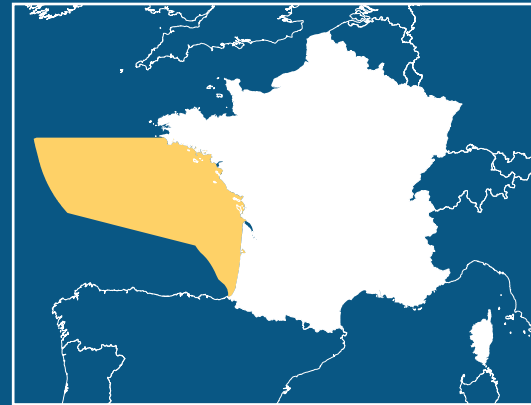


PLAN D'ACTION POUR LE MILIEU MARIN

Évaluation initiale des eaux marines

Sous-région marine
golfe de Gascogne



Directive cadre stratégie pour le milieu marin



Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE
DE L'ÉCOLOGIE,
DU DÉVELOPPEMENT DURABLE
ET DE L'ÉNERGIE

PRÉFECTURE MARITIME
DE L'ATLANTIQUE

PRÉFECTURE DE LA RÉGION
PAYS DE LA LOIRE



L'Agence des aires marines protégées et l'Ifremer assurent la coordination scientifique et technique de la mise en œuvre de la DCSMM.

PLAN D'ACTION POUR LE MILIEU MARIN

SOUS-RÉGION MARINE GOLFE DE GASCOGNE

ÉVALUATION INITIALE DES EAUX MARINES

ANALYSE DES PRESSIONS ET IMPACTS

Version décembre 2012

Sommaire

INTRODUCTION.....	3
PARTIE 1 - PRESSIONS PHYSIQUES ET IMPACTS ASSOCIES.....	8
I. PERTE ET DOMMAGES PHYSIQUES	9
1. Etouffement et colmatage	10
2. Abrasion.....	22
3. Extraction sélective de matériaux	30
4. Modification de la nature du fond et de la turbidité	39
5. Impacts biologiques et écologiques cumulatifs des pertes et dommages physiques.....	46
II. AUTRES PRESSIONS PHYSIQUES	52
1. Perturbations sonores sous-marines d'origine anthropique	53
2. Déchets marins	60
3. Dérangeement de la faune	85
III. INTERFERENCES AVEC DES PROCESSUS HYDROLOGIQUES.....	91
1. Modification du régime thermique	92
2. Modification du régime de salinité	95
3. Modification de la courantologie	98
PARTIE 2 - PRESSIONS CHIMIQUES ET IMPACTS ASSOCIES.....	101
IV. SUBSTANCES CHIMIQUES	102
1. Analyse des sources directes et chroniques en substances dangereuses vers le milieu aquatique.....	103
2. Apports fluviaux en substances dangereuses.....	124
3. Retombées atmosphériques en substances dangereuses.....	131
4. Pollutions accidentelles et rejets illicites	139
5. Apports en substances dangereuses par le dragage et le clapage	148
6. Impacts des substances dangereuses sur l'écosystème	156
V. RADIONUCLEIDES	162
1. Les principales sources de rejets de radionucléides dans le milieu marin.....	163
2. La surveillance de la radioactivité de l'environnement	165
3. Les teneurs environnementales des radionucléides issus du secteur nucléaire et les impacts sur le milieu vivant.....	166
VI. ENRICHISSEMENT PAR DES NUTRIMENTS ET DE LA MATIERE ORGANIQUE.....	169
1. Analyse des sources directes et chroniques en nutriments, matières en suspension et matière organique vers le milieu aquatique	171
2. Apports fluviaux en nutriments et en matière organique	185
3. Retombées atmosphériques en nutriments.....	198
4. Impact global des apports en nutriments et en matière organique : eutrophisation.....	202
PARTIE 3 - PRESSIONS BIOLOGIQUES ET IMPACTS ASSOCIES	215
VII. ORGANISMES PATHOGENES MICROBIENS	216
1. Qualité des eaux de baignade	217
2. Qualité microbiologique des coquillages destinés à la consommation humaine.....	223
3. Organismes pathogènes pour les espèces.....	236
VIII. ESPECES NON INDIGENES.....	244
1. Espèces non indigènes : vecteurs d'introduction et impacts	244
IX. EXTRACTION SELECTIVE D'ESPECES	257
1. Captures, rejets et état des ressources exploitées.....	258
2. Captures accidentelles	271
3. Impacts sur les populations, les communautés et les réseaux trophiques.....	279
PARTIE 4 - ELEMENTS DE SYNTHESE	283
X. SYNTHESE DES ACTIVITES SOURCES DE PRESSIONS	284
XI. IMPACTS PAR COMPOSANTE DE L'ECOSYSTEME	286
1. Synthèse des impacts par composante de l'écosystème	287
2. Impacts cumulatifs et synergiques : l'exemple des mammifères marins	295
3. Impacts cumulatifs et synergiques sur les espèces démersales : le cas de la sole.....	303

Introduction de l'analyse des pressions et impacts

L'analyse « pressions et impacts » constitue le second volet de l'évaluation initiale des eaux marines françaises. Il répond à l'exigence de l'article 8.1.b de la DCSMM.

En vertu de cet article, l'évaluation initiale doit comporter une analyse des principales pressions et principaux impacts, incluant l'activité humaine, sur l'état écologique des eaux françaises. Cette analyse doit être fondée sur la liste indicative d'éléments du tableau 2 de l'annexe III de la directive, et couvrir les éléments qualitatifs et quantitatifs des diverses pressions listées, ainsi que les tendances perceptibles. L'analyse doit également traiter des effets cumulatifs et synergiques des différentes pressions.

Finalité : l'analyse des pressions d'origine anthropique, et de leurs impacts, est évidemment un processus de première importance pour la mise en œuvre de la directive et l'élaboration des plans d'action pour le milieu marin : en effet, pour atteindre ou maintenir un bon état écologique, le gestionnaire peut très rarement agir sur le milieu marin lui-même, par une restauration directe. Il est donc plutôt amené à agir sur les pressions et les sources de pressions sur le milieu, et principalement sur la régulation ou réglementation des activités humaines. Pour ce faire, et compte tenu des enjeux socioéconomiques associés à ces activités, une très bonne connaissance des pressions et de leurs impacts est nécessaire.

Terminologie : La notion de pressions et d'impacts nécessite quelques indications de terminologie. La directive relève en effet d'une démarche conceptuelle dite DPSIR (de l'anglais « Driving forces, Pressures, State, Impact, Responses »). Cette démarche est présentée dans le plan d'action pour le milieu marin (PAMM). Le cadre DPSIR appliqué à l'analyse « pressions-impacts » DCSMM permet de définir ainsi les termes « pressions » et « impacts » :

- Les « pressions » sont considérées comme la traduction des « forces motrices » (ou « sources de pressions » d'origine anthropique ou naturelle) dans le milieu. Elles se matérialisent par un changement d'état (ou perturbation), dans l'espace ou dans le temps des paramètres physiques, chimiques ou biologiques du milieu. Ces perturbations exercent une influence sur l'écosystème ;
- Les « impacts » sont considérés comme la conséquence des « pressions » (et éventuellement des « réponses ») sur non seulement l'écosystème marin et son fonctionnement mais également sur les utilisations qui sont faites du milieu marin. Toutefois le terme « d'impact » dans l'analyse « pressions-impacts » DCSMM sera réservé aux conséquences écologiques des pressions. Les impacts sur la société sont traités dans le troisième volet de l'évaluation, l'« analyse économique et sociale ».

Contenu de l'analyse : l'analyse « pressions-impacts » pour la DCSMM consiste donc pour chaque pression en :

- une description qualitative et quantitative de la pression (comprenant une analyse des tendances perceptibles) ;
- une identification des sources avérées et/ou potentiellement à l'origine de cette pression (les sources de pression d'origine naturelle étant explicitées s'il y a lieu, sachant toutefois que les changements de l'état écologique liés aux variabilités naturelles ou au changement climatique sont décrits dans l'analyse des caractéristiques et de l'état écologique, objet du premier volet de l'évaluation initiale) ;

- une qualification et quantification (dans la mesure du possible) des impacts écologiques de cette pression.

De plus, les pressions et impacts cumulatifs sont traités, sous différents angles :

- par famille de pression (ex : enrichissement par des nutriments et des matières organiques), lorsque cela est pertinent ;
- par composante de l'écosystème, pour certaines espèces ou groupes d'espèces relativement bien étudiés (ex : les mammifères marins), ainsi que sous une forme synthétique pour l'ensemble des grandes composantes (au chapitre de synthèse final).

Le sommaire de ce volet est organisé dans le même ordre que le tableau 2 de l'annexe III de la directive : sont donc traitées successivement les pressions associées à la perte et aux dommages physiques d'habitats*, les autres pressions physiques, les interférences avec des processus hydrologiques, les apports et la contamination par des substances dangereuses, l'enrichissement par des nutriments et des matières organiques, et divers types de pressions biologiques. Toutefois le sommaire n'est pas rigoureusement identique au tableau 2 de l'annexe III, car certains sujets ont été regroupés (ex : « colmatage* » et « étouffement* »), d'autres ont été développés (ex : « introduction d'organismes pathogènes microbiens »). Par ailleurs, d'autres pressions non identifiées par la directive ont été ajoutés (ex : dérangement de la faune).

Sources et références : les différents chapitres de ce volet reposent sur des contributions thématiques réalisées par des « référents-experts », généralement assistés d'autres contributeurs, et de relecteurs scientifiques. La liste de ces contributeurs est présentée dans le tableau suivant :

Chapitres de l'analyse pressions et impacts	Contributions à l'origine du chapitre	Contributeur(s)
PERTE ET DOMMAGES PHYSIQUES		
1. Etouffement et colmatage	Etouffement et colmatage	O. Brivois, C. Vinchon (BRGM)
2. Abrasion	Abrasion	P. Lorance, M. Blanchard (Ifremer)
3. Extraction sélective de matériaux	Extraction sélective de matériaux	F. Quemmarais (AAMP), C. Augris (Ifremer)
4. Modification de la nature du fond et de la turbidité	Modification de la nature du fond et de la turbidité	F. Cayocca, JF Bourillet (Ifremer)
5. Impacts cumulatifs des pertes et dommages physiques	Impacts biologiques et écologiques cumulatifs des pertes et dommages physiques	M. Blanchard (Ifremer)
AUTRES PRESSIONS PHYSIQUES		
1. Perturbations sonores sous-marines d'origine anthropique	Perturbations Sonores sous-marines d'origine anthropique	Y. Stéphane, C. Pistre, M. Boutonnier (SHOM)
2. Déchets marins	Déchets sur le littoral	L. Kerambrun (CEDRE)
	Déchets en mer et sur le fond	F. Galgani, O. Gerigny, M. Henry, C. Tomasino (Ifremer)
	Microparticules	F. Galgani, O. Gerigny, M. Henry, C. Tomasino (Ifremer) (Ifremer)
	Impact écologique des déchets marins	A. Pibot, A. Sterckemann (AAMP) F. Claro (MNHN)
3. Dérangement de la faune		Jérôme Paillet (AAMP)
MODIFICATIONS HYDROLOGIQUES		
1. Modification du régime thermique	Modification du régime thermique	C. Moulin, A. Vicaud (EDF)
2. Modification du régime de salinité	Modification du régime de salinité	P. Lazure (Ifremer), J. Paillet (AAMP)
3. Modification du régime des courants	Modification du régime des courants	P. Lazure (Ifremer)
SUBSTANCES CHIMIQUES		
1. Analyse des sources directes et chroniques vers le milieu aquatique	Analyse des sources directes et chroniques en substances dangereuses	X. Bourrain (AELB), E. Lebat (AEAG)

Chapitres de l'analyse pressions et impacts	Contributions à l'origine du chapitre	Contributeur(s)
	vers le milieu aquatique	
2. Apports fluviaux en substance dangereuse	Apports fluviaux en substances dangereuses	A. Dubois (SoeS)
3. Retombées atmosphériques	Retombées atmosphériques en substances dangereuses	A. Blanck (AAMP)
4. Pollutions accidentelles et rejets illicites	Pollutions accidentelles et rejets illicites	F. Cabioc'h, S. Ravailleau (CEDRE)
5. Apport par le drapage et le clapage	Apport en substances dangereuses par le drapage et le clapage	C. Le Guyader (CETMEF)
6. Impacts des substances chimiques sur l'écosystème	Synthèse des impacts des substances dangereuses sur l'écosystème	J. Knoery, J. Tronczynski (Ifremer)
RADIONUCLÉIDES		
1. Les principales sources de rejets de radionucléides dans le milieu marin	Introduction de radionucléides dans le milieu marin et impacts	Equipe DCSMM (AAMP)
2. La surveillance de la radioactivité de l'environnement	Introduction de radionucléides dans le milieu marin et impacts	Equipe DCSMM (AAMP)
3. Les teneurs environnementales des radionucléides issus du secteur nucléaire et les impacts sur le milieu vivant	Introduction de radionucléides dans le milieu marin et impacts	Equipe DCSMM (AAMP)
ENRICHISSEMENT PAR DES NUTRIMENTS ET DE LA MATIÈRE ORGANIQUE		
1. Analyse des sources directes et chroniques vers le milieu aquatique	Analyse des sources directes et chroniques en nutriments et en matières organiques vers le milieu aquatique	X. Bourrain (AELB), E. Lebat (AEAG), S. Beauvais (AAMP)
2. Apports fluviaux	Apports fluviaux en nutriments et matières organiques	A. Dubois (SoeS)
3. Retombées atmosphériques en nutriments	Retombées atmosphériques en nutriment	A. Blanck (AAMP)
4. Impacts des apports en nutriments et matière organique (eutrophisation)	Impact global des apports en nutriments et matières organiques : eutrophisation	Equipe DCSMM (AAMP, Ifremer)
ORGANISMES PATHOGENES MICROBIENS		
1. Qualité des eaux de baignade	Qualité des eaux de baignade	A. Blanck (AAMP)

Chapitres de l'analyse pressions et impacts	Contributions à l'origine du chapitre	Contributeur(s)
2. Contamination des coquillages par des bactéries et des virus pathogènes pour l'homme	Contamination des coquillages par E. Coli	I. Amouroux (Ifremer)
	Contamination des coquillages par d'autres bactéries pathogènes	D. Hervio-Heath (Ifremer)
	Contamination des coquillages par les virus (pathogènes pour l'homme)	M. Pommeppy (Ifremer)
3. Organismes pathogènes pour les espèces	Introduction d'organismes pathogènes pour les espèces exploitées par l'aquaculture et autres espèces	T. Renault, B. Guichard (Ifremer), J. Castric (ANSES)
ESPECES NON INDIGENES		
1. Vecteur d'introduction et impacts des espèces non indigènes	Espèces non indigènes : vecteur d'introduction et impacts	F. Quemmerais (AAMP),
EXTRACTION SELECTIVE D'ESPECES		
1. Captures, rejets et état des ressources exploitées	Captures, rejets et état des ressources exploitées	A. Biseau, M.J. Rochet (Ifremer)
2. Captures accidentelles	Captures accidentelles	Y. Morizur (Ifremer), L. Valery (MNHN), F. Claro (MNHN), O. Van Canneyt (CRMM)
3. Impacts sur les populations, les communautés et les réseaux trophiques	Impacts sur les populations, les communautés et les réseaux trophiques	V. Trenkel (Ifremer)
IMPACTS CUMULATIFS ET SYNERGIQUES PAR COMPOSANTES DE L'ECOSYSTEME		
1. Exemple des mammifères marins	Exemple des mammifères marins	L. Martinez, V. Ridoux (Univ. La Rochelle-CRMM)
2. Exemple d'une espèce demersale exploitée : la sole	Exemple d'une espèce demersale exploitée : la sole	C. Kostecki, O. Le Pape (Agrocampus Ouest)

Par souci de lisibilité, les références bibliographiques ont été retirées du présent document, mais sont consultables exhaustivement dans les contributions thématiques individuelles. De même, les développements méthodologiques ont généralement été synthétisés ici.

Le lecteur trouvera en outre, à la suite de l'évaluation initiale, une liste des acronymes et abréviations utilisées ainsi qu'un glossaire.

PARTIE 1 - PRESSIONS PHYSIQUES ET IMPACTS ASSOCIES

Les perturbations physiques englobent les modifications de la composante physique des habitats marins (ex : modification du substrat par érosion, destruction, introduction de déchets etc.) et de la colonne d'eau (ex : modifications des ondes sonores, de la salinité, des températures, etc.).

La première partie de l'analyse est articulée autour de trois sections :

- la perte et les dommages physiques et leurs impacts associés ;
- les autres pressions physiques telles que les perturbations sonores sous-marines, les déchets marins et le dérangement de la faune ;
- les interférences avec des processus hydrologiques tels que la température, la salinité et le régime des courants, et leurs impacts associés.

I. Perte et dommages physiques

Dans cette analyse, la perte physique correspond aux modifications de la composante physique des habitats marins (modification du substrat) pouvant entraîner la destruction des biocénoses* associées de façon irréversible. Il s'agit de pressions de nature hydromorphologique (la « perte physique » d'individus ou d'espèces, est traitée dans la partie 3 « PRESSIONS BIOLOGIQUES ET IMPACTS ASSOCIES »). L'étouffement et le colmatage font partie de la famille de pression des pertes physiques.

Les dommages physiques regroupent des pressions, théoriquement non permanentes (ayant des impacts réversibles sur les habitats benthiques*). L'abrasion*, l'extraction sélective de matériaux*, les modifications de la nature du fond et de la turbidité* font partie de cette famille de pression.

Enfin, les impacts biologiques et écologiques, éventuellement cumulatifs, de la perte et des dommages physiques sont traités à la fin de cette section.

1. Etouffement et colmatage

Les sources des pressions « colmatage » et « étouffement » étant majoritairement les mêmes, le choix a été fait ici de traiter ces deux pressions dans le même chapitre. Ainsi, après avoir présenté l'ensemble des sources de pressions pouvant provoquer colmatage et/ou étouffement, les pressions et impacts (potentiellement) induits seront discutés.

1.1. Les sources de pression

Les sources de pressions anthropiques génératrices de colmatage et/ou d'étouffement sont : toutes les constructions anthropiques permanentes empiétant sur le milieu marin (ports, ouvrages de protection longitudinaux et transversaux, polders, structures off-shore, etc.), les installations conchylicoles, l'immersion des matériaux de dragage* et dans une moindre mesure les câbles sous-marins, les récifs artificiels et les épaves.

1.1.1. Les constructions anthropiques permanentes

Dans la sous-région marine golfe de Gascogne, il n'existe pas actuellement de structure off-shore pétrolière ou gazière, ni de parc éolien. Néanmoins deux zones propices à l'installation de parcs éoliens ont été identifiées par l'Etat, une située au large de Noirmoutier et d'Yeu et une autre au large de Saint-Nazaire. De plus, un site d'expérimentation de récupération de l'énergie des vagues (SEMREV) est en activité au large de Saint-Nazaire.

Les constructions artificielles pouvant avoir une emprise sur le milieu marin de cette sous-région marine sont donc constituées d'aménagements côtiers tels que les zones portuaires ou industrielles, les ouvrages de défense contre la mer et diverses autres infrastructures côtières (marina, ponts, jetées, etc.). Les constructions précédemment citées sont majoritairement contemporaines (XX^{ème} siècle), mais des aménagements plus anciens tels certains polders sont aussi à considérer si l'on veut évaluer au mieux les perturbations sur le milieu marin dues à l'homme. Ces deux types d'aménagements sont considérés séparément dans les paragraphes suivants.

1.1.1.1. Les aménagements côtiers

A l'échelle de la sous-région marine (et à l'échelle nationale), il n'existe pas de base de données géo-référencées centralisée sur les ouvrages côtiers ou en mer, permettant la quantification de l'emprise spatiale des ouvrages sur le milieu marin.

Au niveau départemental, quelques DDTM (Direction Départementale des Territoires et de la Mer) ont déjà ou sont en train de mettre à jour des bases de données sur les ouvrages côtiers et les accès au Domaine Public Maritime (DPM, délimité par la laisse de plus haute mer). Il apparaît que les données disponibles dans les DDTM présentent des disparités (au niveau de l'information représentée et du format de celle-ci) suivant les départements. De plus l'information géographique récoltée sur les ouvrages semble davantage ponctuelle que surfacique. Ces données ne permettraient donc pas à elles seules d'évaluer correctement l'emprise spatiale des ouvrages sur le DPM.

Au niveau régional, des bases de données existent, l'Observatoire de la côte aquitaine par exemple.

Un recensement des ouvrages côtiers a été réalisé par le CETMEF au niveau national dans le cadre du Projet SAO POLO (Stratégies d'Adaptation des Ouvrages de Protection marines ou des modes d'Occupation du Littoral vis-à-vis de la montée du niveau des mers et des Océans) sur les données de 1980 à 1990. Ce recensement fournit par département, l'inventaire des ouvrages côtiers de défense en mètres linéaires par type d'ouvrage. Ce recensement ne permet pas d'évaluer la présence d'ouvrage sur le DPM et d'évaluer précisément l'emprise des ouvrages sur le DPM, c'est-à-dire sur la surface recouverte par les plus hautes mers car il ne tient pas compte de toutes les installations portuaires et n'est pas totalement exhaustif sur les ouvrages de défense.

Il s'avère donc en fait extrêmement difficile à l'heure actuelle d'évaluer précisément l'emprise surfacique des ouvrages sur le Domaine Publique Maritime. Il est par contre possible d'évaluer le pourcentage de linéaire côtier artificialisé. L'explication de ce calcul est donnée dans le paragraphe suivant.

La base de données EUROSION

La solution retenue pour évaluer la présence d'aménagements artificiels sur les côtes a été d'utiliser la base de données EUROSION.

Les données issues du projet EUROSION présentent deux informations relatives à l'artificialisation du trait de côte. Ces informations sont issues du SIG EuroSION (2004), où le trait de côte est décrit par un certain nombre de critères principalement à partir de la mise à jour du trait de côte de la base de données « CORINE Erosion Côtière » (1987 -1990). Construit pour une utilisation à échelle de 1/100 000, le trait de côte EUROSION français a été découpé en 5 120 segments (avec en principe une longueur minimale de 200 mètres) selon les critères suivants :

- un critère « géomorphologie » ;
- un critère « tendance d'évolution (érosion, stabilité, accrétion) » ;
- un critère « géologie » ;
- la présence d'ouvrages de défense côtière.

Les informations relatives à l'artificialisation du trait de côte se trouvent dans deux des attributs décrivant chaque segment.

L'attribut « géomorphologie » décrit différentes catégories de côtes artificielles : les zones portuaires ; les segments côtiers artificiels ou maintenus par des structures longitudinales de protection côtière (digues, quais, perrés, etc.), sans présence d'estrans de plage ; les remblais littoraux pour construction avec apport de rochers / terre et les plages artificielles.

L'attribut « présence d'ouvrage » a deux valeurs possibles : « oui » ou « non », il indique pour chaque segment s'il comporte des ouvrages de défense, généralement tels que les épis et les brise-lames.

Dans cette évaluation initiale, le taux d'artificialisation a été calculé à partir de l'attribut « géomorphologie » en agglomérant les différentes catégories de côtes artificielles citées ci-dessus. L'information contenue dans l'attribut « présence d'ouvrage » n'a pas été prise en compte du fait de la nature de l'information qui indique uniquement l'absence ou la présence d'ouvrage sans préciser le nombre ni le type d'ouvrage considéré. Les ouvrages ponctuels de type épis ne sont donc pas pris en compte dans le calcul du taux d'artificialisation choisi dans le cadre de cette étude à partir des données EUROSION.

L'indicateur d'intensité d'artificialisation du trait de côte sur la sous-région marine a été défini comme le ratio, en pourcentage de la longueur du linéaire côtier artificialisé par rapport à la longueur du trait de côte EUROSION de la sous-région marine.

Le pourcentage d'artificialisation des côtes de la sous-région marine golfe de Gascogne calculé à partir des données EUROSION est de 13.78 %. Ce résultat est à considérer avec précaution, il

représente simplement une première estimation relativement peu précise de l'artificialisation des côtes à l'échelle de la sous-région marine. Ces données ne permettent pas d'évaluer l'emprise surfacique des ouvrages sur le DPM.

1.1.1.2. Poldérisations historiques

A partir des cartes géologiques imprimées au 1/50 000 du BRGM et de l'ouvrage de Fernand Verger sur les zones humides du littoral français, il a été possible de géo-référencer les principales zones de poldérisation historique du golfe de Gascogne. Les trois principales zones ayant subi au cours des siècles des poldérisations successives sont représentées sur la Figure 1. A noter que les polders des rives de l'Anse de l'Aiguillon (Figure 1-B) délimitent une masse d'eau de transition (FRGT 31, La Sèvre Niortaise), cette zone est donc en théorie hors du champ de la DCSMM.

L'évaluation des surfaces gagnées sur la mer du début des périodes de conquête jusqu'à aujourd'hui est :

- pour la Baie de Bourgneuf : 2 152 ha (soit 21.52 km²) ;
- pour les rives de l'Anse de l'Aiguillon : 7 490 ha (soit 74.9 km²) ;
- pour les rives de la Baie de Brouage : 1 084 ha (soit 10.84 km²).

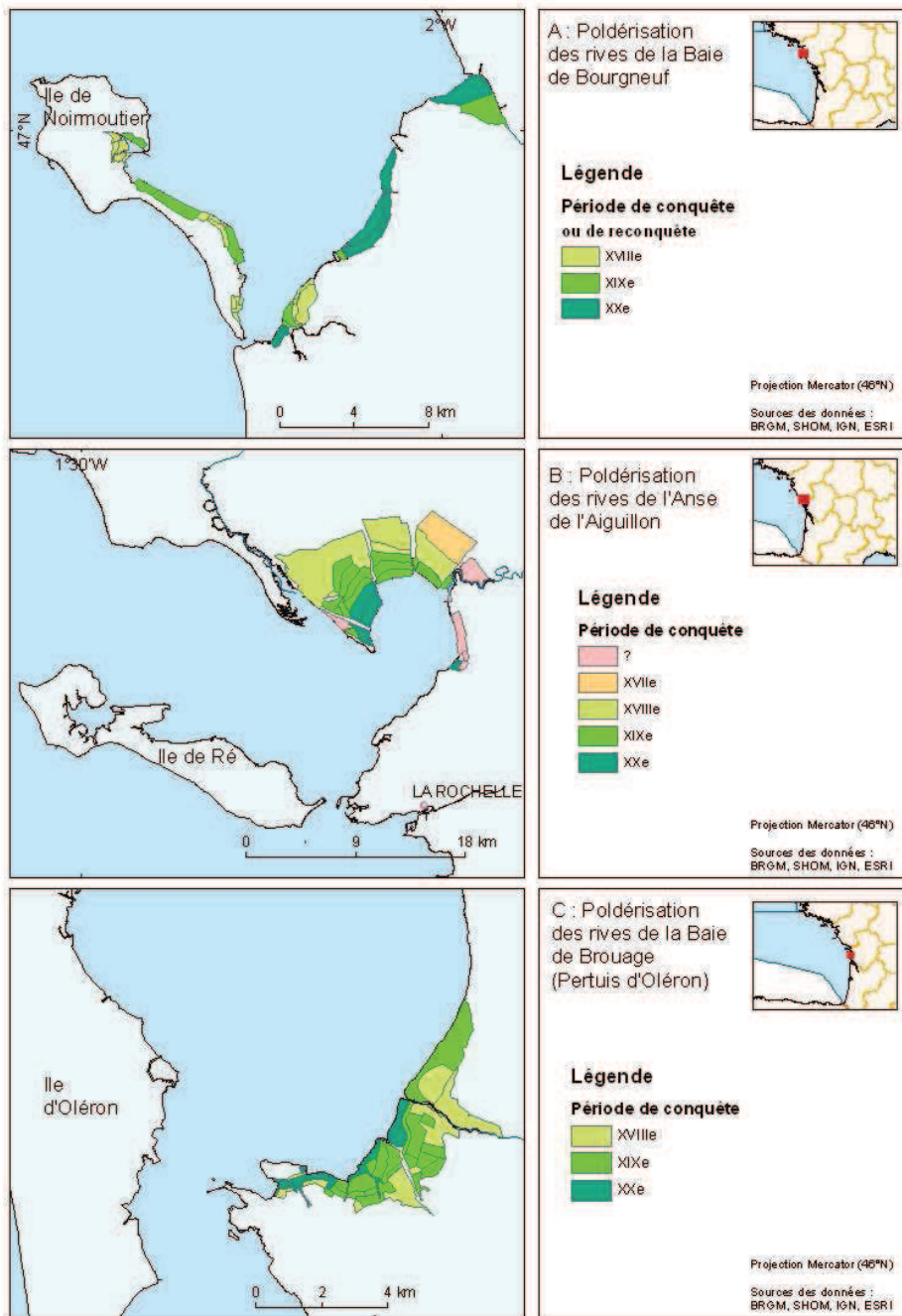


Figure 1 : Principales zones de poldérisation au cours des siècles dans le golfe de Gascogne.

A noter que certains polders n'ont pas été gagnés sur la mer mais sur des zones humides en arrière du trait de côte ; ces polders n'ont pas été considérés ici.

1.1.2. Conchyliculture

Trois différentes sources de données géo-référencées sur les concessions conchylicoles en France ont été prises en compte: les données Géolittoral sur les zones de cultures marines (téléchargeables en ligne), les données du cadastre national conchylicole collectées et mises à disposition par l'Agence des aires marines protégées, et les données cadastrales départementales produites par les DDTM. Pour ces dernières, les données cadastrales de plusieurs départements (Morbihan, Vendée et Charente Maritime), ont été collectées dans le cadre de la Directive Cadre

sur l'Eau (DCE), et les données des départements restant ont été demandées directement aux DDTM concernées (Finistère, Loire Atlantique et Gironde).

Les calculs de surface des concessions conchylicoles ont été effectués à partir des données départementales des DDTM. Ces données sont en effet plus précises que les données du cadastre national conchylicole et Géolittoral (qui ne représentent que les enveloppes surfaciques des concessions et surestiment ainsi nettement les surfaces) et idéalement elles différencient le type d'élevage et l'espèce élevée (informations non incluses dans les données du cadastre national conchylicole et Géolittoral). L'ensemble de ces données départementales (masses d'eau de transition comprises) est représenté sur la Figure 2.

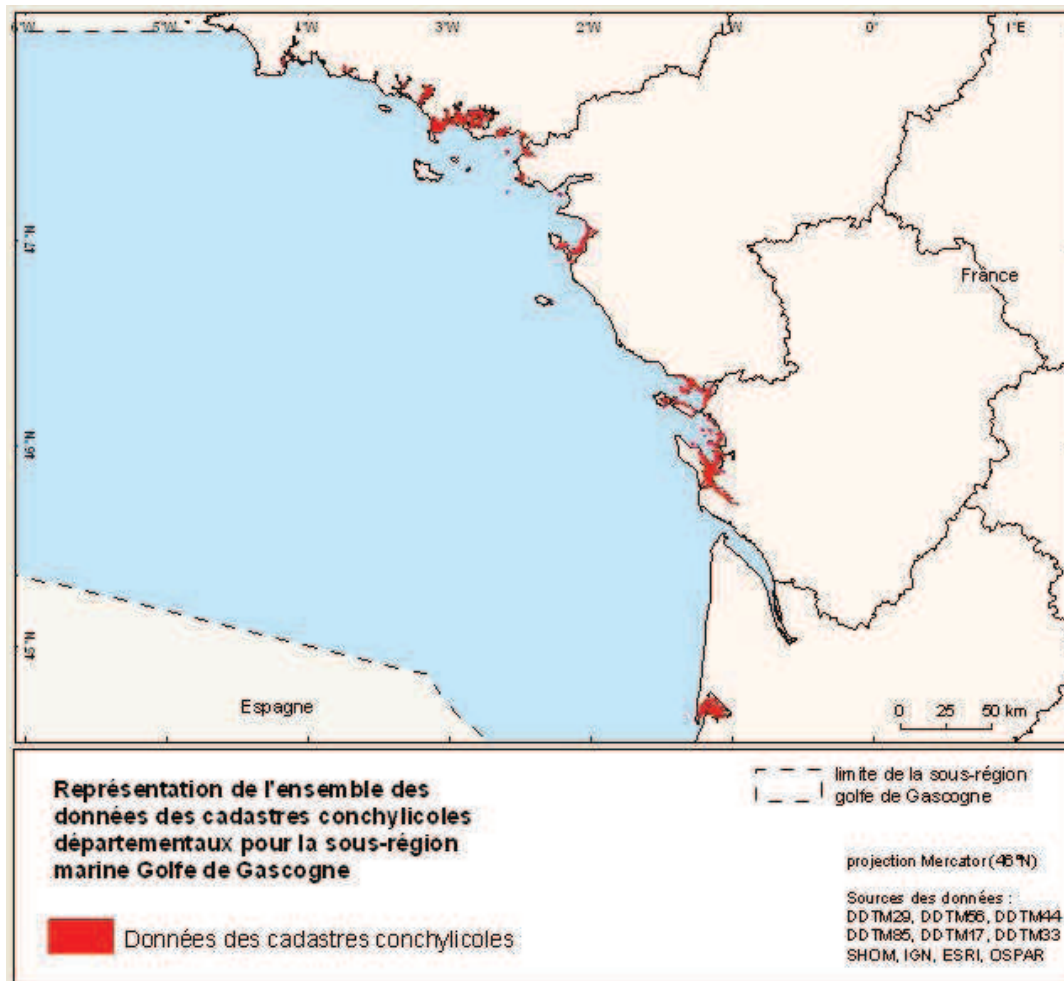


Figure 2 : Représentation de l'ensemble des données des cadastres conchylicoles départementaux pour la sous-région marine golfe de Gascogne. (source : DDTM 29, 56, 44, 85, 17, 33).

Les surfaces totales, par département et dans la sous-région marine, des installations conchylicoles sont données dans le Tableau 1. Ces surfaces ont été calculées en supprimant les concessions incluses dans les masses d'eau de transition de la DCE (hors zone d'étude de la DCSMM). Dans ce tableau, figurent aussi l'origine de la donnée cadastrale, l'existence ou non de métadonnées et l'année de mise à jour des données ainsi qu'une appréciation de la qualité des données disponibles. La qualité des données est évaluée suivant le contenu de celles-ci et l'existence de métadonnées : elles seront notées « insuffisantes » si les espèces élevées et le type de culture ne sont pas mentionnés, « moyennes » si une partie de ces informations est présente, « bonne » si sont précisés les espèces et les types de culture.

La surface totale des installations conchylicoles dans la sous-région marine est de 13 564 ha. Le même calcul effectué à partir des données du cadastre national conchylicole donne une surface de

16 629 ha (+ 23 %), en sachant que cadastre national conchylicole ne répertorie aucune concession en Gironde (bassin d'Arcachon), ni dans le Morbihan.

Tableau 1 : Surfaces des installations conchylicoles dans la sous-région marine (hors masse d'eau de transition) par département et descriptif court des données utilisées.

Département	Surface totale des concessions hors MET	Origine de la donnée	Métadonnées / Mise à jour	Qualité des données
Finistère	59 ha	DDTM29	non / 2011	Bonne
Morbihan	4 967 ha	DDTM56 pour DCE	non / 2004	Moyenne
Loire Atlantique	632 ha	DDTM44	oui / 2011	Bonne
Vendée	2 275 ha	DDTM85 pour DCE	non / ?	Insuffisante
Charente Maritime	4 990 ha	DDTM17 pour DCE	non / ?	Insuffisante
Gironde	700 ha	DDTM33	non / ?	Bonne
TOTAL	13 564 ha (136 km²)			
Sous-région marine	16 629 ha (178 km ²)	CNC fourni par AAMP	non / ?	Insuffisante

Les pressions et impacts engendrés par la conchyliculture pouvant dépendre du type de culture, cela est précisé (lorsque cela est possible) pour chaque département :

Finistère : 59 ha (161 ha en comptant les masses d'eau de transition) dont principalement :

- 18,1 ha à plat en terrain découvrant (moules, huitres, divers mollusques et coquillages) ;
- 17,5 ha sur corde en eau profonde (dont 14,5 ha d'algues vertes et autres algues et 3 ha moules et huitres) ;
- 14,9 ha établissement scientifique à but non lucratif (algues vertes et autres algues) ;
- 2 ha à plat en eau profonde (moules, huitres, divers coquillages).

Morbihan : 4 967 ha (5 703 ha en comptant les masses d'eau de transition) dont principalement :

- 88 ha de bouchot (moules) ;
- 3 103 ha en eau profonde (divers huitres) ;
- 773 ha d'élevage à plat (divers huitre et coquillage, moules, mollusques, palourdes) ;
- 968 ha d'élevage surélevé (divers huitres, coquillages, moules) ;
- 29 ha de bassins submersibles (divers huitres et coquillages) ; les bassins insubmersibles n'ont pas été comptabilisés.

Loire-Atlantique : 632 ha (770 ha en comptant les masses d'eau de transition) dont principalement :

- 185 ha d'élevage et dépôt à plat ;
- 146 ha d'élevage et dépôt surélevés ;
- 173 ha sur filière en eau profonde ;
- 45 ha sur bouchot.

Vendée : 2 275 ha dont 954 ha de moules sur bouchot et corde (surfaces sujettes à caution).

Charente Maritime : 4 990 ha dont 700 ha de bouchot (surfaces certainement surestimées).

Gironde (exclusivement dans le bassin d'Arcachon) : 700 ha dont :

- 460 ha en surélevé en terrain découvrant ;
- 230 ha à plat en terrain découvrant.

Il apparaît clairement que les cadastres conchylicoles départementaux présentent d'importantes disparités (dans les données répertoriées et leur format) et qu'une homogénéisation serait nécessaire au niveau national.

1.1.3. Immersion et rejets de matériaux de dragage

100 % des matériaux immergés sont des matériaux de dragage.

Les quantités immergées et/ou rejetées de matériaux de dragage sont rapportées ici pour la période de 2005 à 2009 (source des données : CETMEF). Sur cette durée, pour chaque point ou zone d'immersion sont disponibles :

- les volumes dragués ;
- les volumes clapés ou rejetés, qui peuvent être différents des volumes dragués par ajout d'eau de mer lors du clapage* et en fonction du devenir des sédiments dragués (rechargement de plage, dépôt à terre, etc.) ;
- la masse de matière sèche correspondante ;
- une caractérisation assez simple des sédiments ;
- une analyse des matières organiques et inorganiques, des nutriments et des substances dangereuses contenues dans les sédiments.

La donnée la plus représentative des quantités immergées ou rejetées s'avère être la masse de matière sèche. Ces données de masse de matière sèche clapée ou rejetée sont représentées sur la Figure 3. L'immersion pour un site donné n'étant pas forcément annuelle, un code couleur a été ajouté afin d'en tenir compte. Les masses représentées sur cette carte pour chaque point représentatif du site de clapage ou de rejet sont les masses moyennes par année d'immersion ou de rejet (masse totale clapée ou rejetée divisée par le nombre d'années où il y a effectivement eu clapage ou rejet).

Sur la Figure 3, 3 principales zones de clapages ou rejets annuels apparaissent, il s'agit dans les Pyrénées Atlantique de la zone au large d'Anglet, en Gironde de l'estuaire de la Gironde et d'une zone au large de celui-ci et d'une zone au large de l'estuaire de la Loire. L'estuaire de la Garonne est constitué de plusieurs masses d'eau de transition, qui ne font pas partie théoriquement de la sous-région marine. Malgré cela, l'importance des masses clapées ou rejetées qui sont transportées par le courant du fleuve doit être prise en compte dans la zone marine.

La majorité des sédiments dragués pour l'entretien du chenal de navigation du grand port maritime de Bordeaux est immergée dans l'estuaire et donc seuls l'entretien de la passe d'entrée en Gironde et les immersions associées sont concernées par le périmètre de la sous-région marine. Il faut ainsi noter que la masse sédimentaire due aux immersions est très faible par rapport à celle mobilisée continuellement par les courants de marée et que les expulsions massives sont rares car elles ne se produisent que lorsque des conditions de débit et de coefficient de marée très précises sont réunies.

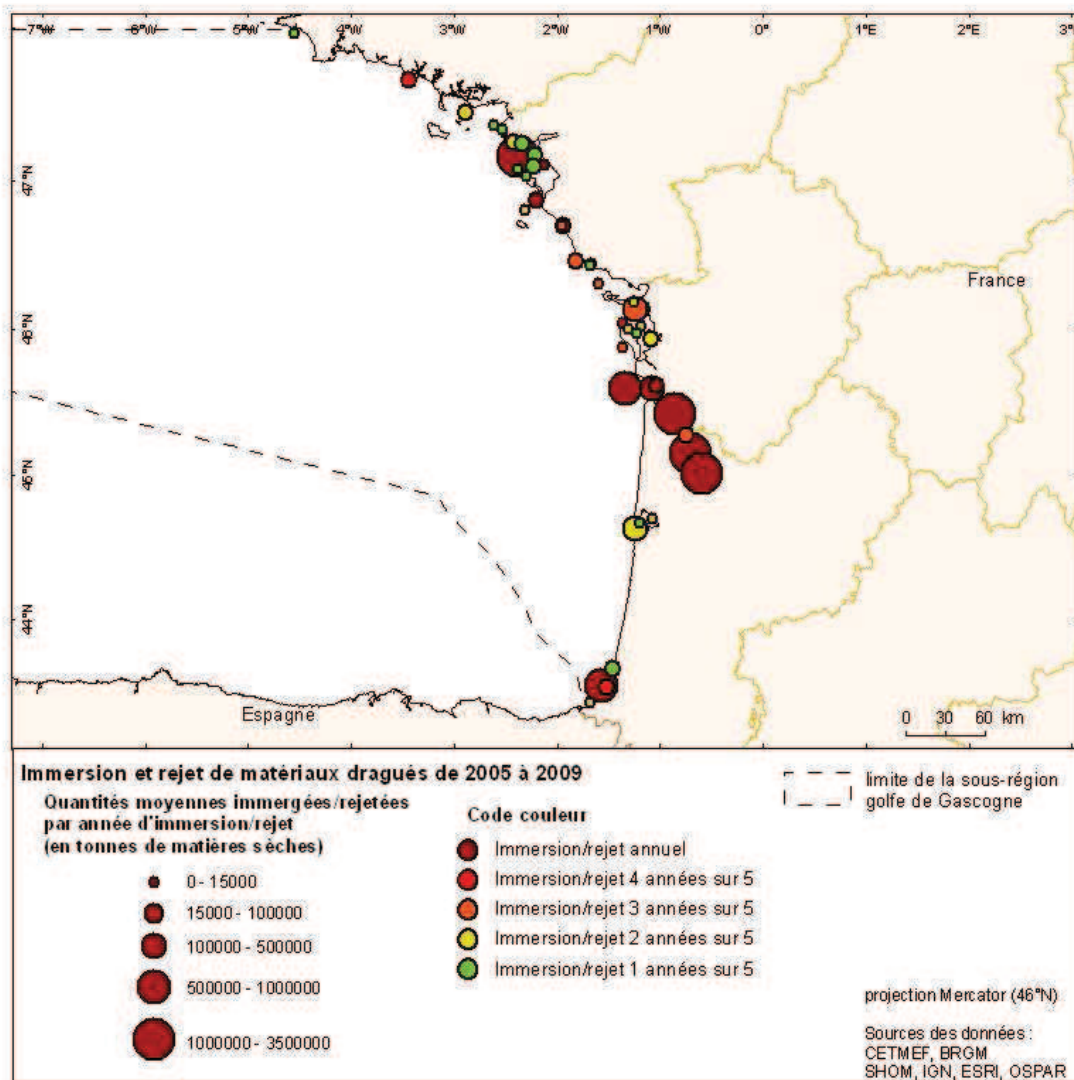


Figure 3 : Quantités moyennes immergées par année d'immersion en tonnes de matières sèches dans la sous-région marine golfe de Gascogne et l'estuaire de la Gironde sur 5 ans (de 2005 à 2009) (source : CETMEF, réseau des SPEL (service de police des eaux littorales)).

1.1.4. Câbles sous-marins, récifs artificiels et épaves

1.1.4.1. Câbles sous-marins

Dans le golfe de Gascogne, 108 km de câbles sous-marins électriques et 5 535 km de câbles sous-marins de télécommunication ont été déployés (Figure 4). Ces câbles sont enterrés pour des profondeurs inférieures à 1 000 m. Ainsi, la longueur de câbles sous-marins, exclusivement de télécommunication, simplement déposés sur le fond à des profondeurs supérieures à 1 000 m est de 3 525 km. Les diamètres de ces câbles étant compris entre 20 mm de diamètre pour les câbles non blindés et 50 mm pour les câbles blindés, la surface maximum (diamètre * longueur) des fonds marins recouvertes par ceux-ci est comprise entre 7 et 17,6 ha. Rappelons que la superficie de la sous-région marine golfe de Gascogne est de 18 859 000 ha (188 590 km²).

A noter que les projets éoliens en mer et de façon générale tous les projets d'Energie Marine Renouvelable (EMR) à venir nécessiteront la pose et/ou l'enfouissement de nouveaux câbles sous-marins.

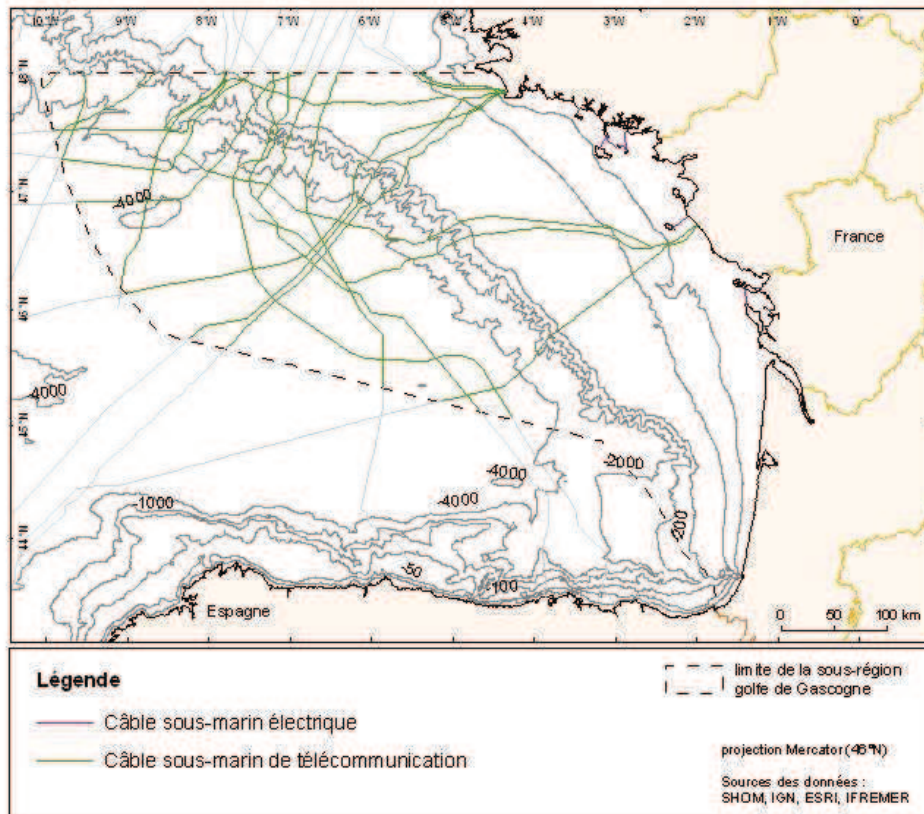


Figure 4 : Câbles sous-marins dans la sous-région marine du golfe de Gascogne (source : France Telecom Marine).

1.1.4.2. Récifs artificiels

Il existe 7 sites de récifs artificiels immergés, 4 au large des côtes du département des Landes et 3 en Loire-Atlantique et en Vendée près du Croisic et de l’Ile-d’Yeu. Ces récifs ont été mis en place par deux associations dans les Landes :

- l’ALR qui gère 16 ha de concession répartis sur 3 sites (Capbreton, Port d’Albret et Messanges et Moliets) ;
- l’Adremca qui gère un site de 2 ha « Le Récif du Porto » à Mimizan ;

Et par le Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins des Pays de la Loire (COREPEM) pour les 3 sites des Pays de la Loire.

1.1.4.3. Epaves

Dans la sous-région marine plusieurs milliers d’épaves sont référencées (bateaux, sous-marins et avions), principalement près des côtes. Une liste d’épaves connues est accessible sur le site <http://www.archeosousmarine.net>. Une carte de répartition des épaves est présentée dans le chapitre « Pollutions accidentelles et rejets illicites ».

