.H., Li, X.D., Tsang, C.W. (2006) Distribution of cadmium, chromium, copper, lead and zinc in marine sediments in Hong Kong waters. *Environmental Geology*, 51, 455-461

Civili, F.S., Jetic, L. (1987) The co-ordinated programme for research and monitoring of pollution in the Mediterranean. *Chemosphere*, 16, 633-649.

Conti, M.E., Cecchetti, G. (2003) A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Environmental Research*, 93, 99-112.

Corsi I, Focardi S (2002) Nonylphenols in a lagoon environment: p-nonylphenol and nonylphenol ethoxylates in fish tissue. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68, 908-914.

Corsolini, S., Guerranti, C., Perra, G., Focardi, S. (2008) Polybrominated Diphenyl Ethers, Perfluorinated Compounds and Chlorinated Pesticides in Swordfish (*Xiphias gladius*) from the Mediterranean Sea. *Environ. Sci. Technol.*, 42, 4344-4349.

Culotta, L., De Stefano, C., Gianguzza, A., Mannino, MR., Orecchio, S. (2006) The PAH composition of surface sediments from Stagnone coastal lagoon, Marsala (Italy) *Marine Chemistry*, 99, pp 117-127.

Deudero, S., Box, A., March, D., Valencia, J.M., Grau, A.M., Tintore, J., Calvo, M., Caixach J. (2007) Organic compounds temporal trends at some invertebrate species from the Balearics, Western Mediterranean. *Chemosphere*, 68, 1650-1659.

Di Leonardo, R., Tranchida, G., Bellanca, A., Neri, R., Angelone, M., Mazzola, S. (2006). Mercury levels in sediments of central Mediterranean Sea: A 150+ year record from box-cores recovered in the Strait of Sicily. *Chemosphere*, 65, 2366-2376.

Diez, S., Ábalos, M., Bayona, J. M. (2001) Organotin contamination in sediments from the Western Mediterranean enclosures following 10 years of TBT regulation. *Water Research*, 36, 905-918.

Diez, S., Jimenez, J., Bayona, J.M. (2003) Recent status and historical trends of the organotin contamination in sediments from the Western Mediterranean Sea, *Ciencias Marinas*, 29, 547-560.

Diez, S., Jover, E., Albaiges, J., Bayona, J.M. (2006) Occurrence and degradation of butyltins and wastewater marker compounds in sediments from Barcelona harbor, Spain. *Environment International*, 32, 858-865.

EEA (2006) Priority issues in the Mediterranean environment. European Environment Agency (EEA). EEA Report No 4/2006, Copenhagen 2006.

El Deeb, K., Said, T.O., El Naggat, M.H., Shreadah, M.A. (2007) Distribution and Sources of Aliphatic and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Sediments, Fish and Bivalves of Abu Qir Bay (Egyptian Mediterranean Sea). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 78, pp 373-379.

Eljarrat, E., Barcelo, D. (2006) Quantitative analysis of polychlorinated n-alkanes in environmental samples. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 25, 421-434

Eljarrat, E., Caixach, J., Rivera, J. (2001a) Toxic Potency Assessment of Nonand Mono-ortho PCBs, PCDDs, PCDFs, and PAHs in Northwest Mediterranean Sediments (Catalonia, Spain). *Environ.Sci.Technol.*, 35, pp 3589-3594.

Eljarrat, E., De La Cal, A., Larrazabal, D., Fabrellas, B., Fernandez-Alba, A.R., Borrull, F., Marce, R.M., Barcelo, D. (2005) Occurrence of polybrominated diphenylethers, polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls in coastal sediments from Spain. *Environmental Pollution*, 136, 493-501.

Erdogrul, O., Covaci, A., Schepens, P. (2005) Levels of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in fish species from Kahramanmaras, Turkey. *Environment International*, 31, 703-711.

European Commission (2001) Identification of Priority Hazardous Substances, Modified procedure in accordance with Article 16(3) of the Water Framework Directive. Working Document ENV/191000/01 of the Commission Services. European Commission. Brussels, 16 January 2001.

Ferrara F., Funari E., De Felip E., Donati G., Traina M. Elsa, Mantovani A. (2001). Alkylphenolic compounds in edible molluscs of the Adriatic Sea (Italy)" *Environ. Sci. Technol.*, 35, 3109-3112.

Ferrara, F., Fabietti, F., Delise, M., Funari, E. (2005) Alkylphenols and alkylphenol ethoxylates contamination of crustaceans and fishes from the Adriatic Sea (Italy). *Chemosphere*, 59, 1145-1150.

Focardi, S., Corsolini, S., Aurigi, S., Pecetti, G., Sanchez-Hernandez, J.C. (2000) Accumulation of butyltin compounds in dolphins stranded along the Mediterranean coasts. *Applied Organometallic Chemistry*, 14, 48-56.

Fossi, M.C., Marsilia, L., Lauriano, G., Fortuna, C., Canese, S., Ancora, S., Leonzio, C., Romeo, T., Merino, R., Abad, E., Jiménez B. (2004) Assessment of toxicological status of a SW Mediterranean segment population of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) using skin biopsy. *Marine Environmental Research*, 58, 269-274.

GESAMP (1990) Review of potentially harmful substances. Choosing priority organochlorines for marine hazard assessment, Food and Agricultural organisation. Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Mainre Environmental Protection, Rome, Italy.

Giesy, J.P., Kannan, K. (2001) Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife. *Environ. Sci. Technol.*, 35, 1339-1342.

Gomez-Gutierrez, A., Garnacho, E., Bayona, J.M., Albaiges, J. (2007) Assessment of the Mediterranean sediments contamination by persistent organic pollutants. *Environmental Pollution*, 148, 396-408

Hansen, K.J., Clemen, L.A., Ellefson, M.E., Johnson, H.O. (2001) Compound-specific, quantitative characterization of organic fluorochemicals in biological matrices. *Environ. Sci. Technol.*, 35, 766-770.

Hart, K., Kannan, K., Isobe, T., Takahashi, S., Yamada, T.K., Miyazaki, N., Tanabe, S. (in press) Time Trends and Transplacental Transfer of Perfluorinated Compounds in Melon-Headed Whales Stranded along the Japanese Coast in 1982, 2001/2002, and 2006. *Environ. Sci. Technol.*, DOI: 10.1021/es801224v.

Hassani, L.H., Garrido Frenich, A., Benajiba, M.H., González Rodríguez, M.J., Martínez Vidal, J.L., Deboudi, A. (2006) Assessment of Assessment of Butyltin and Phenyltin Pollution in the Sea Mullet, *Mugil cephalus*, Along the Moroccan and Spanish Coasts (Mediterranean Sea) *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 51, 608-614.

Jimenez, B., Gonzalez, M.J., Jimenez, O., Reich, S., Eljarrat, E., Rivera J. (1999) Evaluation of 2,3,7,8 Specific Congener and Toxic Potency of Persistent Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans in Cetaceans from the Mediterranean Sea, Italy. *Environmental Science & Technology*, 34, 756-763.

Johansson, I., Heas-Moisan, K., Guiot, N., Munsch, C., Tronczynski, J. (2006) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in mussels from selected French coastal sites: 1981-2003. *Chemosphere*, 64, 296-305.

Kannan, K., Koistinen, J., Beckmen, K., Evans, T., Gorzelany, J., Hansen, K.J., Jones, P.D., Giesy, J.P. (2001) Accumulation of perfluorooctane sulfonate in marine mammals. *Environ. Sci. Technol.*, 35, 1593–1598.

Kannan, K., Corsolini, S., Focardi, S., Tanabe, S., Tatsukawa, R. (1995) Accumulation pattern of butyltin compounds in dolphin, tuna, and shark collected from Italian coastal Waters. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 31, 19-23.

Kannan, K., Corsolini, S., Falandysz, J., Oehme, G., Focardi, S., Giesy, J. P. (2002) Perfluorooctanesulfonate and related fluorinated hydrocarbons in marine mammals, fishes, and birds from coasts of the Baltic and Mediterranean Seas. *Environ. Sci. Technol.*, 36, 3210–3216.

Klein, W., Denzer, S., Herrchen, M., Lepper, P., Müller, M., Sehr, R., Storm, A., Volmer, J. (1999) Revised Proposal for a List of Priority Substances in the Context of the Water Framework Directive (COMMPS Procedure). Declaration Ref. 98/788/3040/DEB/E1. Fraunhofer-Institute, Schmallenberg, Germany, June 1999.