1.2. Pressions et impacts induits par ces sources de pression

1.2.1. Constructions et aménagements anthropiques permanents

Toute construction permanente empiétant sur le milieu marin provoque un colmatage des habitats benthiques et des biocénoses associées présentes. L’emprise de cette pression est à minima l’emprise de l’ouvrage sur le fond. Mais la présence de l’ouvrage peut aussi modifier plus ou

moins localement les courants et le transport sédimentaire, et induire différents effets (exemple typique d'accrétion en amont d'un ouvrage transversal à la côte et d'érosion à l'aval de celui-ci). Ainsi lorsqu'un ouvrage provoque un piégeage et une accrétion de sédiments jusqu'à l'émersion, l'emprise du colmatage induit sera supérieure à l'emprise de l'ouvrage.

Pour les polders, la faune et la flore sous l'emprise de la zone poldérisée, sont totalement détruites par colmatage ; les zones impactées sont principalement la slikke et le schorre des rivages concernés.

Pour les autres ouvrages et constructions, il est relativement difficile d'évaluer l'emprise exacte du colmatage et l'impact biologique induit. En effet, ne connaissant ni l'emplacement des ouvrages ni leur emprise spatiale sur le milieu marin de façon exacte, les impacts sur la biologie ne pourront pas être déduits. Néanmoins, dans le golfe de Gascogne, l'estran présente une surface relativement importante et la majeure partie des ouvrages se situe dans la partie supérieure de celui-ci (étages supralittoral*et médiolittoral* surtout). Les impacts du colmatage sur la biologie se concentreront donc dans cette zone.

1.2.2. Conchyliculture

La présence d'installations conchylicoles génère au niveau des infrastructures d'élevage et à leur proximité une augmentation de la turbidité et de la sédimentation, ainsi qu'un accroissement du taux de matières organiques dans la colonne d'eau et au fond. Ces différents phénomènes, dus aux rejets des animaux élevés (fèces et pseudo-fèces) ainsi qu'à divers débris coquilliers et au ralentissement des courants dû à la présence des installations conchylicoles, peuvent engendrer :

- Un étouffement par privation de lumière. En effet l'augmentation de la turbidité dans la colonne d'eau peut entraîner une diminution de la luminosité et de la profondeur photosynthétique ;
- Un étouffement physique direct, par accumulation à la surface du sédiment de cette matière en suspension (recouvrement total du sédiment), souvent vaseuse ou à granulométrie fine ;
- Un étouffement par privation d'oxygène car l'accroissement du taux de matière organique dans la colonne d'eau et au fond peut engendrer une augmentation de la production primaire et de la demande biologique en oxygène (DBO) pouvant entraîner l'apparition de conditions hypoxiques voire anoxiques.

Les pressions précitées peuvent varier fortement en intensité et en surface suivant le site considéré. En effet, suivant le type (au sol, sur table, sur bouchots, etc.), la densité (espacement entre les tables, nombres de tables, etc.) voire la configuration (aligné par rapport au courant, etc.) de l'élevage, les conditions hydrodynamiques locales et la présence naturelle ou non de sédiments en suspension, la dispersion, la remise en suspension ou l'accumulation du matériel particulaire, donc l'étouffement, seront plus ou moins importants. Ainsi, certaines zones conchylicoles où de forts courants existent pourront ne pas présenter d'envasements alors que d'autres zones où l'hydrodynamique est plus faible, pourront être complètement envasées. De plus, les habitats et biocénoses des zones estuariennes, où la vase et d'importantes quantités de matières en suspension sont naturellement présentes, seront moins sensibles aux apports particuliers dus à la conchyliculture car ils sont adaptés à de tels milieux.

Par ailleurs, les installations conchylicoles et notamment les tables à huîtres privent partiellement de lumière l'habitat sous-jacent, ce qui constitue une certaine forme d'étouffement, mal connue.

Il apparaît donc, à ce niveau et avec les données dont nous disposons, assez difficile de quantifier l'impact biologique de l'étouffement dû à la conchyliculture. Malgré cela, il apparaît que l'ensemble des altérations dues à la conchyliculture sur les communautés benthiques ne s'étend

généralement pas au-delà de 50 mètres des sites d'élevages. L'emprise des pressions potentielles est donc pratiquement confinée à l'emprise de l'activité conchylicole.

1.2.3. Immersion de matériaux de dragage

L'immersion ou le rejet de matériaux de dragage peut provoquer l'étouffement d'habitats et des biocénoses associées. Mais l'évaluation précise de cet étouffement s'avère difficile car elle nécessite la connaissance de nombreux paramètres souvent inaccessibles.

En effet, idéalement pour évaluer l'impact d'un clapage ou d'un rejet, c'est-à-dire évaluer, notamment, la quantité de matériaux déposée sur le fond et la surface de ce dépôt, il est nécessaire de connaître¹ :

- (1) le lieu exact du clapage ou du rejet ;
- (2) la bathymétrie et la structure des fonds de la zone de clapage ;
- (3) la magnitude et la fréquence des immersions pour le site considéré ;
- (4) la méthode de clapage utilisée ;
- (5) la taille, densité et qualité des sédiments ;
- (6) les niveaux non perturbés (naturels) de la qualité de l'eau et de la quantité de sédiments en suspension et de la turbidité ;
- (7) la direction et vitesse des courants ;
- (8) la proximité de la faune et de la flore marine du lieu du clapage ;
- (9) la présence et sensibilité des communautés animales et végétales présentes.

Dans la liste précédente, certains paramètres sont connus ou peuvent l'être ((1), (2), (3), (4) et (5)), d'autres sont beaucoup plus difficiles à déterminer ((6), (7), (8) et (9)). Or sans la connaissance de ces paramètres ou sans un suivi biologique des sites d'immersion et de rejet, évaluer l'impact biologique des clapages et rejets s'avère impossible.

Par contre, les activités de dragage et d'immersion sont soumises à autorisation des pouvoirs publics et doivent faire l'objet d'une étude d'impact préalable. Ces études sont disséminées au niveau national et doivent normalement pouvoir être consultables dans chaque département où a lieu un clapage. Malheureusement, il ne nous a pas été possible d'accéder à ces informations dans le temps imparti à cette évaluation initiale.

1.2.4. Câbles sous-marins, récifs artificiels et épaves

Tout objet ou matériel posé sur le fond entraîne l'étouffement des habitats et biocénoses associées présentes sous celui-ci. Ainsi, les câbles sous-marins, les récifs artificiels et les épaves induisent un étouffement, en général définitif, des habitats et biocénoses qu'ils recouvrent.

Concernant les câbles sous-marins, vu la surface qu'ils occupent sur le fond comparée à la surface de la sous-région marine (inférieure à 0,0001 %), on peut négliger l'impact de l'étouffement qu'ils induisent sur la biologie. Les travaux de pose et d'enlèvement génèrent de l'abrasion (traitée par ailleurs) et des remises en suspension au fond.

Concernant les récifs artificiels et les épaves, les surfaces étouffées lors du dépôt des matériaux sur le fond peuvent être localement relativement importantes. Néanmoins, ces structures se trouvent rapidement recolonisées, offrant de nouveaux habitats benthiques. Il est relativement difficile de dire si la création d'un nouvel habitat compense les pertes de biocénoses par

¹ source : <http://www.ukmarinesac.org.uk>

étouffement. En effet, dans le cas des récifs artificiels, la mise en évidence d'impacts positifs ou négatifs sur la faune reste rare et souvent partielle. De plus, les habitats ainsi créés peuvent être différents et non écologiquement équivalents aux habitats initiaux (exemple de matériaux durs déposés sur un fond meuble).

A retenir

Les impacts biologiques potentiellement induits par ces sources de pression sont connus de façon générique (de nombreuses études nationales ou internationales existent) mais il est très difficile de les extrapoler à une situation donnée et particulière.

2. Abrasion

L'abrasion est un dommage physique consistant en l'usure ou l'érosion des fonds par interaction directe entre des équipements (par exemple les engins de pêche traînants) et le fond. Les sources des pressions considérées ici sont strictement anthropiques (l'abrasion naturelle n'est pas considérée). L'impact de l'abrasion concerne surtout le substrat et la composante bio-écologique « communauté benthique ». L'évaluation de la pression « abrasion » et de ses impacts présentés ici, est limitée aux effets directs, les effets indirects par exemple à travers le réseau trophique* ne sont pas documentés.

2.1. Sources d'abrasion dans le golfe de Gascogne

Les sources de pression génératrices d'abrasion sont la pêche aux arts traînants, les extractions de granulats (voir le chapitre « Extraction sélective de matériaux»), les mouillages, et la pose de câbles sous-marins. L'analyse de la pression induite par la pêche est à réaliser sur l'ensemble du plateau. Les autres sources sont beaucoup plus locales avec un impact plus intense là où elles s'exercent. Les données quantitatives pour estimer les surfaces affectées par l'abrasion et les autres pressions humaines sont très limitées et concernent la zone très côtière. Les surfaces affectées par les extractions de granulats et les impacts sont décrits dans le paragraphe correspondant. Les câbles affectent une surface infime (cf. le paragraphe « étouffement et colmatage »).

2.1.1. Pêche

Les activités de pêche sont historiques dans le golfe de Gascogne. Cet espace est fréquenté par de nombreuses flottilles débarquant dans les ports littoraux des produits variés et à forte valeur ajoutée. Activité économique présente tout au long de l'année, la pêche professionnelle a développé au fil du temps des techniques variées pour capturer les poissons, mollusques et autres céphalopodes du golfe de Gascogne.

La pression d'abrasion générée par certains engins de pêche dépend des caractéristiques techniques des engins de pêche utilisés et de l'intensité de la pression (pression hydrodynamique sur le fond, proportion de la surface balayée par les engins de pêche où le contact avec le fond est effectif).

L'impact de cette pression dépend :

- de l'existence même de la pression ;
- de la fréquence (effort de pêche par unité de temps) de l'activité de pêche sur le fond marin considéré ;
- du type d'habitat (caractéristique sédimentaire, exposition à la houle, etc.) ;
- de la fragilité et de la capacité de résilience des espèces.

Il n'y a pas d'estimation de l'impact à l'échelle du golfe de Gascogne. La distribution de l'effort de pêche des engins traînants peut être utilisée pour estimer la pression d'abrasion générée par la pêche, la pression réelle serait néanmoins à corriger en fonction des caractéristiques techniques des engins. Quant à lui, l'impact dépend des caractéristiques des habitats et n'est pas documenté précisément pour le golfe de Gascogne en dehors d'estimations préliminaires sur le substrat dans la Grande Vasière et de quelques observations sur des habitats particuliers.

La pêche aux engins traînants s'exerce potentiellement dans la totalité du golfe de Gascogne. Des données à haute résolution issues du système de suivi satellitaire (Vessel Monitoring System, VMS) ne sont disponibles que pour les navires de plus de 15 m. Pour les navires de plus petite

taille non équipés de ce système seules les données déclaratives par rectangle statistique 30' de latitude par 1 degré de longitude sont disponibles. Les cartes présentées concernent uniquement les navires équipés du VMS. A partir des positions élémentaires de chaque navire, le temps de pêche est estimé pour chaque jour de présence dans une zone (maillée selon un carroyage de 10' de longitude par 10' de latitude), sur la base d'un seuil de vitesse moyenne entre deux points fixé à 4,5 nœuds, commun à tous les types de pêche.

Les données VMS permettent d'estimer la distribution spatiale de l'effort de pêche à la résolution de rectangles de 10' par 10'. Les chalutiers de fond français exclusifs (qui ne travaillent qu'au chalut de fond) de plus de 15 m ont une activité répartie dans tout le golfe de Gascogne avec une activité plus intense au nord et dans les fonds de moins de 100 m. Les chalutiers non exclusifs, qui utilisent aussi d'autres engins ont une activité côtière et le long de la pente continentale (Figure 5). Les chalutiers non exclusifs qui travaillent à la côte sont essentiellement des chalutiers-dragueurs. Le deuxième engin des navires qui travaillent le long de la pente (de la partie externe du plateau vers 180 m jusqu'à une profondeur de 400-600 m, rarement plus dans le golfe de Gascogne) n'est pas documenté, il s'agit probablement de chalut pélagique ou d'engins fixes car il n'y a pas de ressource exploitable aux dragues dans ces secteurs. Les chalutiers étrangers à panneaux ont une activité sur une grande partie du plateau mais moindre dans le nord, faible à la côte et maximale à la rupture plateau-pente. Il existe une activité au chalut à perche, engin à fort impact sur le fond, concentrée dans le sud du golfe de Gascogne.

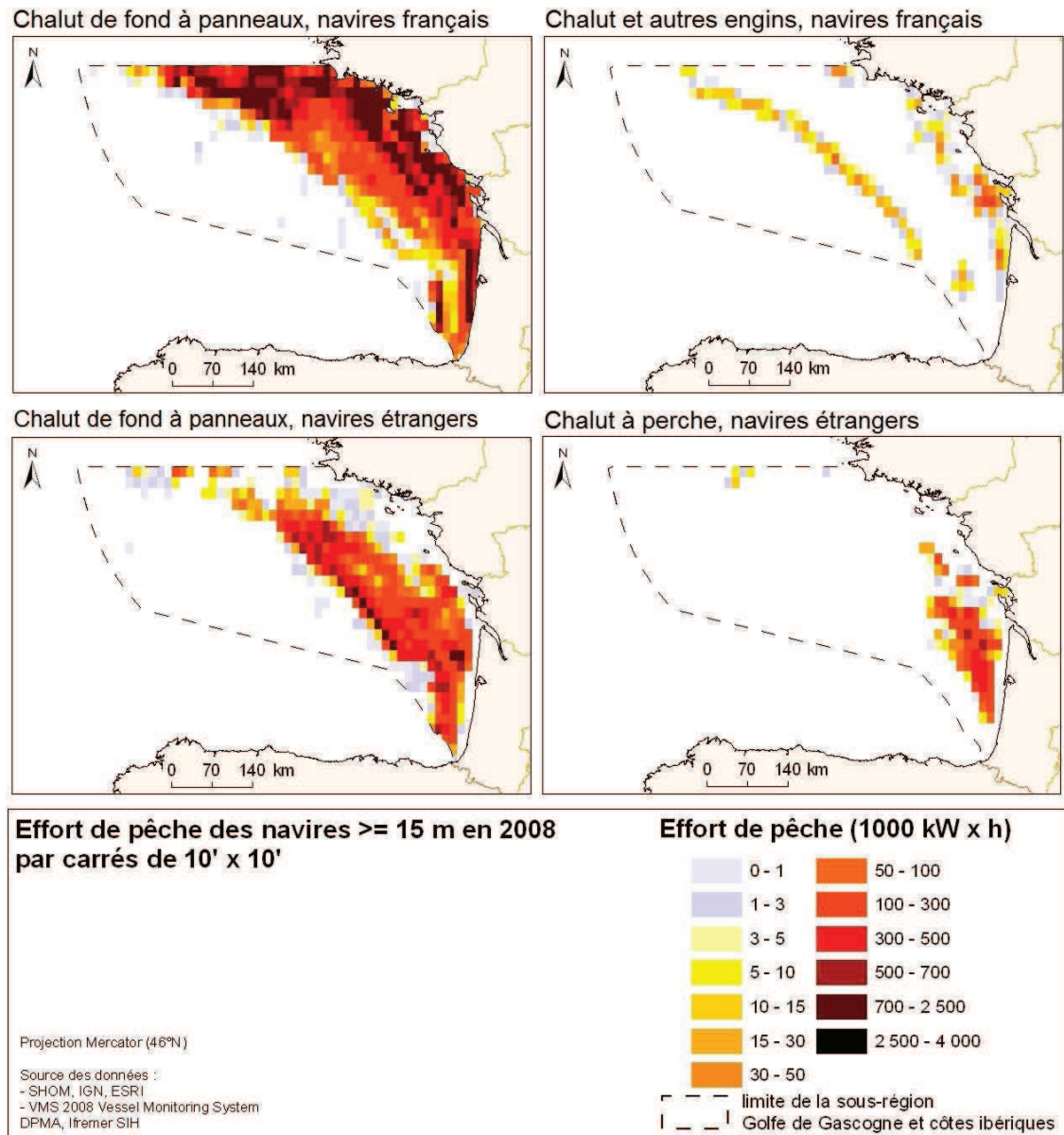


Figure 5 : Répartition spatiale (année 2008) de l'activité des chalutiers de fond exclusifs (haut gauche) et non exclusifs (haut droite) français ainsi que les chalutiers à panneaux (bas gauche) et à perche (bas droite) étrangers (les typologies des navires français issues des bases Ifremer sont plus précises que celles des navires étrangers du registre de la flotte communautaire <http://ec.europa.eu/fisheries/fleet/index.cfm>).

L'activité des chalutiers de moins de 15 m, dont la répartition géographique n'est connue qu'à partir des déclarations des logbooks² européens et des fiches de pêche françaises, est plus côtière et maximale dans le nord du golfe (Figure 6).

² Journal de bord pour navires de pêche

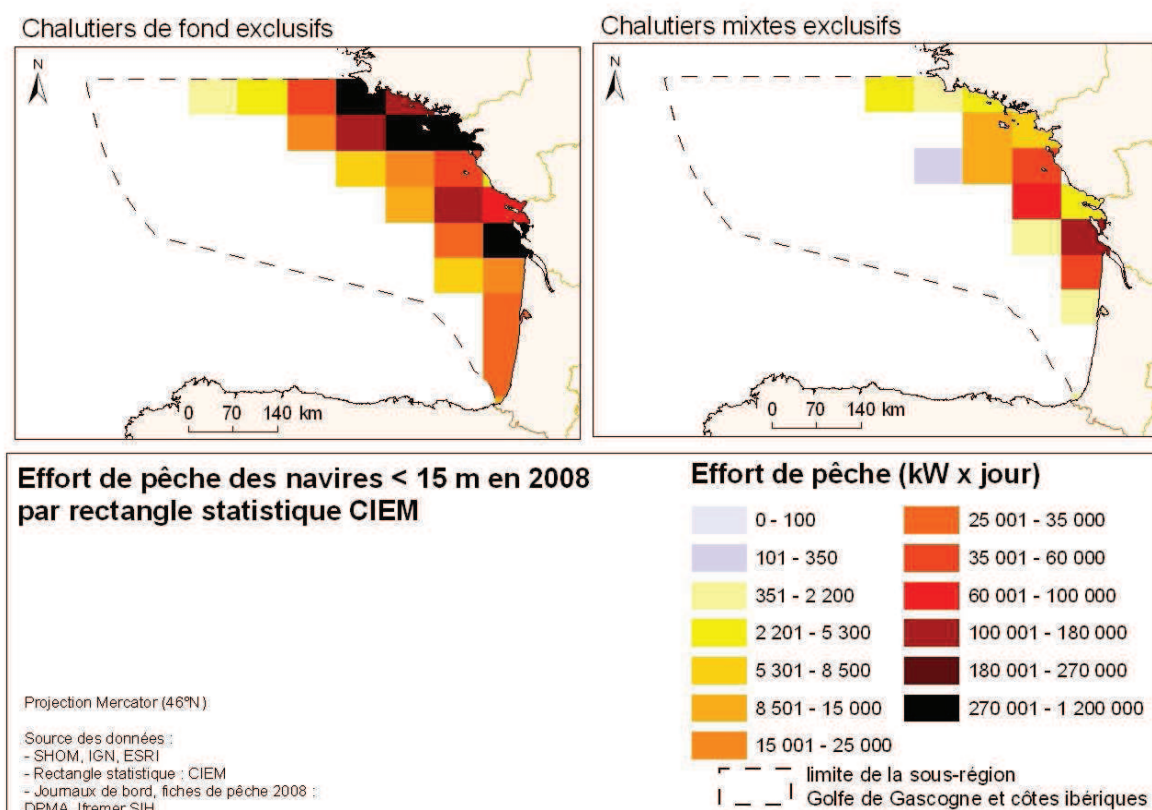


Figure 6 : Répartition géographique (année 2008) de l'activité des chalutiers exclusifs de fond (gauche) et mixtes (droite) de moins de 15 m dans le golfe de Gascogne, les chalutiers de fond exclusifs n'utilisent que cet engin tandis que les chalutiers mixtes exclusifs utilisent d'autres chaluts.

A la résolution de 10' par 10' la totalité du golfe de Gascogne est exposée à la pression d'abrasion générée par le chalutage. Néanmoins, la distribution de l'activité de pêche est très hétérogène à petite échelle et une résolution plus fine, par exemple la cartographie brute des points VMS ferait probablement apparaître des zones non impactées. En effet, les navires travaillent en revenant sur des "traînes de pêche" connues où les engins sont traînés sans risque d'avaries et évitent particulièrement certaines structures naturelles et artificielles (épaves). Néanmoins certains navires dans le golfe de Gascogne se sont équipés récemment de "grilles à cailloux", dispositifs qui permettent de chaluter sur des fonds où il y a de gros blocs épars. Ces grilles évitent que ces blocs rentrent dans le chalut et permettent que le chalut les pousse, déplace et finalement passe à côté. Ce système a pour conséquence que des obstacles au chalutage antérieurement évités ne le sont plus. La répartition de cette activité, probablement en augmentation récente, n'est pas connue. Plus généralement, certains types de chaluts ne peuvent être utilisés que sur les fonds sédimentaires, d'autres peuvent être traînés sur des fonds plus rocheux (rockhopper) mais les données d'effort de pêche ne fournissent pas le détail technique des engins utilisés.

Il n'y a pas d'estimation des tendances de la pression d'abrasion par la pêche car l'on ne dispose pas de série temporelle des surfaces impactées ou volumes de sédiments remobilisés, du fait des activités de pêche. La puissance motrice totale des flottilles françaises, a augmenté jusqu'au début des années 1990 puis diminué. En termes d'effort de pêche, bien que le nombre d'heures de chalutage ait baissé de près de 40 % entre 2000 et 2010, la diminution de puissance a été largement compensée par les progrès techniques réalisés par les flottilles. Des indicateurs d'abrasion utilisant les données d'efforts de pêche combinées à des données techniques des engins de pêche pourraient être développés mais n'existent pas actuellement. D'après les données du

STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries³), l'effort de pêche des engins traînants est relativement stable depuis 2005, la fiabilité de ces données avant 2005 est moindre. Les données des navires espagnols, non fournies au STECF pour cette zone manquent dans ce tableau, les Divisions CIEM VIIIa,b correspondent essentiellement au plateau continental du golfe de Gascogne.

Tableau 2 : Effort de pêche international (milliers de kW jours-de-mer), hors Espagne, dans le golfe de Gascogne, Divisions CIEM VIIIa,b, données STECF.

	2005	2006	2007	2008	2009
Chaluts à perche	802	854	887	700	926
Dragues	472	598	505	411	399
Chaluts à panneaux	18540	22463	24671	20855	20796

2.1.2. Mouillages et navigation

La navigation proprement dite ne génère pas d'abrasion, en revanche les mouillages induisent une abrasion sur les fonds côtiers. En particulier les herbiers à zostères sont impactés par les mouillages de la navigation récréative. On estime à environ 60 000 le nombre de mouillages individuels et collectifs (corps morts) autorisés au niveau national, dont de l'ordre d'un tiers sur la sous-région marine golfe de Gascogne ; plus de 300 000 bateaux de plaisance y sont immatriculés (voir le chapitre « Navigation de plaisance et sports nautiques » dans l'analyse économique et sociale).

Outre la surface des corps morts, impactés par colmatage, le balayage répété de la chaîne de mouillage sur la zone périphérique du lest, provoquent un impact important. Néanmoins, il n'existe pas de quantification de ces impacts à l'échelle du golfe de Gascogne, notamment, de part la difficulté à contrôler les mouillages des bateaux de plaisance.

2.1.3. Câbles sous-marins

Les câbles sous-marins génèrent une pression d'abrasion lors de la pose (ils sont ensouillés de 1 à 2 m), de l'enlèvement ou des réparations. Les câbles sont nombreux dans le nord du golfe, notamment avec la zone d'atterrissage de Penmarch. Dans le golfe de Gascogne, il existe 108 km de câbles sous-marins électriques et 5 535 km de câbles sous-marins de télécommunication, ce qui représente une surface impactée infime de moins de 0.0001 % de la surface de la SRM (voir le chapitre « Etouffement et colmatage »).

³ <https://stecf.jrc.ec.europa.eu/home>

2.2. Impacts de la pression d'abrasion sur les communautés benthiques

2.2.1. Substrat

Les impacts directs des chaluts sur le substrat sont (i) d'étroites marques (de l'ordre du mètre) laissées par les panneaux pénétrant jusqu'à quelques dizaines de cm dans les fonds meubles et (ii) de larges traces des bourrelets et bras des chaluts (quelques dizaines de mètres) profondes de quelques cm. De plus, les chaluts remettent les sédiments en suspension dans l'eau, la fraction fine des sédiments peut séjourner dans la masse d'eau et être transportée par les courants. Les chaluts équipés de bourrelets lourds comme les rockhopper remettent en suspension des masses de sédiments supérieures comparés aux chaluts à bourrelet plus léger. Il n'y a pas de mesure directe de la largeur balayée par les chalutiers du golfe de Gascogne. Les données techniques partiellement disponibles sont les longueurs des bourrelets et corde dos. De façon générale la largeur balayée par le chalut correspond environ à la moitié de la longueur de la corde de dos. Les cordes de dos de 30 à 40 m des chalutiers français, indiquent des largeurs balayées de 15 à 20 m. Dans le golfe de Gascogne, les chaluts jumeaux, qui augmentent la largeur balayée, s'étaient répandus au cours des années 1990 et ont régressé depuis.

Enfin l'abrasion des engins de pêche inclut le déplacement et le retournement des éléments du fond marin. L'action de certains types de chaluts qui peuvent passer sur (rockhoppers) ou déplacer (chaluts équipés de grilles à cailloux) des structures significatives que les chaluts à bourrelet franc doivent éviter, a un effet d'abrasion plus intense. Par ailleurs, de récentes vidéos ont montré que les fonds meubles situés entre le rebord du plateau et 1 000 à 1 500 m apparaissent communément affectés par des impacts de chalutage.

Dans la Grande Vasière (la distribution géographique de la Grande Vasière est illustrée dans le chapitre « Nature des fonds marins » de l'analyse des caractéristiques et de l'état écologique) une diminution de la proportion de vase semble avoir eu lieu depuis 40 ans. La cause de ce changement n'est pas certaine, bien qu'une étude préliminaire de cette remise en suspension des sédiments ait mis en évidence un effet combiné d'événements climatiques et d'activités anthropiques (cf. chapitres « abrasion » et « étouffement et colmatage »), sans qu'une estimation fiable ait pu être faite. La remise en suspension favorise l'augmentation de la turbidité et le transport des particules au-delà du plateau ou plus à la côte par les courants de marées.

2.2.2. Communautés d'invertébrés benthiques

Bien que quelques travaux décrivent ces impacts, il n'y a pas d'estimation quantitative des impacts de l'abrasion sur les communautés benthiques, notamment parce qu'il n'y a pas de cartographie exhaustive des différents habitats, ni d'estimation de la production et de la diversité taxonomique et fonctionnelle benthique dans le golfe de Gascogne.

D'après le rapport du task group sur l'intégrité du fond marin, les usages devraient être considérés durables si les pressions qu'ils génèrent n'empêchent pas le maintien de la diversité naturelle, de la productivité et des processus écologiques des composantes de l'écosystème. La reconstitution doit être sûre et rapide lorsque les perturbations cessent. "Reconstitution" signifie « tendance nette vers un état antérieur à la perturbation et retour jusqu'à un état dans la gamme de variation naturelle si l'absence de pression est maintenue ». Dans ce contexte, usage, est synonyme de source de pression. Un usage durable, n'est pas un usage sans impact sur l'écosystème marin, mais un usage dont l'impact disparaît rapidement en cas d'interruption de la pression. Il n'existe pas, pour le golfe de Gascogne, d'estimation de la persistance des modifications des communautés

benthiques dues à l'abrasion, or cette persistance ou au contraire la rapidité de reconstitution citée ci-dessus) est essentiellement pour évaluer si les pressions sont à des niveaux durables, c'est-à-dire compatibles avec le maintien de la diversité et de la productivité des communautés benthiques, ou excessifs.

La pêche aux arts traïnants impacte la composition spécifique*, la diversité et la production des communautés benthiques. Dans les communautés impactées, l'épifaune* fixée de grande taille et les filtreurs sont moins bien représentés et les organismes vagiles*, l'endofaune* et les détritivores sont relativement plus abondants. Cet effet a été identifié pour les communautés de la Grande Vasière et dans des travaux plus locaux. Sur la Grande Vasière, l'une des principales espèces cibles de la pêche est la langoustine, espèce benthique fouisseuse de grande taille et vivant 10 ans ou plus. L'état satisfaisant de cette ressource suggère que la communauté d'espèces benthiques vagiles plus petites à taux de renouvellement plus rapide ne devrait pas être impactée de façon excessive.

La pêche récréative impacte la faune des estrans rocheux par retournement des blocs.

2.2.2.1. Espèces menacées et fragiles

Aucune espèce d'invertébré benthique n'est à ce jour classée dans les catégories menacées de l'UICN dans le Nord-Est Atlantique. Néanmoins les espèces fragiles, qui peuvent être endommagées par le passage des engins de pêche, par exemple les oursins, sont absentes des zones les plus intensément chalutées. Il y a peu de données sur le statut de telles espèces dans le golfe de Gascogne. Les pennatules notamment *Virgularia mirabilis* et *Pennatula phosphorea* ont été identifiées par OSPAR* comme espèces sensibles à l'impact des chaluts notamment dans les pêcheries langoustinières. Il n'existe pas d'évaluation du statut de ces espèces dans le golfe de Gascogne mais elles sont visibles dans des enregistrements vidéo récents.

2.2.2.2. Herbiers à zostères

Ces communautés très côtières sont exposées à plusieurs pressions dont de l'abrasion due au piétinement (pêche à pied professionnelle et récréative) et aux mouillages de la navigation de plaisance. Les mouillages fixes (corps morts) localisés dans des zones d'herbiers, créent des cercles d'abrasion de leur chaîne sur le fond, de quelques mètres de diamètres, où les zostères ne parviennent pas à pousser (voir le chapitre relatif aux habitats particuliers de l'infralittoral de l'analyse des caractéristiques et de l'état écologique).

2.2.2.3. Bancs de maërl

Les extractions de sable et graviers impactent les bancs de maërl* (voir le chapitre « Extraction sélective de matériaux »). Ces bancs sont aussi impactés par les activités de pêche, notamment les dragues à coquilles Saint-Jacques et autres bivalves* associés à ces bancs, qui réduisent la biodiversité et la complexité structurale des bancs.

2.2.2.4. Coraux d'eau froide

Des impacts sur les coraux d'eau froide ont été rapportés dès les années 1920, ces organismes bioingénieurs, constructeurs de structures tri-dimensionnelles étant alors qualifiés de nuisibles au chalutage. Les données anciennes recensent des récifs de coraux par moins de 200 m de profondeur, par exemple 14 stations sur 51 et les édifices importants semblent surtout développés par 200 à 400 m. Les coraux profonds comptent parmi les organismes benthiques les plus sensibles à l'impact des engins traïnants. Par moins de 200 m des espèces de coraux sont toujours

présentes de nos jours mais il n'y a plus de récif significatif connu ; l'aire qu'ils occupaient à l'origine est inconnue. Au-delà de 200 m, il n'existe pas encore d'estimation de la proportion de récifs de coraux d'eau froide qui ont été impactés ni de l'aire occupée. Au moins 3 zones autour des têtes de canyons du Blavet et du Guilvinec (de quelques km² à quelques dizaines de km²) sont identifiées avec une proportion de la surface impactée proche de 100 %. L'abrasion due aux engins de pêche fixes est mineure par rapport à celle des engins traînants, néanmoins, les palangres peuvent avoir un impact sur certains récifs de coraux non impactés par les chalutiers.

A retenir

Dans la sous-région marine, la pêche aux arts traînants, les extractions de granulats, les mouillages, et la pose de câbles sous-marins sont susceptibles de générer de l'abrasion. Dans le golfe de Gascogne, la pêche aux arts traînants induit une pression d'abrasion répartie à travers les saisons et les secteurs de pêche sur l'ensemble du plateau continental. Les autres sources sont beaucoup plus côtières et peuvent induire localement une abrasion assez importante. La pression d'abrasion générée par l'extraction des matériaux marins siliceux et calcaires est significative mais ne concerne que des surfaces assez réduites.

Bien que quelques travaux décrivent ces impacts, il n'y a pas d'estimation quantitative des impacts de l'abrasion sur les communautés benthiques, notamment parce qu'il n'y a pas de cartographie exhaustive des différents habitats, ni d'estimation de la production et de la diversité taxonomique et fonctionnelle benthique dans le golfe de Gascogne. Cependant, quelques espèces et habitats semblent particulièrement impactés par l'abrasion :

Les bancs de maërl, qui sont, en fonction des sites, à la fois soumis aux extractions de matériaux calcaires et aux pêches à la drague. Les herbiers à zostères, qui sont fortement exposés aux diverses pressions engendrées par la navigation, les mouillages et le piétinement.

Les pennatules notamment *Virgularia mirabilis* et *Pennatula phosphorea* ont été identifiées par OSPAR comme espèces sensibles à l'impact des chaluts notamment dans les pêcheries langoustinières. Enfin, au moins 3 zones de coraux d'eau froide, autour des têtes de canyons du Blavet et du Guilvinec sont identifiées avec un taux d'impact proche de 100 %.

3. Extraction sélective de matériaux

3.1. Les activités d'extraction de matériaux marins

3.1.1. Contexte général

L'extraction sélective de matériaux est définie comme le prélèvement par l'homme, de matières minérales et biologiques du sol et du sous-sol des fonds marins. Les principaux effets s'exerçant sur les fonds marins sont des modifications topographiques et granulométriques impliquant des modifications du fonctionnement hydro-sédimentaire. Les impacts écologiques se manifestent essentiellement par la modification, la suppression et la destruction totale ou partielle des biocénoses et des habitats benthiques ciblés par l'exploitation. Ces impacts concernent les espèces, les communautés et les fonctions écologiques des habitats benthiques. Les pressions et impacts indirects générés par la remise en suspension de matières sont traités dans le chapitre « Modification de la nature du fond et de la turbidité ».

Tableau 3 : Type d'extraction de matériaux marins dans le golfe de Gascogne.

Activités	Matériaux visés	Objectif du prélèvement et utilisation des matériaux	Méthode de prélèvement	Estimation des quantités annuelles autorisées ou prélevées (2010)	Surfaces concernées
Dragages portuaires et des chenaux de navigation	Non spécifique, le plus souvent vase et sablo-vaseux	Entretien des chenaux de navigation	Aspiration, benne	17 millions de m ³ prélevés (2008)	nd
Prélèvements dédiés aux rechargements de plage	Sables	Gestion du trait de côte	Aspiration, benne	nd	nd
Exploitation de granulats marins	Sables et graviers siliceux	Industrie du BTP	Aspiration	Pour les sites actuellement exploités : environ 4 678 000 m ³ autorisés uniquement pour les matériaux siliceux	29.5 km ² de concession autorisée

3.1.2. L'extraction des matériaux siliceux et calcaires

3.1.2.1. Les sables et graviers siliceux

Les granulats rassemblent les particules d'origines minérales, d'une granulométrie comprise entre 0 et 80 mm et provenant essentiellement des roches meubles ou massives. A l'échelle nationale, l'industrie des granulats produit environ 413 millions de tonnes de granulats par an (moyenne 1999-2009), dont environ 2 % sont d'origine marine, soit environ 7 millions de tonnes en 2007 et 2008 et 6 millions de tonnes en 2009. La part des granulats marins utilisés dans l'industrie du bâtiment et des travaux publics va augmenter progressivement, pour répondre, entre autres, à la raréfaction et aux difficultés d'accès des gisements terrestres.

A l'échelle nationale, la somme des droits d'exploitation maximum autorisés pour les sites actuellement exploités est de l'ordre de 5 550 000 m³, soit environ 8.5 millions de tonnes⁴ (cf. annexe 1 de la contribution thématique associée). A cette échelle les granulats marins ne constituent qu'une ressource d'appoint. Cependant, dans les départements côtiers et les zones accessibles par voies navigables, ils alimentent de façon significative les secteurs économiques consommateurs de granulats. L'extraction industrielle des granulats marins est encadrée par le code minier. Le droit effectif d'exploiter les ressources minérales est acquis suite à un processus d'instruction long et complexe, qui comprend notamment une phase de concertation à tous les niveaux, central et local, nécessaire au bon aboutissement et à l'acceptabilité des demandes de concessions. L'exploitation se fait très majoritairement par aspiration hydraulique en marche (élinde), mise en œuvre par des navires spécifiques appelés dragues aspiratrices. L'intensité des activités d'extraction se situe entre 2 et 9 heures/ha/an en fonction des sites, ce qui correspond à des intensités jugées moyennes à fortes. Pour la sous-région marine golfe de Gascogne, il n'y a pas d'estimation de la surface réellement exploitée chaque année à l'intérieur des concessions. Les tracés d'extraction du site du Pilier montrent une occupation totale de la surface.

Dans le golfe de Gascogne l'extraction des matériaux siliceux représente actuellement environ 4 678 000 m³ autorisés par an⁵ pour une surface d'environ 29,5 km² (cf. annexe 1 de la contribution thématique associée). Les données précises des débarquements effectivement réalisés, sont disponibles auprès des DREAL mais ne font pas l'objet de synthèses régionales ou nationales. A défaut d'avoir pu consulter ces données, le volume présenté ici illustre la pression de prélèvement maximale autorisée. Les concessions actuellement opérationnelles sont situées exclusivement en mer territoriale, dans l'estuaire externe de la Loire, au large du pertuis d'Antioche, au large des Sables d'Olonne et dans l'embouchure de l'estuaire de la Gironde (Figure 7). A l'intérieur du périmètre des concessions, les autorisations d'ouverture de travaux peuvent porter sur une surface inférieure à celle de la concession. La totalité de cette surface autorisée se situe sur des fonds peu profonds (entre 10 et 30 mètres) correspondant aux habitats physiques EUNIS⁶ des « sables grossiers et graviers sublittoraux » (50 % A.5.1) et des « sables fins à moyens sublittoraux » (50 % A.5.2). L'activité d'extraction de granulats siliceux va significativement augmenter au cours des 5 à 10 ans à venir. En effet, les procédures en cours pour l'obtention de titres miniers et/ou d'autorisation d'ouverture de travaux d'exploitation représentent actuellement environ 21.3 km² de surface demandée pour environ 4 650 000 m³ de volume demandé (cf. annexe 2 de la contribution thématique associée). L'estimation des surfaces et volumes qui seront véritablement autorisés dans les prochaines années est difficile à réaliser, dans le contexte actuel d'évolution de l'activité. Une partie des dossiers en cours d'instruction vise à prendre le relais de gisements actuellement autorisés (Pilier, Sables d'Olonne). Le titre minier du site du Pilier prend fin en 2018. A moyen terme, on peut estimer que le volume total autorisé par an pour la sous-région marine golfe de Gascogne, pourrait passer de 4 678 000 m³ à environ 7 millions de m³.

Environ 72 % de la surface et du volume total des concessions demandées sont localisés en mer territoriale (Figure 7). Ces sites sont situés au large, à l'ouest de l'île de Noirmoutier, dans l'embouchure de l'estuaire de la Loire et à proximité des Sables d'Olonne (Figure 7). La quasi-

⁴ Pour les matériaux siliceux on estime qu'1 m³ prélevé pèse entre 1,6 tonne

⁵ Correspond à la somme des volumes autorisés pour les concessions actuellement exploitées. Estimations de volumes et surfaces réalisées à partir de la couche d'information géographique relative aux extractions de granulats, dont matériaux calcaires, source Ifremer Géosciences Marines, Sextant, téléchargement réalisé en mai 2011.

⁶ Estimations de surface d'habitats physiques (EUNIS niveau 3) concernés par les concessions réalisées à partir de la couche d'information géographique « cartographie des habitats physiques Eunis – des Côtes de France », source Ifremer DYNECO-AG.

totalité de ces surfaces concernent les habitats physiques EUNIS des « sables grossiers et graviers sublittoraux » (57 % A.5.1) et les habitats physiques des « sables fins à moyens sublittoraux » (42 % A.5.2). Cette augmentation est conforme à la stratégie en cours d'élaboration pour la gestion des granulats, qui vise à augmenter progressivement la proportion des granulats marins dans la production nationale, avec l'objectif de passer d'environ 2 % actuellement à 5 % en 2015-2020. Les études récentes menées par Ifremer estiment que la ressource en matériaux des eaux françaises de la façade maritime « Loire-Gironde » est d'environ 19,8 milliards de m³. Compte tenu des contraintes techniques, réglementaires, économiques et environnementales, seuls quelques pourcents sont actuellement exploitables. La cartographie prédictive des habitats physiques EUNIS indique que les habitats A.5.1 des « sables grossiers et graviers sublittoraux » et A.5.2 des « sables fins à moyens sublittoraux » représentent respectivement environ 11 000 km² et 43 000 km² dans la sous-région marine golfe de Gascogne.

3.1.2.2. Les matériaux calcaires, sables coquilliers et maërl

Cette activité se tient exclusivement sur les gisements de la région Bretagne. Elle alimente les besoins de la région en amendement agricole calcaire et les besoins des usines de production d'eau potable pour les systèmes de filtration d'eau. L'extraction du maërl⁷, se tient essentiellement sur les côtes de Bretagne Nord dans la sous-région marine Manche – mer du Nord et de façon moins importante (en termes de volumes) sur les côtes de Bretagne Sud. Cette activité a atteint les 600 000 tonnes par an entre 1975 et 1979. La Bretagne est la région du monde où l'activité d'exploitation est la plus forte. C'est depuis la loi 97-1051 du 18 novembre 1997, que l'extraction des matériaux calcaires est régie par le code minier. Elle était auparavant considérée comme une pêche et n'était pas soumise à autorisation. L'extraction se fait majoritairement par aspiration hydraulique.

Pour la sous-région marine golfe de Gascogne, il n'y a plus d'extraction de maërl. Seul le site d'extraction de l'archipel des Glénan a été exploité jusqu'en 2011. Le titre minier sur ce gisement a expiré le 1^{er} octobre 2011. Le volume total autorisé était d'environ 15 000 m³ pour la période 2010-2011 sur une surface autorisée d'environ 0,5 km² (Figure 7). Dans le contexte de l'arrêt programmé des extractions de maërl en 2013, de la baisse des volumes autorisés et d'un déficit en matériaux calcaires pour les besoins régionaux, il est probable que la totalité de ce volume ait été effectivement prélevé. Il n'y a pas de nouvelle demande de concession pour l'extraction du maërl dans le golfe de Gascogne. Les bancs de maërl forment l'habitat EUNIS A.5.51 (bancs de maërl) et sont reconnus par la directive européenne Habitats Faune Flore et la Convention Ospan⁸.

L'unique procédure d'autorisation d'ouverture de travaux en cours pour l'extraction de sables coquilliers concerne le site de Kafarnao à proximité de l'île de Sein, dans le Parc marin d'Iroise. Il représente 65 000 m³ demandés, pour une surface d'environ 1 km². Le titre minier est accordé depuis le 22 mai 2011 pour une durée de 10 ans.

⁷ Le terme de maërl désigne des accumulations d'algues calcaires corallinacées vivant librement sur les fonds meubles infralittoraux.

⁸ Convention Oslo-Paris, pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est

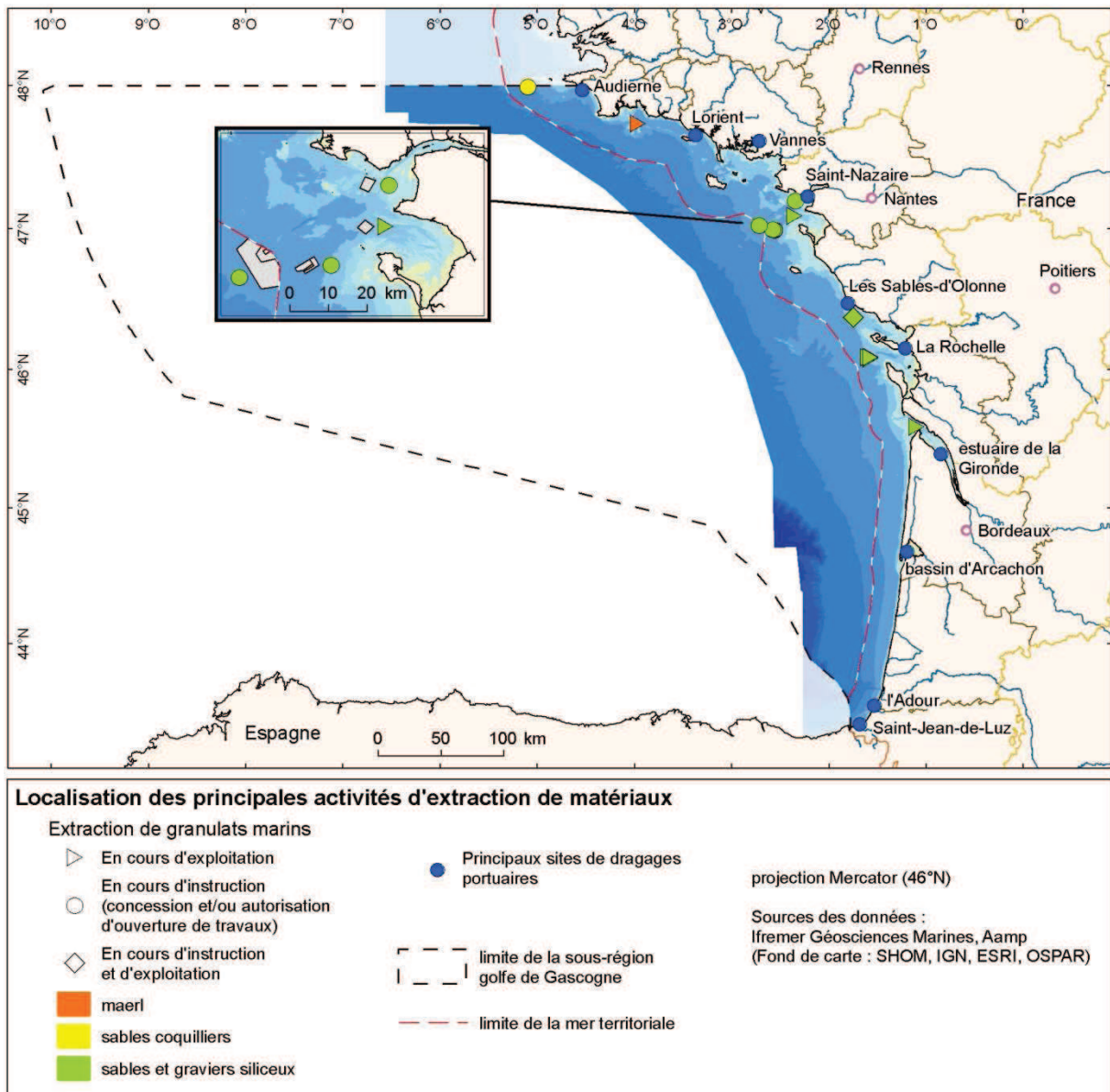


Figure 7 : Localisation des activités d'extraction de matériaux marins.

3.1.3. Les extractions dédiées à la gestion du trait de côte

Depuis les années 1980, les opérations de rechargement de plage se sont multipliées sur le littoral français comme une technique douce, intégrée à la stratégie de gestion globale du trait de côte. Le Secrétariat général de la mer a estimé en 2006 que les besoins sont compris entre 2 à 3 millions de tonnes de sable par an. Le sable utilisé pour ces opérations peut provenir de dragages portuaires ou d'extractions en mer dédiées. Dans le golfe de Gascogne la majorité des grandes opérations de rechargement de plage ont été menées dans les départements de la Loire-Atlantique, de Vendée et de Charente-Maritime. Entre 1989 et 2009, environ 1,7 millions de m³ de sable ont été utilisés pour le rechargement des plages de Charente-Maritime et environ 400 000 m³ pour les plages de Vendée. Pour la Charente-Maritime, sur la même période, environ un tiers de ce volume correspond à un recyclage de matériaux disponibles, issus notamment des dragages portuaires. La différence, c'est-à-dire plus de 1 million de m³ provient vraisemblablement de prélèvements dédiés aux opérations de rechargement de plage. L'origine et les volumes précis des sédiments prélevés spécifiquement pour ces opérations n'ont pu être précisés. Pour le département de Loire-

Atlantique, environ 200 000 m³ ont été prélevés sur la concession du Pilier pour le rechargement de la plage de la Baule en 2004.