Kljaković-Gašpić, Z., Ujević, I., Zvonarić T., Barić, A. (2007) Biomonitoring of trace metals (Cu, Cd, Cr, Hg, Pb, Zn) in Mali Ston Bay (eastern Adriatic) using the Mediterranean blue mussel (1998-2005). *Acta Adriat.*, 48, 73 – 88.

Labandeira, A., Eljarrat, E., Barcelo, D. (2007) Congener distribution of polybrominated diphenyl ethers in feral carp (*Cyprinus carpio*) from the Llobregat River, Spain. *Environmental Pollution*, 146, 188-195.

Lafabrie, C., Pergent, G., Kantin, R., Pergent-Martini, C., Gonzalez, J. L. (2007) Trace metals assessment in water, sediment, mussel and seagrass species – Validation of the use of *Posidonia oceanica* as a metal biomonitor. *Chemosphere*, 68, 2033-2039.

Law, R.J., Allchin, C.R., de Boer, J., Covaci, A., Herzke, D., Lepom, P., Morris, S., Tronczynski, J., de Wit, C.A. (2006) Levels and trends of brominated flame retardants in the European environment. *Chemosphere*, 64, 187-208.

Lo Turco, V., Di Bella, G., La Pera, L., Conte, F., Macri, B., mo Dugo, G. (2007) Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyl residues in reared and wild *Dicentrarchus labrax* from the Mediterranean Sea (Sicily, Italy). *Environmental Monitoring and Assessment*, 132, 411-417.

Marcomini, A., Pavoni, B., Sfriso, A., Orio, A. (1990). Persistent metabolites of alkylphenol polyethoxylates in the marine environment. *Mar. Chem.*, 29, 307-323.

Mariottini, M., Corsi, I., Della Torre, C., Caruso, T., Bianchini, A., Nesi, I., Focardi, S. (2008) Biomonitoring of polybrominated diphenyl ether (PBDE) pollution: A field study. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 148, 80-86.

Martinez-Llado, X., Gibert, O., Marti V., Diez, S., Romo, J., Bayona, J.M., de Pablo, J. (2007) Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and tributyltin (TBT) in Barcelona harbour sediments and their impact on benthic communities. *Environmental Pollution*, 149, 104-113.

Martin-Skilton, R., Lavado, R., Thibaut, R., Minier, C., Porte, C. (2006) Evidence of endocrine alteration in the red mullet, *Mullus barbatus* from the NW Mediterranean. *Environmental Pollution*, 141, 60-68.

Monaci, F., Borrell, A., Leonzio, C., Marsili, L., Calzada, N. (1998) Trace elements in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the western Mediterranean. *Environmental Pollution*, 99, 61-68.

Morcillo, Y., Borghi, V., Porte, C. (1996) Survey of Organotin Compounds in the Western Mediterranean using Molluscs and Fish as Sentinel Organisms. *Earth and Environmental Science*, 32, 198-203.

Mostafa, A.R., Barakat, A.O., Qian, Y., Wade, T.L. (2003) Composition, distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the western harbour of Alexandria, Egypt. *J. Soils Sediments*, 3, pp 173-179.

Munsch, C., Guiot, N., Héas-Moisan, K., Tixier, C., Tronczyński, J. (2008) Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) in marine mussels from French coasts: Levels, patterns and temporal trends from 1981 to 2005. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 657-668.

Naso, B., Perrone, D., Ferrante, M.C., Bilancione, M., Lucisano, A. (2005) Persistent organic pollutants in edible marine species from the Gulf of Naples, Southern Italy. *Science of the Total Environment*, 343, 83-95.

Notar, M., Leskovsek, H., Faganeli, J. (2001) Composition, distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 42, pp 36-44.

Ogrinc, N., Monperrus, M., Kotnik, J., Fajon, V., Vidimova, K., Amouroux, D., Kocman, D., Tessier, E., Žižek, S., Horvat, M. (2007) Distribution of mercury and methylmercury in deep-sea surficial sediments of the Mediterranean Sea. *Marine Chemistry*, 107, 31-48.

OSPAR (2002) Guidance on How to Apply the Safety Net Procedure for the Inclusion of Substances in the List of Substances of Possible Concern. OSPAR Commission, Ref. 2002-10.

OSPAR (2005) Cut-Off Values for the Selection Criteria of the OSPAR Dynamic Selection and Prioritisation Mechanism for Hazardous Substances. OSPAR Commission Ref. 2005-9.

OSPAR (2006) Dynamic Selection and Prioritisation Mechanism for Hazardous Substances (New DYNAMEC Manual). OSPAR Commission Ref. 256/2006.

OSPAR (2007) OSPAR List of Chemicals for Priority Action (Update 2007). OSPAR Commission Ref. 2004-12.

PAM/PNUE (1996) L'état du milieu marin et côtier dans la région méditerranéenne. Série des rapports techniques du PAM No 100. PNUE, Athènes.

PAM/PNUE (1999). Programme d'actions stratégiques visant à combattre la pollution due à des activités menées à terre (PAS MED). Athènes, 1999.

PAM/PNUE (2002). Lignes directrices pour l'élaboration du Bilan de base des émissions/rejets de polluants. PNUE, Athènes.

Parera, J., Santos, F.J., Galceran, M.T. (2004) Microwave-assisted extraction versus Soxhlet extraction for the analysis of short-chain chlorinated alkanes in sediments. *Journal of Chromatography A*, 1046, 19-26.

Pastor, D., Boix J., Fernández, V., Albaigés, J. (1996). Bioaccumulation of organochlorinated contaminants in three estuarine fish species (*Mullus barbatus*, *Mugil cephalus* and *Dicentrarchus labrax*). *Mar. Pollut. Bull.*, 32, 257-262.

Pettersson, A., van Bavel, B., Engwall, M., Jimenez, B. (2004) Polybrominated diphenylethers and methoxylated tetrabromodiphenylethers in cetaceans from the Mediterranean Sea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47, 542-550.

Porte, C., Escartin, E., Garcia, L.M., Solé, M., Albaigés, J. (2000). Xenobiotic metabolizing enzymes and antioxidant defences in deep-sea fish: relationship with contaminant body burden. *Mar. Ecol. Progr. Series*, 192, 259-266.

Roose, P., Brinkman, U. (2005) Monitoring organic microcontaminants in the marine environment: principles, programmes and progress. *Trends in Analytical Chemistry*, 24, pp 897-920.

Rotllant, G., Abad, E., Sardà, F., Ábalos, M., Company, J.B., Rivera, J. (2006) Dioxin compounds in the deep-sea rose shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) throughout the Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 53, 1895-1906.

Roussiez, V., Lupsig, W., Monaco, A., Probst, J.L, Bouloubassi, I., Buscail, R., Saragoni, G. (2006) Sources and sinks of sediment-bound contaminants in the Gulf of Lions (NW-Mediterranean Sea): A multi-tracer approach. *Continental Shelf Research*, 26, 1843-1857.

Said, T.O., El Moselhy, K.M., Rashad, A.A.M., Shreadah, M.A. (2008) Organochlorine contaminants in water, sediment and fish of Lake Burullus, Egyptian Mediterranean Sea. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 81, 136-146.

Said, T.O., Farag, R.S., Younis, A.M., Shreadah, M.A. (2006) Organotin species in fish and bivalves samples collected from the Egyptian Mediterranean coast of Alexandria, Egypt. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 77, 451-458.

Schure, A.F.H., Larsson, P., Agrell, C., Boon, J.P., (2004) Atmospheric transport of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls to the Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 1282-1287.

Sklivagou, E., Varnavas, S.P., Hatzianestis, J. (2001) Aliphatic and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in surface sediments from Elefsis Bay, Greece (Eastern Mediterranean). *Toxicological and Environmental Chemistry*, 79, pp 195-210.

Storelli, M. M., Casalino, E., Barone, G., Marcotrigiano, G.O. (2008) Persistent organic pollutants (PCBs and DDTs) in small size specimens of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the Mediterranean Sea (Ionian Sea). *Environment International*, 34, 509-513.

Storelli, M.M., Barone, G., Santarnaria, N., Marcotrigiano, G.O. (2006) Residue levels of DDTs and toxic evaluation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in *Scylliorhinus canicula* liver from the Mediterranean Sea (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 52, 696-700.