3.1.4. Les dragages portuaires

Autre forme d'extraction de matériaux, les dragages sont indispensables pour garantir un accès sécurisé aux infrastructures portuaires. Ces opérations sont effectuées au moment de la construction des ports, de projets permettant l'augmentation des tirants d'eau et également de façon périodique pour l'entretien des chenaux de navigation. Les dragages s'effectuent principalement par aspiration hydraulique. Dans le golfe de Gascogne les dragages ont représenté environ 17 millions de m³ en 2008. Les dragages réalisés pour l'entretien des 3 grands ports maritimes représentent à eux seuls environ 90 % du volume total dragué en 2008 dans la sous-région marine (Nantes 8,7 millions de m³, La Rochelle 314 000 m³ et Bordeaux 6,1 millions de m³). Les volumes prélevés sont majoritairement constitués de vases et de sables.

En 2008, dans le golfe de Gascogne, environ 4 % des sédiments dragués pour l'entretien des chenaux et des ports, ont été réutilisés pour le rechargement de plage, soit environ 680 000 m³.

3.2. Synthèse des impacts connus sur les habitats benthiques

3.2.1. Les extractions de sables et graviers siliceux

Les impacts écologiques de l'extraction des granulats ne font pas l'objet de recherches scientifiques publiques particulières dans la sous-région marine. Les études d'impacts réalisées dans le cadre de l'instruction des dossiers et pour le suivi, généralement quinquennal, des sites exploités pourraient fournir en partie les données nécessaires. Ces études contiennent des données relatives aux suivis bathymétriques, morphosédimentaires, benthiques et parfois halieutiques. Aucune étude d'impact n'a pu être prise en compte à l'occasion de la rédaction de ce chapitre, faute d'harmonisation et de bancarisation des données. En Manche - mer du Nord, le site d'extraction des « sables et graviers de la baie de Seine », exploité par le GIE GMN⁹ dans le cadre du GIS SIEGMA¹⁰, fait l'objet d'une extraction expérimentale. C'est le seul site d'extraction expérimentale à l'échelle nationale. Les résultats de cette étude et des autres références présentés ci après, ne sont pas représentatifs des impacts dans la sous-région marine golfe de Gascogne, mais ils illustrent ce qu'il est possible d'observer dans des contextes particuliers en Manche - mer du Nord, en baie de Seine et sur les côtes anglaises.

Les suivis réalisés après la première année d'exploitation du site expérimental montrent que l'extraction n'y a pas significativement changé le substrat et n'a pas changé la nature de la communauté benthique. En fonction de la superposition des sillons d'extraction, l'approfondissement du fond observé varie entre 20 cm pour une intensité faible (< 1 h/ha) à 1 mètre pour une intensité faible à moyenne (1 à 5 h/ha, GIS SIEGMA 2010). L'empreinte des sillons varie généralement entre 30 et 60 cm de profondeur pour 2 à 3 mètres de larges. Sur les sites très exploités, les sillons successifs se superposent et génèrent un surcreusement du substrat, pouvant atteindre plusieurs mètres.

La diminution de 22 % de la richesse spécifique* observée n'est pas jugée significative. Cette diminution s'opère essentiellement par aspiration des individus. Des études antérieures montrent

⁹ Groupement d'Intérêt Economique Granulats Marins de Normandie

¹⁰ Groupement d'Intérêt Scientifique, Suivi des Impacts de l'Extraction de Granulats Marins

que la faune benthique* (sessile¹¹ et vagile) aspirée avec le sédiment, même si elle peut être rejetée à la mer, est globalement condamnée et que seule une fraction des poissons démersaux semble survivre à cette aspiration et au relargage dans le milieu naturel. Les organismes ayant échappés à l'aspiration ne sont pas systématiquement indemnes. Ils peuvent être enterrés, écrasés ou subir un stress diminuant significativement leur espérance de vie. La littérature indique également qu'en fonction des sites et des techniques d'extraction, l'impact immédiat peut se manifester par une baisse de 30 à 95 % de la biomasse, de l'abondance et de la richesse spécifique.

L'impact de l'extraction est jugé significatif pour l'abondance et la biomasse, avec des fortes baisses sur le secteur le plus récemment dragué. L'impact sur l'abondance n'est estimé qu'à travers l'espèce *Pomatoceros triqueter*, qui est un vers annélide sessile très commun, sensible à la suppression du substrat, donc à l'extraction, mais très opportuniste et possédant une forte capacité de recolonisation. Il occupe d'ailleurs majoritairement les stations de suivi situées sur la zone non exploitée depuis 7 mois (jachère), qui montrent une recolonisation rapide du substrat, avec des abondances totales supérieures aux sites de références.

La littérature indique que le prélèvement du substrat originel, le re-dépôt des particules fines mises en suspension, les changements granulométriques, la complexification de la topographie et enfin la création d'un territoire à coloniser, induisent un changement rapide des communautés benthiques. On peut également observer une augmentation momentanée de la faune vagile et démersale* consommant la matière organique libérée et les débris d'animaux morts, et une augmentation de la variabilité de la composition spécifique des communautés, traduisant une hétérogénéité de l'habitat. Le changement granulométrique se traduit surtout par une augmentation des particules fines, sables et vases et une diminution des substrats grossiers. Ces habitats perturbés sont préférentiellement colonisés par des espèces opportunistes, tolérantes au stress. Il s'agit en général d'espèces de petite taille, à croissance rapide et à vie courte. Sur les sites encore en cours d'exploitation, les nouvelles communautés peuvent également présenter un taux très important d'individus juvéniles, qui ne peuvent atteindre la maturité à cause des perturbations successives. L'impact direct des activités d'extraction peut donc être significatif et induire un véritable changement de l'habitat et de la communauté benthique. L'importance qualitative, spatiale et temporelle de cet impact est corrélée à l'intensité de l'activité.

Enfin, les stations de suivi situées en périphérie de la zone d'extraction, donc soumises au re-dépôt des particules fines, semblent assez impactées, notamment pour la richesse spécifique et les abondances. Les études menées au Royaume-Uni indiquent que la zone d'influence des panaches turbides peut atteindre plusieurs kilomètres carrés et modifier ainsi la nature du substrat sur des surfaces assez importantes. Il faut souligner que le tri granulométrique des matériaux à bord des navires (screening) est interdit en France. Cette pratique, autorisée au Royaume-Uni génère un panache turbide beaucoup plus conséquent et provoque donc une modification du substrat plus importante et plus vaste.

Les résultats partiels des études réalisées en baie de Seine ne permettent pas de quantifier l'impact réel d'une extraction commerciale de granulats et ne sont en aucun cas généralisables à l'échelle de la sous-région marine. En effet, les conditions d'extraction mises en œuvre ne sont pas représentatives des conditions réelles d'extraction. Le site n'a pour l'instant, été exploité qu'une année, avec une production d'environ 120 000 à 170 000 m³ de granulats. L'intensité moyenne de l'extraction fut de 1,5 h/ha et comprise entre 30 minutes à 4h30 par hectare. On peut donc considérer que l'intensité d'extraction est faible à moyenne et la production assez moyenne. Les effets mesurés sur le milieu traduisent d'ailleurs cette situation puisqu'ils sont globalement assez

¹¹ Ensemble des animaux aquatiques vivants fixés sur le fond, par opposition à vagile

peu impactant comparés à ceux décrits dans la littérature, sur des sites réellement et plus intensément exploités.

Enfin, quelques études se consacrent au processus de recolonisation après exploitation. Il en ressort que le retour à un état proche ou équivalent de l'état initial, implique d'une part l'arrêt de l'activité et d'autre part un retour aux conditions morpho bathymétriques et sédimentaires initiales. L'hydrodynamisme « local » joue un rôle important puisqu'il conditionne la stabilité du substrat et notamment le comblement progressif des sillons et des surcreusements occasionnés par l'extraction. Il détermine donc les communautés benthiques susceptibles de s'installer et de perdurer. En fonction de leurs profondeurs et de l'hydrodynamisme, les sillons peuvent perdurer d'une à au moins une dizaine d'années. Enfin, l'éventuel retour des communautés benthiques originelles est également très variable et peut intervenir entre 2 à plus de dix ans.

Tableau 4 : Principales conditions opérationnelles et écologiques conditionnant le retour à l'état initial (stratégie r et K¹²).

Retour rapide à un état écologique proche de l'état initial (mois à un an)	Retour lent à un état écologique proche de l'état initial (années à décennie)
Hydrodynamisme important	Hydrodynamisme faible ou modéré
Sédiments fins (sable)	Sédiments grossiers
Communauté benthique dynamique, tolérante aux perturbations et stress	Communauté benthique stable, en équilibre
Espèces à stratégie r dominante	Espèces à stratégie K dominantes
Faible intensité d'extraction	Forte intensité d'extraction
Peu de changement granulométrique	Important changement granulométrique
Petite surface exploitée	Grande surface exploitée

3.2.2. Les extractions de maërl

L'extraction du maërl a deux conséquences principales, premièrement la couche superficielle vivante est éliminée, deuxièmement les matières en suspension générées vont asphyxier le banc et la macrofaune dans un rayon variable dépendant de l'hydrodynamisme. L'impact se manifeste surtout par une augmentation du taux de maërl mort et par une diminution de la biodiversité associée. Ces impacts ont surtout été étudiés sur le site d'exploitation des Glénan.

Les études récentes entreprises dans le cadre du REBENT montrent globalement que l'ensemble des bancs de maërl bretons ont perdu de leur vitalité. Même si l'extraction de maërl est pointée comme l'activité la plus directement impactante, l'étude souligne que cet état actuel résulte également de nombreuses autres contraintes anthropiques, comme les activités de pêche à la drague, l'invasion par la crépidule ou l'augmentation des matières en suspension. Il faut souligner que le maërl est un des habitats marins européens présentant la plus forte biodiversité et assurant des fonctions écologiques capitales pour de nombreuses espèces fréquentant les bancs à différentes périodes de leur cycle de vie. Plus de 900 espèces d'invertébrés et 150 espèces d'algues ont été recensées sur les bancs de maërl des côtes de Bretagne. La croissance des bancs, dépendante de la croissance des algues rouges corallinacées qui les forment est très lente et varie entre 0,25 et 1 mm par an et on estime que certains bancs sont vieux de plusieurs milliers d'années. A l'échelle européenne, les plus grandes concentrations de bancs de maërl se trouvent en France, en Ecosse et en Irlande. La grande majorité des bancs français se situent entre Noirmoutier et la côte ouest du Cotentin. C'est donc une ressource non renouvelable, qui ne peut

¹² Stratégie r : dans un environnement instable aux ressources imprévisibles, stratégie de développement des populations misant sur une forte fécondité, un grand nombre de jeune, une croissance rapide mais présentant un taux de mortalité important ; Stratégie K : dans un environnement stable aux ressources prévisibles, stratégie de développement misant sur la survie des jeunes avec une fécondité plus faible, une croissance lente, des durées de vie plus longues.

supporter une exploitation directe. L'Angleterre a stoppé l'extraction du maërl en 2005 considérant que les avantages écologiques, notamment pour certaines espèces d'intérêts halieutiques*, étaient supérieurs à ceux apportés par l'extraction. Dans le cadre des politiques européennes (directive Habitats Faune Flore*) et internationales (Convention OSPAR), la France s'est engagée à prendre toutes mesures nécessaires à la protection du maërl. L'article 35 de la loi 2009-967 du 3 août 2009, dite loi Grenelle 1 précisant que « les autorisations de prélèvements de maërl seront limitées en tonnage de manière à ne pouvoir satisfaire que des usages à faible exigence quantitative » traduit cette volonté d'augmenter la cohérence avec ces engagements et notamment avec les recommandations de la commission OSPAR. L'arrêt définitif des extractions pour le site des Glénan doit intervenir fin 2011 et au niveau national en 2013¹³.

3.2.3. Les dragages portuaires

Les dragages portuaires ne sont pas considérés comme fortement impactant pour les habitats benthiques lorsqu'ils interviennent dans des zones portuaires très anthropisées. Cependant, la majorité des volumes dragués proviennent de l'entretien régulier des chenaux de navigation en zone estuarienne, hors des enceintes portuaires. Pour de nombreuses espèces marines, les milieux estuariens sont très importants en termes de fonctionnalités écologiques et font l'objet de mesures de protection et de gestion de l'environnement, notamment au travers du réseau Natura 2000.

Pour les seuls estuaires de la Loire et de la Gironde, les dragages réalisés en 2008 pour l'accès au port de Nantes Saint-Nazaire et de Bordeaux, représentent environ 14,8 millions de m³, soit plus de trois fois les volumes de matériaux siliceux autorisés et actuellement exploités dans le golfe de Gascogne (Tableau 3). L'intensité de ces dragages est certainement assez forte, puisqu'ils sont effectués sur des sites précis, de surfaces limitées et de façon périodique.

Une étude méthodologique particulière a été menée pour évaluer les incidences de ces dragages sur l'état de conservation des sites Natura 2000 situés dans les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde. Les éléments de cette étude, relatifs aux incidences des remises en suspension des vases, aux relargages de métaux lourds et aux immersions des sédiments dragués ne sont pas développés dans le présent chapitre. Ces thèmes connexes relatifs aux pressions et impacts générés par les activités de dragages portuaires et de clapages sont traités dans les chapitres relatifs aux « apports en substances dangereuses par le dragage et le clapage », aux phénomènes d'« étouffement et colmatage » et aux « modifications de la nature du fond et de la turbidité ».

Il apparaît que les dragages effectués dans ces estuaires peuvent provoquer la destruction et la dégradation des habitats et des biocénoses estuariennes. La destruction se manifeste par la réduction de la surface des habitats estuariens et par la modification ou la perte de leurs fonctionnalités écologiques. Comme pour les extractions de granulats, l'extraction hydraulique est susceptible d'aspirer certains individus de poissons démersaux vivant dans le fond du chenal. Dans l'estuaire de la Loire, la détérioration des habitats d'intérêt communautaires de vasière est probablement liée aux dragages d'entretien du chenal de navigation, qui provoque une érosion accrue des bords du chenal et donc une diminution significative de la superficie des vasières (GEODE 2008). Ce phénomène n'a cependant pas fait l'objet d'études approfondies et n'est pas quantifiable actuellement (GEODE 2008). Les grands ports maritimes estuariens prennent déjà des mesures visant à limiter les impacts écologiques des dragages. Il s'agit essentiellement de l'abandon de techniques particulièrement impactantes (dragage à l'américaine¹⁴), de

¹³ Engagement du Grenelle de l'environnement

¹⁴ Les dragages dits « à l'américaine » consistent à remettre en suspension des sédiments meubles (par injection d'eaux sous pression ou par des moyens mécaniques) en vue d'une évacuation et d'une dispersion « naturelle » par les courants de marée.

l'optimisation des volumes à draguer par rapport aux besoins réels en termes de navigation et de la programmation des dragages dans des périodes plus compatibles avec le fonctionnement écologique des estuaires.

3.2.4. Les rechargements de plage

La question du coût écologique des extractions de matériaux marins dédiés aux rechargements de plage ne semble jamais abordée et ne semble pas avoir fait l'objet de recherche particulière. Dans la mesure où les motivations et le succès de ces opérations sont parfois discutables, ce coût écologique pour les habitats benthiques mériterait d'être pris en compte.

A retenir

Les études relatives aux impacts écologiques des activités d'extractions de matériaux marins sur les habitats benthiques sont nombreuses. Actuellement, on dénombre plus de 250 publications scientifiques intéressant la France et concourant aux travaux du CIEM quant à l'impact des extractions sur les écosystèmes marins et la biodiversité. Pour autant, il est difficile de tirer des généralisations sur les pressions et impacts écologiques de ces activités à l'échelle de la sous-région marine.

L'extraction des sables et graviers siliceux va significativement augmenter à court terme. Les impacts directs de l'activité sont évidents et significatifs. Un retour aux conditions écologiques proches de l'état initial est possible mais doit s'envisager sur plusieurs années. L'importance des impacts directs et la possibilité de revenir à un état proche de l'état initial sont surtout fonction de l'intensité de l'extraction et de la résilience écologique du site. A l'échelle européenne, la Bretagne forme un territoire important pour sa richesse en maërl. Il apparaît donc logique de protéger définitivement cet habitat.

L'évaluation des impacts nécessite d'étudier à la fois les paramètres des activités traduisant les pressions et les paramètres écologiques traduisant la réponse du milieu. Ces différents suivis ne sont pas soit connus, soit réalisés par les mêmes institutions et administrations, soit, ou alors ponctuellement, mis en relation et en perspective car ils ne répondent pas aux mêmes obligations réglementaires ou aux mêmes objectifs scientifiques.

4. Modification de la nature du fond et de la turbidité

On appelle communément « turbidité » de l'eau l'obstruction à la pénétration de la lumière. La turbidité résulte de la quantité de particules solides en suspension (dites « matières en suspension »), qu'elles soient minérales – sables, argiles, limons – ou d'origine organique – phytoplanctonique ou zooplancton, matières organiques détritiques. Dans le cadre de cette synthèse, les modifications de la turbidité et de la nature du sédiment sont identifiées comme « dommages physiques » résultant de sources de pressions anthropiques. Ces modifications traduisent dans la colonne d'eau (pour la turbidité) et à la surface du fond (nature du sédiment) les effets de la remise en suspension des sédiments (c'est-à-dire leur érosion), de leur transport, puis éventuellement leur dépôt. La nature du fond change si les sédiments qui se déposent en un point donné sont de composition et/ou de granulométrie différentes de celles des sédiments en place, ou si l'érosion de sédiments de surface met à nu des sédiments sous-jacents de nature différente.

Les modifications de la nature du fond peuvent impacter les communautés benthiques par le biais d'une altération de leur habitat (les enrichissements en sable ou en vase conduisant à une adaptation des assemblages en fonction de la nouvelle composition du fond. Parallèlement, les modifications de la turbidité peuvent avoir un impact indirect sur les communautés phytoplanctoniques et les communautés végétales benthiques, par le biais de l'altération de la propagation de la lumière, qui joue un rôle essentiel dans la fonction chlorophyllienne. Des niveaux de turbidité élevés peuvent également impacter les fonctions de filtration des coquillages sauvages ou cultivés, et par conséquent leur croissance, voire leur survie.

Les modifications d'origine anthropique de la turbidité et de la nature du sédiment sont liées à des pressions s'exerçant sur le fond, ou à des pressions qui modifient les apports terrigènes. Elles ne peuvent donc être traitées indépendamment des sources qui les provoquent, reprises dans les chapitres « abrasion », et « extraction sélective » et « apports fluviaux en nutriments et matières organiques ». Elles peuvent également résulter d'activités conduisant à des « pertes physiques » provisoires ou permanentes, comme les rejets de dragage, les opérations de génie civil en mer (ex. installations de structures pour la récupération de l'énergie en mer, enfouissement de câbles, constructions d'ouvrages), la mariculture dont la conchyliculture.

Peu de données permettent de quantifier les modifications d'origine anthropique étudiées ici, d'autant plus que la connaissance des conditions « naturelles », que ce soit pour la nature du fond ou la turbidité ambiante, est très parcellaire. Ce document se propose donc de rappeler les sources de pression (dont l'inventaire par sous-région marine est détaillé dans les chapitres « Etouffement et colmatage », « Abrasion » et « Extraction sélective ») et de présenter l'état des connaissances permettant d'estimer les pressions résultantes sur le fond et sur la colonne d'eau. La modification des apports fluviaux est traitée dans le chapitre « Apports fluviaux en nutriments et matières organiques ». L'analyse complète des impacts sur les habitats et les biocénoses associées est traitée dans le chapitre « Impacts cumulatifs des pertes et dommages physiques ».

4.1. Effets des sources de pression de type « abrasion »

4.1.1. Pêche aux arts traïnants

4.1.1.1. Mécanismes

La pêche aux arts traïnants remanie les fonds sédimentaires en tractant derrière un bateau un chalut destiné à exploiter les espèces commerciales vivant à proximité du fond. La partie avant du chalut est constituée de plusieurs composants qui s'enfoncent plus ou moins dans le sédiment,

afin de piéger dans le filet placé derrière, les espèces convoitées. L'ampleur du remaniement dépend de la taille de l'engin tracté, de son poids, et de la vitesse à laquelle il est tracté. Ce remaniement peut induire des modifications morphologiques des fonds (en fonction de la nature des fonds), et une remise en suspension liée à l'action mécanique du chalut.

4.1.1.2. Pressions sur la nature du fond et la remise en suspension

Des images issues d'observations au sonar latéral illustrent l'effet des chalutages sur la morphologie du fond. Selon les engins utilisés, leur mode de mise en œuvre et la nature du fond, le ragage (et donc le remaniement) varie de 1 à quelques centimètres. La profondeur des sillons observés est généralement moindre du fait du dépôt rapide des particules les plus grossières. La dynamique des nuages turbides produits par ce remaniement des fonds a été analysée lors d'études ponctuelles. Les flux ainsi remis en suspension varient d'une centaine de $\text{g.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (sédiments les plus grossiers) à $800 \text{ g.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (sédiments les plus fins), et les concentrations maximales dans le panache sont comprises entre 150 et 350 mg.l^{-1} selon les expériences. A une distance du chalut de quelques centaines de mètres, la hauteur du panache est de l'ordre de 2 fois l'ouverture du chalut (de l'ordre de quelques mètres), sa largeur de l'ordre de la centaine de mètres, et sa concentration de l'ordre de quelques dizaines de mg.l^{-1} dans les premiers mètres au-dessus du fond. La masse totale en suspension diminue de manière exponentielle dans le temps ; selon la vitesse de chute des sédiments en suspension, l'excès de concentration dû au passage du chalut est indétectable après une période allant de quelques dizaines de minutes à plusieurs heures.

Les estimations des flux ainsi remis en suspension peuvent ensuite être combinées aux estimations de l'effort de pêche afin d'évaluer les masses totales remises en suspension dans une région donnée. Ce travail a été tenté dans la zone dite de la Grande Vasière (Bretagne Sud), afin d'estimer les contributions respectives des tempêtes, des apports fluviaux et des chalutages à la masse de sédiments en suspension. Les résultats sont entachés d'une grande incertitude sur l'estimation de chacune des contributions. Ils concluent à une contribution de la remise en suspension par le chalutage d'un ordre de grandeur comparable à celui de la remise en suspension par les tempêtes, tandis que les apports par les fleuves seraient négligeables.

4.1.2. Mouillages

L'évitement des navires ancrés, en particulier dans les zones d'attente des ports, induit une remise en suspension des sédiments du fait du mouvement des chaînes de mouillage sur le fond. L'ordre de grandeur de la turbidité engendrée n'est pas connu.

4.1.3. Installations d'ouvrages en mer

La construction d'ouvrages installés en mer (on entend par là sans lien direct avec le littoral) peut temporairement altérer le régime hydro-sédimentaire (enfouissement de câbles, construction de fondations pour des piles, qui remettent des sédiments en suspension). Ces effets sont à comparer à la variabilité saisonnière naturelle selon les sites.

L'installation de parcs de structures de récupération de l'énergie marine (éoliennes, hydroliennes) imposera d'examiner l'effet cumulé des structures sur la circulation et la propagation des vagues. Au même titre que les installations conchylicoles par exemple, on peut effectivement anticiper que les modifications des conditions hydrodynamiques dans ces parcs auront un effet sur la remise en suspension des sédiments et leur dépôt, et in fine la nature des fonds.

Pour les parcs d'éoliennes « mono-pile », OSPAR (2006) conclut à un affouillement*¹⁵ limité à une centaine de mètres autour de chaque pile, et une perturbation de la nature des fonds qui excède de quelques centaines de mètres l'emprise d'un parc éolien (conclusion d'observations de parcs au Royaume Uni). Les sites d'essais destinés à tester divers démonstrateurs devront être opérationnels d'ici 2012 (le Croisic pour le houlomoteur, Bordeaux pour l'hydrolien estuarien, Groix pour l'éolien flottant).

4.2. Effets des sources de pression de type « extraction sélective »

4.2.1. Extractions de granulats

Le chapitre « Extraction sélective de matériaux » recense les sites actifs d'extraction de granulats ainsi que ceux en cours d'instruction.

Les extractions de granulats (hors extractions dédiées aux rechargements de plage, traitées ci-dessous) concernent des sédiments sableux à graveleux, destinés à la construction. Elles ont lieu sur des gisements identifiés pour leur faible taux de sédiments fins (en général inférieur à 2 % pour la fraction inférieure à 63 µm). Les extractions se font le plus souvent par drague aspiratrice en marche, qui creuse des sillons de quelques dizaines de centimètres de profondeur, et charge dans la cale du navire un mélange d'eau et de sédiment de fond. Les fractions les plus fines sont remises en suspension sur le fond au moment du passage de l'élinde¹⁶ (effet négligeable), tandis que la surverse des eaux chargées de sédiments fins crée un panache de surface (dans le cas d'une surverse par sabords), ou en subsurface (surverse par puits, c'est-à-dire en fond de cale). Des campagnes de mesure ont montré que les concentrations du mélange rejeté par la drague sont de l'ordre de 0.7 g.l⁻¹ (concentration mesurée à la sortie, pour 20 g.l⁻¹ dans le puits des dragues); la dilution dans l'eau de mer conduit à des concentrations de 10 mg.l⁻¹ en surface après 30 minutes, et aux concentrations du milieu naturel après 2 heures. Les particules les plus grossières du panache (supérieures à 100 µm) chutent en 10 minutes à 1 heure. La zone de dépôt de ces particules s'étend donc de l'intérieur du périmètre d'extraction à quelques centaines de mètres au-delà. Le panache des particules inférieures à 63 µm s'étend sur une plus grande surface. En supposant un taux de particules inférieures à 63 µm de 2 % sur le gisement, et une exploitation de 1 Mm³ sur un permis de 10 km², le dépôt induit serait de 2 mm. Ce dépôt se traduit par un affinement général de la granulométrie, particulièrement dans les sillons.

L'effet le plus persistant des extractions est l'abaissement du niveau bathymétrique. En moyenne sur la zone d'extraction, cet approfondissement atteint en général moins de 2 à 3 mètres à l'issue de l'exploitation, mais il s'agit d'un approfondissement très inégal, d'une part du fait du mode d'extraction (passage de l'élinde), d'autre part parce que c'est la zone du gisement la plus adaptée à la granulométrie recherchée qui sera la plus exploitée. Cette diminution du niveau bathymétrique, dans des zones peu profondes, peut modifier de manière significative la propagation des vagues ; dans le cas de sites proches de la côte (ex : Pointe de Grave en estuaire de Gironde, Kafarnao à l'ouest de l'île de Sein), cette réduction de l'effet protecteur des hauts-fonds vis-à-vis de la houle est à considérer avec précaution.

L'intérêt d'opérations de nivellement à l'issue de l'exploitation d'un site est en cours d'examen.

¹⁵ L'affouillement est le surcreusement qui apparaît autour d'une structure (pile de pont par exemple) construite sur un sol meuble, et soumise à l'action d'un courant et/ou de vagues. La dimension caractéristique horizontale de ce creusement est de l'ordre de 10 fois la dimension caractéristique de la structure (son diamètre, dans le cas d'une pile cylindrique).

¹⁶ L'élinde est l'extrémité de la drague en contact avec le fond, et qui « aspire » le sédiment vers la cale du navire.

4.2.2. Cas particulier des extractions de maërl

Le chapitre « Extraction sélective de matériaux » recense les sites d'extraction de maërl.

Les gisements de maërl exploités sont concentrés sur les bancs les plus vastes et les plus épais. L'extraction peut concerner la totalité du banc, ce qui conduit à des creusements de plusieurs mètres (cas du gisement des Glénan, avec un différentiel bathymétrique observé de 8 m sur l'étendue du banc). L'arrêt de cette activité aux Glénan est effectif depuis le 1^{er} octobre 2011.

Il n'existe pas de mesures concernant l'augmentation de turbidité due à l'extraction de maërl en particulier. En revanche, les habitats de maërl étant typiquement peu turbides, l'augmentation de turbidité due à l'extraction peut y être particulièrement sensible à certaines époques de l'année.

4.2.3. Cas particulier des extractions de sable pour rechargement de plage

Les extractions de sable dédiées au rechargement de plage ont les mêmes conséquences sur le milieu, en termes de turbidité induite et de modification de la nature et de la morphologie des fonds, que les extractions vouées à des usages à terre. Dans la mesure où le contexte hydrodynamique régional ne change pas, les zones où sont effectués les rechargements sont des zones perpétuellement soumises à une érosion naturelle qui tend à déplacer le sable vers le large sous l'effet des houles hivernales, et le long de la côte sous l'effet d'une éventuelle dérive littorale. Le sable utilisé pour le rechargement est donc voué à être de nouveau déplacé sous l'action de l'hydrodynamisme local. Dans la mesure où la granulométrie du sable de rechargement est choisie proche de la granulométrie naturelle de la plage, le procédé n'altère pas les flux naturels : il les entretient tout en évitant une érosion littorale nette.

4.3. Effets des sources de pression de type « étouffement »

4.3.1. Construction d'ouvrages littoraux

Les aménagements côtiers peuvent modifier les zones d'accumulation et de dépôt de sédiments fins ou sableux :

- ils peuvent induire une interception des dérives littorales sableuses liées aux vagues (digues, jetées), créant ainsi localement un « engraissement » tandis que l'aval de l'ouvrage subit une érosion liée à la déplétion des apports ;
- ils peuvent modifier les conditions de circulation (en particulier la propagation de la marée en zone estuarienne, entraînant un déplacement du maximum de turbidité), et constituer des pièges à sédimentation fine (exemple des aménagements portuaires).

L'ampleur de ces modifications dépend des conditions environnementales (hydro-météorologiques, sédimentaires) et des dimensions des ouvrages, mais les effets demeurent très littoraux (à l'échelle des sous-régions marines). Ils peuvent être souhaités (lorsqu'il s'agit d'ouvrages de protection de plages par exemple), ou combattus (entretien des chenaux d'accès aux ports par dragage).

4.3.2. Aménagements fluviaux, pratiques culturelles des bassins versants

Si l'étude de la dynamique sédimentaire des grands fleuves a permis, dans certains cas, d'évaluer des flux sédimentaires en amont de la zone d'action de la marée, la quantification de ces apports dans le milieu marin n'est pas précise. Des analyses de données tentent généralement d'établir des relations empiriques entre débits liquides et flux solides, relations sujettes à caution puisque la prise en compte des phénomènes d'hystérésis entre le lessivage des bassins versants et les apports

sédimentaires dans le fleuve est délicate. On sait néanmoins que les aménagements fluviaux (barrages, aménagement des berges), ont modifié la nature et le volume des apports terrigènes au cours du dernier siècle en piégeant en particulier les apports de sédiments grossiers à l'amont des barrages. La quantification des déficits d'apports sédimentaires liés à ces aménagements est difficile à établir, entre autres du fait des incertitudes quant aux débits solides antérieurs à ces aménagements.

Par ailleurs, l'érosion sédimentaire des bassins versants (et par conséquent les apports en sédiments fins) dépend de l'usage des terres dans ces bassins (type de culture, urbanisation, élevage sur les prairies inondables). On peut établir à l'échelle globale que les flux sédimentaires fluviaux ont été multipliés par un facteur de 2 à 10 au cours des 20 derniers siècles, du fait de la mise en culture de régions auparavant boisées. Pour les époques récentes, la modulation des apports terrigènes liée à l'usage des bassins versants fait l'objet de recherches essentiellement en ce qui concerne les flux de nutriments, mais pas les flux de sédiments fins.

La Gironde, qui draine les bassins versants de la Garonne et de la Dordogne, constitue le principal apport de matières en suspensions du golfe de Gascogne (estimation de l'ordre de 2 Mtonnes/an). Le pourcentage de matières retenues par les barrages de ces bassins versants varie de 70 à 90 % selon les sous-bassins.

La présence d'ouvrages d'art et d'aménagements à l'échelle du bassin versant ayant pour effet de retenir l'eau des précipitations, diminue à la vitesse d'écoulement des eaux lors d'évènements pluvieux de forte importance, et tend à lisser les phénomènes de crues et leurs pics, limitant l'effet de chasse caractéristiques de ces évènements.

4.3.3. Conchyliculture et pisciculture : zones d'accumulation de sédiments fins

Les sites conchylicoles sont recensés dans le chapitre « Etouffement et colmatage ».

Le long des façades Atlantique, la conchyliculture se répartit entre :

- l'ostréiculture sur « tables » surélevées (en zone intertidale) ;
- l'ostréiculture sur le fond (sans structure, essentiellement en zone subtidale*) ;
- l'ostréiculture sur filières ;
- la mytiliculture sur bouchots, au sol ou sur filières.

La présence de structures (tables ou bouchots) induit une altération de la circulation et de la propagation des vagues. Selon l'orientation des structures par rapport aux courants dominants et à la direction de propagation des vagues, la nature du sédiment vierge, le niveau de turbidité ambiant, la densité des structures, un envasement de quelques centimètres à quelques dizaines de centimètres peut être observé dans les parcs conchylicoles eux-mêmes, ou à leur bord immédiat. Cet impact reste néanmoins limité spatialement.

La pisciculture marine est présente dans les quatre régions de la sous-région marine (Bretagne, Pays de la Loire, Poitou-Charentes, Aquitaine). Les cages immergées sont également responsables de taux de sédimentation accrus au droit des installations et alentour, avec essentiellement des répercussions sur les flux de matière organique et les habitats benthiques que ces flux affectent.

4.3.4. Dragages et rejets de dragages

Les produits de dragage sont principalement rejetés en mer mais peuvent être traités à terre, notamment pour les matériaux les plus contaminés. Les zones de rejets de dragage en mer sont recensées dans le chapitre « Apports en substances dangereuses par le dragage et le clapage ».

Il faut distinguer deux catégories de dragage : les dragages d'approfondissement (travaux initiaux, qui peuvent être assimilés aux travaux de construction d'ouvrages), et les dragages d'entretien. Les dragages d'approfondissement perturbent l'état d'équilibre des systèmes, en modifiant les conditions hydrodynamiques, qui se trouvent incompatibles avec la nouvelle morphologie. Suivant l'ampleur de ce dragage, l'adaptation du système à une nouvelle configuration peut se répercuter sur tout le fonctionnement hydro-sédimentaire de l'estuaire (en particulier dans le cas de changements morphologiques qui modifient la propagation de la marée ou le maintien de vasières intertidales, e.g. aménagements de l'estuaire de la Loire), et avoir des répercussions assez loin en amont.

Les dragages d'entretien n'ont pas cet effet de déstabilisation initiale. En revanche, pour les principales zones de dépôt (liées à l'entretien des grands ports), ils induisent une modification locale de la bathymétrie et de la nature des fonds, et leur présence peut en cela affecter la dynamique sédimentaire d'une partie de l'estuaire (par le biais des évolutions morphodynamiques qui modifient la propagation des vagues, et par le biais de la modification de la répartition des sédiments fins dans le système).

Les processus physiques lors des clapages se distinguent schématiquement entre la chute convective des matériaux (chute rapide en masse, les dépôts s'étalant ensuite sur le fond), et la dispersion de la part des matériaux qui se mélangent à l'eau lors de leur chute, et sont ensuite transportés dans la colonne d'eau. Cette phase en suspension crée, au cours du clapage, un nuage turbide qui peut atteindre plusieurs mètres d'épaisseur. La remise en suspension ultérieure des sédiments fraîchement déposés contribue d'autre part à augmenter la turbidité naturelle.

Les matériaux issus des dragages d'entretien de l'estuaire de la Loire, réalisés par le Grand Port Maritime de Nantes-St Nazaire, sont essentiellement clapés en mer sur le site de la Lambarde et dans une moindre mesure dans les fosses de Grand-Pont et Port-Lavigne (moins de 10 % depuis la fin des années 90). L'amplitude des flux rejetés par la drague a été comparée aux flux naturels en différents points de l'estuaire (Nantes en étiage, Donges, Saint-Nazaire). Ils peuvent atteindre 40 à 110 % des flux naturels en morte eau, et 4 à 40 % en vive eau. Les suivis bathymétriques sur le site de clapage de la Lambarde ont montré que les $\frac{3}{4}$ des volumes immergés étaient repris par les vagues et courants puis dispersés (ce qui correspond néanmoins à un dépôt net de 500 000 m³ à 1 Mm³ par an). Les fonds demeurent stables sur les autres sites de dépôt. L'impact des rejets sur la dynamique estuarienne générale n'a pas été estimé.

En Gironde, l'essentiel des rejets de dragage est clapé à l'intérieur de l'estuaire.

4.4. Limites

La présentation par sources de pression occulte le fait que certaines évolutions de la turbidité ou de la nature du fond observées peuvent être liées à une ou des activités anthropiques* (ou du moins le soupçonne-t-on), mais on ne peut pas toujours lier de manière univoque une évolution à une activité. On peut par exemple mentionner que la remontée du niveau bathymétrique des laminaires* semble être un indicateur d'une augmentation de la turbidité côtière, sans toutefois pouvoir aujourd'hui en expliquer les causes.

De même, la modification de la nature des fonds en des zones particulières d'emprise généralement très localisée peut souvent être liée à des activités anthropiques (exploitation conchylicole, extraction, construction d'ouvrage, rejet de dragage).

Il est en revanche délicat de distinguer la part des éventuels changements observés à l'échelle d'une sous-région marine due à des évolutions naturelles (colmatage de baies lié à une asymétrie flot/jusant, érosion côtière due à une exposition continue aux vagues), et à des activités

anthropiques (pêche, apports fluviaux). Peu de mesures permettent en effet d'estimer rigoureusement les flux solides d'origine fluviale, et le déficit d'apports imputable aux aménagements, d'estimer les masses remises en suspension par les courants et les vagues, et celles remises en suspension par les chalutages.

A retenir

A l'échelle d'une sous-région marine, hormis pour les activités de pêche qui concernent de grandes étendues, et les opérations de construction de grands aménagements qui peuvent modifier la dynamique des grands estuaires, les pressions de diverses sources sont le plus souvent localisées, et la magnitude des effets (augmentation temporaire de la turbidité, changement de la nature des fonds) relativement faible. La localisation de la pression et sa saison sont en revanche déterminantes, puisqu'une modification d'origine anthropique sur la turbidité ou la nature des fonds, même faible, peut avoir des répercussions importantes si elle concerne un écosystème sensible, et/ou si elle a lieu à une période de l'année où la turbidité naturelle est très faible (période estivale). Cette présentation peut dans certains cas, occulter le caractère multifactoriel de la perturbation.

5. Impacts biologiques et écologiques cumulatifs des pertes et dommages physiques

Ce chapitre présente une synthèse des connaissances pouvant illustrer les impacts écologiques et biologiques cumulatifs consécutifs aux multiples pressions physiques s'exerçant sur les fonds marins et la colonne d'eau dans le golfe de Gascogne. Il s'appuie en partie sur des éléments issus des chapitres précédents relatifs aux phénomènes liés à l'étouffement et au colmatage, à l'abrasion, à l'extraction de matériaux et à la modification de la nature des sédiments et de la turbidité.

5.1. Définitions

Ces pressions physiques sont spécifiques à une ou des activités humaines, et s'exercent sur les fonds marins et la colonne d'eau, de façon directe et indirecte et à différentes échelles spatiales et temporelles. Ces actions physiques peuvent être associées l'une à l'autre et engendrer un impact supérieur à celui d'une action seule (impact cumulatif). L'enchevêtrement et la superposition des paramètres décrivant ces pressions et la complexité naturelle des écosystèmes marins rendent l'estimation et la quantification de ces impacts cumulatifs très délicates.

Ces impacts cumulatifs peuvent être illustrés sur quelques secteurs côtiers, hébergeant à la fois des écosystèmes fragiles et à haute valeur fonctionnelle et une grande diversité d'activités humaines exerçant des pressions sur le milieu physique.

Une synthèse des activités sources des différentes pressions, notamment des pressions de perte et dommages physiques, est réalisée en partie 4 du présent document (Tableau 50).

Les définitions des différents types de pressions générées sont présentées dans les chapitres correspondants.

5.2. Dommages physiques et impacts cumulés

5.2.1. Abrasion-turbidité

L'impact de l'abrasion sur le benthos est un cumul de divers impacts, que celle-ci soit due à une suceuse industrielle ou une drague de pêche : disparition immédiate de l'épifaune et de l'endofaune, modification structurelle et morphologique du sédiment (creusement d'un sillon) modifiant ainsi l'hydrodynamique et la circulation des particules vivantes pélagiques*. Dans un navire sablier en activité, la chute gravitaire des sédiments sableux de surverse provoque un criblage sur le pélagos pouvant endommager ses composants. Comme pour chaque modification du substrat, des changements d'espèces à l'intérieur du peuplement benthique peuvent avoir lieu : des espèces sensibles disparaissent et sont rapidement remplacées par des espèces opportunistes, moins sensibles, et non inféodées à un sédiment particulier. Un autre impact non négligeable est le bruit causé par le navire en exploitation, qui peut provoquer la fuite des poissons, des mammifères ou des oiseaux.

La turbidité diminue temporairement la luminosité nécessaire à la croissance du phytoplancton et des végétaux, gêne les suspensivores dans leur filtration de nourriture par colmatage des branchies et perturbe la transmission des ondes sonores des mammifères. Il conviendrait de mener des études permettant de décrire, de quantifier et de comparer la turbidité engendrée par les activités de pêche aux arts trainants et la turbidité engendré par les activités d'extraction de granulats marins. Néanmoins, quand cette pêche est concentrée sur des zones envasées (ex.

Grande Vasière), la turbidité résultante est forte et l'impact en est sensible sur le comportement animal et son écophysio­logie.

La pêche à pied peut avoir un impact fort lors des grandes marées quand des milliers de pêcheurs se concentrent sur les mêmes portions d'estran (abrasion + piétinement).

Sur de nombreuses plages du golfe de Gascogne, notamment en période estivale, le nettoyage mécanisé est très fréquent pour des raisons touristiques. C'est une autre forme d'abrasion, certes plus légère, mais qui provoque un impact notable à la fois sur le substrat et les espèces. La résultante est un sédiment tamisé, aplani et souvent azoïque quand le tamisage est accompagné d'une aspiration. Les laisses de mer sont également ratisées ; or ce sont des habitats de petits crustacés détritivores (amphipodes et isopodes) qui font partie de la chaîne alimentaire en mer et servent aussi de nourriture aux oiseaux.

5.2.2. Comparaison et sélectivité des engins de récolte

Les engins de pêche dits « arts traînants » que sont les dragues et les chaluts, ont les mêmes types d'impacts sur les espèces et les habitats benthiques, que les engins traînants utilisés pour la récolte de granulats marins. Les effets destructeurs sur les fonds meubles (sillons) ou sur des fonds durs (arrachage) sont identiques.

Une aspiration par le navire sablier n'est pas sélective et le biotope (sédiment+faune) disparaît sur plusieurs centimètres d'épaisseur. Les engins traînants de pêche sont théoriquement sélectifs ; en réalité ils récoltent non seulement les espèces cibles pour lesquelles ils sont faits, mais ils récoltent aussi d'autres espèces capturées accessoirement qui sont souvent endommagées et donc rejetées (cf. chapitre « Captures, rejets et état des ressources exploitées »).

5.2.3. Dépôt – envasement

5.2.3.1. Dépôt

Dans le golfe de Gascogne, le volume de sédiments dragués s'élève à 2,6 Mm³ en 2007 essentiellement dans les deux grands ports de Nantes et Bordeaux. Ce dragage est suivi du clapage en mer pour 82 % des matériaux, ceci sur de nombreux sites atlantiques représentant environ la moitié des 58 sites français autorisés et surveillés. A ces chiffres, il faut ajouter l'entretien de plus d'une centaine de ports de plaisance. Cette multiplication des sites de dépôts est à revoir dans un schéma global d'aménagement des diverses activités. Le choix du lieu de dépôt répond à plusieurs critères dont l'éloignement par rapport à la côte. Ce dernier a pour but de protéger les milieux côtiers les plus productifs et d'éviter que les particules rejetées ne reviennent tôt ou tard à la côte quand les courants dominants viennent de l'ouest.

Le rechargement de plages apporte de grandes quantités de matériaux sableux prélevés en mer, souvent à proximité. Il y a donc cumul de deux impacts: le prélèvement par aspiration en zone côtière et le recouvrement d'un estran. Ces rechargements impactent non seulement les estrans mais aussi les niveaux infralittoraux proches (turbidité). Dans le golfe de Gascogne, 43 000 tonnes ont ainsi été utilisées en 2008.

5.2.3.2. Envasement-toxicité

Quand ces sédiments clapés au large sont issus du dévasage des grands ports industrialisés (Nantes, Saint-Nazaire, la Rochelle, Bordeaux), ils contiennent souvent des concentrations de résidus chimiques plus ou moins toxiques qui sont ainsi redistribués en mer. Le contrôle préalable des teneurs de ces sédiments doit être systématiquement effectué et les résultats rendus publics. Cet impact potentiel cumulant envasement, toxicité et turbidité peut constituer un risque majeur sur les espèces, d'autant que l'on ne connaît pas toutes les conséquences des rejets de produits toxiques, seuls ou associés, sur les espèces marines.

5.2.3.3. Etouffement-ensablement par les espèces marines cultivées ou non

En cultivant certaines espèces telles les huîtres ou les moules, l'homme contribue à la modification de secteurs très côtiers. Ces espèces, qui sont des filtreurs, participent à l'ensablement des fonds, en triant la matière en suspension dont ils se nourrissent et en produisant de grosses quantités de biodépôts fins (fèces et pseudofèces). A cet ensablement dû aux espèces, s'ajoutent les obstacles aux courants créés par certaines installations (bouchots, tables, etc.) qui piègent les sédiments fins. La conchyliculture participe ainsi à la modification sédimentaire (abrasion, ensablement, apport de débris coquilliers). L'impact en retour est une baisse de l'hydrodynamisme, une forte modification des habitats, une baisse de la biodiversité et des impacts éco-physiologiques négatifs (nutrition, croissance) sur les individus.

L'huître creuse (*Crassostrea gigas*), qui prolifère dorénavant naturellement autour des sites de culture, s'implante sur les surfaces disponibles et impacte notablement certains sites de la côte atlantique en y recouvrant les estrans rocheux. De même la prolifération de la crépidule (*Crepidula fornicata*) en infralittoral essentiellement, par sa propension à recouvrir rapidement à 100 % le substrat, étouffe ainsi les habitats et leurs peuplements (ex baie de Bourgneuf, pertuis de Charentes). Ces deux espèces à leur tour, par la structure de leurs récifs, piègent les vases produites (biodépôts + matières en suspension), ce qui accélère le processus d'ensablement.

5.2.3.4. Recouvrement de biotopes par des matériaux durs

L'étouffement, volontaire ou non, par recouvrement de certains biotopes côtiers, entraîne la perte des habitats et de leurs peuplements. Les surfaces concernées sont de tailles variées et cet impact est en général définitif. Dans le golfe de Gascogne, de nombreuses épaves existent et certaines sont cartographiées (navires, avions, conteneurs, etc.). Des récifs artificiels sont également immergés sur la côte landaise pour attirer et fixer les poissons. On observe la plupart du temps une colonisation d'espèces épigées sur ces matériaux, qui compense partiellement la disparition des espèces indigènes du sédiment recouvert, alors que dans le cas d'une couverture par un substrat meuble, la colonisation sera plus lente.

5.3. Impacts

5.3.1. Les impacts sur les espèces

Les impacts de l'abrasion sur les espèces par engin traînant se cumulent. Outre la mortalité par capture (chute de biomasse), l'impact d'une drague ou d'un chalut est direct quand les espèces situées sur le passage sont endommagées mécaniquement ou écrasées au fond de l'engin par le poids de la récolte (mortalité, casse, blessures, écrasements, etc.). Les impacts indirects apparaissent avec la sélectivité opérée sur le peuplement (disparition, diminution ou apparition d'espèces, modification du réseau trophique, etc.). Ainsi, il y a-t-il rapidement après chaque

dragage, une apparition de nombreux prédateurs et nécrophages venant se nourrir. La sélectivité s'opérant sur les plus grands individus (ceux qui sont matures), il peut y avoir un impact sur le taux de renouvellement de la population. Ces modifications apparaissent non seulement dans l'épifaune mais aussi pro-parte dans l'endofaune. Dans le golfe de Gascogne, l'impact des engins de pêche (chaluts) sur les différents types de fonds a été étudié mettant en évidence des modifications d'espèces. La Grande Vasière, qui est l'un des sites les plus exploités du golfe de Gascogne, montre une réduction certaine de sa diversité d'espèce. Il est aussi noté des effets à long terme sur l'avifaune ou sur les mammifères qui quittent les secteurs de pêcheries trop fréquentés.