Storelli, M.M., D'Addabbo, R., Marcotrigiano, G.O. (2004) Temporal trend of persistent organic pollutants in codfish-liver from the Adriatic Sea, Mediterranean Sea, 1993-2003. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 73, 331-338.

Storelli, M.M., Giacomini-Stuffler, R., Storelli, A., Marcotrigiano G.O. (2005) Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea: A comparative study. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 1004-1007.

Sunlu, U. (2006) Trace metal levels in mussels (*Mytilus galloprovincialis* L. 1758) from Turkish Aegean Sea coast. *Environmental Monitoring and Assessment*, 114, 273-286.

Tolun, L., Okay, O.S., Gainesb, A.F., Tolayc, M., Tüfekçi, H., Kiratli, N. (2001) The pollution status and the toxicity of surface sediments in Izmit Bay (Marmara Sea), Turkey. *Environment International*, 26, pp 163-168.

Trabelsi, S., Driss, M.R. (2005) Polycyclic aromatic hydrocarbons in superficial coastal sediments from Bizerte Lagoon, Tunisia. *Mar.Pollut.Bull.* 50, pp 344-359.

UNEP/GEF (2002) Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances. Mediterranean Region. UNEP Chemicals, Geneva, 158 pp.

UNEP/MAP (Voir PAM/PNUE pour la documentation en français)

Unlu, S., Alpar, B. (2006) Distribution and sources of hydrocarbons in surface sediments of Gemlik Bay (Marmara Sea, Turkey). *Chemosphere*, 64, pp 764-777.

Vesely, J., Almquist-Jacobson, H., Miller, L. M., Norton, S. A., Appleby, P., Dixit, A. S., Smol, J. P. (1993) The history and impact of air pollution at Čertovo Lake, south-western Czech Republic. *Journal of Paleolimnology*, 8, 211-231.

Villeneuve, J.P., Carvalho, F.P., Fowler, S.W., Cattini, C. (1999) Levels and trends of PCBs, chlorinated pesticides and petroleum hydrocarbons in mussels from the NW Mediterranean coast: comparison of concentrations in 1973/1974 and 1988/1989. *Science of the Total Environment*, 238, 57-65.

Zaghden, H., Kallel, M., Elleuch, B., Oudot, J., Saliot, A. (2007) Sources and distribution of aliphatic and polyaromatic hydrocarbons in sediments of Sfax, Tunisia, Mediterranean Sea. *Marine Chemistry*, 105, 70-89.

## Annexe A. Listes de substances potentiellement préoccupantes pour le milieu marin

Catégories / Sous-catégories / Substances	CAS No	OSPAR	HELCOM
<b>Métaux et composés apparentés</b>			
<b>Métaux</b>			
Arsenic	7440382		X
Cadmium	7440439		X
Chrome	7440473		X
Cuivre	7440508		X
Plomb	7439921		X
Mercure	7439976		X
Nickel	7440020		X
Sélénium	7782492		X
Zinc	7440666		X
<b>Composés métalliques</b>			
Chlorure de cadmium	10108-64-2	X	
<b>Composés organométalliques</b>			
Composés de nickel			
Nickel tétracarbonyle	13463393		X
Diphénylchloroarsine	712481		X
Éthylidichloroarsine	598141		X
Fluorotris-p-chlorophénylstannane	427-45-2	X	
<b>Composés organoplombiques</b>			
Tétraméthylplomb (TML)	75-74-1	X	
Tétraéthylplomb(TEL)	78-00-2	X	X
<b>Composés organostanniques (composés trialkylstanniques)</b>			
Composés tributylstanniques			
Dibutyl-bis-(oxylauroyle) étain	77587		X
Oxyde de dibutylétain	818086		X
Tétrabutylétain	1461252		X
Composés triphénylstanniques	n.a.		X
<b>Hydrocarbures (HC)</b>			
<b>HC aliphatiques</b>			
<u>Alcanes et cycloalcanes</u>			
Tétrachlorure de carbone	56235		X
Pentane	109660		X
Octane	111659		X
Cyclohexane	110827		X
Méthylcyclohexane	108872		X
Cyclododécane	294-62-2	X	
<u>Alcènes et cycloalcènes</u>			
1-propène tétramère	6842-15-5	X	
1,5,9-cyclododécatène	4904-61-4	X	
Cyclohexène, 1-méthyl-4-(1-méthyléthényl)-, (R)-	5989-27-5	X	
Bicyclo[3.1.1]hept-2-ène, 2,6,6-triméthyl-	80-56-8	X	
Bicyclo[2.2.1]heptane, 2,2-diméthyl-3-méthylène-	79-92-5	X	
<b>HC aromatiques</b>			
<u>Benzènes</u>			

Benzène	71432		X
Ethylbenzène	100414		X
Isopropylbenzène	98828		X
Benzène, 1,1'-méthylènebis-	101-81-5	X	X
Benzène, 1,3,5-tris(1,1-diméthyléthyl)-	1460-02-2	X	
Benzène, bis(1-méthyléthyl)-	25321-09-9	X	
<u>Biphényle</u>	92-52-4		X
<u>Terphényle</u>	26140-60-3	X	
<u>Toluènes et xylènes</u>			
1,2-xylène (o-xylène)	95476		X
1,3-xylène (m-xylène)	108383		X
1,4-xylène (p-xylène)	106423		X
4-tert-butyltoluène	98511		X
Ethyltoluène (isomères mixtes)	25550145		X
Toluène	108883		X
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques</b>			
<b>HAP</b>	50328		X
Pyrène	129-00-0	X	
Benzo(a)pyrène	50-32-8	X	
Benzo[e]pyrène	192-97-2	X	
Pyrène, 1-nitro-	5522-43-0	X	
Pyrène, 1,3,6,8-tétrabromo-	128-63-2	X	
Fluoranthène	206-44-0		X
Benzo(k)fluoranthène	207-08-9	X	
Anthracène	120-12-7	X	X
Dibenz[a,h]anthracène	53-70-3	X	
benz[a]anthracène	56-55-3	X	
Benz[a]anthracène, 7,12-diméthyl-	57-97-6	X	
7H-benz[de]anthracène-7-one	82-05-3	X	
7H-benz[de]anthracen-7-one, 3,9-dibromo-	81-98-1	X	
Dibenz[a,j]anthracène	224-41-9	X	
Phénantrène	85018		X
Benzo[c]phénanthrène	195-19-7	X	
Perylène	198-55-0	X	
Benzo(g,h,i)perylène	191-24-2	X	
Naphthacène	92-24-0	X	
Coronène	191-07-1	X	
Acénaphthène	83329		X
Acénaphthylène, 1,2-dihydro-	83-32-9	X	
Naphthalène	91203		X
Chloronaphthalène (tous isomères)	25586430	X	X
Pentachloronaphthalène	1321-64-8	X	X
Trichloronaphthalène	1321-65-9	X	X
Hexachloronaphthalène	1335871	X	X
Tétrachloronaphthalène	1335-88-2	X	X
Octachloronaphthalène	2231-13-1	X	X
Heptachloronaphthalène	32241-08-0	X	X
Naphthalène, chlorodérivés.	70776-03-3	X	
Naphthalène, bis(1-méthyléthyl)-	38640-62-9	X	