5.3.2. Les impacts sur les habitats

L'impact sur les habitats est fort quand la morphologie et la granulométrie du sédiment superficiel sont modifiées profondément et constamment. Une zone de dragages ou de chalutages intensifs voit son sédiment modifié sous l'action répétée des engins qui remettent régulièrement en suspension les particules les plus fines. Ainsi, sur la Grande Vasière en Sud-Bretagne, zone d'intenses chalutages pour la langoustine notamment, a-t-il été constaté une évolution en 35 ans de la granulométrie de ce secteur, avec une forte diminution de la fraction vaseuse sur plus de la moitié des stations observées et une homogénéisation sédimentaire. Ces changements modifient la structure des habitats donc des communautés qui deviennent également plus homogènes.

5.3.3. Exemples d'impacts cumulés dans la sous-région marine du golfe de Gascogne

Dans le golfe de Gascogne, la liste des habitats sensibles est longue, en domaine littoral ou sublittoral. A la côte, on citera les marais maritimes (Brière, Vendée, etc.), les cordons et dunes littoraux, les récifs d'hermelles ou les moulières, les herbiers, etc. Tous ces habitats littoraux sont extrêmement fragilisés. Parmi les habitats sublittoraux, les zones estuariennes ou les bancs de maërl sont également sensibles. Quatre habitats choisis dans ces deux domaines seront retenus.

5.3.3.1. Les estuaires et leurs zones contigües (dont habitat d'intérêt communautaire 1130)

Les grands estuaires atlantiques (Loire et Gironde) sont des espaces fortement anthropisés où les impacts se cumulent. Les différents aménagements côtiers, endiguements, dragages et clapages, ainsi que la contamination chimique, ont entraîné une réduction de la quantité et de la qualité des milieux originels. Ainsi, l'estuaire de la Loire est le siège de multiples activités contradictoires : un fort trafic naval (commerce et tourisme), un entretien du chenal par dragage, des extractions de granulats marins (concessions du Pilier et du Grand Charpentier), un site de clapage à la Lambarde pour les vases portuaires de Nantes-Saint Nazaire (8 millions de m³ en 2009 et 9,3 millions de m³ en 2010), un site d'expérimentation de récupération de l'énergie des vagues (SEMREV) et un projet de champ d'éoliennes sur le banc de Guérande. Mais l'estuaire de la Loire abrite aussi des marais maritimes nombreux abritant une avifaune originale, un site de récif artificiel pour fixer le poisson, sur le banc de Guérande, de deux cantonnements de crustacés (le Grand Trou et la Basse Michau), un secteur de nurserie de poissons, tout spécialement pour la sole, et une zone de pêche par chalutage fréquentée par les bateaux de la Turballe, le Croisic et de l'Herbaudière. La cohabitation de ces activités est un équilibre fragile et permanent à maintenir, pour conserver durablement la présence des habitats marins.

5.3.3.2. Les bancs de maërl (habitat d'intérêt communautaire 1110-3 et 1160-2)

En Bretagne Sud, les bancs de maërl (*Lithothamnium corallioides* et *Phymatholithon calcareum*) sont soumis aux impacts directs et indirects des activités humaines notamment à ceux cumulés de l'extraction industrielle, du dragage de bivalves (coquilles Saint-Jacques, palourdes roses, etc.) et à l'augmentation de la turbidité générée par l'ensemble des activités côtières et maritimes, dont les aménagements côtiers. Dans la sous-région marine golfe de Gascogne, on trouve des bancs de maërl dans l'archipel de Sein, en baie de Concarneau, dans l'archipel des Glénan, devant Quiberon, devant les îles de Groix, Belle Ile, Houat et Houédic et dans le golfe du Morbihan. Quatre bancs font l'objet de suivis réguliers : Trévignon, Belle-Ile, Le Crouesty, et celui des Glénan. Ce dernier, le plus grand, représente 12 millions de m³, dont l'exploitation industrielle, qui a débuté dans les années 1960 et a engendré les plus forts débarquements en France, s'arrête fin 2011.

5.3.3.3. Les récifs d'Hermelles (habitat 1170)

Les hermelles (*Sabellaria alveolata*) sont des polychètes sédentaires qui vivent dans des tubes sableux verticaux qu'ils construisent essentiellement sur l'estran. Ces tubes en s'agglomérant les uns aux autres forment des récifs, en forme de boules ou de platiers d'environ 50 à 60 cm de hauteur. La biodiversité spécifique y est très riche. En baie de Bourgneuf, existe le massif de la Fosse sur l'île de Noirmoutier, le 2^{ème} plus grand d'Europe après celui du Mont Saint-Michel. Cet habitat remarquable est protégé. Pourtant ces récifs sont visités par les pêcheurs à pieds lors des grandes marées, l'abrasion et le piétinement aggrave la dégradation de ce milieu déjà soumis à un ensablement naturel.

5.3.3.4. Les herbiers de zostères (habitat 11.31 Herbiers atlantiques à Zostères, et 11.32 Herbiers atlantiques à Zostères naines)

Les herbiers de zostères (*Zostera marina* ou *Z. noltii*) sont observés sur toute la façade littorale atlantique avec de grandes prairies ainsi qu'en petites taches moins développées situées en général dans des baies et les zones abritées. La biodiversité y est importante et de nombreuses espèces vagiles, crustacés et poissons, utilisent ces herbiers comme habitat, refuge ou nurserie. Or les menaces anthropiques sur ces herbiers très côtiers sont nombreuses (abrasion par pêche à pied ou mouillage de bateaux, étouffement et envasement lors de l'aménagement d'infrastructures côtières, etc). Leur protection est assez peu respectée dans les secteurs sensibles.

Tableau 5 : Exemple d'habitats subissant des impacts cumulatifs dans le golfe de Gascogne.

Habitats soumis à des impacts cumulatifs	Colmatage	Etouffement	Abrasion	Extraction	Modification sédimentaire	Modification de la turbidité
Habitats estuariens	×	×	×	×	×	×
Bancs de maërl		×	×	×	×	×
Herbiers de zostères		×	×		×	×
Récifs d'Hermelles		×	×	×	×	×

A retenir

Les zones côtières et estuariennes sont l'objet de multiples activités humaines exerçant des pressions sur les habitats et les communautés benthiques, dont les impacts sont souvent cumulatifs. Ces habitats revêtent également une importance particulière pour leurs fonctions écologiques et les services éco-systémiques qu'ils procurent. La mesure et la quantification des impacts cumulatifs sont particulièrement délicates et nécessiteraient un investissement scientifique pluridisciplinaire ambitieux.

Le dragage de sédiment portuaire suivi du clapage en mer présente une somme d'impacts suffisamment élevée pour qu'une attention soit portée à chaque cas et à chaque étape. Trop peu de suivis in situ sont réalisés sur les sites de clapage pour en connaître les impacts. Le choix du lieu de dépôt doit répondre à plusieurs critères dont celui de l'éloignement par rapport à la côte, notamment sur le littoral atlantique où les courants dominants viennent d'ouest.

II. Autres pressions physiques

Cette analyse traite d'autres types de pressions physiques : les perturbations sonores sous-marines, les déchets marins (sur le littoral, en mer et sur le fond) et le dérangement de la faune. Ces pressions ont pour point commun d'engendrer des impacts directs sur certaines communautés (mammifères marins, oiseaux, tortues, etc.) plutôt que sur les habitats. Les impacts biologiques et écologiques de ces pressions sont traités à la fin de chaque chapitre.

1. Perturbations sonores sous-marines d'origine anthropique

1.1. Activités anthropiques génératrices de bruits sous-marins

1.1.1. Sources de perturbations sonores anthropiques

Les principales sources de bruits provoqués par des activités humaines en milieu marin sont :

- le trafic maritime, qui génère par rayonnement sonore des navires un bruit de fond permanent dans l'océan ; l'évaluation a porté principalement sur la pression exercée par le trafic de marchandises, le trafic de passagers et l'activité de pêche ; les activités nautiques de plaisance à moteur, qui sont une source de bruit sensible en milieu très côtier, n'ont pu être prises en compte faute de statistiques in situ sur ces pratiques ;
- les émissions sonar, qui utilisent des signaux sonores pour détecter ou positionner des objets, étudier les fonds marins et le volume océanique ou encore pour transmettre des données ; l'évaluation a porté principalement sur la pression exercée par les émissions des systèmes acoustiques de fréquence inférieure ou égale à 10 kHz utilisés lors des campagnes de prospection pétrolière et gazière ou lors de campagnes de recherches et d'expérimentations scientifiques ; l'utilisation des sonars de Défense n'a pas été prise en compte ;
- les travaux et ouvrages en mer, qui génèrent tout au long de leur cycle de vie une grande diversité de bruits notamment des explosions sous-marines ou encore du pilonnage ; l'évaluation a porté principalement sur la pression exercée par les forages et l'extraction de granulats marins ; les travaux d'installation d'éoliennes offshore, également générateurs de bruit, n'ont pas démarré dans cette sous-région marine.

1.1.2. Données disponibles

S'il existe d'assez nombreuses sources d'information sur le trafic maritime et les activités humaines en mer, il n'existe pas de base de données de référence permettant d'avoir une évaluation exhaustive des pressions correspondantes sur l'environnement. Le bilan dressé dans cette note s'appuie principalement sur les sources de données suivantes :

- les statistiques de trafic maritime établies par la Lloyd's (référence prise à l'année 2003) ;
- les rapports d'activités de surveillance maritime du CROSS Atlantique (Etel et Soulac) pour les années récentes, ainsi que ceux du Cross Corsen, qui surveille l'entrée nord Gascogne et constituent donc un bon indicateur du trafic entrant et sortant de la sous-région marine ;
- le bilan des activités de pêche (statistiques du Système d'Information Halieutique SIH¹⁷, et données VMS) ;
- le recensement des liaisons ferries (Brittany Ferries¹⁸ et sites internet des compagnies) ;
- les statistiques du Bureau Exploration-Production des Hydrocarbures (BEPH) sur la prospection pétrolière et gazière ;
- les données relatives aux concessions de granulats marins issues du MEDDTL ;

¹⁷ <http://www.Ifremer.fr/sih>

¹⁸ Horaires 2010-2011 des navires de la compagnie Brittany Ferries, Edition du 18 juillet 2011, V3.34

- les demandes de travaux scientifiques et rapports d'expérimentation disponibles au SHOM et à Ifremer¹⁹.

1.2. Analyse des pressions anthropiques et de leur évolution récente

1.2.1. Trafic maritime

Le trafic maritime a fortement augmenté au XX^{ème} siècle, en particulier depuis 1945. La flotte marchande mondiale est passée d'environ 30 000 navires dans les années 1950 à près de 95 000 de nos jours (source Lloyd's). De l'augmentation du trafic résulte une augmentation du bruit généré par les navires et donc globalement du bruit ambiant océanique. Le chiffre le plus couramment avancé dans la communauté scientifique est une augmentation de 3 dB par décennie. Dans des zones où le trafic maritime est bien établi et stabilisé depuis plusieurs décennies (axes marchands historiques et rails de trafic), ce chiffre est surévalué. A l'inverse, dans des zones où les activités économiques émergent (nouveaux marchés, pays en voie de développement, nouveaux ports, etc.), il peut être sous-évalué.

Dans le cas du golfe de Gascogne, la pression due au trafic maritime est assez forte et stable. Elle est dominée par le trafic de marchandises dans le rail de navigation maritime d'Ouessant vers La Corogne. Cette conclusion est étayée par deux indicateurs :

- la cartographie du bruit ambiant de trafic modélisé à 63 et 125 Hertz, présentée en Figure 8 (ces fréquences sont considérées comme les plus représentatives des bruits purement anthropiques). La modélisation a été obtenue à partir des densités de trafic maritime de l'année 2003 de la Lloyd's (cf. annexe de la contribution thématique associée). Elle montre que le niveau de bruit est fort et maximum sur le rail liant Ouessant à La Corogne ;

¹⁹ <http://www.Ifremer.fr/sismer>

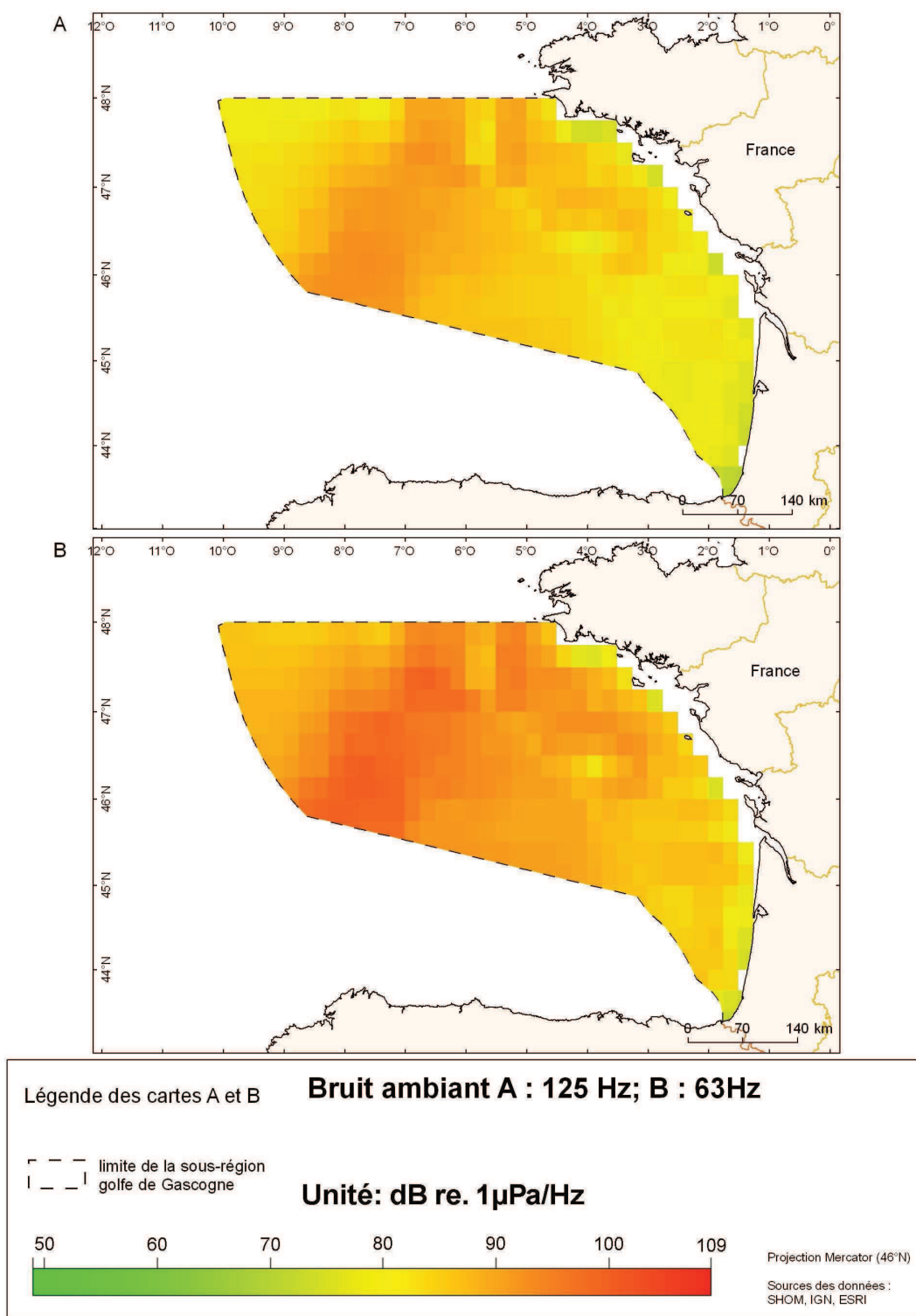


Figure 8 : Cartographie du bruit ambiant de trafic modélisé, à 125 Hz (A) et 63 Hz (B) (source SHOM).

- l'évolution du trafic observé depuis 2003 (Figure 9) par les CROSS Atlantique (représentée par le nombre de messages de surveillance maritime) et Corsen (donnée par le nombre de bateaux observés dans le dispositif de séparation de trafic) ; la Figure 9 montre que la variabilité interannuelle du nombre de navires, inférieure à 10 %, entraîne des variations du niveau prédit de bruit généré par le trafic inférieures au décibel. On peut donc considérer cette pression comme stable.

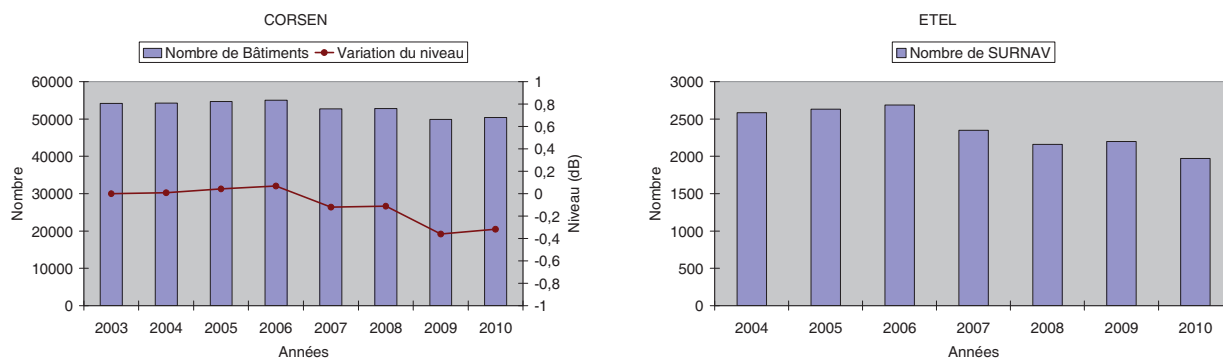


Figure 9 : Evolution du trafic maritime observé par les CROSS Corsen (à gauche) et Atlantique (Etel et Soulac, à droite) (source DGITM).

1.2.2. Activités sonar

Parce que les propriétés physiques des océans permettent aux ondes sonores de se propager, l'utilisation de sources acoustiques en vue d'étudier et d'exploiter le milieu marin s'est accrue depuis les années 1950. La pression exercée par les sources impulsives est difficile à évaluer à double titre : d'une part parce que les sources étant extrêmement diversifiées, il est difficile de garantir l'exhaustivité de la recherche d'informations et d'autre part, parce que la plupart des informations accessibles renseignent sur la susceptibilité d'émission sonore et non sur les émissions effectivement réalisées. Par ailleurs les données relatives à la Défense ne sont pas disponibles. Dans ce contexte, l'effort de compilation des données a porté sur deux types d'activité :

- la prospection pétrolière et gazière, qui met en oeuvre les équipements acoustiques potentiellement les plus gênants ;
- les expérimentations de recherche scientifique, dont les navires sont généralement équipés chacun de plusieurs sonars et sondeurs acoustiques.

Pour la sous-région marine golfe de Gascogne, la pression due aux émissions sonores inférieures ou égales à 10 kHz est modérée et plutôt en recul sur les dernières décennies. Cette conclusion s'appuie sur l'analyse de deux indicateurs :

- la cartographie du nombre de jours potentiels d'émissions sonores, représentée en Figure 10; cette cartographie donne le cumul sur les 7 dernières années des émissions sonores à moins de 10 kHz (adaptation de l'indicateur 11.1 de la Décision sur le BEE) ;
- l'évolution des activités de recherche pétrolière ; même si le caractère irrégulier et conjoncturel de ces activités rend difficile l'analyse de tendance, on observe cependant un assez net ralentissement des activités à partir des années 80 tant sur le nombre et la superficie des permis accordés que sur la longueur des profils sismiques réalisés (Figure 11). Cette tendance est confirmée par le nombre de forages, lui aussi en recul après les années 80 ;
- Il est à noter également l'abandon progressif dans la sous-région des sources de positionnement acoustique de flotteurs dérivants pour la recherche océanographique (source RAFOS, ancrées).

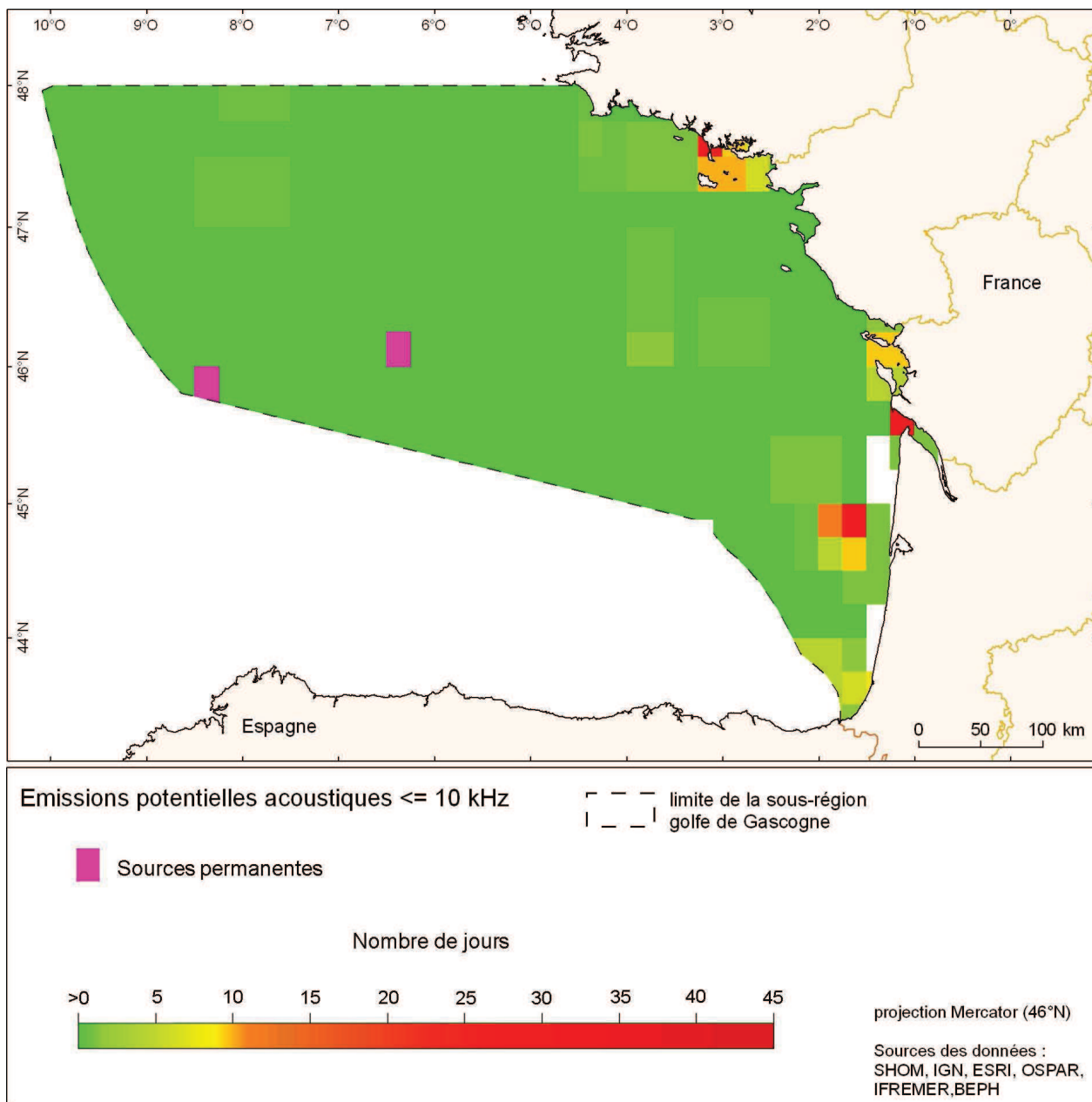


Figure 10 : Cartographie des émissions impulsionnelles. En raison du manque d'information synthétique, la cartographie présentée se base sur les grandes zones d'expérimentation recensées. Les mailles 'blanches' correspondent aux zones sur lesquelles aucune émission impulsionnelle n'a été recensée.

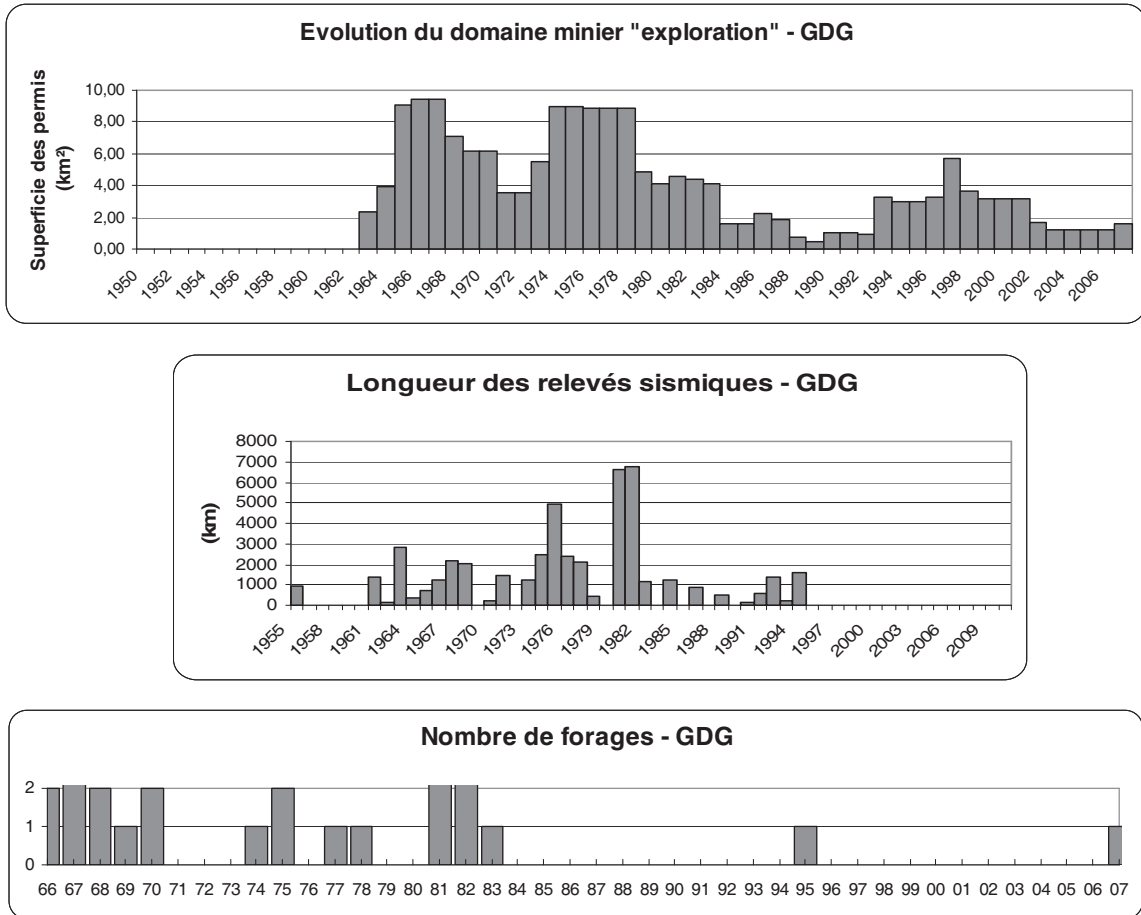


Figure 11 : Evolution des activités de prospections pétrolières et gazières : en haut, évolution annuelle de la superficie des permis accordés ; au centre, évolution annuelle de la longueur totale des relevés sismiques ; en bas, évolution annuelle du nombre de forages (source BEPH).

1.2.3. Travaux en mer et autres activités

La sous-région marine golfe de Gascogne est une zone qui fait l'objet de peu de travaux en mer en raison notamment du caractère infructueux de la recherche pétrolière et gazière. Les principaux chantiers sont actuellement les chantiers d'extraction de granulats, situés principalement à proximité des côtes de Bretagne Sud et de la façade Loire-Gironde. La sous-région marine possédant des ressources intéressantes en sable coquillier et sable et graviers siliceux, le développement raisonné des chantiers d'extraction des granulats en mer (cette activité ne constituant pour l'instant que moins de 2 % de la production totale métropolitaine) est possible dans les années à venir et pourrait ainsi augmenter la pression sonore sur les franges côtières.

Une seconde raison probable d'augmentation de la pression sonore anthropique est l'émergence des chantiers liés aux énergies marines renouvelables (chantiers éoliens offshore et chantiers hydroliens).

Enfin, les travaux d'assainissement ou de contreminage visant à la sécurité maritime (destructions des engins explosifs par pétardement) sont également des activités sources de pression acoustique.

1.3. Impacts dus aux perturbations sonores

Le principal impact connu des perturbations sonores sous-marines anthropiques est l'impact sur les cétacés, mis en avant depuis la fin des années 1990 et la corrélation établie entre des échouages anormaux de cétacés (en grande majorité des baleines à bec de Cuvier) et des opérations navales utilisant massivement des sonars de haute intensité sonore (sonars de détection sous marine pour la majorité des cas et quelques cas dus aux équipements de sismique).

L'impact, sur les poissons, des pétardements, des activités littorales liées aux aménagements publics ou des sonars est difficilement quantifiable. On peut citer l'influence dommageable des bruits impulsifs de forte intensité (explosions, émissions sonar) sur les poissons à vessie natatoire. Enfin une étude récente fait mention de l'impact possible des pressions acoustiques basse fréquence sur les céphalopodes.

Les impacts des perturbations sonores sur les cétacés peuvent être classés en deux grandes catégories : les nuisances comportementales (adaptation du comportement, abandon d'activités en cours, fuite ou évitement, etc.), et les nuisances physiologiques (pertes temporaires ou définitives d'audition, hémorragies, etc.). La suspicion de nuisance est d'autant plus forte pour les espèces qui communiquent ou écholocalisent dans la même gamme de fréquence que les perturbations anthropiques. Établir de façon certaine un lien de cause à effet entre les émissions sonores et le comportement des cétacés est une tâche très délicate, nécessitant la mise en place de procédures de surveillance et d'action concertée (par exemple analyse en temps quasi réel d'un échouage et autopsie rapide d'un mammifère échoué). L'établissement de la corrélation entre l'évolution du bruit permanent (trafic) et la dynamique des populations de mammifères marins ou de poissons est encore plus complexe, du fait de la difficulté d'observation (du bruit et des populations) aux échelles spatio-temporelles adaptées (phénomènes à variations très lentes sur des zones très vastes). Enfin, concernant les travaux offshore et les exploitations industrielles, il est à souligner que le bilan acoustique des perturbations doit prendre en compte toutes les perturbations induites (études de site, trafic lié, entretien, bruit continu en exploitation opérationnelle, déconstruction) sur tout le cycle de vie de l'ouvrage.

En amont, depuis plusieurs années, les exploitants de sonars civils et militaires appliquent des règles de vigilance pour minimiser le risque d'impacts sur les mammifères marins. Ces règles se fondent sur la prise en compte des populations de cétacés dans la planification des opérations, une veille attentive sur zone, des montées graduelles des émissions pour permettre l'évitement de la zone par les mammifères et enfin des restrictions d'émission (arrêt ou diminution des puissances sonores) en cas de présence avérée.

En aval, il n'a pas encore été mis en place de surveillance systématique dédiée à l'impact des ondes sonores. Des actions sont préconisées en ce sens dans le cadre d'accords internationaux comme ASCOBANS pour ce qui concerne la sous-région marine golfe de Gascogne, qui fait partie de la zone d'extension des accords.

A retenir

Il est impossible en l'état des connaissances scientifiques actuelles d'appréhender précisément l'impact des pressions sonores anthropiques sur les individus et les espèces. Même s'il n'y a pas eu pour la sous-région marine golfe de Gascogne d'incidents majeurs répertoriés liant sonars et échouages, la région, qui est une zone de fréquentation de nombreuses espèces dont certaines sensibles (cas par exemple des Zyphius de Cuvier) peut être considérée comme une zone à risque.

2. Déchets marins

Les déchets marins se définissent²⁰ comme étant tout objet persistant, fabriqué par l'homme en matériau solide, qui se retrouve dans l'environnement marin et côtier. Ils se composent de macrodéchets, visibles à l'œil nu, et de micro déchets non visibles à l'œil nu (dénommés par la suite les microparticules).

Les sources de production de ces déchets sont nombreuses : déchets liées à des activités se situant préférentiellement dans les zones littorales (activités de pêche, de conchyliculture et de plaisance, activités portuaires, navires de passage, dépôts sauvages, usagers des plages) mais aussi activités se déroulant dans des zones géographiques très éloignées du littoral (activités domestiques, agricoles et industrielles). Ils peuvent être acheminés par les pluies et les vents jusqu'à la mer, directement ou via les fleuves et les rivières, les réseaux d'assainissement des eaux usées et d'eaux pluviales. Il est communément admis dans la bibliographie internationale qu'environ 70 % à 80 % des déchets retrouvés dans les mers et sur le littoral sont d'origine tellurique et que le solde provient des activités maritimes.

Leur taille et leur nature sont diverses. Il peut s'agir notamment de matières synthétiques (plastique, polystyrène, etc.), de verre, métaux, bois, textile, etc. Environ 75 % des déchets retrouvés en mer et sur le littoral sont en plastique ou en polystyrène.

Les impacts écologiques des déchets marins notamment sur la faune marine (mammifères marins, tortues marines, oiseaux marins, plancton, etc.) sont nombreux : étouffement et inclusion intestinale suite à l'ingestion des déchets, enchevêtrement, etc.

2.1. Déchets sur le littoral

La présence de déchets sur le littoral entraîne des nuisances locales diverses potentiellement préjudiciables à l'environnement littoral (voir chapitre « Impacts écologiques des déchets marins ») : des perturbations écologiques directes (altération physique du biotope intertidal, dérangement de la faune, intoxication, etc.) et indirectes (retrait systématique de la laisse de mer²¹, et exagéré de sable, lors d'une collecte mécanisée non contrôlée, etc.), des incidences socio-économiques directes (nettoyage, obstruction de dispositifs de pompage terrestres industriels ou de loisirs, etc.) et indirectes (image de marque du tourisme, des produits de la mer, etc.), enfin des risques sanitaires (salissure, blessure, infection, ingestion, inhalation, etc.).

La prise de conscience des impacts des déchets sur le littoral est à l'origine de nombreuses initiatives menées, depuis plusieurs années, d'une part, par les collectivités territoriales (communes et départements) souvent avec le soutien d'un établissement public de l'Etat (Conservatoire du littoral, Parc naturel, certaines agences de l'eau, etc.) et, d'autre part, par des associations locales de protection de l'environnement ou à stature nationale. La première ébauche scientifique d'un état des lieux à l'échelle nationale est réalisée par le Centre national pour l'Exploitation des Océans (CNEXO, ex-Ifremer) au début des années 80, à partir d'observations menées sur 12 plages du littoral métropolitain.

Dans le premier cas, il s'agit, le plus souvent, d'une simple collecte mécanisée (réalisées par les services (inter)communaux ou une société privée) ou, de plus en plus incitée, d'une collecte mixte

²⁰ Il s'agit de la définition communément reprise par la convention OSPAR, le PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement), le Grenelle de l'environnement et le Grenelle de la mer.

²¹ Débris qui abandonnés par les vagues se déposent à marée haute. Ils ne correspondent nullement à une accumulation de déchets mais constituent à l'inverse un élément intégrant de l'écosystème sur l'estran

'raisonnée'- bénéficiant éventuellement d'un plan de nettoyage départemental opérationnel, incluant information et formation- qui privilégie au maximum le recours au ramassage manuel sélectif (réalisé par des d'associations d'insertion, des gardes du littoral, agents de parc, etc.).

Dans le second cas, il s'agit généralement d'une collecte ponctuelle (rarement régulière) réalisée par des bénévoles, qui s'intègre dans un cadre strictement local, ou organisée localement par des associations ou professionnels (ex : le comité régional de la conchyliculture Manche-mer du Nord) ou dans une campagne, médiatique et de terrain, autour d'une journée nationale de collecte²², s'inscrivant éventuellement dans un cadre international, telles les Initiatives Océanes²³ de Surfrider Europe²⁴ (56 m³ récoltés dans la sous-région marine en 2008), par exemple. En mars 2007, 5.5 tonnes de déchets furent ainsi récoltés, sur 5 km de plage le long de la côte sauvage en Charente-Maritime.

2.1.1. Origine des déchets

Quelle que soit l'origine (marine, littorale ou continentale) des déchets, la cause de leur présence à la côte est essentiellement humaine (perte accidentelle ou par négligence, rejet illicite, abandon volontaire, etc.), même les déchets d'origine strictement terrestre puisqu'ils ont été jetés, abandonnés, ou mal stockés avant d'être repris par des éléments naturels (envol, lessivage des voiries, érosion de décharges, etc.). Des événements naturels exceptionnels, météorologiques ou hydrologiques, peuvent toutefois engendrer des accumulations importantes de déchets sur le littoral (brisure, arrachement lors de tornades, inondations).

La proximité immédiate d'une source (ville, port, route maritime, zone de pêche, site conchylicole, activités de loisirs et balnéaires, etc.) explique directement la présence de certains dépôts ; toutefois, les déchets peuvent avoir une origine très lointaine. Une fois jetés, abandonnés, arrachés, ces objets sont soumis aux courants et aux vents qui les transportent et les déposent à la côte, où ils transitent ou s'accumulent en un point privilégié. Les forces hydrodynamiques et la configuration du littoral participent donc, autant que les sources, à la distribution des déchets à la côte.

2.1.2. Etat des connaissances : comptabilisation et caractérisation des déchets

La nature - ou typologie - des déchets marins, varie dans le temps et dans l'espace. Il en est de même des quantités concernées. Leur analyse et suivi ne sont assurés que très rarement et ponctuellement. Il existe à cet effet plusieurs systèmes de comptabilisation et de classification des déchets, du plus sommaire au très détaillé :

- l'unité de comptabilisation (nombre, volume ou poids) varie non seulement d'un système à l'autre, mais les rares fois où l'équivalence volume / poids est signalée, les coefficients moyens d'équivalence montrent des écarts trop importants, difficilement interprétables et comparables ;
- les critères de classification - rarement uniques, le plus souvent emboîtés - répondent en premier lieu aux besoins et à la logique propres du rapporteur (observateur et/ou collecteur). Quand la classification existe, elle considère au moins la nature du matériau (plastique, verre, métaux, bois, textile, papier, etc.) et parfois sa valeur potentielle

²² Il s'agit du 17 septembre 2011, correspondant à la 26^{ème} édition de la journée mondiale du nettoyage des plages d'Ocean Conservancy

²³ Traditionnellement organisées le premier week-end de printemps, du 22 au 25 mars

²⁴ <http://www.surfrider.eu/>

(valorisables vs non valorisables). Les classifications plus détaillées sont établies dans l'optique de permettre également, autant que possible, la discrimination de la source : soit une activité économique (transport, industrie, port, tourisme, pêche, aquaculture, agriculture, etc.), soit une installation de collectivité (stations et réseaux de collecte et de traitement des eaux usées domestiques et pluviales, décharges, etc.), soit un geste comportemental individuel ou de groupe (consommation domestique et de loisirs, festivité, etc.).

Cette hétérogénéité, de fait, rend difficile, voire impossible la comparaison entre les systèmes.

En outre, lorsque des données sont disponibles localement, leur extrapolation spatiale - par critère de proximité géographique ou de similitude géomorphologique, par exemple - est sans fondement scientifique et ne peut aboutir qu'à des approximations potentiellement incohérentes voire aberrantes.

Les opérations de collecte des déchets, associant leur comptabilisation et leur classification, sont relativement rares par rapport aux opérations menées dans le cadre, plus général, du nettoyage courant des plages. Ces dernières sont pourtant très couramment menées par les communes touristiques qu'il s'agisse de ramassage manuel estival, mécanisé ou mixte, et retirent a priori la plus grande partie des déchets des plages fréquentées. Cependant, ces opérations ne comportent de renseignements ni sur la caractérisation, ni sur le volume ou sur la fréquence.

Si l'état des connaissances - en termes d'initiatives (prévention et collecte) et d'ampleur du phénomène (flux et stocks de déchets) - est relativement bon en certains endroits, à l'échelle d'un département tel celui des Landes ou à un niveau plus local tel le grand site dunaire de Gâvres-Quiberon, il s'avère parcellaire sur l'ensemble du littoral français, pêchant même fortement en certains secteurs, voire certains départements.

Les déchets marins n'affectent pas l'ensemble du littoral, ni de la même manière ni avec la même intensité, voire dangerosité. En outre, les enjeux locaux (environnementaux, socio-économiques, etc.) connaissent des variations au même titre que les usages du littoral, la perception des déchets et les pratiques courantes de gestion du littoral (décisions, organisation, moyens). Par voie de conséquence, les réponses apportées ne sont pas les mêmes. La nature de ces initiatives (en termes de types d'acteurs, de collecte, de comptage, et en termes de fréquence, étendue, financement des opérations) varie dès lors énormément d'un département à l'autre, et a fortiori d'une sous-région marine à une autre.

2.1.3. Etat des lieux : acteurs et bilans de collecte

Le littoral de la sous-région marine golfe de Gascogne est très prisé des touristes dont la population est importante durant la belle saison ; les macrodéchets y abondent aussi.

La configuration du golfe de Gascogne, les conditions météocéaniques qui y prédominent, l'importance du trafic maritime au large, et des activités de pêche, mais aussi l'ampleur des bassins versants qui l'alimentent, expliquent les dépôts massifs que l'on observe localement comme nulle part ailleurs en France.

Durant des années, aux yeux de la majorité des usagers et de certaines collectivités, cette forte attractivité touristique imposait de fait des plages exemptes de tous macrodéchets. Ces 20 dernières années ont ainsi connu un fort attrait pour le nettoyage mécanisé intensif des plages. En outre, aux insistances des touristes se sont ajoutées deux marées noires majeures qui ont largement contribué à la quasi omniprésence des cribeuses dans les communes de l'Atlantique (qui s'en sont équipées par le jeu de subventions tripartites Etat, région et pollueur ne requérant plus de la part de la commune que le versement de 10 % du financement total de l'attelage

tracteur-cribleuse). Pourtant c'est aussi cet usage excessif post catastrophe qui a suscité une prise de conscience par les collectivités des effets potentiellement néfastes du ramassage mécanisé et des avantages du ramassage manuel. La tendance actuelle est au développement du nettoyage raisonné, à l'échelle communale ou départementale, à l'initiative des collectivités en partenariat avec des organismes d'état (Rivages de France/ Conservatoire du littoral, Office national des forêts). En outre, les communes de sites Natura 2000 peuvent, au titre de ce statut, se faire financer les opérations de ramassage manuel : c'est le cas des communes d'Assérac (44), Noirmoutier (85), Mimizan (40), Trégunc (29) et Tarnos (40) par exemple.

2.1.3.1. Région Bretagne (sous-région marine golfe de Gascogne)

Dans la région Bretagne (sous-région marine golfe de Gascogne) les activités de transport maritime, de pêche et d'aquaculture, mais aussi de loisirs (tourisme, plaisance) sont principalement à l'origine des déchets trouvés sur les plages.

Toutes les côtes sont concernées, à des degrés divers, par la pollution liée aux macrodéchets, mais cet aspect apparaît peu renseigné. Ceci tient probablement au fait que les communes qui, toutes ou quasiment, procèdent à des nettoyages plus ou moins réguliers des plages fréquentées, gèrent ce type de déchets dans le cadre global des opérations courantes de propreté des plages. En outre, en raison de l'importance du champ d'algues brunes (laminaires et fucales) le long d'une partie de la côte sud bretonne, beaucoup de plages et de criques sont régulièrement recouvertes d'algues d'échouage - parfois en amas conséquents - au sein desquels les macrodéchets sont piégés. Des marées vertes d'ulves envahissent aussi certaines plages du sud de la Bretagne.

La collecte de ces échouages d'algues – en vue de leur élimination ou de leur valorisation agricole - prélève une grande partie des déchets non naturels qui, dès lors, échappent à toute comptabilisation en sortie de plage. La participation active des conseils généraux bretons à la lutte contre les algues vertes explique en partie leur implication directe moindre dans celle contre les macrodéchets littoraux, comparé à celle de certains autres conseils généraux de la sous-région marine. Certains conseils interviennent toutefois en amont sur le bassin versant (résorption des décharges sauvages) ou dans les ports (Opération Ports Propres menée dans 6 ports sud finistériens, par exemple).

Dans le Finistère, les opérations de collecte mixte sont plus ou moins régulièrement effectuées par les communes, en régie ou - uniquement manuelle - via des associations d'insertion professionnelle, par des associations bénévoles locales (Ansel à Concarneau, et plus ponctuellement par Surfrider). Le ramassage mécanisé semble moins fréquent qu'il ne l'était il y a quelques années, à l'avantage du ramassage raisonné - qui reste communal, sans plan départemental - et de la collecte manuelle. L'absence de tri en dehors de certains éléments valorisables empêche une réelle connaissance des quantités et types de déchets. Toutefois les déchets d'une plage de la baie d'Audierne sont bien connus car suivis par le SIVU de la baie d'Audierne selon le protocole OSPAR en 2006 et 2007 (dans le cadre d'un projet Interreg) et à nouveau en 2011.

Dans le Morbihan, l'Observatoire départemental de l'environnement du Morbihan (ODEM²⁵) a réalisé en 2009 une synthèse sur les pratiques de collecte des macrodéchets par les communes : les ¾ environ mentionnaient une pratique mixte, et la quasi totalité une fréquence quotidienne à la belle saison. L'ODEM préconise un nettoyage raisonné des plages à l'instar du département de la manche. Aucune donnée chiffrée de quantité n'est disponible. Dans le cadre d'un projet Life, le

²⁵ http://www.odem.fr/odeminfos/ODEM_infos31.pdf

grand site dunaire de Gâvres-Quiberon²⁶ a étudié plus particulièrement ses déchets, composés en majorité de plastiques et polystyrène, et avec une forte proportion de bois.

2.1.3.2. Région des Pays de la Loire

On devine dans la région des Pays de la Loire, où la pression touristique est forte, une tendance similaire à celle de la Bretagne en termes de ramassage raisonné, sans toutefois que l'on ait beaucoup de données.

Les communes effectuent un nettoyage mixte, généralement avec le soutien du département et le partenariat d'association éventuellement. En outre, on observe une attraction vers la ratification de contrat Natura 2000 qui permet le financement de la collecte manuelle. C'est le cas par exemple, d'Assérac en Loire Atlantique, qui, outre l'organisation de journées citoyennes, pratique, à ses frais actuellement, une collecte manuelle régulière (8 t/an, algues comprises, sur environ 2 km de plage) et dont la campagne de sensibilisation du public est subventionnée par le conseil général de Loire Atlantique. En Vendée, l'association de la Baie de Bourgneuf sensibilise les collectivités à la collecte raisonnée, et accompagne la mise en place de contrats Natura 2000, comme prochainement à Noirmoutier par exemple où environ 16 t/an sont ramassées à la main.

2.1.3.3. Région Poitou-Charentes

L'information relative aux macrodéchets du littoral de la région Poitou-Charentes et quasiment inexistante, malgré la présence visible de ces derniers sur les plages de Charente maritime (îles et continent). Pêche et aquaculture, transports maritimes, tourisme et loisirs sont les principales sources de déchets, même si à l'initiative des professionnels de la mer, certaines pratiques (rejet ou abandon de poches usagées, par exemple) sont de moins en moins de mise. La forte fréquentation touristique impose un nettoyage régulier des plages qui est assuré par les collectivités en régie le plus souvent. Quelques journées de nettoyage civique sont ponctuellement organisées, essentiellement à l'initiative de Surfrider. De plus, des collectes de déchets (flottants et sur le fond) sont menées en zone portuaire.

2.1.3.4. Région Aquitaine

La côte de la région Aquitaine s'étend sur près de 230 km de sable, que constituent les dunes rectilignes de la Gironde et des Landes, et se termine par les 35 km de côtes (Pays Basque), à dominante rocheuse et escarpée. Pour ces trois départements, le secteur touristique est l'un des principaux pourvoyeurs d'emplois et de revenus. Les côtes aquitaines sont fortement concernées par les macrodéchets ; problématique prise en considération depuis de nombreuses années par les collectivités territoriales qui font preuve d'initiatives originales²⁷.