Perylo[3,4-cd:9,10-c'd']dipyran-1,3,8,10-tétrone	128-69-8	X	
Benzo[ <i>rst</i> ]pentaphène	189-55-9	X	
Dibenzothiophène	132-65-0	X	
Benz[ <i>j</i> ]aceanthrylène, 1,2-dihydro-3-méthyl-	56-49-5	X	
Triphénylène	217-59-4	X	
Benzo[ <i>b</i> ]triphénylène	215-58-7	X	
Chrysène	218-01-9	X	
Chrysène, 6-méthyl-	1705-85-7	X	
Chrysène, 1-méthyl-	3351-28-8	X	
[1,1'-bianthracène]-9,9',10,10'-tétrone, 4,4'-diamino-	4051-63-2	X	
Dibenzo[ <i>b,def</i> ]chrysène	189-64-0	X	
Dibenzo[ <i>def,mno</i> ]chrysène	191-26-4	X	
Dibenzo[ <i>def,p</i> ]chrysène	191-30-0	X	
Naphtho[1,2,3,4- <i>def</i> ]chrysène	192-65-4	X	
1,2,3,4,7,7-hexachloronorbornadiène	3389717		X
2-Chloroantraquinone	131099		X
<b>Produits</b>			
Huile minérale	8012951		X
Huile d'anthracène	90640-80-5	X	
Huile d'anthracène, pâte anthracénique	90640-81-6	X	
Huile d'anthracène, faible teneur en anthracène	90640-82-7	X	
Distillats, goudrons de houille, huiles lourdes	90640-86-1	X	
Huile d'anthracène, pâte anthracénique, fraction anthracénique	91995-15-2	X	
Huile d'anthracène, pâte anthracénique, distillats légers	91995-17-4	X	
Distillats (goudrons de houille), huiles lourdes, fraction pyrène	91995-42-5	X	
Distillats (goudron de houille), brai, fraction pyrène	91995-52-7	X	
Résidus (goudrons de houille), distillats de brai	92061-94-4	X	
distillats (pétrole), huile par pyrolyse alcène-alcyne, teneur en noyaux aromatiques condensés	101316-50-1	X	
<b>Musc synthétique</b>			
1H-indène, 2,3-dihydro-1,1,3,3,5-pentaméthyl-4,6-dinitro-	116-66-5	X	
Benzène, 1-(1,1-diméthyléthyl)-3,5-diméthyl-2,4,6-trinitro-	81-15-2	X	X
Benzène, 1-(1,1-diméthyléthyl)-2-methoxy-4-méthyl-3,5-dinitro-	83-66-9	X	
<b>Phénols</b>			
Butylphénol	98544	X	X
<u>Nonylphénol</u>	25154-52-3	X	
Nonylphénol, 4-	104405	X	X
Nonylphénoléthoxylate	9016459	X	X
Nonylphénoléthoxylate acide carboxylique			X
Octylphénol	140669	X	X
Octylphénoléthoxylate	9036195		X
Butylhydroxyanisol	25013165	X	X
Phénol, 2,4-bis(1,1-diméthylpropyl)-	120-95-6	X	

Phénol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-(1,1,3,3-tétraméthylbutyl)-	3147-75-9	X	
Phénol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-diméthyléthyl)-	3846-71-7	X	
4,4'-méthyléthylidenebisphénol	80-05-7	X	
Isooctyl-phénol	11081-15-5	X	
Phénol, 4-(1,1-diméthyléthyl)-, hydrogène phosphate	21150-89-0	X	
Phénol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-diméthylpropyl)-	25973-55-1	X	
Benzaldéhyde, 2-hydroxy-5-nonyl-, oxime	50849-47-3	X	
4-nonyl-phénol, ramifié	84852-15-3	X	
Nonyl-phénol, fabric. de sous-produits à point d'ébullition élevé	90481-05-3	X	
1,1,3,3-tétraméthyl-4-butylphénol	140669		X
2-méthoxy-4-propenylphénol	97541		X
2-Méthylphénol	95487		X
4,4'-Méthyléthylidènebisphénol	80057		X
Dinitro-2-méthylphénol	1335859		X
Phénol, 2,6-bis(1-méthylpropyl)-	5510-99-6	X	
Dodécylphénol (isomères mixtes)	27193868		X
<b>Composés organohalogénés</b>			
<b>HC aliphatiques halogénés</b>			
<b>Paraffines chlorées PC (C10-C30)</b>			
Paraffines chlorées à chaîne courte C10-C13	85535-84-8	X	
Paraffines chlorées à chaîne moyenne C14-C17	85535-85-9	X	
Cires de paraffine et cires d'hydrocarbures, chlorées	63449-39-8	X	
Dichlorométhane	75092		X
Trichlorométhane	67663		X
1,1-Dichloroéthane	75343		X
1,2-Dichloroéthane	107062		X
1,1,1-Trichloroéthane	71556		X
1,1,2-Trichloroéthane	79005		X
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	79345		X
Pentachloroéthane	76017		X
Hexachloroéthane	67721	X	X
1,2-Dichloropropane	78875		X
1-Chlorohexane	544105		X
1,6-Dichlorohexane	2163000		X
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane	76131		X
hexane, tétradécafluoro-	355-42-0	X	
hexane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6-tridécafluoro-6-iodo-	355-43-1	X	
heptane, hexadécafluoro-	335-57-9	X	
1-butanesulfonylfluorure, 1,1,2,2,3,3,4,4,4-nonafluoro-	375-72-4	X	
1-hexanesulfonylfluorure, 1,1,2,2,3,3,4,4,4,5,5,6,6,6-tridécafluoro-	423-50-7	X	
Tétrabromométhane	558134		X
hexabromododécane	26447-49-4	X	

<b>Alcènes halogénés (Oléfines)</b>			
Chloroéthène	75014		X
3-Chloropropène	107051		X
Polychloroéthène			
1,1-Dichloroéthène	75354		X
1,2-Dichloroéthène	540590		X
Trichloroéthylène	79016		X
Tétrachloroéthylène	127184		X
1,3-Dichloropropène	542756		X
2,3-Dichloropropène	78886		X
2-Chloro-1,3-butadiène	126998		X
Heptachloronorbornène	28680-45-7	X	
bicyclo(2.2.1)heptan-2-one, 1,7,7-triméthyl-3-[(4-méthylphényl)méthylène]-	36861-47-9	X	
bicyclo[2.2.1]hepta-2,5-diène, 1,2,3,4,7,7-hexachloro-	3389-71-7	X	
Solvants halogénés			X
<b>HC aromatiques halogénés</b>			
<b>Chlorobenzènes</b>			
Monochlorobenzène	108907		X
<b>Dichlorobenzène</b>			
1,4-Dichlorobenzène	106467		X
1,2-Dichlorobenzène	95501		X
1,3-Dichlorobenzène	541731		X
<b>Trichlorobenzène</b>			
1,2,3-trichlorobenzène	12002481	X	X
1,2,4-trichlorobenzène	87-61-6	X	X
1,2,4-trichlorobenzène	120-82-1	X	X
1,3,5-trichlorobenzène	108-70-3	X	X
<b>Tétrachlorobenzènes</b>			
1,2,4,5- Tétrachlorobenzène	95943	X	X
benzène, 1,2,3,4-tétrachloro-	634-66-2	X	
benzène, 1,2,3,5-tétrachloro-	634-90-2	X	
benzène, pentachloro-	608935	X	X
benzène, 1,1'-méthylènebis[4-chloro-	101-76-8	X	
benzène, 1,4-dichloro-2,5-bis(dichlorométhyl)-	41999-84-2	X	
benzene, 1-chloro-2-(chlorodiphenylmethyl)-	42074-68-0	X	
hexabromo-benzène	87-82-1	X	
pentabromoéthylbenzène	85-22-3	X	
benzène, 1,2,4,5-tétrachloro-3-méthoxy-	6936-40-9	X	
benzène, 1,3,5-tribromo-2-(2-propényloxy)-	327889-5	X	
dibenzo[def,mno]chrysène-6,12-dione, 4,10-dibromo-	4378-61-4	X	
benzène, 1,1'-(1-méthylethylidène)bis[3,5-dibromo-4-(2,3-dibromopropoxy)-	21850-44-2	X	
<b>Toluènes et xylènes</b>			
2-Chlorotoluène	95498		X
3-Chlorotoluène	108418		X
4-Chlorotoluène	106434		X
alpha,alpha-Dichlorotoluène (benzylidènechlorure)	98873		X
alpha-Chlorotoluène (benzylchlorure)	100447		X
pentabromométhyl-benzène	87-83-2	X	
benzène, pentabromo(bromométhyl)-	38521-51-6	X	