En Gironde, où le secteur touristique est le deuxième employeur, le Conseil général, dès 2003 (à la suite du nettoyage de la pollution du Prestige), a incité par subventions préférentielles les communes à signer une charte de respect de l'environnement et à s'orienter vers le ramassage manuel. A sa demande, le Syndicat intercommunal pour le nettoyage des plages atlantiques (SINPA), regroupant l'ensemble des communes du Médoc, qui intervenait de façon mécanique jusqu'en 2008, ne procède depuis lors que manuellement.

²⁶http://www.site-gavres-quiberon.fr/bases/pdf/themeaction/pdf3/55/Bilan_ramassagemacrodéchets_gardes_LifeGQ.pdf

²⁷ <http://littoral.aquitaine.fr/Programme-regional-d-actions.html>

Dans les Landes, les déchets échoués revêtent une dimension nulle part ailleurs atteinte sur un tel linéaire. Depuis 1991, sur sollicitations des communes, le Conseil général a pris la maîtrise d'ouvrage d'un nettoyage global et systématique du littoral, d'environ 110 km de long. Basé sur une collecte mécanisée, il concerne le littoral de 15 communes et les 25 km du ministère de la défense au droit du Centre d'essais des Landes (CEL). Il s'agit d'une collecte intégrée, en ce sens qu'un même et unique prestataire, Coved, gère la collecte, l'évacuation et la valorisation des déchets. Plus de 15 000 m³ de déchets en moyenne (volumes en fait très fluctuants) sont retirés tous les ans de la côte landaise (constitués entre 60 et 70 % de bois, et dont les grosses pièces constituent 20 % du volume total) : soit un ratio moyen brut de 147 m³/km/an, ce qui donne une fois retirée la fraction moyenne de sable et de bois, un ratio moyen net de 52 m³/km/an. Le plan définit 3 types de secteurs à nettoyage mécanique différencié : les zones de baignade surveillée (22 km), nettoyées mécaniquement tous les 3 jours en été et une fois par semaine en hiver ; le CEL (25 km) nettoyé 2 fois l'an ; le reste du littoral (60 km) nettoyé mécaniquement une fois par semaine l'été et une fois par mois l'hiver. Deux sites, l'un à Tarnos et l'autre à Mimizan, sont nettoyés uniquement par collecte manuelle - selon les recommandations de l'ONF- par des Etablissement et service d'aide par le travail.

En termes de pressions, les plages fortement fréquentées de la côte des Pyrénées Atlantiques, à dominance rocheuse, connaissent une problématique similaire, voire supérieure à l'échelle de l'année. Les dépôts y sont importants (près de 14 000 t –tout confondu- collectées sur les plages en 2004). Ils proviennent de la mer, de la terre et, en proportion moindre, des usagers des plages qui disposent de poubelles urbaines. Sur les 35 km de côtes fortement urbanisées que se partagent 8 communes, débouchent 8 rivières fortement chargées en déchets divers, pour beaucoup naturels, arrachés des berges. A l'inverse de ce qui s'observe dans les Landes, les maires basques revendiquent leur compétence de nettoyage des plages de sable qu'ils mènent essentiellement en régie, mécaniquement, et quasi quotidiennement en saison touristique. Les collectivités assurent aussi des opérations de collecte amont, en mer (bien au-delà des 300 m, par le syndicat mixte Kosta Garbia, qui en 2010, à l'aide d'un bateau de pêche reconverti, a récupéré, en 3 mois d'été, 10 t de plastique et algues, et 5 t de bois) et sur deux cours d'eau, la Nivelle et sur l'Adour. L'institut Adour, établissement public interdépartemental a construit et gère le dispositif d'interception à cet effet sur l'Adour : un barrage flottant en tubulure acier barre les 2/3 de la rivière dans lequel viennent se piéger les débris flottants qui sont retirés, 4 fois par semaine, par un prestataire privé (ATT) puis triés à terre par une association d'insertion, la Maison d'initiation à la faune et aux espaces naturels (Mifen) en vue d'une valorisation. Environ 900 t sont ainsi collectées par an (à 98 % du bois) dont 13 t de déchets anthropiques divers. Sur la Nivelle, à la demande de la communauté de communes Sud Pays Basque, une autre association d'insertion, Adeli, récupère plus de 500 m³ / an en moyenne de débris (de bois à 90 %) piégés dans un dispositif plus sommaire (barrage flottant avec filet) et sur les berges, ou flottant sur le plan d'eau du port de St Jean de Luz (plaisance et pêche). Le nettoyage des berges de l'Adour et des pieds de falaises est effectué par ces deux associations pour le compte du Conseil général : environ 7000 t/an, algues et bois compris, sont ainsi ramassées.

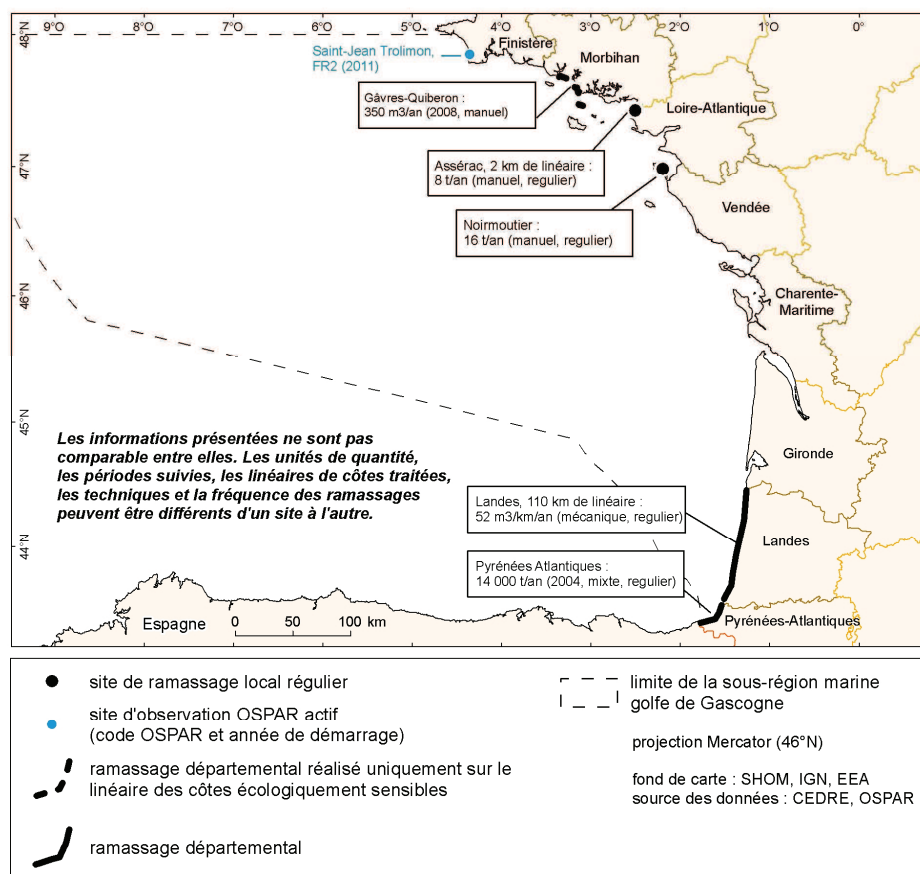


Figure 12 : Localisation des principaux sites de ramassage et d'observation OSPAR de déchets sur le littoral du golfe de Gascogne.

2.1.4. Suivis en cours et analyse quantitative et qualitative des déchets

Dans le cadre de la Convention OSPAR, un suivi comparatif des déchets de plages a été mené selon un protocole d'observation spécifique²⁸, quatre fois par an durant la période 2001-2006 sur 51 sites européens (dont deux sites finistériens et un site normand en 2006²⁹).

Ce projet a notamment fait ressortir les points suivants pour ce qui concerne la France :

- « le nombre total de déchets présents sur chaque plage a considérablement varié tout au long du projet (...) ;
- le nombre de déchets trouvés sur les plages françaises (sections de 100 m, toutes dimensions confondues) est 7 fois supérieur à celui trouvé sur les autres plages européennes : 3800 déchets contre 542 en moyenne (...) ;
- la proportion de plastique et polystyrène dans les déchets marins prélevés sur les secteurs de 100 m a augmenté de manière statistiquement significative entre 2001 et 2006, passant de 68 à 78 %. En France, sur les secteurs de 100 m étudiés, ce sont plus de 95 % des déchets qui sont constitués de plastique et polystyrène non dégradables (...) ;

²⁸ Ce protocole consiste en un dénombrement et une caractérisation (selon une classification des matériaux tels que plastique et polystyrène, caoutchouc, métal, textile, papier et carton, verre, etc. 120 classes sont regroupés en 13 catégories d'objets ou de morceaux d'objets, observés sur une section de 1000 m (items >50 cm) et sur une autre de 100 m (items < 50 cm).

²⁹ Pour des raisons de disponibilité, les sites français n'ont pu être suivis que sur une période restreinte, d'environ un an.

- le nombre des déchets indicateurs de l'activité pêche et aquaculture trouvés sur les secteurs de 100 m des plages références a augmenté de façon statistiquement significative entre 2001 et 2006. En France, le nombre moyen des déchets indicateurs trouvés sur les plages étudiées en 2006 est significativement supérieur au reste de la zone OSPAR pour les déchets provenant de la navigation et surtout de la pêche et de l'aquaculture (...);
- en France, les déchets les plus fréquents sur les sections de 100 m sont les morceaux de cordages, fils et filets de moins de 50 cm (64 % des déchets en nombre), suivis des mêmes morceaux de plus de 50 cm qui représentent quant à eux 9 %. Mais les plages françaises concernées, localisées dans des zones de navigation et de pêche sont bien connues pour être des plages d'accumulation naturelle de déchets marins flottants » (...).

En 2011, le syndicat intercommunal à vocation unique d'Audierne (Finistère) a relancé ces observations OSPAR sur un des sites (localisation de ce site sur la Figure 12). Les données recueillies en 2011 sont synthétisées en fonction de la nature (Figure 13) et de l'origine (Figure 14) des déchets. Elles sont présentées sous la forme d'une 'signature' correspondant à une image moyenne de ce que l'on trouve sur la plage³⁰.

Les plastiques et polystyrènes représentent plus de 95 % des déchets des plages. Au sein de cette catégorie, les objets issus des professions de la mer (la pêche, essentiellement) sont très fortement représentés.

Enfin, l'importance du nombre de déchets observés en 2006-2007 sur la côte d'Audierne se confirme en 2010-2011.

³⁰ Valeur moyenne = quantité totale d'objets observés par classes rapportée au nombre de campagnes d'observation réalisées, à savoir 2).

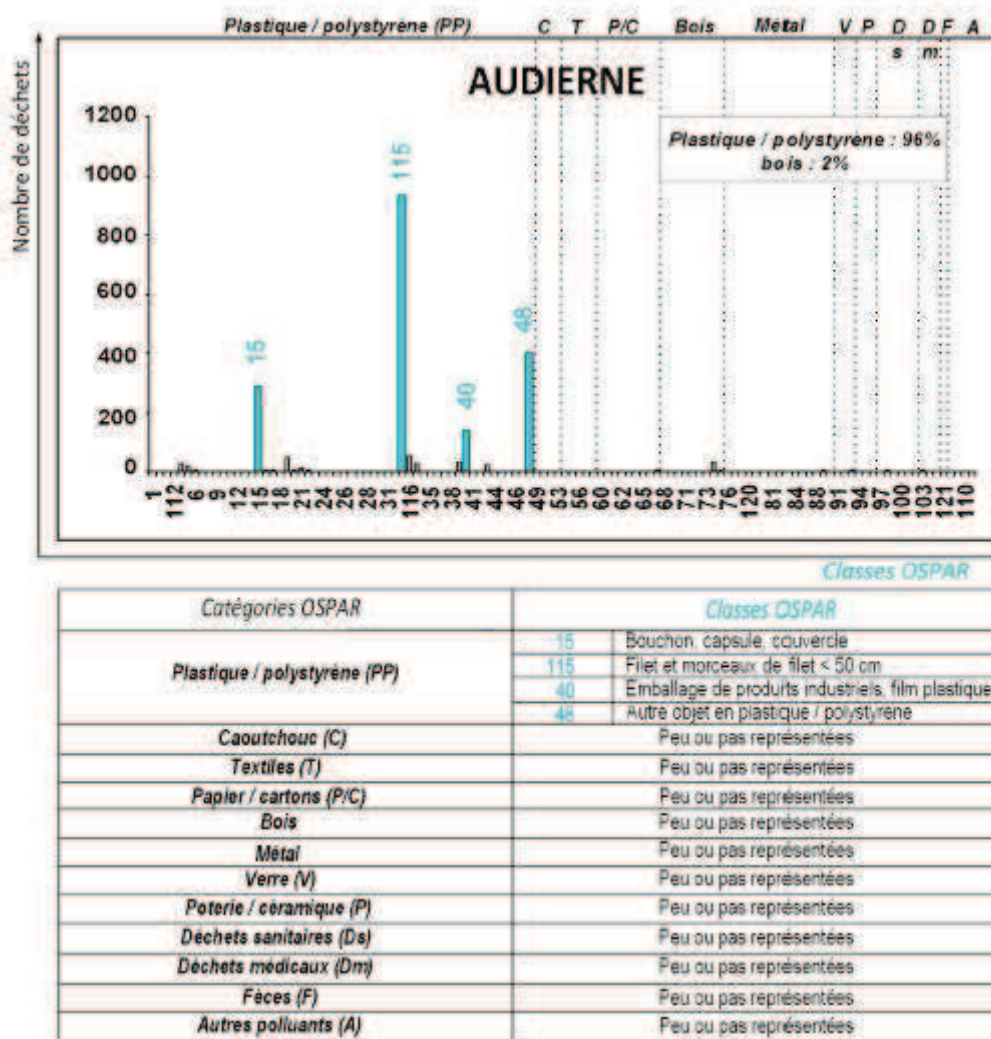


Figure 13 : Nature des déchets inventoriés selon le protocole OSPAR dans la sous-région marine golfe de Gascogne (Bilan 2010). Valeurs moyennes (nombre de campagnes d'observation : 2) [nota : la numérotation des classes correspond à l'ordre chronologique de leur intégration dans la classification OSPAR et ne répond pas à une logique de catégories].

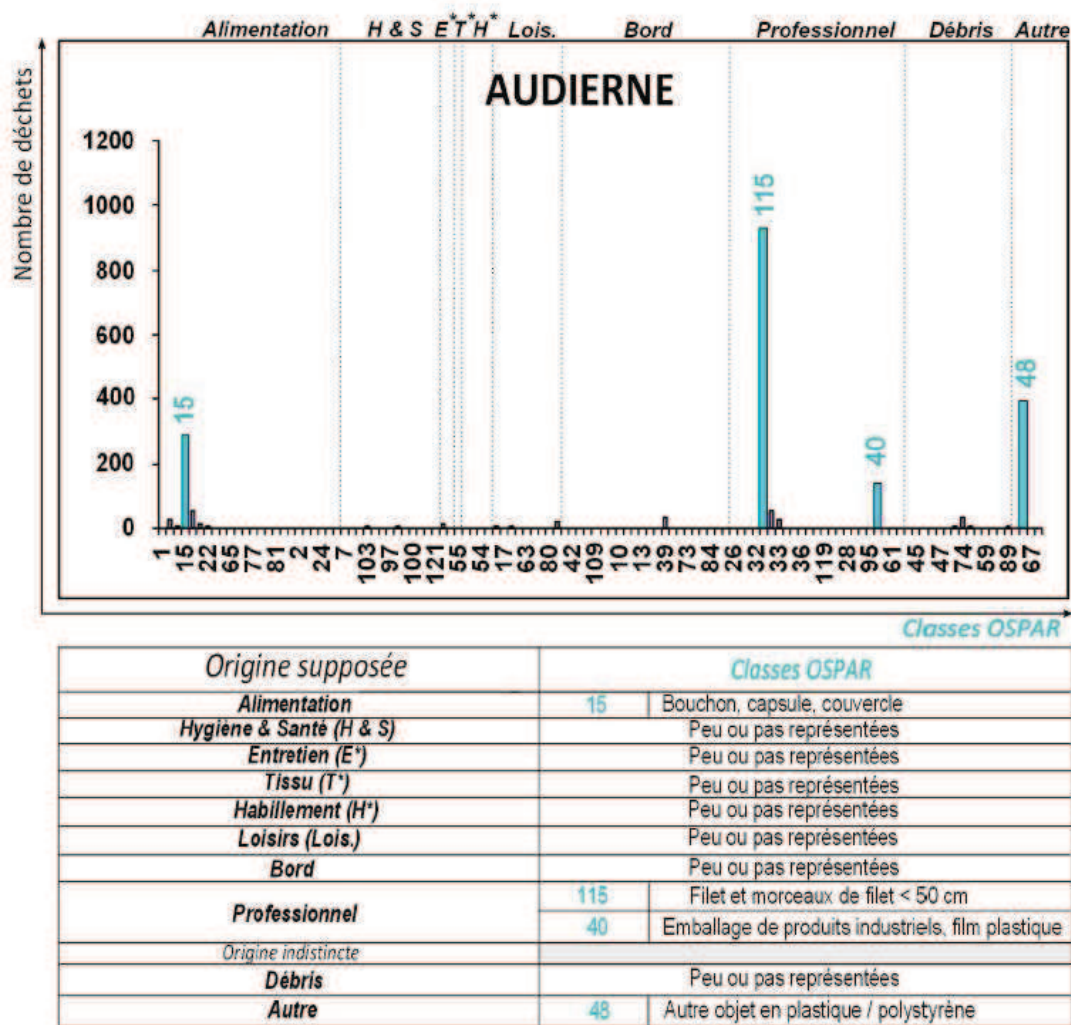


Figure 14 : Origine supposée des déchets inventoriés selon le protocole OSPAR dans la sous-région marine golfe de Gascogne (Bilan 2010).

2.2. Déchets en mer

Le présent chapitre concerne l'évaluation des quantités, de la distribution et de l'évolution des déchets en mer (déchets flottants à la surface, dans la colonne d'eau et sur les fonds).

2.2.1. Méthodologie

Deux séries de données sur les déchets en fond de mer existent pour cette sous-région marine, issues des campagnes de chalutage du programme européen International Bottom Trawl Survey (IBTS) utilisant un chalut GOV93 (maille de 20 mm). Les données de distribution de quantités de déchets ont été mesurées sur 20 stations du plateau continental. Les données de poids total de déchets ont été obtenues sur un nombre plus important de chalutages. L'analyse reste à être interprétée avec prudence car un site présentant un poids élevé ne correspond pas forcément à une zone d'accumulation en nombre de déchets.

Les données utilisées pour les munitions sont issues des registres de l'OTAN (Organisation du Traité Nord Atlantique). Les données utilisées pour le bilan des conteneurs perdus en mer ont été fournies par le CEDRE.

2.2.2. Analyse des données et interprétation

2.2.2.1. Données des campagnes de chalutage

Les données acquises par les campagnes de chalutage montrent dans l'ensemble une grande variabilité de distribution dans l'espace, entre sous-région marines, et dans une sous-région marine elle-même.

Les résultats concernant les nombres (densités) de déchets ainsi que les poids de déchets dans le golfe de Gascogne sont présentés Figure 15 et Figure 16.

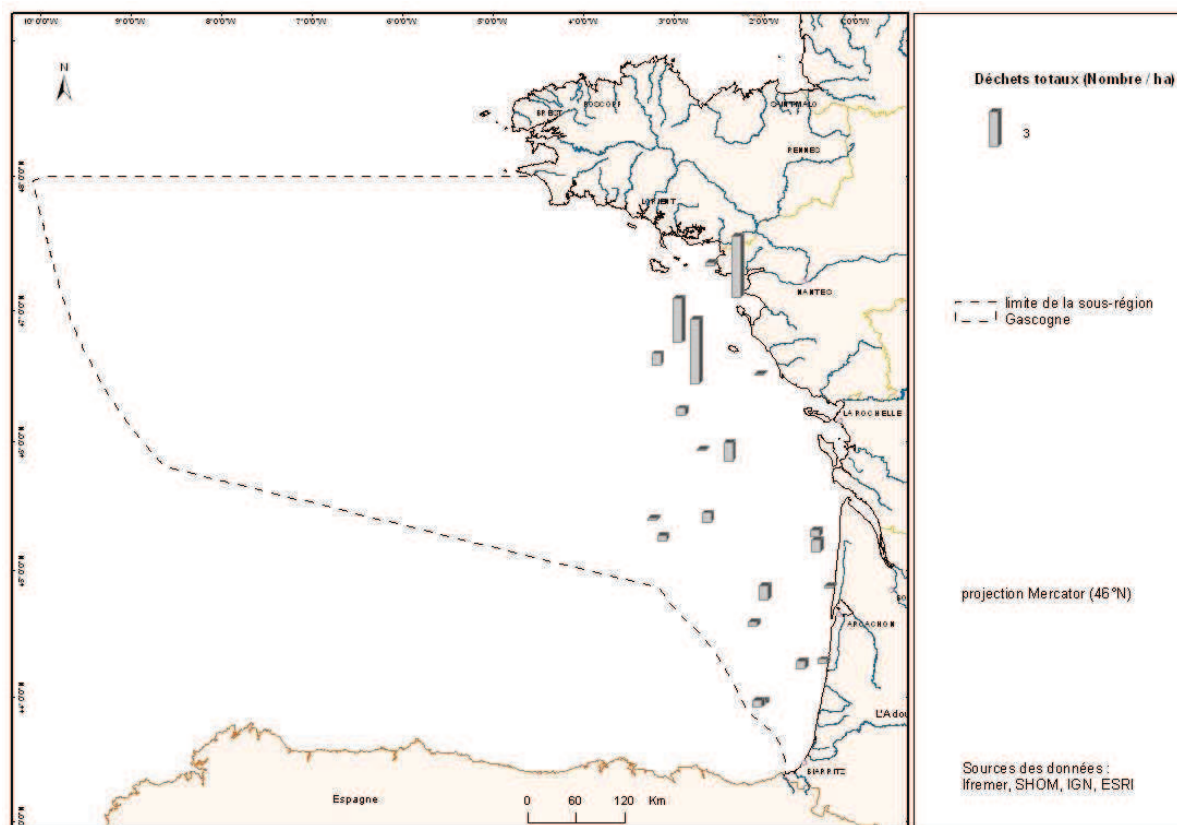


Figure 15 : Densité de déchets sur le fond (nb/ha) dans la sous-région marine golfe de Gascogne. Données issues des campagnes EVHOE (2010) (source : Ifremer).

Les densités observées sont comprises entre 0,14 et 5,52 déchets / hectare et ont une valeur moyenne de 1,18 +/- 0,35 déchets /hectare dans le golfe de Gascogne. Les densités moyennes étaient de 1,42 +/-0,25 en 1998, dans les mêmes conditions d'échantillonnage, ce qui traduit une baisse significative du nombre des déchets sur le fond au cours des 12 dernières années. L'étude typologique donne un pourcentage de plastiques et d'objets liés à la pêche de respectivement 31 % et 59 %, donc une forte proportion, en augmentation depuis 1998, de déchets en fond de mer sont issus de cette activité. Dans le golfe de Gascogne les déchets trouvés sont plutôt de petite taille (la moyenne de 0,10 kg/ha/an est la plus faible des 4 sous-régions marines françaises).

Ainsi qu'indiqué en début de chapitre, 70 à 80 % des déchets seraient d'origine tellurique, néanmoins dans la zone au large de l'estuaire de la Loire et dans une zone plus au large s'étendant vers le sud, la pression anthropique terrestre et celle du trafic maritime sont limitées et ne peuvent être les seules sources de ces concentrations en déchets ; elles proviendraient également des activités de pêche très présente dans cette partie de la sous-région marine golfe de Gascogne.

Cette sous-région marine présente donc une forte variabilité dans l'espace pour la répartition des déchets. Les différents facteurs à l'origine des déchets sont nombreux incluant les villes, les zones industrielles, le tourisme, la pêche et dans une moindre mesure le transport maritime.

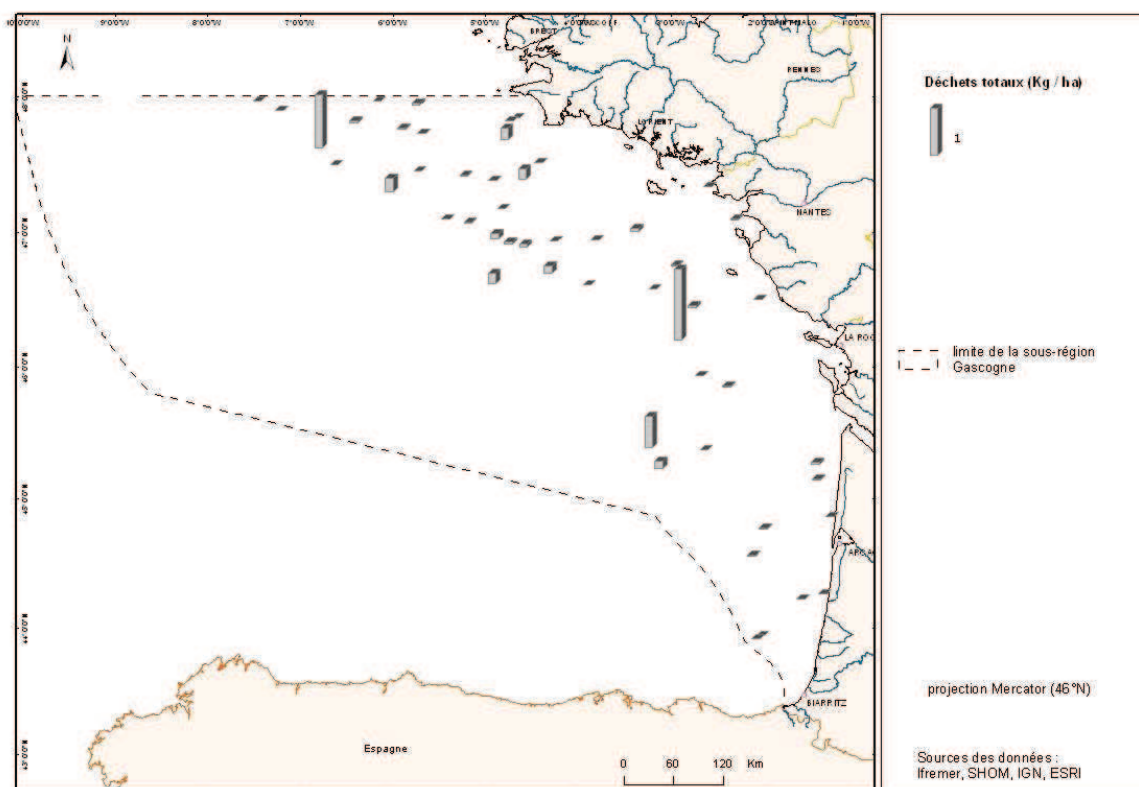


Figure 16 : Déchets sur le fond en poids (kg/ha) dans la sous-région marine golfe de Gascogne. Données issues des campagnes EVHOE (2010) (source : Ifremer).

Les facteurs hydrodynamiques (Courant du Portugal en Hiver), les canyons (cap Breton), les vents et les fleuves (Loire, Garonne, Adour) sont des éléments déterminants soit pour l'accumulation, soit pour le transport des déchets. Ils peuvent générer :

- un apport de déchets par transport à partir d'une région ou d'un pays différent (notamment un apport de déchets espagnols sur les côtes françaises de la sous-région marine golfe de Gascogne, par les vents dominants d'ouest pendant une partie de l'année) ;
- un balayage des déchets au niveau des estuaires entraînant un transport vers le large et une accumulation dans les zones de forte sédimentation. Les travaux antérieurs dans le golfe ont montré des variations saisonnières importantes avec une accumulation de déchets en fin de période hivernale dans les vasières, notamment au large de la Gironde, associée à une homogénéisation de la répartition des déchets en période estivale.

Enfin les zones sensibles à surveiller restent en priorité les zones de pêche du plateau continental, la zone du panache de la Loire, la vase au large de la Gironde en période hivernale ainsi que les canyons particulièrement Capbreton.

2.2.2.2. Autres données

La Figure 17 présente les données de munitions immergées (immersions historiques, essentiellement à l'issue des conflits de 1914-1918 et 1939-1945) dans la sous-région marine du golfe de Gascogne.

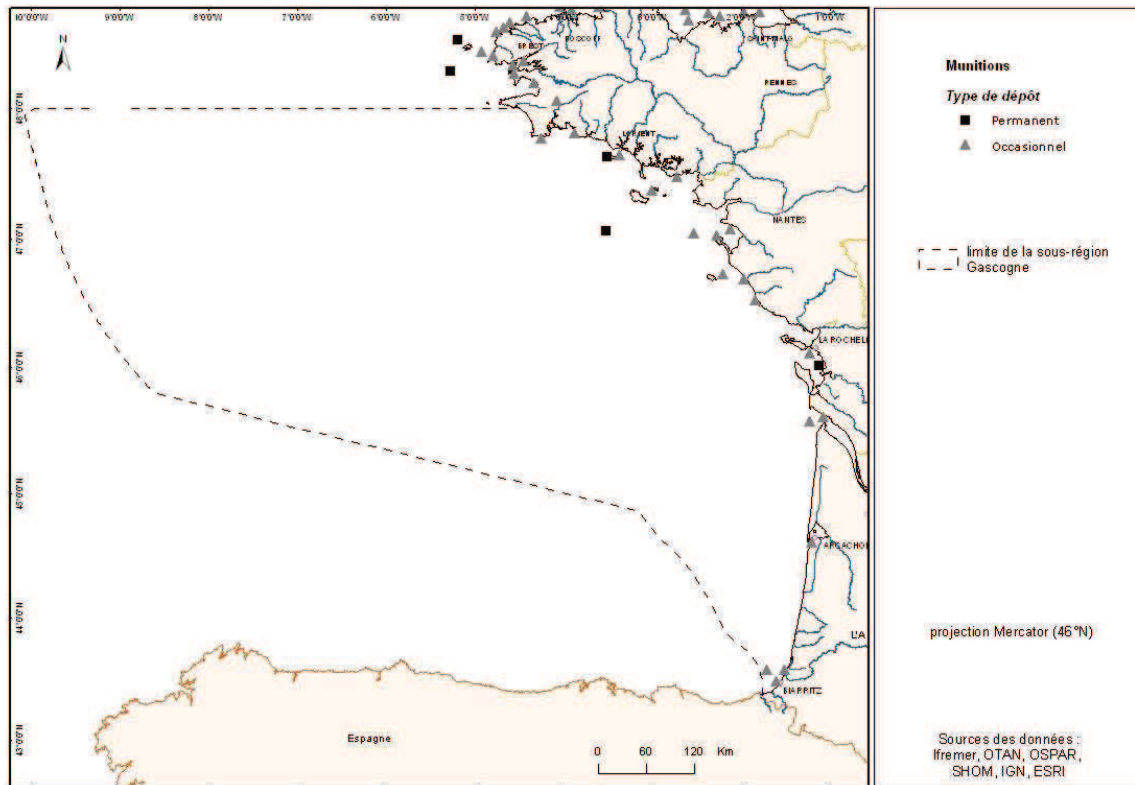


Figure 17 : Distribution des munitions immergées (interventions + immersions) dans la sous-région marine du golfe de Gascogne (source : OSPAR, 2010).

Les munitions immergées ne sont pas uniformément réparties le long des côtes du golfe de Gascogne, avec davantage de sites dans la partie nord de celui-ci, le long des côtes de Bretagne et des Pays de la Loire. Le sud du golfe de Gascogne est une zone beaucoup moins touchée avec la présence de seulement quatre sites. Quelques sites d’immersion se trouvent plus éloignés des côtes au large des côtes nord de la Bretagne. Un seul site d’immersion rapporté à OSPAR se trouve relativement au large.

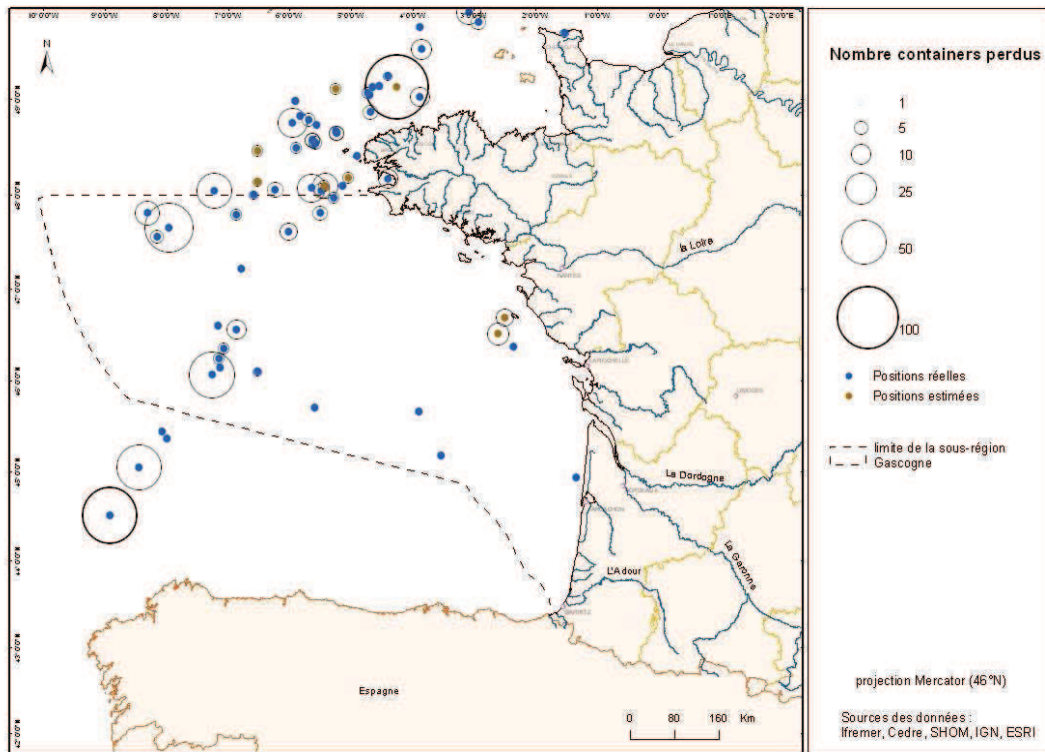


Figure 18 : Distribution des pertes déclarées de conteneurs (1989-2008) dans la sous-région marine du golfe de Gascogne (source : Kremer, 2008).

La Figure 18 présente les données de conteneurs perdus déclarés dans la sous-région marine golfe de Gascogne. Ces chiffres sont sous-estimés en raison des nombreuses pertes non signalées ou non déclarées : ainsi, le CROSS Etel estime entre 50 et 150 par an, le nombre de conteneurs perdus dans le golfe de Gascogne.

Plus de 90 % des conteneurs qui se retrouvent en mer sont voués à couler. Les pertes de conteneurs se situent clairement le long des routes de navigation où les conditions météorologiques de navigation sont plus difficiles. C'est le cas du golfe de Gascogne où relativement peu de conteneurs ont été déclarés sur la zone du plateau continental et de fortes pertes au large du golfe sur les routes maritimes d'approche du rail de navigation vers la mer du Nord.

Des expéditions scientifiques et des témoignages de marins ont montré la présence de zones d'accumulation de déchets et d'îlots flottants de plusieurs centaines de mètres carrés dans le golfe de Gascogne du fait des courants giratoires. Ce phénomène serait semblable à celui du « Great Pacific Garbage Patch » ou du « North Atlantic Garbage Patch » bien que de moindre ampleur. Il y a déjà une dizaine d'années, des études de l'Ifremer ont d'ailleurs évoqué des chiffres inquiétants. En effet, plus de 50 millions de tonnes de déchets se trouvaient entre 0 et 200 m de profondeur dans le golfe de Gascogne, 15 000 tonnes de sacs plastiques y circulaient entre deux eaux et 50 000 tonnes de ces mêmes sacs reposaient au fond du golfe.

2.3. Microparticules

Les sources des microparticules (de taille comprise entre 500 µm et 5 mm) sont diffuses ; elles sont principalement issues de la dégradation des plastiques en mer, et dans une moindre mesure des polymères plastiques de synthèse avant leur formage et leur utilisation dans l'industrie. Le

temps de dégradation dépend des conditions de température, de salinité et d'oxygène mais également du soleil et du courant. Un nombre important de polluants (polychlorobiphényles, métaux, hydrocarbures etc.) sont susceptibles d'être concentrés à la surface de ces microparticules et ingérés par les organismes marins. De même, les microparticules servent de support à de nombreuses espèces et favorisent leur propagation sur de longues distances.

Les seules données disponibles dans la sous-région marine concernent une évaluation réalisée en 2011 des microplastiques d'origine industrielle (granulés flottants échoués, sphérules de polystyrène exclu) sur des plages aux abords de zones naturelles, urbanisées ou industrielles. La zone est caractérisée par deux grands fleuves, Loire et Gironde, et des courants significatifs (courants de pente, courants de marée). Ces facteurs peuvent largement intervenir sur le transport des microplastiques en mer.

2.3.1. Analyse des résultats et interprétation

Il n'y a pas de données de microparticules en mer pour la sous-région marine du golfe de Gascogne. Les données concernant les plages sont par ailleurs insuffisantes pour une évaluation complète de l'état initial. La Figure 19 illustre la répartition des granulés industriels sur les plages du golfe de Gascogne. Seules des données ponctuelles sur les plages d'aquitaine et des Landes sont disponibles. Dans la partie nord du golfe de Gascogne (de la Pointe du Raz à Royan) les données sont insuffisantes pour une interprétation cohérente.

Dans l'estuaire de la Gironde, il n'y a pas d'accumulation notable de granulés plastiques industriels. Sur la rive gauche de la Gironde, aucune accumulation importante de granulés plastiques industriels n'est présente. A partir de la Pointe de Grave et sur le littoral aquitain, les quantités de granulés industriels sont plus importantes et dispersées par le nettoyage mécanique des plages (présence caractéristique de petits granulés rouges d'environ 2 à 3 mm). Ponctuellement des concentrations importantes peuvent être observées (plage de Contis, réserve naturelle de Moliets). Les granulés plastiques sont en grande partie amenés sur les côtes par l'action des marées de vives eaux cumulée à de fortes houles, avec un transport possible vers le nord.

D'une manière générale, les données sont actuellement trop limitées pour tirer des conclusions définitives. Elles doivent être complétées par des mesures à plus grande échelle, notamment en mer où se trouvent les quantités les plus importantes de microparticules.

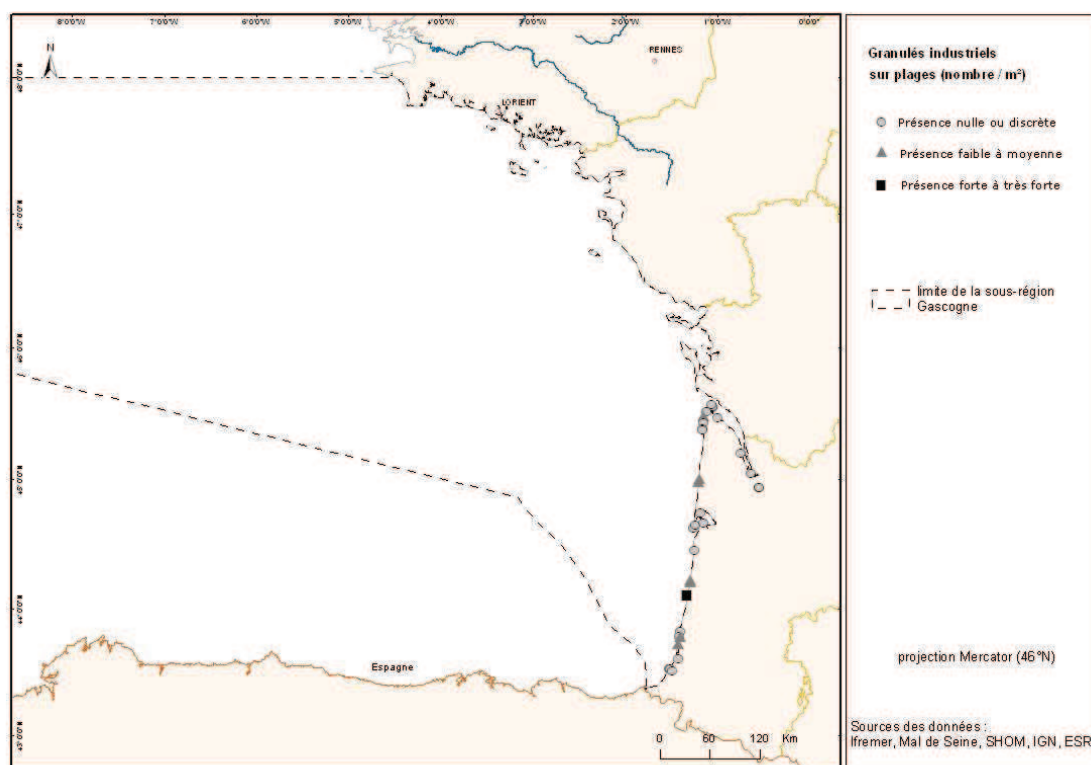


Figure 19 : Densité de granulés industriels (granules / mètre de laisse de mer) sur les plages du golfe de Gascogne. Source : Association SOS MAL de SEINE / Laurent Colasse. Présence nulle ou discrète (<50 granulés / mètre carré); Présence faible à moyenne (50< granulés / mètre carré < 10 000); Présence forte à très forte (granulés/mètre carré > 10 000).

2.4. Impacts écologiques des déchets marins

On estime³¹ qu'au moins 267 espèces marines dans le monde sont touchées par l'ingestion de déchets marins, dont 86 % des espèces de tortues de mer, 44 % de toutes les espèces d'oiseaux de mer et 43 % de toutes les espèces de mammifères marins.

2.4.1. Identification et description générale des impacts écologiques des déchets marins

2.4.1.1. Impacts des déchets sur les habitats et communautés benthiques

La structure des communautés benthiques subit des changements significatifs suite à l'arrivée de macrodéchets. Les polychètes³² opportunistes ainsi que la meiofaune³³ semblent être systématiquement les compartiments les plus réactifs. Le recouvrement des fonds par les macrodéchets cause une réduction significative des échanges gazeux à l'interface eau-sédiment, asphyxiant ainsi les sols et impactant de fait les espèces benthiques, voire dans les cas extrêmes, empêchant toute vie.

³¹ Chiffre indiqué lors de la 5ème Conférence internationale sur les déchets marins organisée par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE)

³² Vers annélides

³³ Compartiment benthique intermédiaire entre le macrobenthos et le microbenthos

Le dépôt des déchets sur le fond peut entraîner d'autres transformations des paramètres physiques (interception lumineuse, modification des micro-courants de fonds, création de substrats artificiels, etc.) qui impactent les habitats et communautés benthiques.

Les engins de pêche perdus ont également un impact sur les habitats par abrasion, écrasement et enchevêtrement des organismes, et translocation des caractéristiques des fonds³⁴.

2.4.1.2. Impacts des déchets sur les espèces non benthiques³⁵

2.4.1.2.1. Pêche fantôme / piégeage / enchevêtrement

Au cours des dernières décennies, le développement de l'utilisation des filets maillants et des trémails dans toutes les pêcheries côtières et leur extension sur les pentes continentales a conduit à l'augmentation des risques de perte de ces engins et, par conséquent, à celle de captures masquées dénommées « pêche fantôme ». On estime que 1 % des filets déployés sont perdus en Europe. Des expériences menées en Italie, au Portugal, sur les côtes provençales et récemment en Turquie montrent que les filets maillants et trémails perdent progressivement leur efficacité de pêche, par réduction progressive de leur hauteur et l'extension du fouling³⁶ aux différentes parties du filet. Toutefois ces filets et plus largement les engins de pêches perdus (casiers, etc.) restent dangereux pendant plusieurs mois en continuant à capturer poissons et crustacés.

Cela constitue aussi une source d'emmêlement pour les mammifères, les reptiles et les oiseaux et un risque sérieux pour tous les animaux marins à la recherche de nourriture tels que des oiseaux, des tortues (Figure 20) et des phoques.



Figure 20 : Cas d'enchevêtrement dans des cordages sur des tortues luth *Dermochelys coriacea* échouées sur les côtes de la façade atlantique française (photo : © Aquarium La Rochelle (CESTM)).

2.4.1.2.2. Ingestion de macrodéchets

L'ingestion de macrodéchets intervient soit par ingestion accessoire accidentelle soit par confusion avec une source alimentaire. Les jeunes animaux inexpérimentés mais aussi les animaux en situation de stress alimentaire sont beaucoup plus sensibles à ces ingestions par confusion. Il est noté dans la littérature scientifique une nette augmentation de l'ingestion de plastiques par les oiseaux et les mammifères marins, augmentation directement corrélée avec l'augmentation du nombre de macroparticules de plastiques dans les eaux marines. 177 espèces marines dans le monde sont aujourd'hui recensées comme impactées par l'ingestion accidentelle

³⁴ Mouvement accompagné d'une modification des caractéristiques fonctionnelles du substrat

³⁵ Les espèces non benthiques incluent ici les espèces marines démersales et pélagiques, ainsi que les oiseaux de mer

³⁶ Colonisation spontanée d'un support immergé par des organismes se fixant sur ce support

mais il en existe sans doute bien plus car seuls quelques groupes emblématiques ont été étudiés. L'ingestion de macrodéchets intervient en causant des dommages physiques du tube digestif, en bloquant mécaniquement le passage du bol alimentaire ou en générant une fausse sensation de satiété et un dysfonctionnement de la digestion.

- **Oiseaux marins** : l'ingestion de plastiques par les oiseaux est largement documentée mais les cas de mortalité directement attribuables à l'ingestion de plastiques sont rares. La mortalité peut survenir par obstruction des voies gastro-intestinales. Sur 24 espèces d'oiseaux marins étudiées sur une zone d'étude du Pacifique Nord subarctique, 12 espèces étaient contaminées par des plastiques dans les années 1969-77, ce chiffre montant à 15 en 1988-90. Ainsi plus de 50 % des espèces suivies sont impactées, ce pourcentage étant extrapolable aux autres espèces non suivies. Les espèces principalement touchées étant celles qui s'alimentent en surface (pétrels, procellariidés et laridés) et les planctonophages (puffins et stariques). Ces mêmes auteurs ont montré que les oiseaux carnivores concentraient les plastiques ingérés par leurs proies. En se basant sur l'étude des contenus stomacaux, il a été montré que le Fulmar boréal ingérait pratiquement tous les objets flottants compatibles avec la taille de son bec, et que tous les spécimens analysés présentaient des débris plastiques dans l'estomac ;
- **Mammifères marins** : les ingestions concernent quasi exclusivement les mammifères marins à régime alimentaire teutophage³⁷ (Figure 21). Les spécimens autopsiés dans le cadre du Réseau National d'Echouage (RNE) présentaient tous des états sanitaires dégradés (pathologie ou parasitologie) sans qu'il soit possible d'identifier le vecteur initial. 100 % des baleines à bec autopsiées par le Centre de Recherche sur les Mammifères Marins (CRMM) et présentant des matières plastiques dans le tractus digestif ont révélé une infestation parasitaire sévère des reins (*Crassicauda* sp.). La co-occurrence des infestations parasitaires des reins et de la présence de matières plastiques dans le tractus digestif, chez les baleines à bec, peut être interprétée comme une relation de cause à effet, par deux explications possibles (mais non démontrées). La première explication considère que le blocage mécanique par les matières plastiques génère un affaiblissement global de l'organisme et l'émergence de niches infectieuses non drainées par le transit. La deuxième explication considère qu'une infection pré-existante ayant déjà affaibli l'organisme amène celui-ci à réduire sa capacité de chasse et se trompe ainsi de cible en ingérant des matières plastiques qu'il n'ingère pas en situation normale ;



Figure 21 : Sacs plastiques retrouvés dans l'estomac d'une baleine de Cuvier échouée (photo: © CRMM-Université LR).