pentachloroanisole	1825-21-4	X	
Dicroden	1949071	X	
<b>Polybromodiphényléthers (PBDE)</b>			
Pentabromodiphényléther	32534-81-9	X	
benzène, 1,1'-oxybis[2,3,4,5,6-pentabromo-	32534-81-9	X	
benzène, 1,1'-oxybis-, octabromo dérivés.	32536-52-0	X	
<b>Polybromobiphényles (PBB)</b>			
1,1'-biphényle, hexabromo-	36355-01-8	X	X
octabromobiphényle	27858-07-7	X	X
Nonabromobiphényle	27753-52-2	X	X
1,1'-biphényle, 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-décabromo-	13654-09-6	X	X
1,1'-biphényle, 4-bromo-2-fluoro-	41604-19-7	X	X
<b>Polychlorobiphényles (PCB)</b>			
1,1'-biphényle chloré	1336-36-3	X	X
1,1'-biphényle, 2,4,4'-trichloro-	7012-37-5	X	X
1,1'-biphényle, 2,2',4,4'-tétrachloro-	2437-79-8	X	X
1,1'-biphényle, 2,2',4,4',6,6'-hexachloro-	33979-03-2	X	X
1,1'-biphényle, nonachloro-	53742-07-7	X	X
1,1'-biphényle, 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-décachloro-	2051-24-3	X	X
<b>Hydroxymétabolites des PCB</b>			
Polychloroterphényles	61788-33-8	X	X
<b>Polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD)</b>			
2, 3, 7, 8- tétrachlorodibenzo-p-dioxine (2,3,7,8 TCDD)			X
17 isomères avec chlore substitué aux positions 2,3,7,8			X
dibenzo(b,e)(1,4)dioxine, 2,3,7,8-tétrachloro-	1746-01-6	X	X
<b>Polychlorodibenzofurannes (PCDF)</b>			
4,7-méthanoisobenzofuranne-1,3-dione, 4,5,6,7,8,8-hexachloro-3a,4,7,7a-tetrahydro-	115-27-5	X	X
1,3-isobenzofurandione, 4,5,6,7-tétrabromo-	632-79-1	X	X
benziodarone	68-90-6	X	
<b>Composés phénoliques chlorés</b>			
<b>Chlorophénols</b>			
2,3-Dichlorophénol	576249		X
2,4-Dichlorophénol	120832		X
2-Amino-4-chlorophénol	95852		X
2-Benzyl-4-chlorophénol	120321		X
2-Chlorophénol	95578		X
3-Chlorophénol	108430		X
4-Chloro-3-méthylphénol	59507		X
4-Chlorophénol	106489		X
Trichlorophénol (tous les isomères)	95954	X	X
2,4,5-trichlorophénol	95-95-4	X	X
pentachloro-benzènethiol	133-49-3	X	
éthanol, 1,1-bis(4-chlorophényl)-, mixte	8072-20-6	X	

phénol, 2,2'-méthylènebis[3,4,6-trichloro-	70-30-4	X	
phénol, 2,2'-méthylènebis[4,6-dichloro-	1940-43-8	X	
phénol, 2,4-dichloro-5-nitro-, carbonate (2:1) (ester)	39489-75-3	X	
phénol, 4,4'-(1-méthyléthylidène)bis[2,6-dichloro-	79-95-8	X	
<b>Bromophénols</b>			
phénol, 4,4'-(1-méthyléthylidène)bis[2,6-dibromo-	79-94-7	X	
Pentabromo-phénol	608-71-9	X	
<b>Pesticides/biocides organohalogénés</b>			
benzène, 1,1'-(2,2,2-trichloroéthylidène)bis[4-chloro-	50293	X	X
1,4:5,8-diméthanonaphthalène, 1,2,3,4,10,10-hexachloro-1,4,4a,5,8,8a-hexahydro-, (1.alpha.,4.alpha.,4a.bêta.,5.alpha.,8.alpha.,8a.bêta.)-	309002	X	X
2,7:3,6-diméthanonaphth[2,3-b]oxirène, 3,4,5,6,9,9-hexachloro-1a,2,2a,3,6,6a,7,7a-octahydro-, (1a.alpha.,2.beta.,2a.alpha.,3.bêta.,6.bêta.,6a.alpha.,7.bêta.,7a.alpha.)-	60571	X	X
2,7:3,6-diméthanonaphth[2,3-b]oxirène, 3,4,5,6,9,9-hexachloro-1a,2,2a,3,6,6a,7,7a-octahydro-, (1a.alpha.,2.bêta.,2a.bêta.,3.alpha.,6.alpha.,6a.bêta.,7.bêta.,7a.alpha.)-	72208	X	X
4,7-méthano-1H-indène, 1,2,4,5,6,7,8,8-octachloro-2,3,3a,4,7,7a-hexahydro-	57749	X	X
Hexachlorobenzène (HCB)	118741	X	X
Isodrine	465736	X	X
Chlordécone = Képone	143500	X	X
Hexachlorocyclohexane (HCH)	608731	X	X
Pentachlorophénol (PCP)	87865	X	X
cyclohexane, 1,2,3,4,5,6-hexachloro-, (1.alpha.,2.alpha.,3.bêta.,4.alpha.,5.alpha.,6.bêta.)-	58899	X	X
bêta-HCH	319857	X	X
Chlorophénoxyacides (2,4 D / 2,4,5 T)	93765	X	X
Trifluraline	1582098	X	X
Triazines (par ex., atrazine)	n.a.		X
Atrazine	1912249	X	X
1,3,5-triazine-2,4,6(1H,3H,5H)-trione, 1,3,5-tris(2,3-dibromopropyl)-	52434-90-9	X	
Méthoxychlore	72435	X	
4,7-méthano-1H-indène, 1,4,5,6,7,8,8-heptachloro-3a,4,7,7a-tétrahydro-	76448	X	X
Benzène, pentachloronitro-	82688	X	X
Endosulfan	115297	X	X
Dicofol	115322	X	X
Toxaphène	8001352	X	X
4,7-méthanoisobenzofuranne, 1,3,4,5,6,7,8,8-octachloro-1,3,3a,4,7,7a-hexahydro-	297789	X	X
1,3,4-métheno-1H-cyclobuta[cd]pentalène, 1,1a,2,2,3,3a,4,5,5a,5b,6-Dodécachlorooctahydro-	2385855	X	
2,4-oxazolidinedione, 3-(3,5-dichlorophényl)-5-éthényl-5-méthyl-	50471-44-8	X	
Benzène, 2,4-dichloro-1-(4-nitrophénoxy)-	1836755	X	X
Bromocyclène	1715408	X	
Hexachlorobutadiène	87683	X	X
Stannane, tributyl-, mono(naphthényloxy) dérivés	85409-17-2	X	

Benzène, 1-chloro-2-[2,2-dichloro-1-(4-chlorophényl)éthyl]-	53-19-0	X	
Distannoxane, hexabutyl-	56-35-9	X	
Benzène, 1,1'-(2,2-dichloroéthylidène)bis[4-chloro-	52-54-8	X	
Benzène, 1,1'-(dichloroéthénylidène)bis[4-chloro-	72-55-9	X	
Stannane, hydroxytriphényl-	76-87-9	X	
Benzèneméthanol, 4-chloro-.alpha.-(4-chlorophényl)-.alpha.-méthyl-	80-06-8	X	
Phénol, 2,2'-thiobis[4,6-dichloro-	97-18-7	X	
Urée, N-(4-chlorophényl)-N'-(3,4-dichlorophényl)-	101-20-2	X	
benzène, 1,2,4-trichloro-5-[(4-chlorophényl)sulfonyl]-	116-29-0	X	
Acide phosphorothioïque, éthyl-, O-éthyl O-(2,4,5-trichlorophényl) ester	327-98-0	X	
Benzène, 1,1'-(2,2,2-trichloroéthylidène)bis[4-fluoro-	475-26-3	X	
Phénol, 2,4-bis(1,1-diméthyléthyl)-5-méthyl-	497-39-2	X	
Acide benzèneacétique, 4-chloro-.alpha.-(4-chlorophényl)-.alpha.-hydroxy-, éthyl ester	510-15-6	X	
Stannylum, triphényl-	668-34-8	X	
2,4,6-tri-tert-butylphénol	732-26-3	X	
Benzène, 1-chloro-2-[2,2,2-trichloro-1-(4-chlorophényl)éthyl]-	789-025-6	X	
2,5-méthano-2H-indeno[1,2-b]oxirène, 2,3,4,5,6,7,7-heptachloro-1a,1b,5,5a,6,6a-hexahydro-, (1a.alpha.,1b.bêta.,2.alpha.,5.alpha.,5a.bêta.,6.bêta.,6a.alpha.)-	1024-57-3	X	
phénol, 3,5-bis(1,1-diméthyléthyl)-	1138-52-9	X	
Benzène, 1,3,5-trichloro-2-(4-nitrophénoxy)-	1836-77-7	X	
Benzénamine, N-butyl-N-éthyl-2,6-dinitro-4-(trifluorométhyl)-	1861-40-1	X	
Pimozide	2062-78-4	X	
éthyl O-(p-nitrophényl) phényl phosphonothionate	2104-64-5	X	
Acide phosphorothioïque, O-(4-bromo-2,5-dichlorophényl) O,O-diméthyl ester	2104-96-3	X	
Acide phosphorothioïque, O-(4-bromo-2,5-dichlorophényl) O,O-diéthyl ester	4824-78-6	X	
Tétrasil	2227-13-6	X	
Acide carbamothioïque, bis(1-méthyléthyl)-, S-(2,3,3-trichloro-2-propenyl) ester	2303-17-5	X	
[1,1'-biphényl]-4-ol, 3,5-bis(1,1-diméthyléthyl)-	2668-47-5	X	
Acide phosphorothioïque, O,O-diéthyl O-(3,5,6-trichloro-2-pyridyl) ester	2921-88-2	X	
Benzène, 1-chloro-2-[2,2-dichloro-1-(4-chlorophényl)éthényl]-	3424-82-6	X	
4,7-méthano-1H-indène, 4,5,6,7,8,8-hexachloro-3a,4,7,7a-tétrahydro-	3734-48-3	X	
DDT	3972-13-2	X	
Acide phosphorothioïque, O-(2,5-dichloro-4-iodophényl) O,O-diméthyl ester	18181-70-9	X	
Strobane	8001-50-1	X	
stannane, tricyclohexylhydroxy-	13121-70-5	X	
distannoxane, hexakis(2-méthyl-2-phénylpropyl)-	13356-08-6	X	
3,5-dioxa-6-aza-4-phosphaoct-6-ene-8-nitrile, 4-éthoxy-7-phényl-, 4-sulfure	14816-18-3	X	
phénol, 2,6-bis(1,1-diméthyléthyl)-4-(1-méthylpropyl)-	17540-75-	X	