³⁷ Consommant des céphalopodes

- **Tortues marines** : pendant la période 1988-2009, le Réseau Tortues Marines français d'Atlantique Est (RTMAE), coordonné par le Centre d'Etudes et de Soins pour les Tortues Marines (CESTM) de l'Aquarium de La Rochelle, a recensé sur la façade Atlantique Manche -mer du Nord 656 cas de tortues échouées, soit une moyenne de 30 par an. La majorité des observations concerne les tortues luth *Dermochelys coriacea* (51 %) et les tortues caouannes *Caretta caretta* (44 %), et quelques observations concernent des tortues de Kemp *Lepidochelys kempii* (4 %) et vertes *Chelonia mydas* (1 %). Sur les 191 tortues autopsiées, 30 % avaient ingéré des déchets, principalement des matières plastiques et des fils de pêche. Plus précisément, des déchets ont été retrouvés dans le système digestif de 46 % des tortues luth autopsiées et 16 % des caouannes, sur un nombre presque équivalent de tortues autopsiées (95 tortues luth et 77 tortues caouannes). 4 % des tortues échouées présentent des marques liées aux engins de pêche et ces observations concernent uniquement la tortue luth. Les effets de la présence de plastique dans l'estomac, peuvent être soit directs, par occlusion ou infection due aux lésions de la muqueuse (Figure 22), soit retardés lorsque le volume du plastique ingéré est faible ;

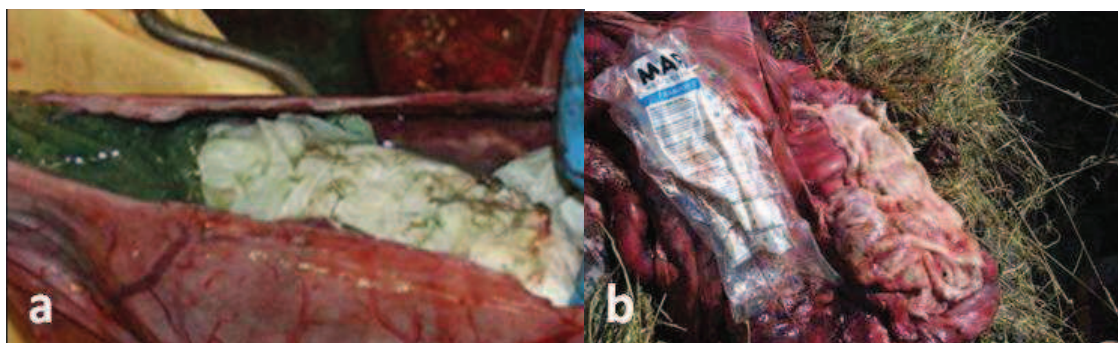


Figure 22 : Cas d'occlusions liées à l'ingestion de sacs en matière plastique sur des tortues luth *Dermochelys coriacea* échouées sur les côtes de la façade atlantique française (photos : © Aquarium La Rochelle (CESTM)).

- **Autres espèces** : il existe un nombre très limité de données sur l'impact des macrodéchets sur la faune autres que les trois groupes déjà traités. L'Association Française pour l'Etude et la Conservation des Sélaciens (APECS) a également signalé un cas unique d'autopsie de requin pèlerin dont le contenu stomacal présentait une quantité significative de déchets plastiques sans que l'on puisse lier leur présence à la mort du spécimen échoué. Enfin, de nombreuses observations éparses et non organisées révèlent les dommages causés par l'ingestion d'hameçons perdus ou de déchets divers par la macrofaune benthique (étoiles de mer, lièvres de mer, etc.).

2.4.1.2.3. Utilisation des débris plastiques par les espèces

Lors du suivi des oiseaux marins nicheurs, la présence de déchets plastiques, filets et autres dans la construction des nids est de plus en plus souvent relevée (Figure 23). Cela peut avoir des impacts aussi bien sur les adultes que sur les poussins : étranglement, enchevêtrement, etc. Des études sont menées pour tenter de quantifier l'impact, mais pour l'instant, il n'est pas possible de tirer de conclusion majeure sur la mortalité causée par l'utilisation des débris plastiques.



Figure 23 : Utilisation de débris plastiques pour la construction d'un nid de cormoran à Camaret (photo : © Cadiou B. Bretagne Vivante - SEPNEB).

2.4.1.2.4. Ingestion des microplastiques

Les microplastiques, généralement issus de la désagrégation des macrodéchets plastiques, ou encore granulés comme forme de stockage / transport de matières premières industrielles, sont ingérés par l'ensemble des organismes planctonophages et notamment par les crustacés maxillopodes et amphipodes et par les polychètes. L'un des impacts majeurs de l'ingestion de microplastiques semble résider dans l'empoisonnement des individus. Plusieurs travaux en cours montrent en effet qu'au-delà des composés propres aux plastiques (phtalates et biphénols A) qui perturbent le système endocrinien, ces déchets absorbent les micropolluants organiques qui sont ensuite diffusés via les processus de digestion des organismes contaminés. Aucun de ces travaux n'est à ce jour suffisamment abouti ni suivi pour en évaluer l'impact de manière opérationnelle.

2.4.1.2.5. Autres impacts

Les macrodéchets dérivants peuvent transporter, sur de longues distances, car très résistants à la dégradation, des organismes marins ou terrestres leur donnant ainsi la possibilité d'atteindre des régions où ils ne sont pas autochtones. Ce phénomène, et ses impacts, sont décrits dans le chapitre consacré aux vecteurs d'introduction et aux impacts des espèces non indigènes.

L'agrégation de débris marins peut aussi créer des habitats intéressants pour les larves ou les juvéniles. Ils peuvent aussi attirer des prédateurs marins qui se regroupent habituellement autour d'agrégats de poissons, ou bien simplement pour se cacher. Les amas de macrodéchets en surface peuvent ainsi générer des effets DCP (dispositifs de concentration de poissons) avec les effets positifs (augmentation de la capacité trophique d'un site) et négatifs (concentration des cibles de pêche et augmentation de la pression sur la ressource) associés.

2.4.1.3. Impacts des déchets marins sur les habitats et communautés du médiolittoral supérieur : destruction indirecte des habitats par nettoyage

L'incompatibilité entre l'usage balnéaire de loisir et la présence de macrodéchets sur les plages a conduit à la mise en œuvre de programmes de nettoyage mécanisés. La généralisation de ces pratiques de nettoyage des plages sableuses a généré une destruction massive des habitats naturels des laines de mer. L'écosystème « laines de mer », est aujourd'hui très appauvri par le passage d'engins de nettoyage.

Les effectifs des espèces typiques de ce milieu diminuent parfois dramatiquement comme c'est le cas des communautés à *Talitrus saltator*, crustacé amphipode majoritaire de ces habitats. De nombreuses espèces d'oiseaux tels que gravelots, pluviers et bécasseaux, sont directement impactés par la stérilisation des laines de mer par le nettoyage mécanisé. Pour les gravelots, les nettoyages mécanisés entraînent la stérilisation des laines de mer mais également la destruction des nids en haut de plage et le dérangement. Ce dérangement généré par les nettoyages concerne

l'ensemble des espèces fréquentant l'espace intertidal pour s'alimenter et se reposer (voir chapitre « Dérangement de la faune »).

Au delà d'un appauvrissement de la biodiversité, ces opérations entraînent de graves désordres écologiques en amont. Il s'agit essentiellement de la rupture de l'équilibre géomorphologique des plages en générant une baisse de résistance à l'érosion et une accélération de celle-ci par enlèvement de quantités significatives de sables. De manière indirecte, ce déséquilibre génère des travaux de stabilisation qui eux provoquent de graves dommages par destruction directe d'habitats.

2.4.2. Evaluation de l'existant dans la sous-région marine « golfe de Gascogne »

2.4.2.1. Dispositifs de collecte de données et acteurs impliqués

- **Oiseaux marins** : plusieurs associations naturalistes et gestionnaires d'aires marines protégées* suivent le patrimoine ornithologique marin et recensent ponctuellement des impacts écologiques des déchets marins sur les oiseaux marins. La démarche EcoQO (Ecological Quality Objectives) d'OSPAR sur le contenu stomacal des spécimens de Fulmar boréal n'est malheureusement pas opérationnelle sur le secteur golfe de Gascogne du fait de l'absence d'échouages de cette espèce et de l'étendue des secteurs à suivre. Il n'existe donc aucun dispositif organisé d'observation des impacts des déchets ;
- **Mammifères marins** : l'essentiel des éléments sont recensés par le Centre de Recherche sur les Mammifères Marins (CRMM) de La Rochelle dans le cadre notamment du Réseau National d'Echouage (RNE)³⁸. Le RNE permet une représentation significative des impacts des macrodéchets pouvant entraîner la mort ou y étant très étroitement corrélés, en particulier via l'analyse systématique des contenus stomacaux des spécimens autopsiés. En revanche, il n'existe pas à ce jour de suivi permettant d'identifier les contaminations liées aux microparticules ;
- **Tortues marines** : les données concernant les observations de tortues marines (échouages, captures accidentelles*, observations en mer) sont centralisées par le Centre d'Etudes et de Soins pour les Tortues Marines (CESTM) de l'Aquarium de La Rochelle qui coordonne le Réseau Tortues Marines français d'Atlantique Est (RTMAE) et accueille les tortues nécessitant des soins. Les observateurs du RTMAE, affilié au Réseau National d'Echouage (RNE), remplissent une fiche d'observation qui permet de collecter de façon standardisée les données sur les tortues marines lors des interventions sur les lieux d'échouage ou de capture. Des autopsies sont pratiquées lorsque l'état des cadavres le permet ; le centre de soins répertorie les données sur les pathologies observées sur les individus en soins et les lésions observées en cas de mort. Les références des publications sont accessibles à l'adresse <http://www.aquarium-larochelle.com/centre-des-tortues/le-centre/les-publications-du-centre>;
- **Autres espèces** : les connaissances sont très disparates, aléatoires et occasionnelles. Sur les sélaciens, l'Association Pour l'Etude et la Conservation des Sélaciens (APECS) est aujourd'hui bien identifiée et régulièrement appelée pour autopsier des sélaciens échoués ou pêchés. Mais là encore, aucun dispositif organisé n'est à ce jour fonctionnel ;

³⁸ Les membres participants sont cités à l'adresse <http://crmm.univ-lr.fr/index.php/fr/echouages/reseau-national-echouages>

- **Habitats marins** : l'Agence des aires marines protégées a lancé en 2010 un inventaire des habitats marins patrimoniaux couvrant environ 40 % des eaux territoriales. Ce dispositif de cartographie des fonds marins est mis en place dans le cadre des suivis dédiés au rapportage et à la gestion des sites Natura2000 en mer. Il sera reconduit tous les 6 ans. En marge des principaux travaux, cet inventaire comprend aussi la géolocalisation des concentrations de macrodéchets et en indiquera l'impact écologique identifié lors des prospections terrain.

2.4.2.2. Première évaluation des niveaux et tendances perceptibles

- **Oiseaux marins** : aucune donnée statistique n'est disponible. Une étude de faisabilité est en cours pour élargir le concept « EcoQO » au golfe de Gascogne ;
- **Mammifères marins** : le tableau ci-dessous reprend les chiffres relatifs à l'occurrence de présence de plastiques dans le tractus digestif des spécimens échoués autopsiés ;

Tableau 6 : Occurrence de présence de plastique dans le tractus digestif des mammifères marins échoués autopsiés (source : RNE).

Sous-région marine	Nombre d'échouages de 1972 à 2010	Nombre d'échouages examinés	Nombre d'échouages avec matières plastique dans le système digestif	Occurrence : Nombre d'échouages avec matières plastiques / nombre d'échouages examinés (%)
Manche-mer du Nord	1544	436	1	0.23
Golfe de Gascogne	11564	2608	10	0.38
Méditerranée occidentale	2 022	491	5	1.02

- **Tortues marines** : les travaux en réseau du CESTM permettent aujourd'hui d'avoir une vision statistique des échouages et de la mesure de pressions sur les tortues marines ;

Tableau 7 : Recensement des cas d'échouages et d'observations d'ingestion de déchets et de marques de pêche chez les tortues retrouvées sur les côtes françaises des sous-régions marines Manche-mer du Nord, mers celtiques, golfe de Gascogne (1988-2009, source : Aquarium La Rochelle\CESTM).

Espèce	Nb de tortues échouées	Nb de tortues autopsiées	Nb de tortues avec corps étrangers	Nb de tortues avec marques de pêche	Rapport nb avec corps étrangers/nb autopsiées (%)	Rapport nb marques de pêche/nb échouages (%)
Tortue luth	333	95	44	29	46	9
Tortue caouanne	292	77	12	0	16	0
Tortue de Kemp	25	15	1	0	7	0
Tortue verte	6	4	1	0	25	0
Total	656	191	58	29	30	4

- **Habitats marins** : pour le moment aucune donnée statistique n'est disponible.

2.4.2.3. Identification des manques et lacunes de données

Pour la sous-région marine golfe de Gascogne, les données sur les impacts des déchets sur l'écosystème marin sont très éparées et lacunaires en dehors des réseaux d'échouages Mammifères et Tortues. L'essentiel reste à faire afin d'engager des dispositifs ciblés sur la mesure des impacts, soit en apportant un soutien opérationnel aux réseaux existants (oiseaux, mammifères et tortues afin de densifier et automatiser l'observation et l'autopsie), soit en mettant en place des dispositifs spécifiques dédiés à l'image des EcoQO, sur des espèces et méthodologies adaptées à l'échelle de cette sous-région marine.

A retenir

Déchets sur le littoral

Malgré les initiatives diverses en matière de collecte, de tri et de recyclage des déchets sur les plages menées par divers acteurs de la sphère publique et du monde associatif, et une sensibilisation croissante à l'égard de leurs impacts, la connaissance de la situation en matière de caractérisation et quantité de déchets reste relativement mal connue, en certaines parties du littoral de la sous-région marine golfe de Gascogne, particulièrement en régions Bretagne, Pays de la Loire et Poitou-Charentes. A l'inverse, la situation est mieux connue le long de la côte Aquitaine, probablement parce qu'elle est aussi la plus affectée par les macrodéchets, sous la forme d'arrivages massifs permanents beaucoup plus importants en volume que la partie septentrionale de la sous-région marine.

Toutefois, pour ce qui est de la Bretagne ouest, le programme de suivi OSPAR mené entre 2000 et 2006 donne une idée du phénomène au sud pour la pointe Bretagne (2 plages suivies) : le nombre moyen de déchets observés y était 7 fois supérieur à ceux observés sur les plages des autres pays européens (mer du Nord, et Espagne (Galice), et la catégorie « plastique & polystyrène » en constituait la plus grosse part (supérieure à 80 %). Le suivi similaire repris en 2011 sur une des deux plages du projet, tend à montrer les mêmes tendances.

Déchets en mer

On observe une baisse significative du nombre des déchets sur le fond au cours des 12 dernières années et une augmentation en proportion des déchets issus des activités de pêche. Dans le golfe de Gascogne les déchets trouvés sont plutôt de petite taille et la moyenne de 0,10 kg/ha est la plus faible des quatre sous-régions marines.

Les plus fortes concentrations de déchets apparaissent localisées au large de l'estuaire de la Loire et dans une zone plus au large s'étendant vers le sud.

Cette sous-région marine présente une forte variabilité dans l'espace pour la répartition des déchets. Les différents facteurs à l'origine des déchets sont nombreux incluant les villes, les zones industrielles, le tourisme, la pêche et dans une moindre mesure le transport maritime.

Microparticules

Il n'y a pas de données relatives aux microparticules en mer et les données côtières concernant les plages sont insuffisantes pour permettre une évaluation à échelle de la sous-région marine. Il est donc nécessaire de suivre ce phénomène à l'échelle de la sous-région marine, notamment en mer pour être en mesure de produire une évaluation fiable.

Impacts écologiques

Pour la sous-région marine golfe de Gascogne, les données sur les impacts des déchets sur l'écosystème marin sont très éparées et lacunaires en dehors des réseaux d'échouages mammifères et tortues. L'essentiel reste à faire afin d'engager des dispositifs ciblés sur la mesure des impacts, soit en

apportant un soutien opérationnel aux réseaux existants (oiseaux, mammifères et tortues afin de densifier et automatiser l'observation et l'autopsie), soit en mettant en place des dispositifs spécifiques dédiés à l'image des EcoQO, sur des espèces et méthodologies adaptées à l'échelle de cette sous-région marine.

3. Dérangement de la faune

3.1. Contexte général

Le dérangement de la faune sauvage fait partie des impacts de la fréquentation humaine. Le dérangement est défini comme « tout événement généré par l'activité humaine qui provoque une réaction (l'effet) de défense ou de fuite d'un animal, ou qui induit directement ou non, une augmentation des risques de mortalité (l'impact) pour les individus de la population considérée ou, en période de reproduction, une diminution du succès reproducteur ».

Dans ce chapitre, la caractérisation du dérangement de la faune n'inclut pas la destruction ou la dégradation physique des habitats, ou la capture des espèces (sujets traités par ailleurs dans ce volet « pressions et impacts ») mais porte sur les conséquences, à plus ou moins long terme, de la confrontation directe entre la pratique des activités humaines (récréatives, sportives ou professionnelles) et la présence d'animaux sauvages sur les mêmes milieux. Le dérangement de la faune peut résulter de trois principales causes :

- la perturbation visuelle (qui concerne les espèces ayant une acuité visuelle suffisante pour détecter les objets en mouvement), qui peut être causée par le simple passage d'usagers, ou d'engins nautiques ou terrestres ; l'implantation d'ouvrages fixes (ex. éoliennes) peut également créer un « effet barrière » ;
- la perturbation lumineuse liée à l'éclairage nocturne, en particulier à l'éclairage de grosses installations (ports, plateformes, etc.) ;
- la perturbation sonore, à cause de bruits pouvant être générés par des embarcations (moteur, coque, ou encore le vent dans les voiles), par des engins ou des travaux littoraux, par des personnes (voix, cris), ou par des tirs de chasse notamment.

La question des collisions entre engins et animaux, qui peuvent être perçues comme un stade ultime du dérangement, est traitée en fin de ce chapitre.

L'analyse et la compréhension des interactions entre les hommes et les populations d'animaux sauvages se sont particulièrement focalisées, dans les années récentes, sur la question du dérangement de l'avifaune sur les espaces naturels. Le dérangement de l'avifaune se révèle aujourd'hui dans un contexte de diminution généralisée des populations d'oiseaux (constat surtout terrestre). En France, 150 espèces, soit presque la moitié des espèces d'oiseaux nichant ou hivernant régulièrement sur le territoire, présentent un statut de conservation défavorable ou fragile en période de nidification ou d'hivernage. Bien que les contacts entre les populations humaines et la faune sauvage aient depuis toujours existé, le contexte environnemental et sociétal est aujourd'hui incomparable à celui qu'il était il y a encore 50 ans. Les espaces naturels littoraux ont connu, ces dernières décennies, un engouement sans précédent de la part de nos contemporains. Désormais aménagés par de nombreux points d'accès et réseaux de sentiers de randonnée, équipés de cales de mise à l'eau et débarquement, mis en valeur par le biais de moyens de promotion diversifiés, les espaces naturels littoraux sont devenus de véritables vecteurs de la valorisation touristique et économique des territoires. Associée à de nouveaux usages et à de nouvelles formes d'occupation de l'espace, notamment avec le développement rapide des activités récréatives, sportives, touristiques, la fréquentation humaine est aujourd'hui, à l'origine d'interactions et de concurrences spatiotemporelles accrues (et cumulatives) entre les hommes et les populations d'oiseaux, mais aussi de certains mammifères marins et de toutes les espèces fréquentant les estrans et les petits fonds côtiers. Ainsi, si la cohabitation a été longtemps possible car les milieux naturels étaient suffisamment étendus et la pression anthropique plus faible, elle devient aujourd'hui de plus en plus complexe, parfois problématique lorsque le dérangement est régulier et qu'il concerne des espèces rares et/ou menacées. Les activités

récréatives spécifiquement littorales prises dans leur ensemble (promenade, canoë-kayak, plaisance, motonautisme, pêche à pied, activités liées à la plage, sports de glisse, etc.) sont d'ailleurs considérées comme étant les plus dérangeantes par les gestionnaires d'espaces naturels.

3.2. Dérangement de l'avifaune marine

Les effets et les impacts du dérangement, qui peuvent concerner toutes les espèces d'oiseaux et toutes les activités humaines, sont multiples et variés. Le dérangement représente « une menace pour les oiseaux à partir du moment où il les empêche de satisfaire dans de bonnes conditions de sécurité leurs exigences écologiques et comportementales ».

En période de reproduction, le dérangement peut être à l'origine d'une diminution du succès reproducteur notamment par abandon des nids ou par augmentation de la prédation sur les couvées. En période d'hivernage ou de migration, il est susceptible, entre autre, d'affaiblir les oiseaux par diminution de leurs ressources énergétiques ou de limiter l'accès aux milieux d'alimentation ayant pour conséquence, à long terme, une diminution de la capacité d'accueil des sites. Le dérangement représente ainsi une réelle menace pour les oiseaux les plus sensibles. Il faut noter que le littoral du golfe de Gascogne est une voie de migration majeure, notamment pour des oiseaux marins et côtiers. De nombreuses réserves nationales littorales y ont été créées après avoir été répertoriées comme sites d'hivernage et de halte migratoire. Enfin, l'inscription d'une partie des sites Natura 2000 en mer se justifie par leur enjeu avifaunistique en période hivernale et migratoire.

Malgré des études de plus en plus sophistiquées, les chercheurs éprouvent des difficultés à quantifier les conséquences du dérangement notamment sur le long terme. Ces études restent encore, aujourd'hui, largement expérimentales du fait de nombreux problèmes méthodologiques. En effet, face à des animaux extrêmement mobiles dans l'espace, il s'avère difficile de parvenir à quantifier la part respective du dérangement de celles des autres menaces, naturelles ou anthropiques, qui expliqueraient les variations négatives d'effectifs observées chez certaines populations d'oiseaux.

Le constat actuel sur le dérangement de l'avifaune marine reste donc très qualitatif et largement basé sur du « dire d'expert ». Dans le cadre de la mise en œuvre du programme Natura 2000, le Muséum national d'histoire naturelle coordonne la réalisation des « cahiers d'habitats » dont une série récente (en cours de publication) porte sur les oiseaux listés dans la directive « Oiseaux » (directive 2009/147/CE), ce qui inclut l'ensemble des oiseaux marins nicheurs de nos côtes. Ces cahiers d'habitats font état, à dire d'expert, des principales pressions et menaces qui pèsent sur chaque espèce. Le bilan dressé est le suivant :

- le dérangement n'est pas cité comme une menace pour les alcidés (pingouins torda, macareux moine, guillemots de Troïl), qui sont d'ailleurs rares dans le golfe de Gascogne en période de reproduction (mais présents en automne-hiver) ;
- il est cité, parmi d'autres, comme une menace plutôt faible, pour les laridés (goélands et mouettes), les procellariidés (puffins, fulmars boréaux) et pour l'océanite tempête ; ceci, en partie grâce aux mesures de protection des sites de nidification déjà prises ;
- il n'est pas cité comme une menace pour le fou de Bassan, dans la mesure où le seul site de nidification français (l'île Rouzic, dans l'archipel des 7 îles, en Bretagne Nord) est déjà strictement protégé ;
- il est cité comme une menace potentiellement importante pour les phalacrocoracidés (cormorans) ;
- il est cité comme une menace très importante pour la plupart des sternidés (sternes) ;

- par ailleurs, le dérangement est identifié comme une menace pour de très nombreuses espèces de limicoles côtiers, espèces plus ou moins inféodées au milieu marin, et que nous ne détaillerons pas ici.

Voici quelques extraits des cahiers d'habitats concernant les sternes nichant sur la côte du golfe de Gascogne:

- **Sterne caugek** (dans la sous-région marine golfe de Gascogne, niche notamment dans le Finistère Sud, en Vendée (île de Noirmoutier), sur le banc d'Arguin en Gironde): la fréquentation croissante du littoral français en été contribue au dérangement des oiseaux, notamment des reposoirs essentiels en cette période de l'année où les sternes nourrissent encore leurs jeunes et se préparent à leur longue migration vers l'Afrique. Cette fréquentation humaine constituerait la première des menaces si les principales colonies de l'espèce n'étaient pas surveillées. De même, la navigation de plaisance peut contribuer à la perturbation du cycle reproducteur, notamment celle qui concerne les engins rapides et bruyants tels que les jets-skis ou à l'opposé, les bateaux discrets et passe-partout capables de s'approcher et d'accoster très près d'une colonie tels que les kayaks de mer ;
- **Sterne de Dougall** (dans la sous-région marine golfe de Gascogne, niche occasionnellement sur des îlots bretons): le développement des activités de loisirs nautiques, dans les années 1970, a certainement fortement contribué aux multiples transferts de colonies observés depuis lors. La pression des dérangements d'origine humaine est fort probablement la cause du déclin général de la population de Sterne de Dougall à partir de 1974. Ce dérangement peut se traduire par une destruction directe des pontes ou des poussins, ce qui est maintenant de plus en plus rare (sauf par le vagabondage des chiens) en raison de la sensibilité croissante des usagers de la mer. Cependant, le simple envol des adultes et les mouvements de panique au sein des colonies peuvent entraîner la perte des œufs et des poussins par leur déplacement et leur piétinement. De plus, si les adultes sont absents trop longtemps, les œufs ou les poussins récemment éclos risquent une hypothermie fatale. Aujourd'hui, ce type de dérangement involontaire peut être provoqué par des engins rapides et bruyants tels que les jets-skis ou, à l'opposé, par des bateaux discrets et passe-partout capables de s'approcher et d'accoster très près d'une colonie tels que les kayaks de mer. En outre, la concentration des colonies sur un nombre de sites de plus en plus faible accroît la sensibilité de l'espèce aux perturbations ;



Figure 24 : Sterne Caugek (photo M. Buanic, parc naturel marin d'Iroise, Agence des aires marines protégées).

- **Sterne naine** (dans la sous-région marine golfe de Gascogne, niche notamment le long de la Loire, occasionnellement en Aquitaine): les principaux dérangements de l'espèce en période de reproduction sont d'origine humaine. La fréquentation du littoral atlantique et méditerranéen, ou des milieux continentaux, sont une des causes fréquentes de l'échec de la reproduction qui entraîne parfois la désertion complète d'une colonie. La divagation des chiens constitue également un dérangement, avec les mêmes conséquences. Ces menaces sont d'autant plus importantes dans les sites ne bénéficiant pas d'une protection adéquate ;
- **Sterne pierregarin** (dans la sous-région marine golfe de Gascogne, niche dans un nombre réduit de sites côtiers, ainsi que le long de la Loire): le dérangement, l'un des facteurs principaux de perturbation sur les sites de reproduction fluviaux (Loire, Allier) a de multiples origines : accostages, pêche, moto, promenade dès qu'un niveau d'eau trop bas assure l'accès aux îlots de nidification, etc. Ces menaces sont aussi rencontrées sur les sites de nidification du littoral, notamment en Bretagne où la fréquentation touristique estivale et la pratique accrue des activités nautiques (plaisances, kayak de mer, jet-ski, etc.) sont des facteurs majeurs de perturbation des colonies de sternes installées sur les îlots côtiers.

3.3. Dérangement d'autres groupes d'espèces

Parmi les mammifères marins présents dans le golfe de Gascogne, assez peu sont susceptibles de souffrir du dérangement (hors dérangement sonore, traité au chapitre « Perturbations sonores sous-marines d'origine anthropique »). Les phoques gris, qui sont sujets au dérangement lorsqu'ils sont sur reposoirs, ne fréquentent qu'occasionnellement le nord de la zone, et rarement sur reposoirs. Les delphinidés, abondants, semblent peu sensibles au dérangement visuel. Enfin les grands cétacés vivent majoritairement loin des côtes, où leurs interactions avec l'homme sont principalement limitées à leurs rencontres avec le trafic maritime, traitées au prochain paragraphe.

Même si le dérangement est susceptible d'être une menace pour d'autres espèces aquatiques marines, telles que des poissons, des crustacés ou des céphalopodes, il n'est pas connu d'exemples concrets et quantifiés de tels processus, pour la sous-région marine golfe de Gascogne. Néanmoins il est bien connu des plongeurs scientifiques ou de loisir, ou des pêcheurs à pied, que beaucoup d'espèces ressentent un dérangement visuel en leur présence, et adoptent un comportement qui va de la méfiance (respect d'une distance « de sécurité », etc.) à la fuite. On peut penser que la baignade, la plaisance, et la plupart des activités maritimes professionnelles, génèrent le même type de comportement en réponse à un dérangement visuel ou sonore. Les impacts écologiques de tels dérangements sont inconnus.

3.4. Collisions

La collision entre engins construits par l'homme et animaux peut être considérée comme le stade ultime du dérangement, avec dans ce cas un fort risque de mortalité directe des animaux touchés.

Trois groupes d'espèces marines sont particulièrement susceptibles d'entrer en collision avec des engins : les oiseaux, les grands cétacés, et les tortues.

Les oiseaux marins peuvent théoriquement entrer en collision avec des bateaux rapides, ou avec des pales d'éoliennes. Le premier type de collision est certainement très rare car non documenté : les oiseaux, alertés par leur bruit, savent la plupart du temps éviter les bateaux à moteur ; quant aux engins à voile, très peu atteignent des vitesses dangereuses pour l'avifaune. La pression associée aux éoliennes est actuellement quasiment nulle pour la sous-région marine puisqu'il n'y

a pas d'éolienne offshore implantée ; les rencontres entre oiseaux marins et éoliennes terrestres sont rares pour la plupart des espèces ; toutefois une étude³⁹ sur le parc éolien de Bouin, en Vendée (5 éoliennes terrestres) a montré que l'espèce d'oiseau la plus touchée y est la mouette rieuse (oiseau marin mais fortement implanté à terre). La mortalité par collision y est estimée entre quelques individus et quelques dizaines d'individus par éolienne et par an. Cette pression devra être prise en considération dans les études d'impact des projets éoliens offshore, qui pourront s'appuyer sur des études menées à l'étranger et notamment en mer du Nord, ainsi que sur le retour d'expérience des éoliennes terrestres.

De nombreuses espèces de grands cétacés fréquentent le golfe de Gascogne, et notamment la zone très productive du talus continental. Le risque de collision est important pour eux dans le nord-ouest de la zone compte tenu du trafic maritime intense ; ce risque existe aussi sur le reste de la zone avec les navires de pêche, même si les conséquences en sont probablement moins graves pour les cétacés (les navires de pêche étant plus lents et plus petits). Le centre de recherche sur les mammifères marins répertorie dans ses rapports annuels sur les échouages de mammifères marins⁴⁰, les causes de mortalité identifiées. Chaque année plusieurs cétacés (notamment des rorquals et des cachalots) sont retrouvés avec des traumatismes évoquant la collision sur les côtes de France métropolitaine, mais le nombre de cas de ce type semble toutefois moins élevé sur les côtes du golfe de Gascogne (seulement deux cas avérés en plus de 30 ans) que sur celles de Manche ou de Méditerranée. L'éloignement des zones de collision potentielle est un facteur à prendre en compte dans cette analyse (il est probable que de nombreux animaux ne soient jamais retrouvés : voir le chapitre « Surmortalité et échouages de mammifères marins »).

Plusieurs espèces de tortues marines sont présentes dans le golfe de Gascogne, et notamment les plus grosses d'entre elles, les tortues luth, relativement fréquentes dans la zone des pertuis Charentais en été. Compte tenu du temps qu'elles passent en surface, ces tortues peuvent être victimes de collisions, ce qui est parfois rendu évident par des traces d'hélice observées sur des individus trouvés échoués (Figure 25). Depuis 1955, cinq observations de tortues luth victimes de collisions ont été répertoriées dans le golfe de Gascogne, contre une en Méditerranée et aucune en Manche (d'après les données du Réseau Tortues Marines Atlantique Est (RTMAE)). L'importance du phénomène pour la population n'a pas été évaluée mais, s'agissant d'une espèce grande migratrice, le problème est à considérer à l'échelle océanique et non régionale.



Figure 25 : Exemple de tortue luth victime d'une collision dans le golfe de Gascogne. (source : Aquarium de la Rochelle – communication F. Claro.)

³⁹ http://www.eolien-biodiversite.com/uploaded/fichier/doc-de-syntha-se_1281025189.pdf

⁴⁰ <http://crrmm.univ-lr.fr/index.php/fr/communication/bulletins-rapports>

A retenir

Bien que la question du dérangement de la faune ait fait l'objet de nombreuses études, cette pression et ses impacts restent en général très difficiles à quantifier. Le dérangement de l'avifaune marine fait déjà l'objet de mesures de protection (principalement l'interdiction ou limitation de la fréquentation sur certains sites de nidification, de nourrissage ou de pause migratoire) et de sensibilisation, mais il reste une menace significative pour certaines espèces, notamment les sternes. Le dérangement n'est pas un facteur de pression bien connu pour d'autres groupes d'espèces dans la sous-région marine, mais quelques événements de collision entre navires et grands cétacés ou tortues luth ont été rapportés.

III. Interférences avec des processus hydrologiques

Certaines activités humaines peuvent potentiellement modifier l'hydrologie (température, salinité, régime des courants) des cours d'eau ou du milieu marin. C'est le cas par exemple des rejets d'eau servant au refroidissement des centrales électriques, de l'irrigation agricole, du dessalement industriel ou de l'installation en mer de constructions telles que les digues, tables ostréicoles, hydroliennes etc. C'est l'objet de cette synthèse ; les modifications hydrologiques ayant pour origine le changement climatique ne sont pas traitées ici.

L'analyse des impacts biologiques sera traitée à la fin de chaque chapitre.

1. Modification du régime thermique

En ne considérant que les pressions anthropiques directes sur la température de l'eau, les rejets d'eau servant au refroidissement des centrales électriques sont en ordre de grandeur, les sources de modifications thermiques à prendre en compte.

Il n'y a pas de centrale électrique littorale sur la sous-région marine et les centrales électriques les plus proches pouvant être considérées comme source de pression directe sont situées dans les estuaires de la Loire et de la Gironde. Il s'agit donc de vérifier l'absence de pression thermique à la limite du territoire marin pour ces sites.

L'eau qui alimente les circuits de refroidissement est légèrement échauffée, et après échauffement, rejetée. Une réglementation spécifique est déclinée pour chaque centrale soit dans des décisions administratives relatives aux prises d'eau et rejets (CNPE) soit dans des arrêtés d'exploitation (Centrales thermiques dont CCG).

Ces décisions sont élaborées sur la base d'études d'impact détaillées, faisant l'objet d'une consultation du public. L'objet de cette réglementation et des surveillances associées est de garantir l'absence d'échauffement préjudiciable au milieu récepteur, dès le voisinage immédiat du rejet.

1.1. Les installations concernées

Les installations concernées sont recensées dans le Tableau 8

Tableau 8 : Centrales présentes sur la sous-région marine golfe de Gascogne (CCG = Cycle Combiné Gaz).

Centrale	Blayais	Cordemais	Montoir-de-Bretagne
Type	Nucléaire	Thermique	CCG
Puissance électrique	4 unités de 900W	2 unités de 700MW 2 unités de 600MW	435MW
Débits rejetés	4 fois 45m ³ /s	4 fois 18,5 à 23m ³ /s	1 fois 12m ³ /s

La centrale de Montoir-de-Bretagne est située dans l'estuaire de la Loire à près de 6 km en amont du débouché de l'estuaire.

Elle n'est pas intégrée au bilan suivant : ses éléments techniques ne sont pas comparables en termes de thermies rejetées (puissance plus faible et récupération d'une partie de la chaleur par le terminal méthanier). Ces éléments, ainsi que sa situation géographique en pleine zone de transition, rendent peu probable une pression thermique significative à la limite du territoire marin.

1.2. Données relatives à chaque centrale

1.2.1. Centrale du Blayais

Description

Le CNPE du Blayais est refroidi par l'eau de l'estuaire de la Gironde qui est pompée via des canalisations sous-marines. Les débits moyens mensuels de la Garonne s'échelonnent entre 235 m³/s (août) et 1 450 m³/s (janvier).

La température de l'eau de l'estuaire résulte du mélange des eaux d'origines marine et fluviale qui la composent. En règle générale, les eaux continentales sont plus chaudes que l'océan en été et plus froides en hiver. Une différence de température entre l'eau en surface et au fond peut être observée, exclusivement en hiver (températures en surface de 1 à 2°C plus basses qu'au fond). La température en un point donné variera dans le temps : au cours de la marée, selon la saison et selon le débit fluvial. Enfin, les variations de température de l'air dans la journée pourront être répercutées par l'eau de l'estuaire. Les variations naturelles de la température de l'eau au cours de la journée présentent une amplitude inférieure à 3°C.

Pour les rejets de la centrale du Blayais, les limites de températures et d'échauffement sont fixées dans la décision administrative autorisant la prise d'eau et le rejet.

Etendue du panache thermique

Le rejet des 178 m³/s d'eau échauffée s'effectue par 16 diffuseurs (8 par paire de tranches) situés dans le lit de la Garonne, à environ 2 km de la berge. Les eaux échauffées de chaque paire de tranches remontent vers la surface sous l'effet du gradient de densité. Ensuite, la position du panache thermique dépend du mouvement des masses d'eau au cours de la marée. Les études de modélisation d'impact thermique et les mesures in situ par immersion de thermographes et thermographie aérienne montrent que dans la majorité des cas l'échauffement résiduel de 1°C s'étend de 200 m à 1,5 km du rejet, et jusqu'à 15 km dans les conditions les plus pénalisantes (basse mer de vive eau).

Dans la réalité, cet échauffement résiduel de 1°C est masqué par la différence de température existant entre l'eau de mer et l'eau de la Gironde, qui se mêlent dans l'estuaire au rythme des marées. En considérant de surcroît les échanges thermiques avec l'atmosphère et la durée de résidence des masses d'eau liée au cycle des marées, aucun échauffement lié à la centrale du Blayais ne peut être envisagé à l'embouchure de l'estuaire de la Gironde (donc dans les « eaux marines » couvertes par la DCSMM) située 70 km à l'aval.

1.2.2. Centrale de Cordemais

Description

La centrale est située dans l'estuaire de la Loire, à environ 25 km en amont du débouché de l'estuaire situé à St Nazaire. Les débits de rejets pour chacune des 4 tranches varient entre 18 m³/s et 25 m³/s. L'eau issue du refroidissement des unités de production est pré-diluée dans un canal, puis rejetée dans la Loire sur la rive droite. Les maxima d'échauffements avant dilution sont de 8 °C (tranches 1, 4, 5) ou 12 °C (tranches 2 et 3). Les tranches 4 et 5, qui utilisent du charbon, fonctionnent en semi-base (équivalent de 200 j/an) tandis que les tranches 2 et 3 qui utilisent du fuel ne sont mises en activité que pour répondre à une forte demande énergétique de manière ponctuelle (équivalent de 20 j/an) en hiver lors des grands froids ou en été, lors des canicules pour alimenter les climatisations. La Loire a un débit moyen de 600 à 800 m³/s, qui peut atteindre 3000 m³/s en période de crue mais qui descend sous les 200 m³/s en étiage.

Etendue du panache thermique

L'estuaire de la Loire subit deux fois par jour un phénomène de marée d'une amplitude maximale de 6,5 m. Ce va-et-vient des masses d'eau dans l'estuaire conditionne l'évolution spatiale du panache thermique généré par la centrale de Cordemais.

En flot (marée montante), le courant empêche l'essentiel de la masse d'eau de sortir du bras de Cordemais, et pousse une partie de cette eau chaude le long des installations de Cordemais sur la rive nord.

Au jusant, le panache thermique est entraîné vers l'aval le long de la rive droite de la Loire, sans se diluer dans la masse d'eau froide du fleuve.

A l'échelle de l'estuaire, l'échauffement calculé par l'étude des rejets thermiques est estimé par modèle à 0,12°C. L'échauffement résiduel imputable au rejet de la centrale de Cordemais au niveau du débouché de l'estuaire de la Loire (donc dans les « eaux marines » couvertes par la DCSMM) est négligeable.

A retenir

En ne considérant que les pressions anthropiques directes sur la température de l'eau, les rejets d'eau servant au refroidissement des centrales électriques sont en ordre de grandeur, les sources de modifications thermiques à prendre en compte.

Il n'y a pas de centrale électrique littorale sur la sous-région marine et les centrales électriques les plus proches pouvant être considérées comme source de pression directe sont situées dans les estuaires de la Loire et de la Gironde.

Les échauffements résiduels imputables à ces centrales au niveau des « eaux marines » sont négligeables voire inexistants.

2. Modification du régime de salinité

Les modifications d'origine anthropique, du régime de salinité sont possibles via la modification, délibérée ou non, du débit des cours d'eau consécutives à des activités telles que l'irrigation agricole, la canalisation des cours d'eau, ou la construction de barrages. L'activité de dessalement industriel (pour la production d'eau douce) est aussi susceptible d'induire des modifications locales de salinité, mais cette activité est anecdotique en France métropolitaine.

2.1. Les variations naturelles de la salinité

La salinité varie au cours du temps en fonction des apports d'eau douce, et des conditions hydrodynamiques de transport et mélange. Les apports d'eau douce par les fleuves ou les précipitations ont tendance à diminuer la salinité, alors qu'à l'inverse, l'évaporation qui dépend de la vitesse du vent et de l'humidité de l'air (un air sec accroît l'évaporation) aura tendance à l'augmenter.

Au large, par grande profondeur, la salinité des eaux de fond varie très peu, par contre, en surface elle est soumise à une variabilité induite par le climat (équilibre entre précipitation et évaporation) et à ses évolutions de l'échelle saisonnière à inter annuelle. Hors de l'influence directe des panaches estuariens, la salinité de surface dans la sous-région marine fluctue dans une gamme de valeurs de 34 à 36⁴¹. Une étude récente basée sur des séries temporelles de salinités de surface collectées par des navires, met en évidence les tendances de long terme (1977-2002) pour les eaux de l'océan Atlantique ; elles sont très variables mais relativement marquées au large des côtes Atlantiques françaises avec une augmentation de 2 à 4. 10⁻³/an (voir aussi l'indicateur « salinité de surface » de l'Observatoire National des Effets du Réchauffement climatique, ONERC⁴²).

A proximité des côtes, les apports fluviaux créent des panaches d'eau peu salée qui se déplacent et se mélangent au gré des courants. Les panaches fluviaux des grands fleuves ont des zones d'influence de plusieurs centaines de km. Ils sont affectés d'une très forte variabilité à toutes les échelles de temps, de celle de la marée (quelques heures) à celle d'une crue ou d'un étiage. Cette variabilité comporte également une composante à plus long terme liée au climat à grande échelle (années humides et sèches par exemple).

La mise en évidence de l'impact de l'activité anthropique sur le régime des salinités peut s'envisager selon deux axes : d'une part, par la mesure directe de la salinité, et d'autre part, par l'évaluation d'une éventuelle modification du régime hydrologique des apports, sur les salinités.

2.2. Peut-on détecter une évolution des salinités ?

La mise en évidence d'une évolution sur le long terme des salinités est complexe car elle nécessite des séries temporelles sur plusieurs années voire même décennies avec une résolution temporelle qui prenne en compte la variabilité à haute fréquence.

⁴¹ La salinité est une grandeur sans unité car calculée à partir d'un rapport de conductivité ; elle est cependant voisine de la concentration en sels dissous, en kg/l.

⁴² <http://www.onerc.org/fr/indicateur/graph/1611>

De ce fait, les seules données disponibles et validées qui peuvent être analysées sur le long terme sont celle du réseau d'observations mis en place dans les stations marines (réseau SOMLIT⁴³ - Service d'Observation en Milieu Littoral – CNRS-INSU). Ce réseau consiste en 12 stations réparties sur le littoral métropolitain (Manche, Atlantique, et Méditerranée). Il a débuté en 1997 et couvre donc actuellement une période de 14 ans. Une analyse récente de ces séries temporelles a montré que la variabilité des salinités est directement liée à celle du climat régional. Il n'a pas été mis en évidence de modification du régime des salinités par un effet anthropique. Il y a deux stations SOMLIT localisées dans la sous-région marine golfe de Gascogne (l'une en sortie d'estuaire de la Gironde, « PK86 », et l'autre dans le bassin d'Arcachon). Compte-tenu de la très forte variabilité de la salinité en ces points, les séries temporelles de 14 ans sont trop courtes pour extraire une tendance à long terme qui soit statistiquement significative.

D'autres séries temporelles longues de salinité existent au travers des réseaux de surveillance écologique et sanitaires (REPHY⁴⁴, RNO⁴⁵), mais les instruments de mesure utilisés et les protocoles d'observation de la salinité associés à ces réseaux ne permettent pas une analyse fiable des tendances sur le long terme.

2.3. Modification des apports d'eau douce

Une étude récente du régime hydrologique des grands fleuves du monde a montré que la variabilité des débits de la Loire et du Rhône est très bien corrélée à celle des précipitations sur les bassins versants. De plus, ces débits présentent une forte variabilité interannuelle. La détection d'impacts anthropiques sur ces apports d'eau douce et les panaches fluviaux qui en résultent serait donc très difficile, et n'a pas été révélée par ces auteurs.

A l'échelle plus locale, le régime hydrologique de certains apports fluviaux a pu être modifié par une action anthropique. Alors qu'une modification des apports d'eau douce impactera nécessairement la répartition des salinités, il est très difficile d'en inférer les ordres de grandeur car la dilution des panaches en mer dépend de facteurs hydrodynamiques (transport et mélange) qui sont variables dans le temps et l'espace.

Dans la sous-région marine golfe de Gascogne, les apports fluviaux d'eau douce sont très largement dominés, en volume, par les apports de la Loire et de la Gironde (Garonne + Dordogne). Le débit de la Loire est extrêmement variable d'une année sur l'autre (de 300 à 1400 m³/s en moyenne annuelle) et, bien que suivi depuis 1940, ne présente pas de tendance statistiquement fiable. Plus au sud, les débits de la Garonne, de la Dordogne, et de l'Adour semblent présenter, eux, des tendances légèrement en baisse depuis les années 1960 (sources : banque hydro⁴⁶, et centre de données d'océanographie côtière opérationnelle⁴⁷ – Ifremer). La hausse des prélèvements d'eau en amont sur ces bassins versants pourrait expliquer cette tendance, de même que le changement climatique dont le bilan net sur les précipitations reste mal connu.

⁴³ <http://somlit.epoc.u-bordeaux1.fr/fr/>

⁴⁴ Réseau de Surveillance phytoplanctonique <http://www.Ifremer.fr/delst/surveillance/rephy.htm>

⁴⁵ Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin <http://www.Ifremer.fr/lern/Pages/Programme/rno.htm>

⁴⁶ <http://www.hydro.eaufrance.fr/>

⁴⁷ <http://www.Ifremer.fr/WC2en/allEulerianNetworks>

2.4. Impacts écologiques

Quelle que soit la source, directe ou indirecte via le changement climatique, de ces modifications de salinité, il n'existe pas d'évidence scientifique de l'impact de tels changements sur les écosystèmes marins de la sous-région marine ; en revanche, dans les milieux estuariens et les lagunes, il est certain que la distribution de la salinité influe sur la limite de répartition de certaines espèces (concernant les espèces stenohalines, c'est-à-dire peu tolérantes vis-à-vis d'un changement de salinité), ainsi que sur leurs caractéristiques biologiques (croissance, reproduction, etc.). Le rôle écologique des estuaires est important pour de nombreuses espèces marines (notamment en tant que nourriceries* de juvéniles), mais là encore, il n'est pas connu d'impact de changements du régime de salinité estuarien sur des populations marines.

Hors de l'optique des écosystèmes marins, les milieux estuariens et lagunaires n'entrent pas dans le champ de la DCSMM, et ne sont pas traités ici. La directive-cadre sur l'eau aborde la question des débits et du régime de salinité dans le cadre de son volet hydro-morpho-sédimentaire et des paramètres physico-chimiques sous-tendant le bon état écologique DCE. La question des interactions entre gestion hydrologique des cours d'eau et activité conchylicole n'est également pas traitée ici : d'une part parce qu'il s'agit d'abord d'une question d'interaction entre usages, et non de celle d'une pression sur l'écosystème marin ; d'autre part, la question de la salinité n'est dans ce cas précis qu'un paramètre en cause parmi beaucoup d'autres (niveau de l'eau, apports de nutriments, bactériologie, micropolluants etc.).

A retenir

Il n'est pas possible actuellement de déceler à l'échelle de la sous-région marine (golfe de Gascogne, ou sa bande côtière) une modification du régime des salinités due à un effet anthropique. A l'échelle locale, dans la zone d'influence des petits apports d'eau douce (typiquement de l'ordre du km) il est probable que des modifications peuvent être induites dès lors qu'une modification du régime hydrologique des apports d'eau douce a été opérée. Toutefois, l'absence de mesures fiables de longue durée ne permet pas d'en mesurer précisément l'ampleur.

Compte tenu de l'impossibilité de démontrer des modifications du régime de salinité marine qui soient d'origine anthropique directe, il est encore plus difficile d'en étudier d'éventuels impacts sur l'écosystème.