	9		
Acide phosphonothioïque, phényl-, O-(4-bromo-2,5-dichlorophényl) O-méthylester	21609-90-5	X	
Acide phosphorodithioïque, O,O-diisooctylester	26999-29-1	X	
Acide propanoïque, 2-(2,4,5-trichlorophénoxy)-, 2-butoxyéthylester	19398-13-1	X	
1H-Imidazole, 1-[2-(2,4-dichlorophényl)-2-[(2,4-dichlorophényl)méthoxy]éthyl]-	22916-47-8	X	
Benzenamine, N-(cyclopropylméthyl)-2,6-dinitro-N-propyl-4-(trifluorométhyl)-	26399-36-0	X	
4-pipéridinol, 1-[4,4-bis(4-fluorophényl	26864-56-2	X	
Aide phosphorothioïque, O,O,O-tris(4-nitrophényl)ester	64131-85-7	X	
Acide benzoïque, 2-[(2,6-dichloro-3-méthylp	29098-15-5	X	
2,4,6-bromophényl 1-2(2,3-dibromo-2-méthylpropyl)	36065-30-2	X	
Benzenamine, N-[3-phényl-4,5-bis[(trifluorométhyl)imino]-2-thiazolidinylidène]-	37893-02-0	X	
Acide benzoïque, 5-(2,4-dichlorophénoxy)-2-nitro-, méthylester	42576-02-3	X	
2,2,5-endo,6-exo,8,9,10-heptachloronorbornane	51775-36-1	X	
Sibelium	52468-60-7	X	
Benzènepropanamine, N-méthyl-.gamma.-[4-(trifluorométhyl)phénoxy]-, hydrochlorure	56296-78-7	X	
Oxirane, 2-(3,5-dichlorophényl)-2-(2,2,2-trichloroéthyl)-	58138-08-2	X	
Benzène, 1-[2-(2-chloroéthoxy)éthoxy]-4-(1,1,3,3-tétraméthylbutyl)-	65925-28-2	X	
Hydraméthylnon	67485-29-4	X	
Acide cyclopropanecarboxylique, 3-(2-chloro-3,3,3-trifluoro-1-propenyl)-2,2-diméthyl-, cyano(3-phénoxyphényl)méthylester	68085-85-8	X	
furo[3,4-b]pyridin-7(5H)-one, 5-[4-(diéthylamino)-2-éthoxyphényl]-5-(1-éthyl-2-méthyl-1H-indol-3-yl)-	69898-41-5	X	
Flucythrinate	70124-77-5	X	
Morpholine, 2,6-diméthyl-4-(C10-13)-alkyl-	81412-43-3	X	
Acide propanoïque, 2-[4-[[3-chloro-5-(trifluorométhyl)-2-pyridinyl]oxy]phénoxy]-, 2-éthoxyéthylester	87237-48-7	X	
propaquizafop	111479-05-1	X	
Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D)	94757		X
Acide 2,4-Dichlorophénoxypropanoïque (dichlorprop)	120365		X
2,6-Dichlorobenzonitrile	1194656		X
1,2-Dibromoéthane	106934		X
Acide 2-méthyl-4-chlorophénoxyacétique (MCPA)	94746		X
2-Méthyl-4-chlorophénoxypropanoïque (MCPA)	93652		X
Acrylonitrile	107131		X

Aldicarb	116063		X
Amitrol	61825		X
Aramite	140578		X
AzinphoSEthyl	2642719		X
Azinphos-methyl	86500		X
Bentazone	25057890		X
Carbazole	86748		X
Carbofuran	1563662		X
Chlordimeform	6164983		X
Chlorpicrine	76062		X
Cumafos	56724		X
Cyanazine	21725462		X
Déméton	57749		X
Sel dibutylstannique)	n.a.		X
Dichlorvos	62737		X
Dihydrazinesulphate	13464807		X
Dimethoate	60515		X
Dinoseb	88857		X
Disulfoton	298044		X
Dithiocarbamates	148185		X
Diuoron	330541		X
Drines	n.a.		X
Fenitrothion	122145		X
Fenthion	55389		X
Acide fluoroacétique et derives	7664393		X
Foxim	14816183		X
Hexazinone	51235042		X
Isoproturon	34123596		X
Kelevan	4234791		X
Linuron	330552		X
Malathion	121755		X
Métabenzthiazuron	1929880		X
Métazachlore	67129082		X
Méthalachlore	51218452		X
Méthamidophos	10265926		X
Metoxuron	19937596		X
Mevinphos	7786347		X
Monolinuron	1746812		X
Morfamquat	4636833		X
Omethoate	1113026		X
Oxydéméton-méthyl	301122		X
Paraquat	2074502		X
Parathion	56382		X
Parathion-methyl	298000		X
Pesticides (agriculture, horticulture et sylviculture)	n.a.		X
Propachlore	1918167		X
Propanil	709988		X
Pyrazone (chloridazon)	1698608		X
Pyréthroïdes de synthèse	n.a.		X
Simazine	122349		X
Thiabendazole	148798		X
Triazophos	24017478		X
Trichlorfon	52686		X
<b>Autres composés organiques et inorganiques</b>			

<b>Composés azotés organiques</b>			
<u>Nitrobenzènes</u>			
Nitrobenzène	98953		X
1,3-Dinitrobenzène	99650		X
4-Nitro-1-isopropylbenzène	1817476		X
<u>Nitrobenzènes halogénés</u>			
2-Chloronitrobenzène	89214		X
3-Chloronitrobenzène	88733		X
4-Chloronitrobenzène	121733		X
Chlorodinitrobenzène (isomères mixtes)	25567673		X
1-Chloro-2,4-dinitrobenzène	97007		X
Dichloronitrobenzène (tous les isomères)	27900750		X
1-Fluoro-4-isocyanatobenzène	1544689		X
<u>Toluènes</u>			
alpha,alpha,alpha-Trifluoro-2- nitrotoluène	384225		X
alpha,alpha,alpha-Trifluoro-3- nitrotoluène	98464		X
alpha,alpha,alpha-Trifluoro-3-nitro-4-chlorotoluène	402540		X
alpha,alpha,alpha-Trifluoro-4- nitrotoluène	402540		X
Chloroaminotoluène (chlorotoluidine, tous les isomères)			X
Chloronitrotoluène (tous les isomères)	25567684		X
2,3-Dinitrotoluène	602017		X
Benzène, 1-méthyl-2,4-dinitro-	121142	X	X
<u>Anilines</u>			
4-Aniline	106478		X
<u>Chloroanilines</u>			
2,4-Dichlorophénoxy-4-aniline	14861177		X
2-Chloroaniline	95512		X
Dichloroaniline (tous les isomères)	27134276		X
3,4-Dichloroaniline	95761	X	X
3-Chloroaniline	108429		X
4-Chloro-2-nitroaniline	121879		X
benzenamine, 2,3,4,5,6-pentachloro-	527-20-8	X	
<u>Dichlorodiaminodiphényle</u>			
[1,1'-biphényl]-4,4'-diamine, 3,3'-dichloro-	91-94-1	X	X
<u>pyrimido[5,4-d]pyrimidine, 2,6-dichloro-4,8-di-1-piperidinyl-</u>			
benzamide, 2,3,5-trichloro-N-(3,5-dichlo	2277-92-1	X	
9,10-anthracènedione, 1-amino-2-bromo-4-[(4-méthylphényl)amino]-	128-83-6	X	
1,4-pentanediamine, N4-(6-chloro-2-méthoxy-9-aziridinyl)-N1,N1-diéthyl-, dihydrochlorure	69-05-6	X	
méthane, nitro-	75-52-5	X	
1,4-benzénediamine, N,N'-di-2-naphthalényl-	93-46-9	X	
benzénamine, 4,4'-(phénylméthylène)bis[N,N-diméthyl-	129-73-7	X	
benzénamine, 4,4'-méthylènebis[N,N-diéthyl-	135-91-1	X	
1,4-benzénediamine, N,N'-bis(1-éthyl-3-méthylpentyl)-	139-60-6	X	
2-naphthalénamine, N,N-bis(2-chloroéthyl)-	494-03-1	X	
4-(diméthylbutylamino)diphénylamine	793-24-8	X	
1-pyrènamine	1606-67-3	X	
1-octanesulfonamide, N-éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadécafluoro-N-(2-hydroxyéthyl)-	1691-99-2	X	