3. Modification de la courantologie

On peut distinguer deux types de causes entraînant des modifications des courants : celles qui modifient les facteurs de forçage* des courants, et celles qui interagissent directement avec les courants, à savoir l'installation en mer de structures ou constructions diverses (digues, tables ostréicoles, hydroliennes, etc.). La seconde cause entre clairement dans le champ d'application de cette évaluation. La problématique de la modification des facteurs de forçages, relève plus du changement global, notamment climatique. Elle ne peut cependant pas être ignorée car d'une part, le forçage hydrologique peut être modifié par l'activité humaine (notamment sur les bassins versants) et d'autre part la mise en évidence d'une modification du courant nécessite de définir un état de référence.

3.1. Contexte général

Les facteurs de forçages des courants s'effectuent à deux échelles spatiales, celle des bassins océaniques dont les grands régimes de courants peuvent impacter la circulation côtière, et celle plus locale où d'autres facteurs hydrométéorologiques (vents côtiers, échanges thermiques et apports par les fleuves) peuvent agir. Nous examinerons les évolutions constatées de ces forçages, tout en gardant en mémoire que la problématique du changement global n'entre pas dans le cadre des pressions définies par la DCSMM.

Nous examinerons ensuite les manières dont les activités humaines de divers types (génie civil, culture marine, exploitation des minéraux) peuvent impacter les courants ainsi que les échelles d'espace des perturbations associées.

Enfin, après le constat de l'absence de modifications des courants à l'échelle des régions définies par la DCSMM, nous établirons quelques recommandations pour un suivi des modifications potentielles des courants à l'avenir.

3.2. Modification des courants régionaux liée à une modification des forçages

A l'échelle régionale les courants résultent des influences de la circulation à l'échelle océanique et des forçages locaux, principalement la marée et les conditions hydrométéorologiques.

Les courants de la sous-région marine golfe de Gascogne sont ainsi affectés par la circulation générale de l'Atlantique Nord-Est, sous l'influence du Gulf Stream et de son prolongement le courant Nord Atlantique. De nombreuses études océanographiques de la circulation à grande échelle sont en cours actuellement dans le contexte du changement climatique. Alors que ce changement est désormais établi sur l'évolution des températures de la mer, la mise en évidence d'une évolution des courants n'a pour le moment pas été formellement établie et donne même lieu à certaines controverses qui reflètent toutes les lacunes sur la définition d'un état de référence, préalable indispensable à la mise en évidence d'une modification. Cette connaissance fait actuellement défaut car les courants marins, quelle que soit la région marine considérée sont extrêmement variables tant spatialement que temporellement et tous les modes de variabilités sont loin d'être connus.

Parmi les processus physiques à l'origine des courants, l'effet de la marée est l'un des mieux connus, principalement parce que la marée est un phénomène déterministe lié au mouvement des planètes. A l'échelle de la sous-région marine golfe de Gascogne, on peut ainsi considérer que la marée est bien connue. Une modification de la marée, et par voie de conséquence des courants

qu'elle génère, ne pourrait être observée que si la bathymétrie ou la nature des fonds étaient profondément modifiées. Cela n'est actuellement pas le cas à l'échelle régionale.

Les autres processus de forçage physique des courants sont principalement les facteurs hydro météorologiques : il s'agit des effets du vent et des différences de densité de l'eau de mer. Ce dernier facteur recouvre à la fois les différences de température et des différences de salinité, qui en milieu côtier sont au premier ordre induites par les apports en eau douce des rivières.

Les échelles de temps de la variabilité de ces courants sont très variées, de la haute fréquence (une tempête, une crue) à la variabilité inter annuelle (années sèches, ou humides, chaudes ou froides, etc.). La réponse des courants à ces différents forçages est complexe et elle n'est pas totalement connue. A l'échelle de la sous-région marine golfe de Gascogne, il n'existe pas d'étude publiée qui ait reporté des modifications avérées des courants répondant à une modification des forçages. On peut noter que ce sujet fait actuellement l'objet de nombreuses études prospectives qui visent à étudier la modification des courants sous l'effet du changement des facteurs de forçages en fonction de différents scénarii d'évolution climatique. Ces études sont avant tout prospectives, elles n'établissent pas de diagnostic sur une évolution actuelle constatée mais permettent de mieux comprendre la variabilité observées des paramètres océanographiques (température, salinité et courants) en fonction des forçages atmosphériques.

3.3. Modifications à l'échelle locale liées aux activités marines

3.3.1. Impact des installations conchyloles

Les dispositifs de culture de coquillages en mer sont susceptibles de créer des modifications des courants à l'échelle des parcs. Les impacts sur les courants sont réels dans les zones concernées. Des études de l'influence des tables à huîtres ont montré que le courant pouvait être affecté d'une réduction à l'intérieur des parcs de l'ordre de 50 % ou 60 %. Par contre, à l'extérieur des parcs il n'a pas été mesuré d'impact sur les courants. De même, une étude de l'influence des bouchots à moules sur les courants dans la baie du Mont Saint Michel a montré que cet impact restait essentiellement limité à l'emprise du parc. On note une accélération dans les allées et au dessus des lignes alors que le courant est ralenti à proximité des lignes. A une distance de l'ordre de 3 à 4 km des parcs, l'impact devient très faible et un abattement des courants de l'ordre de quelques cm/s a été estimé. Une étude néo-zélandaise a montré une réduction du courant dans des parcs à moules de l'ordre de 35 à 63 %. L'effet des structures d'élevage des coquillages en pleine eau (sur filière – système rare en golfe de Gascogne) est assez similaire, elles provoquent une réduction des courants à l'intérieur des structures qui peut dépasser 50 %, elles réduisent également les effets des vagues mais leur impact sur les courants reste avant tout très local.

3.3.2. Impact des aménagements côtiers

Les aménagements côtiers, qu'ils consistent en des aménagements portuaires ou de défense contre les aléas côtiers, sont d'ampleur spatiale limitée à quelques centaines de mètres voire quelques km. A proximité immédiate de ces ouvrages, il est évident que les courants sont modifiés par ces structures. Le sillage créé par les ouvrages dépend de plusieurs facteurs, la vitesse du courant (U), la viscosité de l'eau (ν) et la dimension caractéristique de l'ouvrage (d). A mesure que le courant peut forcer, il se développe derrière l'obstacle des tourbillons stationnaires. La distance d'impact de l'obstacle sur les courants est alors de l'ordre de grandeur de la perturbation, donc de l'ouvrage. Si le courant forçait encore, ces tourbillons peuvent se détacher, ils sont alors déplacés par le courant et forment des allées de « tourbillons de Karman ». Dans ces conditions, la modification des courants peut affecter une zone dont la taille est sensiblement plus

grande que l'obstacle. Cependant, dans les petits fonds côtiers, le frottement du courant sur le fond limite ces effets et dissipe les tourbillons rapidement.

Il faut noter ici que ces considérations concernent les courants, et en aucun cas les transports des sédiments. A titre d'exemple, une digue aura un impact limité spatialement aux courants locaux, mais de très faibles modifications des courants de fond peuvent avoir sur le long terme un impact à beaucoup plus grande échelle, désiré ou non, sur la dérive littorale des sables et galets.

3.3.3. Impact des prises et rejets d'eau

L'impact sur les courants d'une prise d'eau ou d'un exutoire typique d'une très grosse installation industrielle (comme une centrale nucléaire) a un rayon d'influence typique de quelques centaines de mètres. Dans la sous-région marine golfe de Gascogne, ce type d'équipement n'existe pas dans les eaux marines, et les installations de production électrique situées en estuaires sont construites suffisamment en amont pour ne pas influencer les courants marins.

A retenir

Aucune modification des courants n'a pu être mise en évidence actuellement à partir des mesures. Cela illustre plus l'absence de suivi dans la durée, des paramètres océanographiques de base que la stabilité d'un système complexe aux multiples interactions.

L'impact des activités humaines sur la modification des courants a été évalué à partir de quelques études existantes et de considérations générales sur les échelles spatiales des ouvrages. Il s'avère que cet impact reste actuellement limité à l'échelle locale (on rappelle qu'on ne parle que des courants et non pas des transports sédimentaires).

Hormis la modification des régimes météorologiques attendue et liée au changement global, il est possible que la modification du régime hydrologique des fleuves liée à des activités anthropiques sur les bassins versants soit apte à modifier la circulation régionale, par le biais d'une modification des salinités et des contrastes de densité.

Dans un avenir proche, le développement attendu des énergies renouvelables verra l'implantation en mer de plusieurs types de constructions et ouvrages qui pourraient avoir un impact plus étendu. L'implantation de parcs d'éoliennes fixes offshore, ou de dispositif de récupération de l'énergie de la houle ne devrait pas avoir une influence forte sur les courants moyens en dehors des parcs (typiquement inférieure au cm/s à quelques km des parcs). Il n'en est pas de même pour les hydroliennes et les turbines dont l'objectif est de capter une partie de l'énergie du courant moyen. Des études récentes sur le potentiel hydrolien le long des côtes de Géorgie (côte est des USA), ou une simulation d'installation de turbines dans la baie de Fundy (côte est du Canada), ont montré que l'implantation de fermes hydroliennes dans certaines zones de courants forts, a la capacité de modifier significativement la propagation de l'onde de marée. Cela se traduit en général par une diminution du marnage et donc des courants associés et une modification de la phase. Dans le cas de la baie de Fundy, des augmentations de plus de 20cm de l'amplitude de l'onde de marée ont été mises en évidence par la modélisation numérique à plus d'une centaine de km de distance des ouvrages. Ces aspects et leurs conséquences devront faire l'objet d'études spécifiques en préalable de l'installation de fermes d'hydroliennes de grandes dimensions : toutefois, le potentiel hydrolien de la sous-région marine golfe de Gascogne est sensiblement moins élevé que celui des sous-régions marines Manche - mer du Nord et mers celtiques, et des projets de grande ampleur n'y sont pas à l'ordre du jour.

PARTIE 2 - PRESSIONS CHIMIQUES ET IMPACTS ASSOCIES

Dans cette partie, sont traitées les perturbations chimiques induites par les composés synthétiques, non synthétiques, les molécules biologiquement actives etc. et par les éléments chimiques naturellement présents dans le milieu tels que les nutriments et les matières organiques, qui lorsqu'ils sont en excès peuvent impacter le fonctionnement des écosystèmes marins et occasionner des nuisances écologiques et sanitaires.

La deuxième partie de l'analyse est articulée autour de trois sections :

- l'introduction de substances chimiques potentiellement dangereuses et leurs impacts sur l'écosystème ;
- l'introduction de radionucléides et leurs impacts sur le milieu marin ;
- l'introduction de nutriments et matières organiques et leur impact global sur le milieu (eutrophisation*).

IV. Substances chimiques

D'usage très répandu dans notre société moderne, les substances chimiques ont une origine naturelle (sels minéraux, hydrocarbures, métaux lourds) ou synthétique (solvants, plastifiants, cosmétiques, détergents, médicaments, phytosanitaires, polychlorobiphényles (PCB)). Chaque année, des milliers de nouvelles molécules font leur apparition sur le marché, s'ajoutant aux dizaines de milliers déjà existantes.

Certaines d'entre elles sont considérées comme dangereuses du fait de leurs propriétés ou de celles de leurs métabolites (action toxique à faibles ou très faibles doses, persistance et bioaccumulation, effet à long terme, etc.) avec parfois des effets cumulatifs. Elles ont des effets dommageables pour la faune, la flore et la santé humaine et contribuent à l'appauvrissement des écosystèmes aquatiques, notamment des milieux estuariens, littoraux et marins, qui constituent le réceptacle de toutes les eaux continentales.

Dans cette analyse, les substances dites « dangereuses » prises en considération sont les substances ou groupes de substances affectant l'environnement marin:

- i) qui dépassent les normes de qualité environnementale applicables établies conformément à l'article 2, paragraphe 35), et à l'annexe V de la directive 2000/60/CE dans les eaux côtières ou territoriales adjacentes à la région ou sous-région marine, que ce soit dans l'eau, les sédiments ou le biote; et/ou
- ii) qui figurent sur la liste des substances prioritaires de l'annexe X de la directive 2000/60/CE et sont en outre réglementées par la directive 2008/105/CE et sont rejetées dans la région, sous-région ou subdivision marine concernée; et/ou
- iii) qui sont des contaminants dont la libération totale (y compris les pertes, rejets ou émissions) peut entraîner des risques significatifs pour l'environnement marin, en raison d'une pollution actuelle ou passée, dans la région, sous-région ou subdivision marine concernée, y compris à la suite d'une pollution aiguë consécutive à des incidents impliquant, par exemple, des substances nocives ou dangereuses.

1. Analyse des sources directes et chroniques en substances dangereuses vers le milieu aquatique

Comme le représente la Figure 26, à peu près toutes les activités humaines sont à l'origine d'émissions de substances dangereuses, leur importance étant fonction du degré d'anthropisation* des territoires considérés. Leur transfert d'un compartiment à l'autre de l'environnement se fait selon des processus physiques, biochimiques ou biologiques complexes et encore mal connus, où interviennent entre autres les propriétés intrinsèques de chaque substance (volatile, soluble, lipophile, etc.), le contexte local urbain ou rural, l'existence ou non de traitement de réduction, les conditions hydrologiques, hydrogéologiques et climatiques, etc. Aux sources ponctuelles, les plus faciles à évaluer et à maîtriser, s'ajoutent des sources diffuses sur lesquelles agissent de nombreux facteurs, tels que le ruissellement, le transport atmosphérique, les interactions air-sol-sous sol. Certaines de ces sources constituent des stocks de contamination potentiellement mobilisables et actifs sur le long terme, dont la connaissance est encore très lacunaire.

Les apports en substances dangereuses sont traités ici par source (agriculture, collectivités et industries) pour chaque bassin versant (Loire-Bretagne et Adour-Garonne).

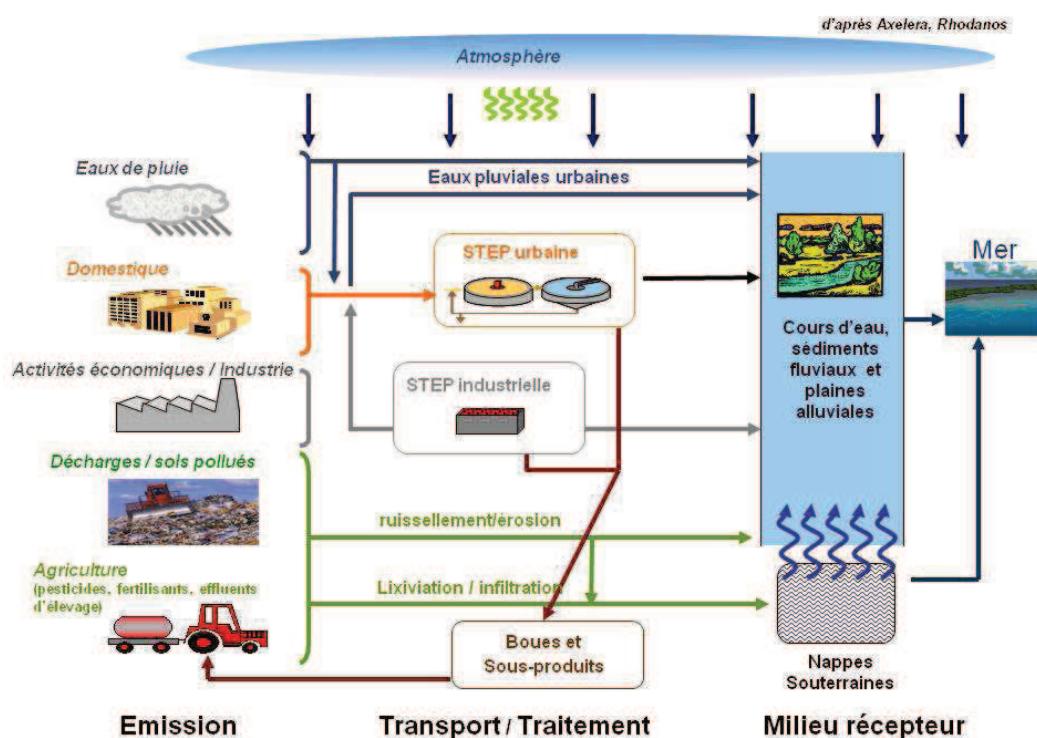


Figure 26 : Principales sources et voies de transferts des substances chimiques.

1.1. Contexte réglementaire

De nombreux textes européens réglementent la classification, la mise sur le marché, l'usage, les rejets et la surveillance dans les milieux de ces substances. Celles considérées comme dangereuses sont visées plus particulièrement par :

- la directive 2006/11/CE du 15 février 2006 concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté qui cible

- 150 substances dangereuses réparties en 2 listes, pour lesquelles il faut supprimer la pollution (liste 1) ou réduire la pollution (liste 2) ;
- la directive Cadre sur l'Eau (DCE), directive 2000/60/CE du 23 octobre 2008 qui vise 33 substances prioritaires auxquelles s'ajoutent 8 substances de la liste 1 précédente. L'objectif de la DCE est la réduction des rejets d'ici 2015 et pour les substances classées prioritaires dangereuses, leur suppression d'ici 2020. Le dispositif combine la fixation à la source de valeurs limites d'émission (VLE) et celle de normes de qualité environnementale (NQE) à respecter dans les milieux aquatiques (directive 2008/105/CE du 16 décembre 2008) et utilisées pour la caractérisation de l'état chimique des eaux. La DCE impose en outre l'atteinte du bon état chimique des masses d'eaux, y compris côtière, d'ici 2015 ou en cas de dérogation pour 2021 ou 2027 ;
 - ces textes sont déclinés au niveau national, notamment dans le cadre du plan national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses qui couvre la période 2010-2013 et le plan national santé-environnement. Par ailleurs, certains SDAGE ont établi des listes complémentaires de substances pertinentes, notamment pour répondre aux objectifs du Grenelle de l'environnement.

Enfin, la convention OSPAR⁴⁸ prévoit une stratégie de suppression d'ici 2020 de 26 substances présentant un risque pour le milieu marin. Elle s'applique aux pays contractants de l'Atlantique du Nord Est dont la France.

1.2. Contexte des bassins

1.2.1. Bassin Loire-Bretagne

La population du bassin Loire-Bretagne a augmenté de 5,09 % en 17 ans, soit une hausse annuelle de 0,29 %. Pour une surface totale de 155 000 km² environ, la population 1999 du bassin correspond à une densité moyenne d'environ 75 habitants par km².

Dans le grand Ouest, on enregistre des densités de population de plus de 100 habitants au km², notamment sur le littoral qui représente un attrait majeur pour le tourisme estival.

D'une manière générale l'ensemble de 500 rejets de collectivités, regroupent une population de 1 800 000 habitants se trouvant à moins de 50 km des côtes. L'essentiel de l'urbanisation se situe en façade maritime.

L'activité industrielle est essentiellement représentée par des industries de l'agroalimentaire, abattoir, laiterie. Les deux tiers de toutes ces activités industrielles (300 environ) sont raccordées à des stations d'épuration des collectivités.

La région de Bretagne représente une part importante de la production animale (50 % de la production nationale) et le bassin Loire-Bretagne lui-même correspond à 2/3 de production nationale. L'élevage se caractérise par une très forte intensité et diversité de production de porcs, volailles et bovins. En conséquence les émissions de fertilisants azotés et phosphorés sont les plus fortes du territoire.

⁴⁸ <http://www.ospar.org/>

1.2.2. Bassin Adour-Garonne

Le bassin Adour-Garonne regroupe 6,7 millions d'habitants répartis sur une superficie de 116000 km². La faible densité de 57 habitants au km² à l'échelle du bassin masque toutefois une répartition de la population contrastée : l'axe de la Garonne concentre près de 2 millions d'habitants, soit pratiquement un tiers de la population totale d'Adour-Garonne, autour de deux métropoles régionales (Toulouse et Bordeaux).

La pollution brute domestique résulte de la présence des 6 700 000 habitants permanents du bassin et des 3 000 000 habitants saisonniers. Les rejets industriels, avant épuration, équivalent à ceux de 8 700 000 d'habitants sur la base de la DBO5 (demande biochimique en oxygène). L'ensemble représente une charge polluante brute journalière équivalente à celle de près de 17 000 000 d'habitants.

Les apports d'origine domestique les plus importants sont situés sur le bassin de la Garonne, notamment en raison de la présence des agglomérations toulousaine et bordelaise.

Les principales agglomérations possèdent un tissu industriel constitué essentiellement de PME et PMI (agroalimentaire, mécanique et traitements de surface, etc.), mais aussi, à Toulouse et Bordeaux, de gros établissements (agroalimentaire, chimie, aéronautique, etc.).

Il faut également noter les grands centres papetiers ou chimiques de St. Gaudens, Tartas, Condat, Factice, Rion des Landes, Lacq, Melle, Mimizan ou Angoulême, la présence de nombreuses caves viticoles et distilleries dans le Bordelais, les régions de Cognac et de Condom, ainsi que l'industrie laitière du Cantal. Enfin, l'industrie du cuir marque encore le tissu industriel du bassin de l'Agout (sur du Massif central).

L'agriculture du bassin représente 160 000 exploitations, qui utilisent une surface agricole totale de 5 900 000 ha, soit 50 % de la superficie totale du bassin. Les productions agricoles sont très diversifiées.

Les activités agricoles sont essentiellement à l'origine de pollutions diffuses par les nitrates et les pesticides.

- dans les zones de grandes cultures (bassins de la Garonne, de l'Adour, de la Charente, littoral et aval du bassin Tarn-Aveyron), ce sont l'assolement des cultures (qui détermine le taux de sol nu en hiver), les pratiques de fertilisation et de protections phytosanitaires et la nature des sols qui sont les facteurs déterminants. Une bonne gestion de l'irrigation peut constituer un facteur de maîtrise des transferts de pollution ;
- dans les secteurs de polyculture et d'élevage (Adour, Armagnac, Périgord, Charente, Tarn), la prise en compte insuffisante de la valeur agronomique des effluents d'élevages constitue un facteur de risque supplémentaire ;
- dans les secteurs spécialisés d'élevages (piémont des Pyrénées, Massif central, amont de la Charente), la densité du cheptel et une gestion insuffisamment maîtrisée des effluents d'élevage (période d'épandage, capacités de stockage insuffisantes, etc.) peuvent aussi générer des risques de pollution. Toutefois, l'importance des surfaces en herbe permet en général de réduire ces risques. La vulnérabilité de certains milieux (zones karstiques) peut aussi être un facteur aggravant ;
- dans les zones de cultures spécialisées, comme les vignobles (Cognac, Bordeaux, Bergerac, Cahors, Armagnac, Frontonnais, Gaillacois), les vergers ou les cultures maraîchères, (vallée moyenne de la Garonne), l'utilisation de grandes quantités de produits phytosanitaires sur des sols souvent filtrants (vallée alluviale) constitue un facteur de risque élevé.

1.3. Méthodologie

Les données utilisées pour le présent bilan ont comme origine :

- les calculs des redevances industrielles perçues par les agences de l'eau. Pour les rejets de micro-polluants, les agences de l'eau disposent d'indicateurs globaux (matières inhibitrices (MI), METOX), mais pas de données relatives à chaque substance dangereuse. L'indice MI est exprimé en Kéquitox / an ; le METOX correspondant aux métaux et métalloïdes, est exprimé en kg / an. L'indice METOX est une combinaison linéaire des concentrations mesurées en 8 métaux les plus écotoxiques et/ou les plus couramment rencontrés ; il est pondéré par des coefficients multiplicateurs représentatifs de leur toxicité relative : arsenic (10), cadmium (50), chrome (1), cuivre (5), mercure (50), nickel (5), plomb (10), zinc (1) ;
- les campagnes de mesures réalisées de 2003 à 2007 dans le cadre du programme national de recherche et de réduction des rejets de substances dangereuses dans l'eau (3RSDE), réalisées sur un échantillon représentatif d'industries et de stations d'épuration (STEP) urbaines. Ce programme a permis la recherche systématique de 106 substances individuelles, dont les 41 (33 + 8) prioritaires de la DCE, dans les rejets aqueux de 2876 sites volontaires ;
- les données d'apports en pesticides estimés par la combinaison de l'assolement et du nombre moyen de passages de produits par culture ;
- les données de vente de pesticides : banque nationale de ventes de produits phytopharmaceutiques, réalisées par les distributeurs agréés (BNV-D) ;
- programme observatoire des polluants urbains (OPUR) sur les eaux pluviales ;
- les programmes d'études ou de recherche spécifiques notamment dans l'estuaire de la Gironde.

Il convient d'attirer l'attention du lecteur sur l'ancienneté de certaines données reprises dans les sections qui suivent. Il en résulte un état des pressions non homogène, pouvant être en décalage avec les impacts observés pour certains paramètres.

1.4. Analyse des sources en substances dangereuses

1.4.1. Rejets agricoles

Les activités agricoles sont à l'origine de rejets de 3 types de substances dangereuses : les pesticides ou produits phytosanitaires destinés à lutter contre les parasites des cultures, les impuretés des engrais (cadmium des phosphates, etc.) et certaines substances utilisées dans l'alimentation et les soins apportés aux animaux d'élevage (Cu, Ni), susceptibles de contaminer les effluents destinés à l'épandage et les sols.

Concernant les pesticides, les usages agricoles représentent environ 90 % en tonnage du total de matières actives utilisées en France (1^{er} utilisateur européen). Suivant les sources, la quantité totale de produits phytosanitaires utilisée en France métropolitaine avoisine les 100 000 tonnes par an (estimation du Ministère de l'Agriculture pour l'année 2002 ; l'Union des Industries de la Protection des Plantes (UIPP) indiquait un total de 94 700 tonnes en 2000). Les pesticides sont employés en agriculture pour protéger les cultures contre les insectes (insecticides), les maladies des plantes (fongicides) et les « mauvaises herbes » (désherbants). Ils sont également utilisés pour l'entretien des routes, des voies ferrées, des cimetières et des parcs et jardins (publics et privés). Lorsque ces produits contaminent les rivières, ils présentent des risques de

toxicité pour la faune et la flore aquatique, mais peuvent aussi gêner la production d'eau potable et induire des traitements spécifiques onéreux pour rendre l'eau conforme aux normes de potabilité. Certains pesticides figurent dans la liste des substances prioritaires de la DCE : alachlore, atrazine (interdite d'utilisation depuis 2003) diuron (interdit depuis 2007), isoproturon, simazine (interdit depuis 2001) et trifluraline qui sont des désherbants ; chlorfenvinphos, chlorpyrifos, endosulfan et lindane (interdit d'utilisation depuis 1998) qui sont des insecticides. La contamination par les produits phytosanitaires utilisés en agriculture résulte de phénomènes complexes dans lesquels interviennent :

- les pratiques agricoles ;
- les propriétés des molécules utilisées ;
- le contexte pluviométrique au moment des traitements phytosanitaires ;
- les contextes topographiques et la nature des sols qui déterminent ruissellement et lessivage ;
- le niveau de protection des cours d'eau par la ripisylve ou des dispositifs limitant le ruissellement et éloignant le matériel de traitement du cours d'eau.

1.4.1.1. Pression d'utilisation des pesticides par l'agriculture

La pression d'utilisation des pesticides par l'agriculture a été approchée par un indicateur combinant l'assolement et le nombre moyen de passages de produits par culture (Figure 27 et Figure 28).

Bassin Loire-Bretagne

Les pressions d'utilisation les plus fortes sont localisées en Bretagne Sud et sur l'axe Loire (Figure 27). En effet, le sud Bretagne se caractérise par une agriculture variée avec du maraîchage qui supporte un nombre de traitements élevé, respectivement 30 et 20 en moyenne par an. L'axe Loire traverse également des zones agricoles intenses correspondant à l'arboriculture et à la vigne. Ces cultures sont soumises au plus grand nombre de traitements.

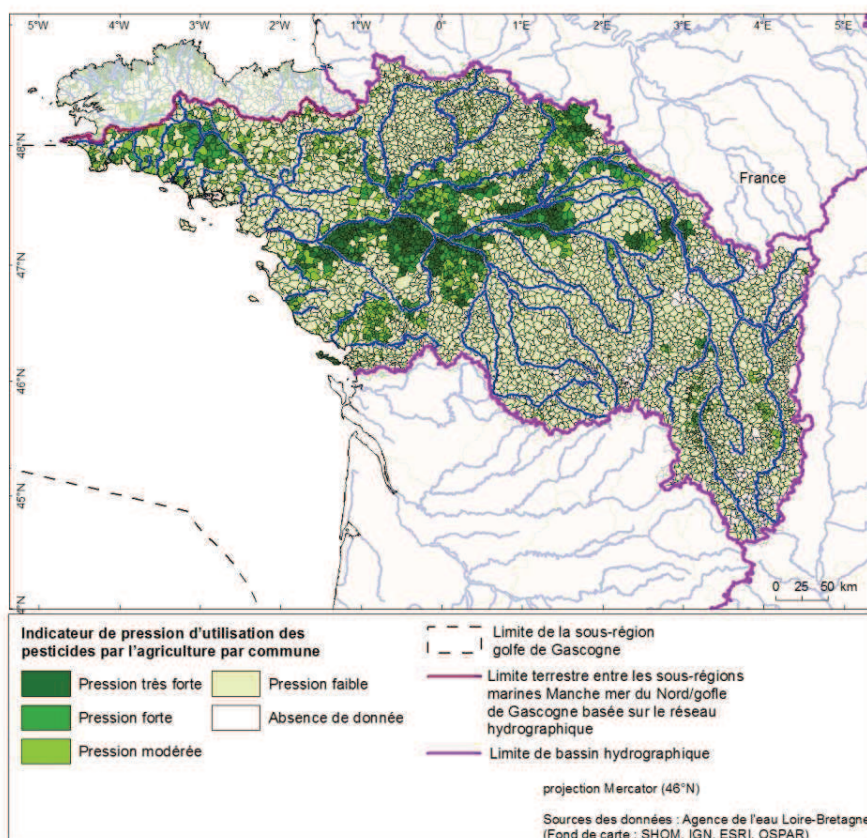


Figure 27 : Estimation des apports en pesticides d'origine agricole dans le bassin Loire-Bretagne (source : AELB, état des lieux DCE 2004).

Bassin Adour-Garonne

Les pressions d'utilisation les plus fortes (Figure 28) sont localisées sur :

- le bassin de la Charente qui associe territoire viticole (Cognac) et grandes cultures (céréales à paille notamment) ;
- la vallée de la Garonne et l'aval de ses affluents rive droite (Tarn, Lot Dropt) où se combinent viticulture (Bordeaux, vins du sud ouest), arboriculture, cultures maraîchères et grandes cultures (céréales et cultures industrielles en particulier) sur des sols filtrants ;
- les affluents gersois de la Garonne, sensibles au ruissellement, où sont associés céréales, cultures industrielles et localement la viticulture (Armagnac) ;
- Le bassin de l'Adour, spécialisé dans la maïsiculture, fait l'objet d'une pression d'utilisation moindre ;
- La part importante des surfaces herbagères et de la forêt sur l'amont des bassins de la Dordogne, du Lot, du Tarn-Aveyron, de la Garonne et de l'Adour réduit considérablement la pression d'utilisation des produits phytosanitaires sur ces territoires.

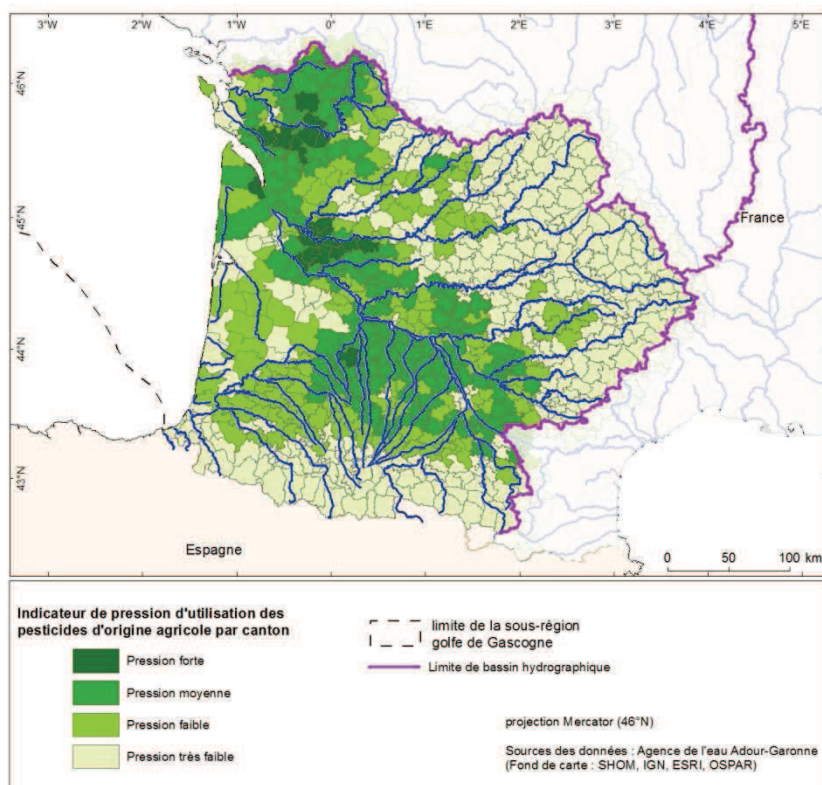


Figure 28 : Estimation des apports en pesticides d'origine agricole dans le bassin Adour-Garonne (source : AEAG, état des lieux DCE 2004).

1.4.1.2. Bilan des ventes de produits phytosanitaires

Bassin Loire-Bretagne

Pour l'ensemble du bassin de la Loire et des fleuves côtiers vendéens, les ventes concernant les principales substances avec plus de 6 tonnes par an, font ressortir le glyphosate qui se démarque nettement avec plus de 1 900 tonnes annuelles (Tableau 9). Son usage est agricole et non agricole. D'une manière générale ce sont les désherbants et fongicides qui dominent les tonnages des produits utilisés.

Tableau 9 : Substances phytosanitaires les plus usitées sur le bassin de la Loire.

Substances	Quantité en tonnes par an	Usage
Glyphosate	1 859	herbicide
Métam-sodium	1 762	nématocide
Mancozèbe	658	fongicide
Isoproturon	624	herbicide
Chlorate de sodium	594	herbicide
Chlortoluron	511	herbicide
Acétochlore	491	herbicide
Prosulfocarbe	388	herbicide
Chlorméquat chlorure	362	régulateur de croissance
S-metolachlore	330	herbicide
Prochloraze	246	fongicide
2,4-mcpa	237	herbicide
Aclonifen	224	herbicide
Pendiméthaline	218	herbicide
Chlorothalonil	214	fongicide

Folpel	187	fongicide
Fosétyl-Aluminium	181	fongicide
Boscalid	157	fongicide
Cuivre du sulfate de cuivre	142	fongicide
Métazachlore	141	herbicide
2,4-d	139	herbicide
Cyanamide de calcium	136	herbicide
Prothioconazole	134	fongicide
DMTA-P (Diméthénamide-p)	131	herbicide
Napropamide	129	herbicide
Captane	129	fongicide
Diméthachlore	125	herbicide
Soufre sublimé	110	fongicide
Epoxiconazole	104	fongicide
Mécoprop-p (MCP-P)	104	herbicide

Bassin Adour-Garonne

Sur le bassin Adour Garonne, 11 309 tonnes de phytosanitaires ont été vendues en 2009. C'est aussi le glyphosate qui est la molécule la plus vendue (représentant 12 % des quantités totales vendues). Sur les 445 substances vendues sur le bassin, les 36 suivantes représentent 80 % des quantités vendues sur le bassin (Tableau 10).

Tableau 10 : Substances phytosanitaires les plus utilisées sur le bassin Adour-Garonne.

Substances	Usage	Quantité vendue en 2009 (t)	% total
Glyphosate	herbicide	1 341	12%
Soufre pour pulvérisation (micronisé)	fongicide	854	8%
Mancozèbe	fongicide	729	6%
S-metolachlore	herbicide	719	6%
Fosétyl-Aluminium	fongicide	655	6%
Métam-sodium	Fongicide / nematicide	611	5%
Folpel	fongicide	585	5%
Métirame-zinc	fongicide	354	3%
Acétochlore	herbicide	341	3%
Chlorate de sodium	herbicide	316	3%
Aclonifen	herbicide	273	2%
Cuivre du sulfate de cuivre	fongicide	241	2%
Captane	fongicide	146	1%
Cuivre de l'hydroxyde de cuivre	fongicide	145	1%
Soufre sublimé	fongicide	127	1%
DMTA-P (Diméthénamide-p)	herbicide	120	1%
Pendiméthaline	herbicide	116	1%
Chlortoluron	herbicide	115	1%
Métaldéhyde	molluscide	104	1%
Huile de colza esterifiée	adjuvant	91	1%
Isoproturon	herbicide	89	1%
Thiocyanate d'ammonium	rodenticide, taupicide, autre	88	1%
Thirame	fongicide	84	1%
2,4-d	herbicide	82	1%

Chlorothalonil	fongicide	81	1%
1,3-dichloropropène	nematicide	80	1%
2,4-mcpa	herbicide	74	1%
Sulfate de Fer (Sulfate ferreux heptahydraté)	rodenticide, taupicide, autre	72	1%
Amitrole	herbicide	71	1%
Benfuracarbe	insecticide	70	1%
Cuivre de l'oxyde cuivreux	fongicide	70	1%
Mécoprop-p (MCCP-P)	herbicide	67	1%
Cuivre de l'oxychlorure de cuivre	fongicide	66	1%
Bentazone	herbicide	63	1%
Prochloraze	fongicide	61	1%
Dichlormide	herbicide	57	1%

1.4.1.3. Apports diffus de métaux lourds

Les engrais constituent une source d'apports importants d'éléments métalliques selon les origines des produits utilisés. Le Tableau 11 met nettement en évidence cette situation.

Le bassin Loire-Bretagne a un territoire où les cultures ont une très forte emprise, et à raison d'apport de fertilisants de 39 kg/ha/an, il est possible d'évaluer le tonnage annuel de métaux comme le cadmium (substance dangereuse prioritaire) selon les teneurs en métaux des engrais (Tableau 11).

Tableau 11 : Teneurs en métaux selon la nature des engrais phosphorés (source : Sous Commission de la Toxicité des Matières Fertilisantes et des Supports de Culture).

Valeurs mini – maxi en mg/kg d'engrais	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Scories-Thomas	0,05	1415 - 1760	13 - 14	0,05	8 – 18	25 – 40	50 - 57
Superphosphates	43 - 53	145 - 315	9 - 60	0,1 – 0,16	5 - 66	0,5 - 5	141 - 625
Phosphates naturels	9 – 30	92 - 200	9,7 - 12	0,04 – 0,1	18,6- 29	12 - 18	203 - 250
Scories-Potassiques	0,05	1100	10,6	0,06	10,5	27	45
Superpotassiques	9,4 - 36	135 - 208	5,3 - 38	0,15 - 1	11 – 44	0,7 - 6	156 325
Phosphopotassiques	11,8	116	6	0,6	11,7	9,7	119
Scories-phosphotat	9,7	482	8,2	0,06	13,5	13,2	113

Des éléments traces métalliques sont aussi retrouvés dans les déjections animales.

L'évaluation de l'impact de ces apports est liée à la possibilité de transfert de ces éléments vers la ressource en eau.

1.4.2. Rejets des collectivités : bilan national

L'action nationale de recherche et de réduction des rejets de substances dans l'eau (3RSDE) a été lancée par la circulaire du 4 février 2002. Elle a permis une évaluation du flux de micropolluants (106 substances) de 176 stations d'épuration de collectivité. A partir de cette base de données, il est possible d'évaluer la nature des substances toxiques émises. La Figure 29 synthétise les principaux résultats sur l'échantillon national, à savoir les fréquences de quantification des substances quantifiées sur plus de 10 % des STEP.

Les micropolluants dans les boues ne sont pas suivis dans le cadre du 3RSDE. En effet, le transfert des polluants issus des boues de STEP est particulièrement difficile à traiter car :

- il n'existe pas de base de données sur les plans d'épandage des boues des STEP ;
- il n'existe pas de base de données sur les teneurs en métaux et autres polluants dans les boues ;
- à l'heure actuelle, nous ne sommes pas en mesure de calculer les transferts de polluants entre les plans d'épandage et les cours d'eau.

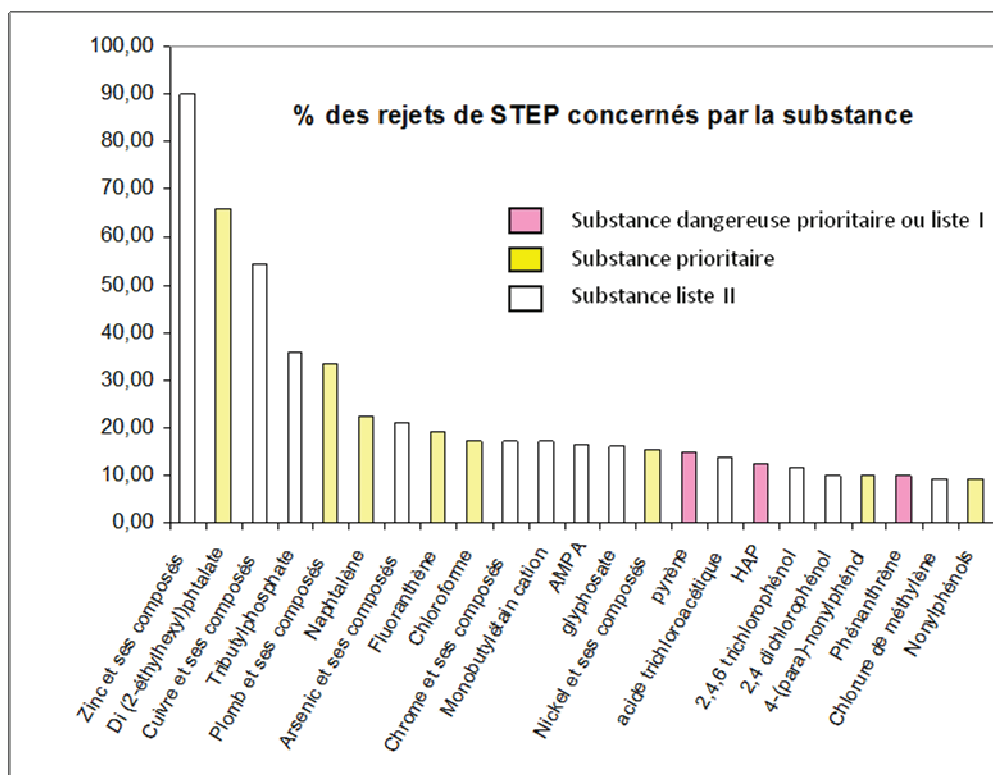


Figure 29 : Fréquences des substances quantifiées sur au moins 10 % des STEP au niveau national.

Les métaux (Zn, Cu, Pb), sont les substances les plus souvent quantifiées et ont les flux les plus importants quelque soit la taille de la STEP. Parmi toutes les substances, celles qui ont les flux moyens les plus importants sont :

- le di (2-éthylhexyl) phtalate (DEHP), quantifié dans 66 % des rejets ;
- le tributylphosphate, (usage varié en chimie et plastifiant, retardateur de flamme) ;
- les composés phénoliques comme le phénol (conservateurs et intermédiaire de synthèse) ;
- les pesticides⁴⁹ : glyphosate ;
- AMPA⁵⁰ et les phosphonates.

Quant aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), ils sont souvent détectés mais ont des flux peu importants.

⁴⁹ Atrazine, diuron. Pour ces derniers, ils sont interdits respectivement depuis 2003 et 2008. De ce fait, ils ne doivent plus être pris en compte.

⁵⁰ L'AMPA est le produit de dégradation du glyphosate (pesticide).

La plupart des substances sont hydrophobes donc difficilement quantifiables dans l'eau, ce qui peut causer un problème de représentativité.

Concernant les eaux traitées, une réduction significative des concentrations par rapport aux eaux brutes est généralement observée. Les substances ayant un important flux dans les eaux traitées sont les mêmes que dans les eaux brutes. Un certain nombre de substances (20) ne sont plus quantifiées dans les eaux rejetées, parmi celles-ci on trouve des familles comme les HAP, les phtalates, les diphénylsethers bromés (cf. tableau 5 en annexe de la contribution thématique associée).

Pour d'autres substances les traitements habituels n'ont que peu d'effet sur leur teneur. La dégradation de certains produits peut augmenter les flux en sortie de station d'épuration. Par exemple, le glyphosate qui en se dégradant, produit de l'AMPA. De ce fait une substance peut être en augmentation, jusqu'à un facteur 10 entre l'amont et l'aval de la station d'épuration (cf. tableaux 1 et 2 en annexe de la contribution thématique associée).

La campagne 3RSDE a été réalisée en 2003-2007 et une évolution des polluants est probable à ce jour. Certaines interdictions et limitations ont été mises en place depuis cette campagne et certaines substances ne devraient plus être prises en compte.

1.4.3. Rejets des industries

1.4.3.1. Bassin Loire-Bretagne

La Figure 30 indique la répartition des sources de pollutions toxiques d'origine urbaine et industrielle. Les sources d'apport de polluants sont assez bien réparties sur le bassin de la Loire et les fleuves côtiers vendéens. Les grands centres urbains regroupent logiquement les sources les plus importantes, issues des zones industrialisées.

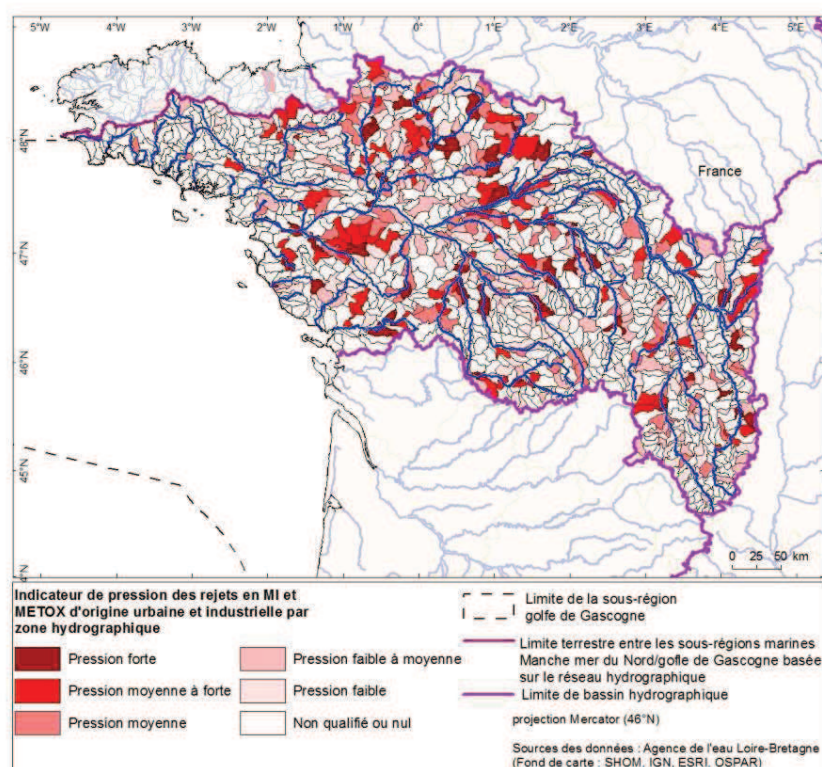


Figure 30 : Répartition des sources de pollutions toxiques d'origine urbaine et industrielle dans le bassin Loire-Bretagne.

Quelque soit le mode de classement, par l'occurrence ou bien par les flux, ce sont les métaux qui viennent en tête de liste des substances émises (Tableau 12). Parmi les métaux de l'annexe X de la DCE seul le nickel (Ni) est à près de 50 % d'occurrence dans les rejets. Le plomb (Pb) est à 22 %. Pour les métaux considérés comme substances dangereuses que sont le cadmium et le mercure, les fréquences sont respectivement de 10 % et 7 %.

Tableau 12 : Occurrence des micropolluants issus des rejets industriels.

Substances	% de rejets concernés
Zinc et ses composés	76%
Di (2-éthylhexyl) phtalate	57%
Chloroforme	44%
Cuivre et ses composés	43%
Nickel et ses composés	42%
Chrome et ses composés	36%
4-tert-butylphénol	26%
Toluène	23%
Plomb et ses composés	23%
Naphtalène	20%
Fluoranthène	20%
Acide chloroacétique	19%
Octylphénols (para-tert-octylphénol)	16%
Diuron	14%
Chlorure de méthylène	14%
Arsenic et ses composés	14%
Nonylphénols	13%
2,4,6 trichlorophénol	13%
Trichloroéthylène	11%
Tributylphosphate	10%
Cadmium et ses composés	10%

Concernant le di (2-éthylhexyl)phtalate il faut être prudent quant à l'exploitation des données du fait des difficultés analytiques sur ce paramètre. Pour le diuron (herbicide à usage agricole et non agricole), son usage est interdit depuis juillet 2007.