1,4-benzénediamine, N-(1,4-diméthylpentyl)-N'-phényl-	04/01/3081	X	
benzénamine, 4,4'-méthylènebis[N-(1-méthylpropyl)-	5285-60-9	X	
benzénamine, 4,4'-méthylènebis[2,6-diéthyl-	13680-35-8	X	
9,10-anthracènedione, 4,8-diamino-2-(4-éthoxyphényl)-1,5-dihydroxy-	15114-15-5	X	
méthanone, (2-butyl-3-benzofuranyl)[4-[2-(diéthylamino)éthoxy]-3,5-diiodophényl]-, hydrochlorure	19774-82-4	X	
1,3,5-triazine-2,4,6(1H,3H,5H)-trione, 1,3,5-tris(3-isocyanatométhylphényl)-	26603-40-7	X	
benzenamine, 4-(2,6-diphényl-4-pyridinyl)-N,N-diméthyl-	29312-59-2	X	
[1,1'-biphényl]-4,4'-diamine, N,N'-bis(2,4-dinitrophényl)-3,3'-diméthoxy-	29398-96-7	X	
2-anthracénecarboxamide, 1-amino-N-(3-bromo-9,10-dihydro-9,10-dioxo-2-anthracényl)-9,10-dihydro-9,10-dioxo-	52740-90-6	X	
3,3'-(ureylènediméthylène)bis(3,5,5-triméthylcyclohexyl)diisocyanate	56525-54-7	X	
1,4-benzénediamine, N,N,N'-tris(1-méthylpropyl)-	64381-97-1	X	
méthylum, tris[4-(diméthylamino)phényl]-, sel avec 3-[[4-(phenylamino)phényl]azo]acide benzènesulfonique (1:1)	65294-17-9	X	
Acide benzènesulfonique, 2-amino-, (1-méthyléthylidène)di-4,1-phénylèneester	68015-60-1	X	
2-butanone, O-[[[1,3,3-triméthyl-5-[[[(1-méthylpropylidène)amino]oxy]carbonyl]amino]cyclohexyl]méthyl]amino]carbonyl]oxime	68083-48-7	X	
astemizole	68844-77-9	X	
1,2-Ethanediamine	33855479		X
2,4,6-Trichloro-1,3,5-triazine (chlorure cyanurique)	108770		X
4,4'-diaminodiphénylène (benzidine)	92875		X
5-Isoxazolamine	14678058		X
Cyanoguanidine	461585		X
Cyclohexylamine	108918		X
Diéthylamine	109897		X
Diméthylamine	124403		X
N,N-Diphénylamine	122394		X
<b>Composés oxygénés organiques</b>			
1,3-Dichloro-2-propanol	96231		X
Acide 2,2-dichloropropionique	75990		X
2-Chloroéthanol	107073		X
2-éthyl-1-hexanol	104767		X
2-propanol, 1-(tert-dodécylthio)-	67124-09-8	X	
3,5,5-triméthyl-1-hexanol	3452979		X
bis(2-chloroisopropyl)éther	108601		X
Chlorure de butanoyle, 4-[2,4-bis(1,1-diméthylpropyl)phénoxy]-	50772-29-8	X	
Acide chloroacétique	79118		X
Décanol	112301		X
Diphénoxyméthanal (acide carbonique, diphényl ester)	102090		X
Diphényléther	101848		X
Epichlorhydrine	106898		X
Isodécanol	25339177		X

Isononanol	27258942		X
Octanol	111875		X
Acide trichloroacétique	76039		X
Trichloroéthanal (chloral)	302170		X
<b>Ester de phtalate</b>			
Acide o-phthalique	90193763		X
Butylbenzylphthalate	85687	X	X
<b>Dibutylphthalate</b>	84742	X	X
<b>Diéthylhexylphthalate</b>	117817	X	X
Di-n-octylphthalate	117840	X	X
Diéthylphthalate	84662		X
Phthalates, divers			X
acide 1,2-benzènedicarboxylique, diisooctylester	27554-26-3	X	X
Acide 1,2-benzènedicarboxylique, bis(2-méthylpropyl) ester	84-69-5	X	X
<b>Esters organiques</b>			
Acide néododécanoïque, éthenylester	51000-52-3	X	
Acide propénoïque, 2-[4-(2,2-dichlorocyclopropyl)phénoxy]-2-méthyl-, éthyl ester	52179-28-9	X	
Acide 2-propénoïque, (pentabromophényl)méthyl ester	59447-55-1	X	
acide 2-propénoïque, 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7 tridecafluoroheptyl ester	559-11-5	X	
<b>Organophosphates</b>			
Acide phosphorique, 2-éthylhexyl diphényl ester	1241-94-7	X	
Acide phosphorique, isodecyl diphényl ester	29761-21-5	X	
Crésyldiphénylphosphate	26444495		X
Tris(2,3-dibromo-1-propyl)phosphate	126727		X
Tributylphosphate	126738		X
Tricrésylphosphate	1330785		X
Triocetylphosphate	78422		X
Triphénylphosphate	115866		X
Trixylénylphosphate	25155231		X
<b>Produits pharmaceutiques/médicaments</b>			
Chlorpromazine	50-53-3	X	
1,4-Pentanediamine, N(4)-(7-chloro-4-quinolinyl)-N(1),N(1)-diéthyl-, phosphate (1:2)	50-63-5	X	
1,4-Pentanediamine, N4-(7-chloro-4-quinolinyl)-N1,N1-diéthyl-	54-05-7	X	
10H-Phénothiazine, 2-chloro-10-[3-(4-méthyl-1-pipérazinyl)propyl]-	58-38-8	X	
1-Piperazineéthanol, 4-[3-[2-(trifluorométhyl)-10H-phénothiazine-10-yl]propyl]-	69-23-8	X	
1-Pipérazineéthanol, 4-[3-[2-(trifluorométhyl)-10H-phénothiazine-10-yl]propyl]-, dihydrochlorure	146-56-5	X	
10H-phénothiazine, 10-[3-(4-méthyl-1-pipérazinyl)propyl]-2-(trifluorométhyl)-, dihydrochlorure	440-17-5	X	
Triflupéridol	749-13-3	X	
Acide 1,2-éthanedisulfonique, composé avec 2-chloro-10-[3-(4-méthyl-1-piperazinyl)propyl]-10H-phénothiazine (1:1)	1257-78-9	X	
10(9H)-acridinepropanamine, N,N,9,9-tétraméthyl-, [R-(R*,R*)]-2,3-dihydroxybutanedioate (1:1)	4757-55-5	X	
Acide niflumique	4394-00-7	X	

10(9h)-acridinepropanamine, n,n,9,9-tétraméthyl-	4757-55-5	X	
[1,1'-biphényl]-2,2'-diol, 5,5'-dichloro	10331-57-4	X	
1H-imidazole, 1-[2-(2,4-dichlorophényl)-2-[(2,4-dichlorophényl)méthoxy]éthyl]-, mononitrate	22832-87-7	X	
Clotrimazole	23593-75-1	X	
1-Butanone, 4-[4-(2,3-dihydro-2-thioxo-1	57648-21-2	X	
Benzamide, N-[5-chloro-4-[(4-chlorophényl)cyanométhyl]-2-méthylphényl]-2-hydroxy-3,5-diiodo-	57808-65-8	X	
4H-Imidazo[1,5-a][1,4]benzodiazépine, 8-chloro-6-(2-fluorophényl)-1-méthyl-	59467-70-8	X	
1-octanesulfonamide, N-éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadécafluoro-N-[2-(phosphonoxy)éthyl]-, sel de diammonium	67969-69-1	X	
<b>Hormones</b>			
17-Ethynylestradiol	57-63-6	X	X
Diéthylstilbestrol	56-53-1	X	X
Mestranol	72-33-3	X	X
Oestradiol	50-28-2	X	X
Oestrone	53-16-7	X	X
Diosgénine	512-04-9	X	
Pregn-4-ène-3,20-dione, 17-[(1-oxohexyl)oxy]-	630-56-8	X	
<b>Composés inorganiques</b>			
Hypochlorure de sodium-	7681529		X

## **Annexe B. Références juridiques concernant l'adoption de VLE par l'UE, HELCOM et OSPAR.**

### **a) Union européenne**

- **Directive 2000/60/CE** du Parlement européen et du Conseil, du 23 octobre 2000, établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.
- **Directive du Conseil 76/464/CEE**, du 4 mai 1976, concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté.
- **Directive du Conseil 82/176/CEE**, du 22 mars 1982, concernant les valeurs limites et les objectifs de qualité pour les rejets de mercure du secteur de l'électrolyse des chlorures alcalins.
- **Directive du Conseil 84/156/CEE**, du 8 mars 1984, concernant les valeurs limites et les objectifs de qualité pour les rejets de mercure des secteurs autres que celui de l'électrolyse des chlorures alcalins.
- **Directive du Conseil 83/513/CEE**, du 26 septembre 1983, concernant les valeurs limites et les objectifs de qualité pour les rejets de cadmium.
- **Directive du Conseil 84/491/CEE**, du 9 octobre 1984, concernant les valeurs limites et les objectifs de qualité pour les rejets d'hexachlorocyclohexane.
- **Directive du Conseil 86/280/CEE**, du 12 juin 1986, concernant les valeurs limites et les objectifs de qualité pour les rejets de certaines substances dangereuses relevant de la liste I de l'annexe de la directive 76/464/CEE.
- **Directive du Conseil 88/347/CEE**, du 16 juin 1988, modifiant l'annexe II de la directive 86/280/CEE concernant les valeurs limites et les objectifs de qualité pour les rejets de certaines substances dangereuses relevant de la liste I de l'annexe de la directive 76/464/CEE.
- **Directive du Conseil 90/415/CEE**, du 27 juillet 1990, modifiant l'annexe II de la directive 86/280/CEE concernant les valeurs limites et les objectifs de qualité pour les rejets de certaines substances dangereuses relevant de la liste I de l'annexe de la directive 76/464/CEE.
- **Décision du Conseil 2006/507/CE**, du 14 octobre 2004, concernant la conclusion, au nom de la Communauté européenne, de la convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants.
- **Décision du Conseil 2004/259/CE**, du 19 février 2004, relative à la conclusion, au nom de la Communauté européenne, du protocole de 1988 à la convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, de 1979, relatif aux polluants organiques persistants.
- **Communication COM(2001)593 final** de la Commission au Conseil, au Parlement européen et au Comité économique et social, du 24 octobre 2001 - Stratégie communautaire concernant les dioxines, les furannes et les polychlorobiphényles.

## b) Recommandations HELCOM

- **Recommandation HELCOM 27/1**, adoptée le 8 mars 2006, sur la limitation des émissions dans l'atmosphère et des rejets dans l'eau provenant de l'incinération de déchets.
- **Recommandation HELCOM 25/1**, adoptée le 2 mars 2004 sur l'élimination des PCB et des PCT.
- **Recommandation HELCOM 23/12**, adoptée le 6 mars 2002, sur la réduction des rejets et émissions provenant de l'industrie du textile.
- **Recommandation HELCOM 23/11**, adoptée le 6 mars 2002, sur les prescriptions concernant les rejets des eaux usées par l'industrie chimique.
- **Recommandation HELCOM 23/7**, adoptée le 6 mars 2002, sur la réduction des rejets et émissions provenant du traitement des surfaces métalliques.
- **Recommandation HELCOM 23/6**, adoptée le 6 mars 2002, sur la réduction des émissions et des rejets de mercure par les usines d'électrolyse des chlorures alcalins (effluent d'usine).
- **Recommandation HELCOM 18/2**, adoptée le 12 mars 1997, sur les activités offshore.
- **Recommandation HELCOM 17/6**, adoptée le 12 mars 1996, sur la réduction de la pollution causée par les rejets dans l'eau, les émissions dans l'atmosphère et le phosphogypse associé à la production d'engrais.

## c) Décisions et recommandations OSPAR

- **Décision PARCOM 80/2** sur les valeurs limites pour les rejets dans l'eau du mercure provenant des usines d'électrolyse des chlorures alcalins et les nouvelles installations à saumure recyclée.
- **Décision PARCOM 81/1** sur les valeurs limites des rejets de mercure par les usines existantes d'électrolyse des chlorures alcalins (effluent d'usine).
- **Décision PARCOM 81/2** sur les valeurs limites concernant les usines existantes d'électrolyse des chlorures alcalins à saumure recyclée.
- **Décision PARCOM 82/1** sur les nouvelles usines d'électrolyse des chlorures alcalins utilisant des cellules à mercure.
- **Recommandation PARCOM 85/1** sur les valeurs limites pour les rejets dans l'eau de mercure par les usines existantes d'électrolyse des chlorures alcalins à saumure recyclée (effluent d'usine).
- **Décision PARCOM 85/1**: Programmes et mesures en date du 31 décembre 1985 sur les valeurs limites et les objectifs de qualité applicables aux rejets de mercure par les secteurs autres que l'électrolyse des chlorures alcalins
- **Décision PARCOM 85/2**: Programmes et mesures sur les valeurs limites et les objectifs de qualité applicables aux rejets de cadmium.
- **Recommandation PARCOM 92/3** concernant la limitation de la pollution par les nouvelles installations sidérurgiques de deuxième fusion et les nouveaux laminoirs.

- **Décision PARCOM 92/3** sur la suppression progressive des PCB et des substituts dangereux des PCB.
- **Recommandation PARCOM 92/2** concernant la limitation de la pollution par les nouvelles installations sidérurgiques de deuxième fusion et les nouveaux laminoirs (l'Espagne a levé sa réserve en 2003).
- **Recommandation PARCOM 92/4** sur la réduction des émissions provenant du secteur de la galvanoplastie (L'Espagne a levé sa réserve en 2003).
- **Recommandation PARCOM 92/8** sur les nonylphénol-éthoxylates.
- **Recommandation PARCOM 93/1** sur la limitation de la pollution provenant des installations de production d'acier et de fer de première fusion (L'Espagne a levé sa réserve en 2003).
- **Recommandation PARCOM 94/5** sur les meilleures techniques disponibles et la meilleure pratique environnementale pour les procédés par voie humide dans l'industrie de traitement du textile.
- **Décision PARCOM 95/1** sur la suppression progressive des paraffines chlorées à chaîne courte.
- **Recommandation PARCOM 97/1** concernant les valeurs de référence pour les rejets d'effluents des procédés par voie humide dans l'industrie de traitement du textile.
- **Recommandation OSPAR 98/2** sur les valeurs limites d'émission et de rejet pour les usines existantes de production d'aluminium par électrolyse.
- **Décision OSPAR 98/4** sur les valeurs limites d'émission et de rejet applicables à la fabrication du chlorure de vinyle monomère (CVM), dont la fabrication du 1,2-dichloroéthane (DCE).
- **Décision OSPAR 98/5** sur les valeurs limites d'émission et de rejet dans le secteur du chlorure de vinyle, applicables à la fabrication du PVC en suspension (PVC-s) à partir du chlorure de vinyle monomère (CVM).
- **Recommandation OSPAR 2001/2** sur les valeurs limites de rejet applicables aux usines existantes de production d'aluminium par électrolyse.
- **Recommandation OSPAR 2000/3** sur les valeurs limites d'émission et de rejet applicables à la fabrication du PVC en émulsion (PVC-e) à partir du chlorure de vinyle monomère.