A partir des flux totaux par branche et par substance, ainsi que des grandeurs caractéristiques de tous les ouvrages, il est possible de calculer des flux de substances susceptibles de rejoindre le milieu.

Selon les substances, les flux journaliers sommés sur le bassin varient de moins de 1 g/j à près de 70 kg/j (cas du nickel). En fixant comme critère de rejection que le flux, toutes branches confondues, doit être supérieur à 100 g/j, une liste de 20 substances que l'on peut désigner comme « substances majoritaires » du bassin Loire-Bretagne, a pu être établie. Le Tableau 13 donne le détail de ces 20 substances retenues (3 dans la liste I, 10 parmi les substances dangereuses et 7 parmi les substances prioritaires). Ce tableau restitue le nom de ces 20 substances, leur type, les branches qui contribuent principalement à leur émission (c'est à dire à raison de plus de 10 % de la somme des flux) et en dernière colonne la valeur de la somme des flux, en g/j pour le bassin Loire-Bretagne. Les branches d'activités les plus contributives pour ces substances ont également été identifiées : station d'épuration urbaine, chimie et parachimie, traitement de surface, revêtement de surface, traitement des textiles, industrie agro-alimentaire

(produits d'origine végétale), industrie agro-alimentaire (produits d'origine animale), traitement des cuirs et peaux, blanchisserie.

Tableau 13 : Description des 20 substances majoritaires et de leur origine par branches d'activité, sur le bassin Loire-Bretagne.

Substances	Types de substance	Principaux contributeurs	Flux total sur le bassin kg/j
LISTE I			
Tétrachloroéthylène	COHV	Station d'épuration urbaine/Traitement des textiles	2,02
Tétrachlorure de carbone	COHV	Station d'épuration urbaine	0,350
Trichloroéthylène	COHV	Station d'épuration urbaine/Traitement Surface/ Travail mécanique des métaux	0,321
SUBSTANCES DANGEREUSES			
Benzène	BTEX	Station d'épuration urbaine/Chimie¶chimie	4,97
Cadmium et ses composés	métaux	Station d'épuration urbaine/Industrie agro-alimentaire (produits d'origine végétale)	0,894
1,2,4 trichlorobenzène	Chlorobenzènes	Station d'épuration urbaine	0,861
Nonylphénols	Alkylphénols	Station d'épuration mixte ou industrielle ICPE/Chimie¶chimie	0,466
Benzo (b) Fluoranthène	HAP	Station d'épuration urbaine	0,373
4-(para)-nonylphénol	Alkylphénols	Industrie agro-alimentaire (produits d'origine végétale)/Chimie et parachimie/Traitement des cuirs et peaux	0,19
Chloroalcanes C10-C13	paraffines chlorées	Traitement des textiles/Traitement de surface, revêtement de surface	0,149
Benzo (a) Pyrène	HAP	Station d'épuration urbaine	0,131
Anthracène	HAP	Station d'épuration urbaine	0,126
Mercure et ses composés	métaux	Industrie agro-alimentaire (produits d'origine animale)/Industrie agro-alimentaire (produits d'origine végétale)/Traitement de surface, revêtement de surface	0,099
SUBSTANCES PRIORITAIRES			
Nickel et ses composés	métaux	Traitement de surface, revêtement de surface	68,8
Di (2-éthylhexyl) phtalate	Phtalates	Station d'épuration urbaine/Station d'épuration mixte ou industrielle ICPE/Blanchisserie/Industrie agro-alimentaire (produits d'origine animale)	34,0
Plomb et ses composés	métaux	Station d'épuration urbaine/Traitement de surface, revêtement de surface	11,1
Chloroforme	COHV	Industrie pharmaceutique et phytosanitaire/Traitement des cuirs et peaux/Station d'épuration urbaine	9,53
Chlorure de méthylène	COHV	Station d'épuration urbaine/Chimie et parachimie/Industrie agro-alimentaire (produits d'origine animale)/Traitement des textiles	8,62

1,2 dichloroéthane	COHV	Chimie et parachimie/STEP Urbaine	1,11
Fluoranthène	HAP	Station d'épuration urbaine	0,658

L'évolution de 2000 à 2007 du paramètre global METOX sur l'ensemble du bassin Loire-Bretagne montre une stagnation des flux émis par les industriels vers le milieu naturel (Figure 31).

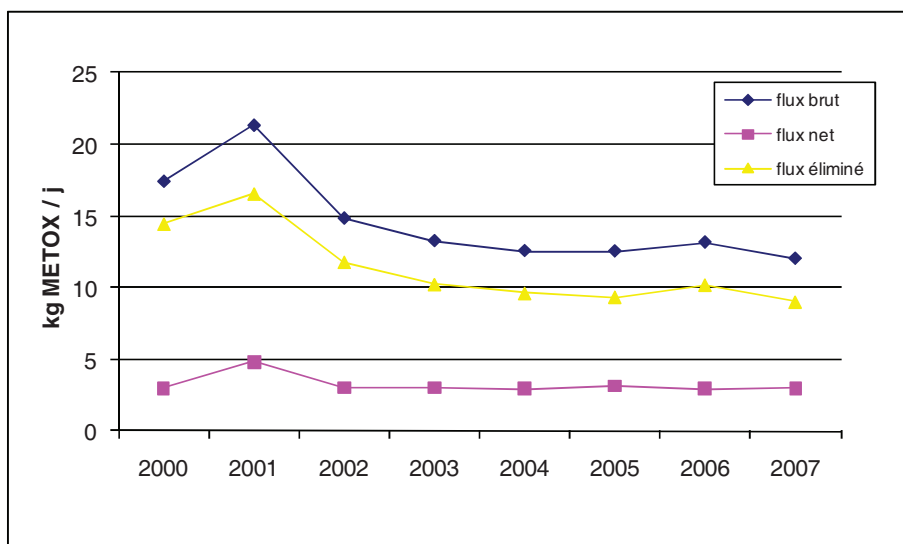


Figure 31 : Evolution des flux de METOX issus des activités industrielles du bassin Loire-Bretagne.

1.4.3.2. Bassin Adour-Garonne

On observe des apports notables de substances toxiques et notamment de métaux, en aval des agglomérations au tissu industriel et artisanal développés (Rodez, Villefranche de Rouergue, Tulle, Brive, Cahors, Millau (en réduction depuis 2001), Tarbes, Angoulême, Bordeaux, Toulouse, etc.) ainsi qu'en aval des grands secteurs industriels isolés (vallées de l'Agout, etc.) (Figure 32).

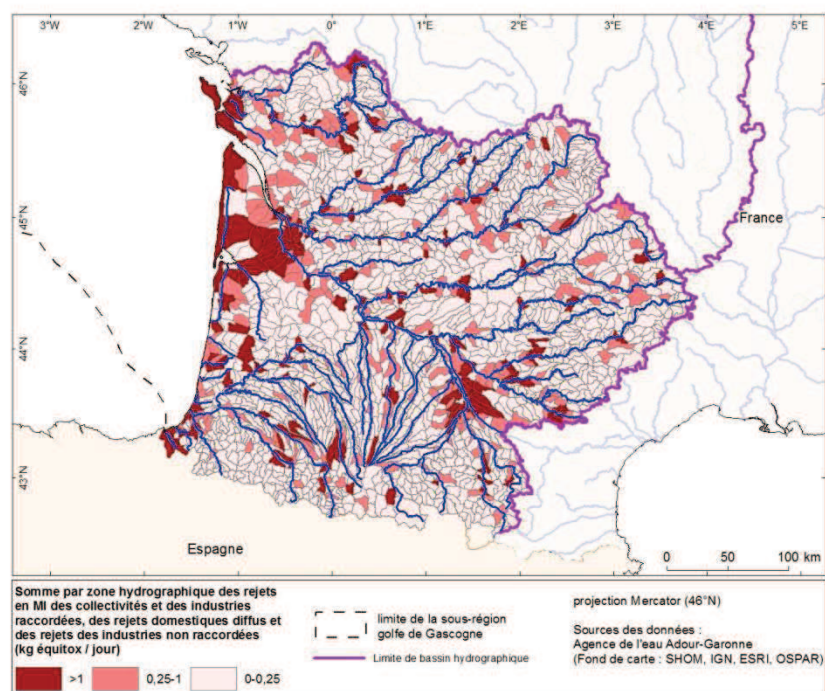


Figure 32 : Principales zones à risque liées aux rejets toxiques provenant des collectivités et des industries non raccordées.

On notera également la présence de cadmium et de zinc dans la vallée du Lot, résultant des apports d'un ancien site métallurgique situé sur le bassin du Riou-Mort, affluent du Lot en Aveyron. Sur le Gave de Pau amont, des apports de métaux issus d'anciens sites miniers et de sites industriels sont identifiés.

D'après le bilan 3RSDE pour les rejets industriels, 93 % des substances recherchées ont été quantifiées au moins une fois et certaines concernent plus de 10 % des sites, en particulier 15 substances dont les émissions doivent être réduites voire supprimées d'ici 2015 (métaux, HAP, nonylphénols et solvants).

Les flux les plus importants mesurés sont des métaux, des phtalates et des organiques volatils.

Certains sont dispersés sur l'ensemble des sites mesurés mais, pour 46 % des substances, un émetteur principal est observé.

Il apparaît que seuls quelques rejets ne contiennent pas de substances en teneurs quantifiables. Les autres rejets contiennent en moyenne 11 substances.

27 substances ont été quantifiées dans plus de 10 % des sites industriels mesurés dont :

- 7 substances dangereuses prioritaires DCE ou Liste I (objectifs nationaux de réduction 50 %) ;
- 8 substances prioritaires DCE dont l'anthracène, possible dangereux prioritaire dans la directive fille de la DCE (objectifs nationaux de réduction de 30 %) ;
- 10 substances pertinentes en France (objectifs nationaux de réduction 10 %).

Les substances sont indiquées dans le Tableau 14 ci-dessous.

Tableau 14 : Occurrence des substances issues des rejets industriels.

Substances	% de sites concernés
Zinc et ses composés	94,31
Cuivre et ses composés	73,24
Di (2-éthylhexyl) phtalate	65,55
Chrome et ses composés	53,18
Nickel et ses composés	49,16
Plomb et ses composés	33,44
Naphtalène	33,44
Chloroforme	30,10
Toluène	28,43
Monobutylétain cation	26,76
Xylènes (Somme o,m,p)	25,75
Fluoranthène	23,75
Mercure et ses composés	22,07
Tributylphosphate	20,74
Arsenic et ses composés	18,06
Ethylbenzène	15,72
Cadmium et ses composés	15,05
Acénaphène	15,05
Anthracène	14,72
4-(para)-nonylphénol	14,72
Benzo (b) Fluoranthène	12,37
4-tert-butylphénol	12,37
Trichloroéthylène	12,04
Tétrachloroéthylène	12,04
Pentabromodiphényléther	11,71
Dibutylétain cation	11,04
Diuron	10,70

En termes de flux, on observe que pour 13 substances, les flux totaux mesurés et rejetés sur le bassin sont supérieurs à 1kg/j.

Dans la majorité des cas cependant, il s'agit de flux localisés puisqu'un site émetteur principal peut être identifié. Des substances ont des rejets plus dispersés (zinc, cuivre, chrome, nickel).

Par famille chimique, les flux les plus importants sont ceux de métaux et de phtalates, suivis des flux de BTEX, caractéristiques de la chimie.

Les flux de COHV et HAP sont également importants. Les flux de COHV sont clairement issus du secteur traitement de surface (62 %) alors que les flux de HAP, bien que ces substances soient

quantifiées dans les rejets de toutes origines, sont en majorité issus de l'industrie chimique et pétrolière.

Une comparaison sectorielle par nombre et type de substance quantifiée dans au moins un des rejets analysés montre que tous les secteurs sont concernés par la présence de substances dont les flux doivent être, à terme, supprimés (cf. tableau 4 en annexe de la contribution thématique associée).

En termes de flux, étant donné le nombre de sites du secteur de la chimie concernés par l'étude, ce secteur apparaît comme le plus gros contributeur pour une majorité des substances mesurées.

L'évolution de 1994 à 2007 du paramètre global METOX montre une tendance continue à la baisse pour le flux net avec une division par deux sur la période considérée, et cela malgré une assiette brute (production) restant stable aux environs de 6000 kMetox/j (Figure 33).

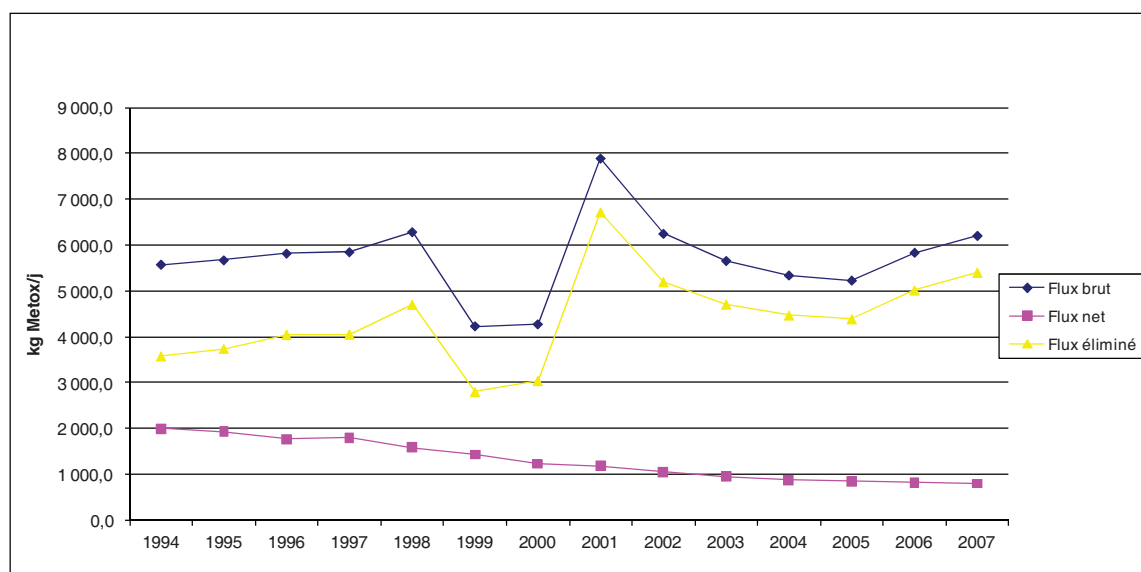


Figure 33 : Evolution des flux de METOX issus des activités industrielles et des réseaux de collecte.

1.4.4. Pollution des eaux pluviales urbaines

Les zones urbaines fortement imperméabilisées sont à l'origine lors d'événements pluvieux d'un accroissement du ruissellement de surface, dont 80 % est collecté dans les réseaux de type séparatif (de l'ordre de 35 % du total collecté) ou unitaire (mélange eaux usées/eaux pluviales-65 % du total collecté). Il s'en suit des déversements importants de matières polluantes dans les eaux superficielles. Cette pollution diffuse provient principalement des retombées atmosphériques, de l'usure des pièces automobiles (pneus, etc.), de la corrosion des matériaux utilisés en milieu urbain et de l'entretien des espaces publics.

Le caractère aléatoire des événements pluvieux, la diversité des substances en jeu et des sources potentielles de pollution, ainsi que les difficultés météorologiques rendent l'acquisition de connaissances longue et coûteuse. Plusieurs programmes de recherche sont en cours, parmi lesquels ceux d'OPUR (observatoire des polluants urbains) dont les principaux résultats sont les suivants : sur les 88 substances recherchées au total dans les eaux pluviales urbaines depuis 2007 dont 45 ciblées par la DCE ou par la directive Substances dangereuses de 2006 :

- 38 sont détectées sur les réseaux pluviaux séparatifs : 7/8 PCB, 16/16 HAP, 3/8 métaux (Pb, Cu, Zn), 6/24 pesticides, DEHP, 3/5 alkylphénols, 2/3 organoétains (DBT et MBT). La quasi-totalité des substances trouvées dans les réseaux séparatifs pluviaux est également détectée dans les eaux usées de temps sec (EUTS). Cependant les concentrations trouvées pour les métaux, les HAP, les PCB, certains organoétains, les

pesticides et les COV sont plus élevées dans les eaux pluviales. A contrario, les EUTS sont plus contaminées en alkylphénols, DEHP et chloroforme ;

- Certaines substances sont mieux connues :
 1. la corrosion des matériaux de couverture constitue la principale source de métaux lourds dans les eaux de ruissellement de toiture : plus de 80 % du Cd, du Pb et du Zn ;
 2. les retombées atmosphériques⁵¹ constituent la contribution majoritaire en HAP dans les eaux de ruissellement ;
 3. les pesticides d'usage urbain peuvent avoir une contribution à la contamination des eaux superficielles non négligeable, du fait du fort taux de ruissellement sur les surfaces imperméabilisées alors que globalement, tous usages confondus, ils ne représentent que quelques pourcents des matières actives utilisées. Parmi ces substances d'usage urbain, diuron, aminotriazole et glyphosate représenteraient 85 % environ du total des matières actives entraînées par ruissellement.

Quand ces effluents urbains de temps de pluie sont collectés et transitent par une STEP, une grande partie des substances qu'elles transportent est susceptible d'être piégée voire dégradée dans des proportions importantes au niveau des différents étages d'épuration.

1.5. Exemple du cadmium dans l'estuaire de la Gironde

Historique

A la fin des années 70, des concentrations de cadmium très élevées sont mesurées dans les moules et huîtres sauvages de l'estuaire de la Gironde. L'origine de la contamination, par le cadmium, provient d'un site, près de Decazeville (Aveyron), situé à plus de 250 km en amont, dans le bassin du Riou Mort, affluent du Lot.

En 1986, une pollution accidentelle, sur ce site industriel, conduit à la mise en œuvre d'opérations de confinement de zones de stockage et à l'arrêt du traitement de minerai de zinc, source de cadmium.

Le cadmium est un élément, très toxique, accumulé le long de la chaîne alimentaire, pouvant provoquer des maladies des reins et des os. Les mollusques et les bivalves, organismes filtreurs, ont de fortes capacités à accumuler ce cadmium.

Une réduction à la source

Un suivi de la qualité du milieu a permis de confirmer la réduction des flux de cadmium, à la source suite aux travaux réalisés de plus de 90 %, depuis 1998. Mais des sources demeurent sur le site industriel, malgré les travaux engagés par l'industriel UMICORE depuis 1986. Ces efforts doivent être poursuivis pour permettre l'atteinte du bon état des eaux dans le Riou Mort d'ici 2027.

Un impact réduit sur le Lot

Le suivi des flux de cadmium, depuis les années 1990, montre que les teneurs en cadmium des eaux du Lot, ont très fortement diminué, de même que les sédiments contaminés. Notamment,

⁵¹ Voir le chapitre « Retombées atmosphérique »

depuis 2004, où la réduction est telle que les flux, dans le Lot, sont même inférieurs à ceux de la Garonne (Figure 34).

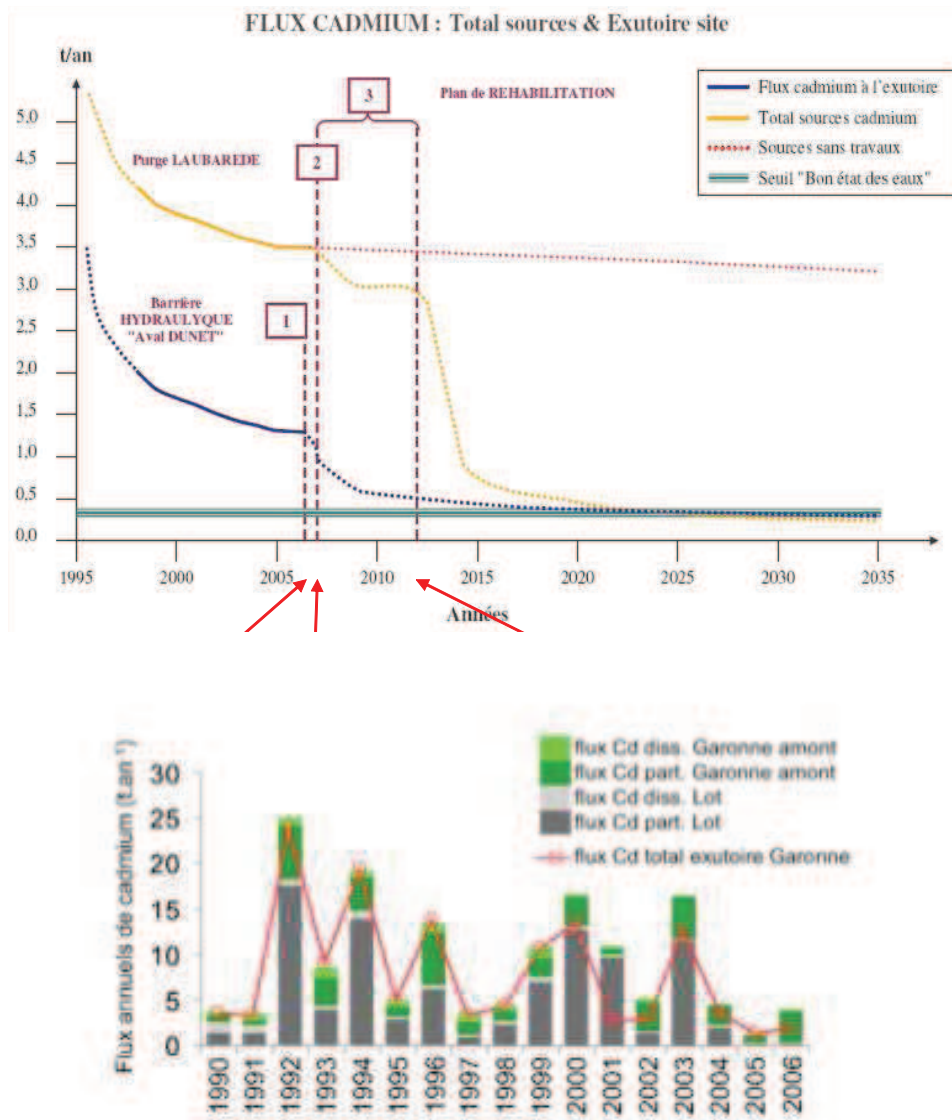


Figure 34 : Flux de cadmium dans les eaux du Lot et de la Garonne depuis les années 1990.

Mais, tout au long de l'activité industrielle, durant plus d'un siècle, une partie du cadmium produit s'est déposée et stockée, le long du Lot, en amont des retenues. Le volume stocké a été estimé à 200 tonnes, en 1992.

Un des facteurs, pouvant être responsable de la remobilisation de ces sédiments contaminés, vers l'aval, est lié aux séquences hydrologiques des crues. Mais, d'autres phénomènes peuvent intervenir sur ces sédiments et en quantités notables, lors d'interventions dans le Lot pour des travaux, des réfections d'écluses, etc. Les études menées ont permis de mieux comprendre les impacts et les relations entre crues, travaux et fortes contaminations.

Le passage du cadmium dans l'estuaire

Le cadmium, issu du Lot, via la Garonne, poursuit son cheminement dans l'estuaire de la Gironde (Figure 35). Les flux venant de la Garonne et de la Dordogne sont, depuis 2001, inférieurs aux flux sortants de l'estuaire de la Gironde (excepté lors de la crue de 2003).

L'estuaire peut donc jouer un rôle de stockage ou déstockage du cadmium en fonction des flux issus du Lot.

De plus, sous l'effet de la salinité, le cadmium va changer de forme (forme particulaire vers forme dissoute) et devenir disponible pour les organismes marins.

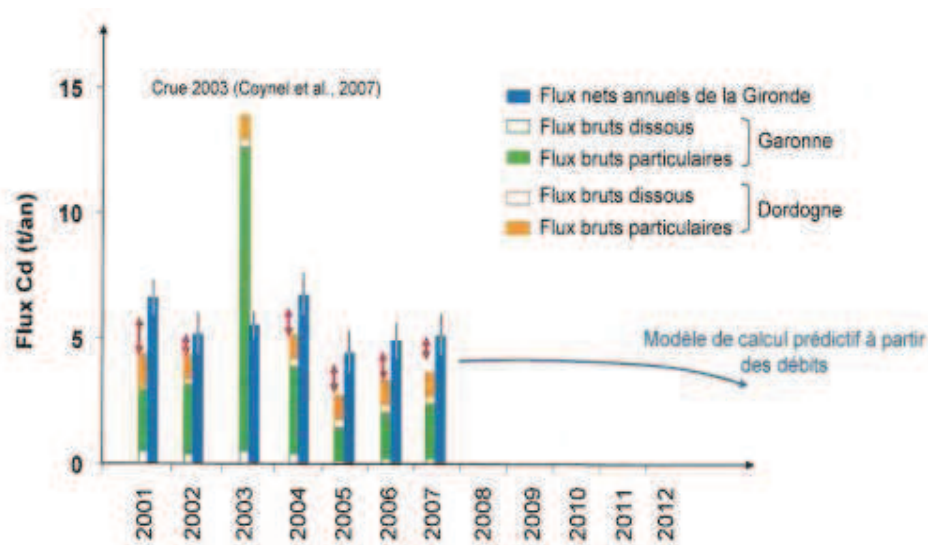


Figure 35 : Flux de cadmium (t/an) dans la Garonne, la Dordogne et l'estuaire de la Gironde.

Le devenir du cadmium dans le milieu marin

Le cadmium, expulsé par le panache Girondin, est soumis à l'impact des conditions de vents et du débit de la Gironde. Des études sur plusieurs années que le panache Girondin influence principalement la Baie de Marennes Oléron par le sud, environ 110 jours par an, et par le nord, 3 jours par an.

La quantité de cadmium, originaire de la Gironde et rentrant dans la baie de Marennes Oléron, est ainsi estimée, en 2007, à 130 kg. Soit 2,2 % des flux totaux de cadmium expulsés par l'estuaire de la Gironde.

Les influences sur Marennes Oléron

En plus du cadmium originaire de l'estuaire de la Gironde, qui pénètre dans la baie de Marennes Oléron, des flux supplémentaires ont été identifiés provenant de la Charente.

En 2007, sur les 400 kg de cadmium total que reçoit la Baie de Marennes Oléron, la principale source de cadmium provient de la Charente avec 270 kg/an soit 68 % des apports totaux.

A retenir

Les activités agricoles sont à l'origine de trois types de substances « dangereuses » : les pesticides ou produits phytosanitaires, les impuretés des engrais (Cd, etc.) et certaines substances utilisées dans l'alimentation des animaux d'élevage (Cu, Ni).

Les métaux (Zn, Cu et Pb) viennent en tête des substances émises par les STEP et par les industries.

L'évolution de 2000 à 2007 du paramètre global METOX sur l'ensemble du bassin Loire-Bretagne montre une stagnation des flux émis par les industriels vers le milieu naturel (entre 10 et 15 kg METOX / j en flux brut).

L'évolution de 1994 à 2007 du paramètre global METOX sur le bassin Adour Garonne montre une tendance continue à la baisse pour le flux net avec une division par deux sur la période considérée, et cela malgré une assiette brute (production) restant stable aux environs de 6 000 kg METOX/j.

2. Apports fluviaux en substances dangereuses

2.1. Méthodologie

2.1.1. Méthode d'évaluation des apports fluviaux

Ce chapitre dresse un état des estimations faites à ce jour des flux de substances dangereuses, composés synthétiques (pesticides) ou non (métaux), véhiculés par les cours d'eau, à la mer, au golfe de Gascogne. Ces flux sont évalués tous les ans dans le cadre de la convention internationale OSPAR⁵². La convention OSPAR demande en effet d'« évaluer avec autant de précision que possible l'ensemble des apports fluviaux et directs annuels de polluants sélectionnés aux eaux de la Convention » dans le cadre de son programme « Riverine Inputs and Direct Discharges (RID) ». OSPAR impose le suivi des flux de 5 métaux : cadmium, plomb, mercure, zinc et cuivre et d'un pesticide : le lindane (interdit en France depuis 1998). Les Etats membres sont invités à compléter l'évaluation avec d'autres substances dans la mesure de leurs moyens. La France transmet à ce titre des données complémentaires sur l'atrazine, au titre du suivi des effets de son interdiction en 2003. Les flux de PCB, autres paramètres recommandés par OSPAR, ne sont par contre pas transmis car pas ou peu exploitables du fait du peu de quantifications relevées dans l'eau.

Conformément aux principes édités par la convention OSPAR, l'évaluation des apports fluviaux au golfe de Gascogne, correspondant à la région IV d'OSPAR, est basée sur un découpage en 29 zones d'étude (Tableau 15). Ces zones ont été définies sur la base de critères hydrographiques à l'aide de la base de données BDCarthage⁵³ (zones homogènes indépendantes les unes des autres hydrologiquement). Les cours d'eau de ces zones sont ensuite classés selon l'importance des flux qu'ils représentent. On distingue ainsi :

- les rivières principales, cours d'eau dont les flux sont importants et qui nécessitent un suivi détaillé ;
- les cours d'eau secondaires dits « tributaires » ;
- les zones d'apport diffus, sans cours d'eau prépondérant.

Sur chacun des cours d'eau identifiés, des stations de qualité et de débit ont été choisies de manière à disposer des chroniques les plus longues possibles, tout en respectant les principes édités par OSPAR, à savoir de disposer de stations le plus en aval possible non influencées par la marée. En cas d'indisponibilité, des stations de remplacement peuvent être choisies, sur la base des mêmes critères. Les flux sont calculés à l'aide du logiciel RTrend© fourni par la commission, à partir des données de débit (centralisées par le Service Central d'Hydrométéorologie et d'Appui à la Prévision des Inondations, SHAPI⁵⁴) et de qualité (collectées auprès des agences de l'eau⁵⁵). Pour cela, les débits sont extrapolés si nécessaire à la station qualité, via les surfaces de bassins versants associés. Les flux massiques sont ensuite calculés à la station qualité, selon des formules adaptées au nombre d'analyses disponibles. Concernant les analyses non quantifiées, la commission OSPAR propose de calculer les flux de deux façons : soit en considérant ces

⁵² Site de la commission OSPAR : <http://www.ospar.org>

⁵³ Base de Données sur la CARtographie THématique des AGences de l'Eau et du ministère de l'Environnement

⁵⁴ Le SHAPI dépend du Ministère en charge de l'Ecologie. Portail de la banque de données hydrologiques : <http://www.hydro.eaufrance.fr>

⁵⁵ Portail des agences de l'eau : <http://lesagencesdeleau.fr>

analyses comme nulles, estimation basse, soit en considérant ces analyses comme égales aux limites de quantifications associées, estimation haute. Le flux « réel » se situe alors entre ces deux estimations.

Les contributions des zones « d'apport diffus » sont estimées par rapprochement avec des zones drainées par un cours d'eau significatif sur des critères d'occupation des sols.

2.1.2. Présentation du découpage

La sous-région marine « golfe de Gascogne » correspond en France à un bassin de 263 041 km², soit près de la moitié du territoire métropolitain. 17 millions de personnes y vivent. L'occupation des sols selon Corine land cover*⁵⁶ est marquée par une activité agricole importante, peu de zones urbaines et des espaces naturels couvrant près de 30 % de sa surface.

29 zones d'apport y ont été identifiées (Figure 36). Les plus importantes correspondent à la Loire puis, dans une moindre mesure, à la Garonne. Elles sont considérées comme les rivières principales de cette sous-région marine. La Loire draine à elle seule près de la moitié de la surface du bassin de cette sous-région marine : 117 800 km² contre « seulement » 38 227 km² pour la Garonne.

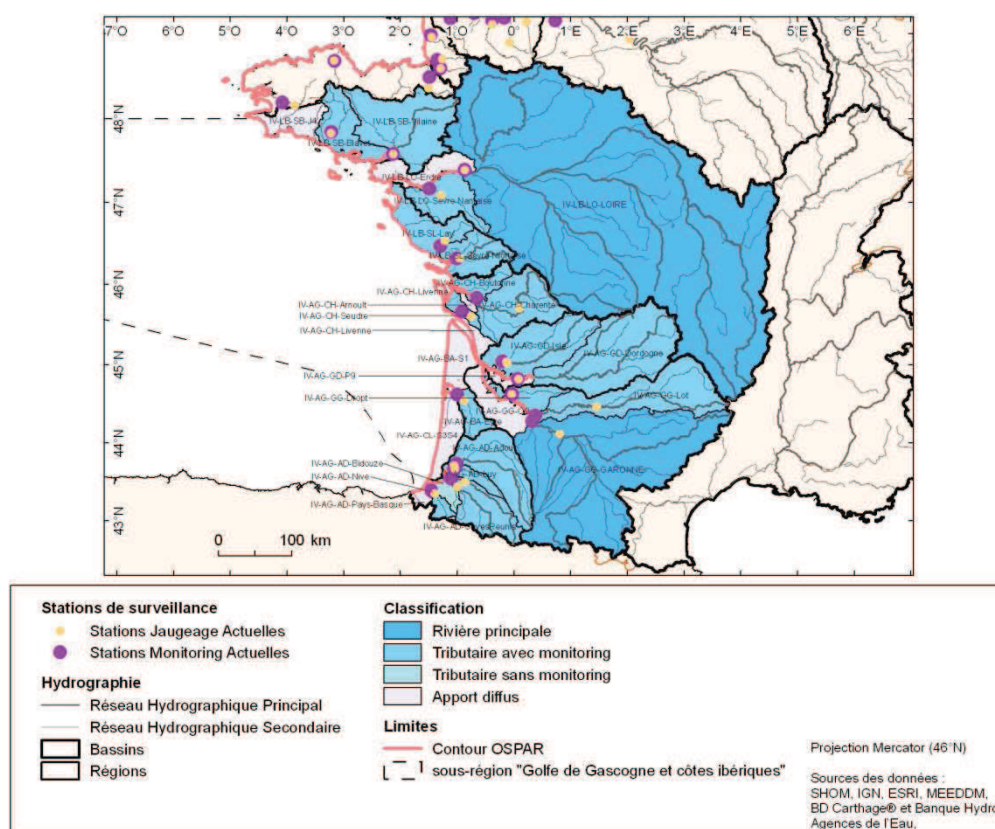


Figure 36 : Découpage des zones d'apport au golfe de Gascogne.

Les flux de ces 29 zones d'apport sont calculés et estimés à l'aide de 20 stations de débit et de 21 stations de surveillance physico-chimique.

⁵⁶ <http://www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/bases-de-donnees/occupation-des-sols-corine-land-cover.html>

Tableau 15 : Typologie des zones sur la sous-région marine « golfe de Gascogne » du nord au sud.

Nom de la zone	Typologie de la zone	Surface de la zone (km ²)	% suivi	Débit 2009 (1000 m ³ /j)
IV-LB-SB-Blavet	tributaire	4 649	43 %	6483
IV-LB-SB-J4	apport diffus	2 868	0 %	4934
IV-LB-SB-Vilaine	tributaire	10 144	100 %	6579
IV-LB-LO-Erdre	apport diffus	3 636	0 %	1789
IV-LB-LO-LOIRE	rivière principale	110 178	100 %	49083
IV-LB-LO-Sevre-Nantaise	tributaire	4 664	51 %	3198
IV-LB-SL-Lay	tributaire	4 522	38 %	2224
IV-LB-SL-Sevre-Niortaise	tributaire	4 363	77 %	2924
IV-AG-CH-Arnoult	apport diffus	291	0 %	120
IV-AG-CH-Boutonne	tributaire sans surveillance	2 141	62 %	879
IV-AG-CH-Charente	tributaire	7 526	100 %	3091
IV-AG-CH-Livenne	apport diffus	1 172	0 %	936
IV-AG-CH-Seudre	tributaire	988	38 %	188
IV-AG-BA-Eyre	tributaire	2 036	90 %	1906
IV-AG-BA-S1	apport diffus	2 810	0 %	2630
IV-AG-GD-Dordogne	tributaire	14 605	100 %	16811
IV-AG-GD-Isle	tributaire	8 472	82 %	6634
IV-AG-GD-P9	apport diffus	870	0 %	681
IV-AG-GG-Dropt	tributaire	2 672	46 %	932
IV-AG-GG-GARONNE	Main River	38 227	100 %	38132
IV-AG-GG-Lot	tributaire	11 541	100 %	12212
IV-AG-GG-O9	apport diffus	3 875	0 %	13771
IV-AG-CL-S3S4	apport diffus	3 105	0 %	2906
IV-AG-AD-Adour	tributaire	7 977	97 %	8187
IV-AG-AD-Bidouze	tributaire sans surveillance	1 041	0 %	1068
IV-AG-AD-GavesReunis	tributaire	5 504	99 %	19560
IV-AG-AD-Luy	tributaire	1 367	85 %	2320
IV-AG-AD-Nive	tributaire	1 153	79 %	3879
IV-AG-AD-Pays-Basque	apport diffus	644	0 %	2289

2.2. Apports fluviaux en micropolluants en 2009

L'évaluation des flux de micropolluants se heurte à une double difficulté : un suivi non systématique et des analyses sous le seuil de détection. 2009 a été la 1^{ère} année où une évaluation des flux sur l'ensemble de la sous-région marine a été possible pour les 5 métaux prioritaires OSPAR et le lindane. Concernant les analyses non quantifiées, les flux ont été calculés selon les préconisations OSPAR : en estimation basse et haute. Le flux « réel » se situe alors entre ces deux

estimations. Mais l'effet conjugué de fortes limites de quantification et d'une proportion importante d'analyses non quantifiées peut rendre l'exploitation de ces flux difficile.

2.2.1. Apports fluviaux en 2009 de métaux au golfe de Gascogne

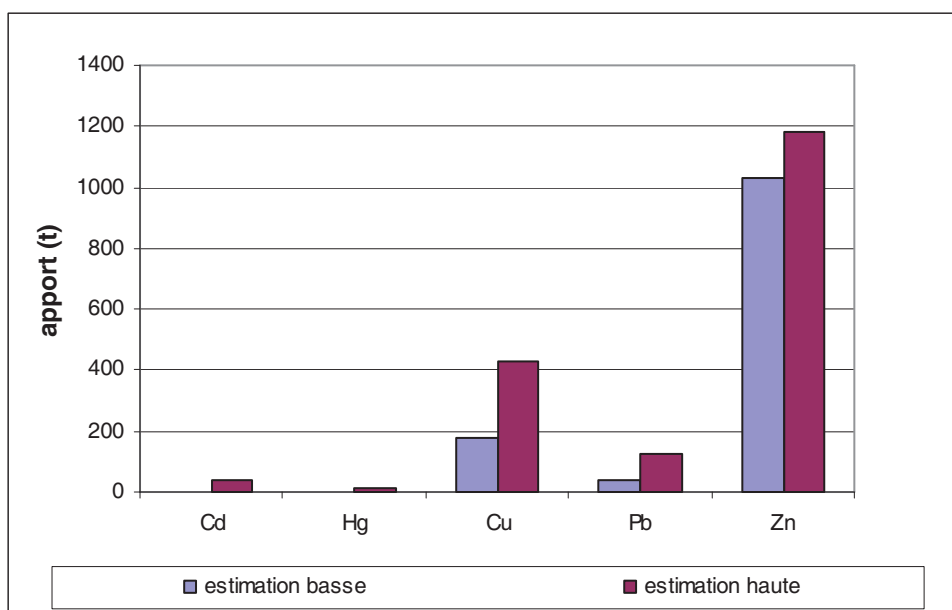


Figure 37 : Apports fluviaux de métaux au golfe de Gascogne en 2009 (calculs réalisés avec le logiciel RTrend®).

Pour le mercure (Hg) et le cadmium (Cd), l'estimation basse est proche de zéro (Figure 37) car les analyses sont peu quantifiées. De ce fait, les calculs sont très influencés par les limites de quantification pratiquées. Ainsi, selon les analyses réalisées en 2009, l'apport de mercure pourrait représenter jusqu'à 12 tonnes, et celui du cadmium jusqu'à 40 tonnes. L'apport de plomb (Pb) serait compris entre 42 et 127 tonnes, quant au cuivre (Cu), il serait entre 178 et 427 tonnes. Pour le zinc (Zn), en revanche, le faible écart entre les estimations haute et basse délimite plus précisément la valeur « réelle » du flux. Ainsi l'apport de zinc se situe en 2009 entre 1 030 et 1 184 tonnes.

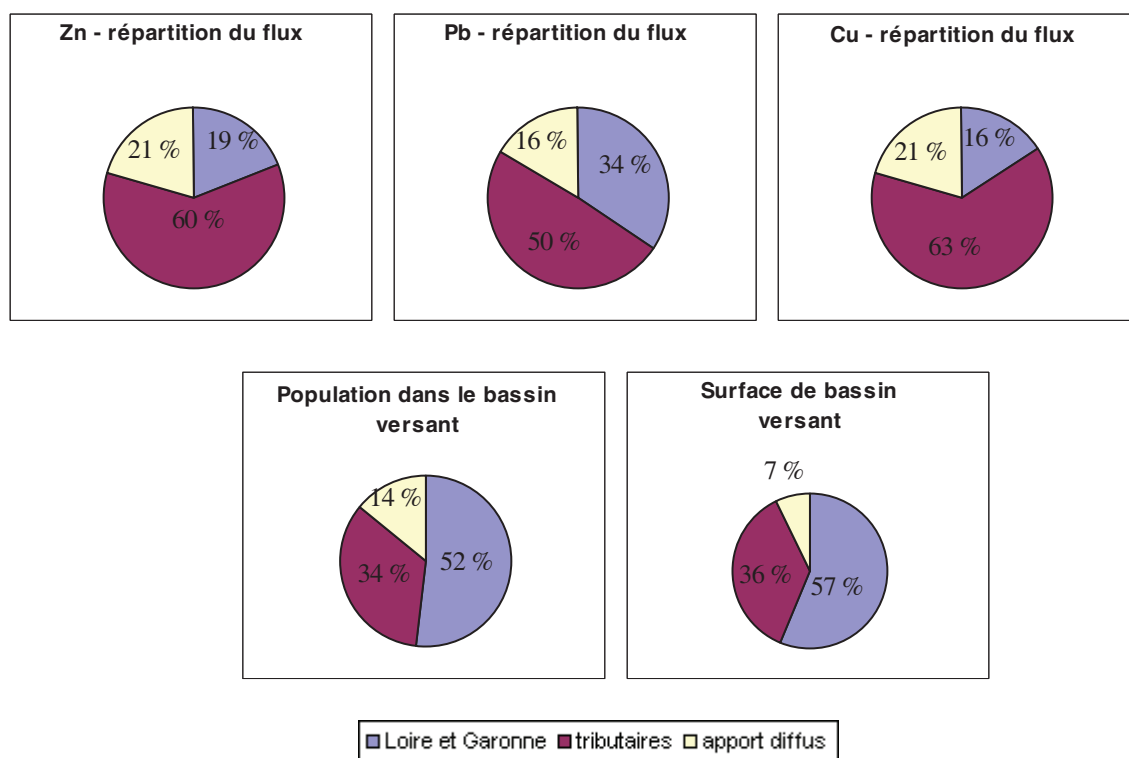


Figure 38 : Apports fluviaux de métaux au golfe de Gascogne selon les types de cours d'eau en 2009.

Les parts de chaque type de cours d'eau dans le flux total ne sont pas proportionnelles aux surfaces de bassin versant ni même aux populations de leur bassin. Les « rivières principales » drainent 34 % du flux de plomb pour 57 % de la surface de la sous-région marine et 52 % de la population, les zones « tributaires »⁵⁷ drainent 50 % de ce flux pour 34 % de la population et les zones « d'apport diffus » 16 % du flux de plomb pour une population de 14 % (Figure 38). Le bassin versant des « rivières principales » ne draine que 16 et 19 % des flux de cuivre et de zinc respectivement pour 57 % de la surface. Les zones « d'apport diffus » véhiculent 21 % des flux de cuivre et de zinc pour une surface de bassin versant de 7 %. Ainsi, le bassin versant des « tributaires » est le principal contributeur aux flux de cuivre et de zinc par rapport à sa surface. Il représente 36 % de la surface drainée et contribue à hauteur de 63 % du flux de cuivre et 60 % du flux de zinc. Parmi ces « tributaires », trois zones contribuent majoritairement aux flux de l'ensemble des éléments-traces mesurés : la Dordogne, l'Adour et Gaves-réunis. Ceux-ci véhiculent à hauteur de 70 % du flux de zinc des « tributaires » et à plus de 60 % des flux de cuivre et de plomb.

La prépondérance des flux métalliques dans ces trois zones est probablement multifactorielle et s'explique différemment pour chacun des éléments-traces. Ces zones présentent un sol plutôt acide, facteur qui augmente la solubilité des éléments traces dans la solution du sol et donc leur mobilité dans les eaux superficielles. Les données du Groupement d'Intérêt Scientifique du Sol (GISSol)⁵⁸ mettent également en évidence des anomalies pour le zinc qui correspondent partiellement aux zones de tributaires identifiées comme principales contributrices aux flux de zinc. Une première zone est localisée dans le nord du Languedoc-Roussillon, l'Aveyron, le sud de

⁵⁷ Les tributaires sont les fleuves côtiers de second ordre (par rapport aux grands fleuves)

⁵⁸ Système d'information des sols de France GISSOL-INRA <http://www.gissol.fr/index.php>

l'Auvergne et du Limousin, d'autre part dans la région Poitou-Charentes, et également dans l'extrême sud-ouest des Hautes-Pyrénées et le sud-est des Pyrénées-Atlantiques. Corrélées à une pluviométrie élevée dans ces régions, ces caractéristiques pourraient contribuer à expliquer les flux particulièrement élevés de zinc observés cette année.

2.2.2. Apports fluviaux en 2009 de lindane au golfe de Gascogne

Le lindane n'est jamais quantifié malgré un seuil de quantification assez bas de 0.005 µg/l. Le flux est donc probablement quasi-nul.

2.3. Evolution interannuelle des apports fluviaux en micropolluants

Les évolutions interannuelles ne sont possibles que sur les rivières principales. Les mesures étant faites avant l'estuaire, aux apports fluviaux ici étudiés peuvent se rajouter des phénomènes liés au comportement spécifique des estuaires (notamment stockage/déstockage).

2.3.1. Evolution des apports fluviaux de métaux liés à la Loire

Le cadmium et le mercure n'étant jamais quantifiés depuis 2003 pour la Loire, l'évolution des flux ne traduit que les variations des limites de quantification pratiquées par les laboratoires. Le plomb est également peu quantifié. Les limites de quantification sur le cuivre sont très variables d'une année à l'autre (1,2 ou 10 µg/l), les résultats sont donc difficilement exploitables.

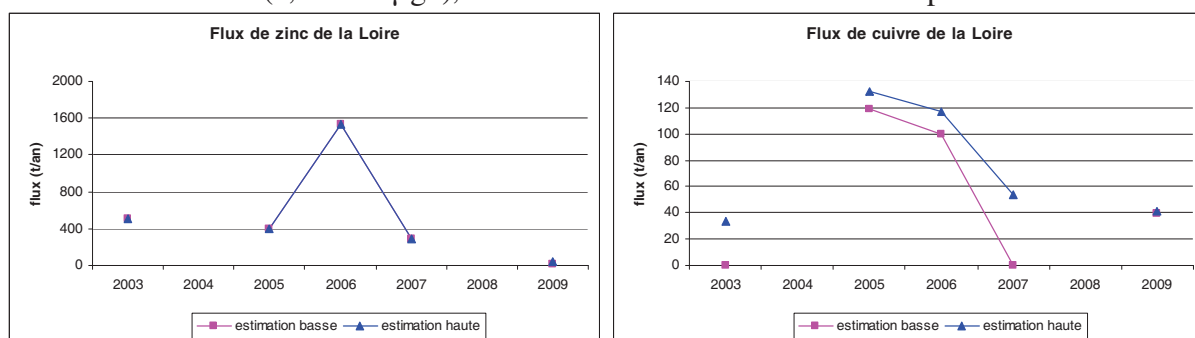


Figure 39 : Evolution des apports fluviaux de zinc et cuivre au golfe de Gascogne par la Loire depuis 2003.

Malgré la part significative de non quantification pour le cuivre, la tendance est à la baisse pour les apports de zinc et de cuivre depuis 2005/2006 pour la Loire. L'apport de zinc et de cuivre s'élève au maximum en 2009 à 40 tonnes.

2.3.2. Evolution des apports fluviaux d'atrazine liés à la Loire

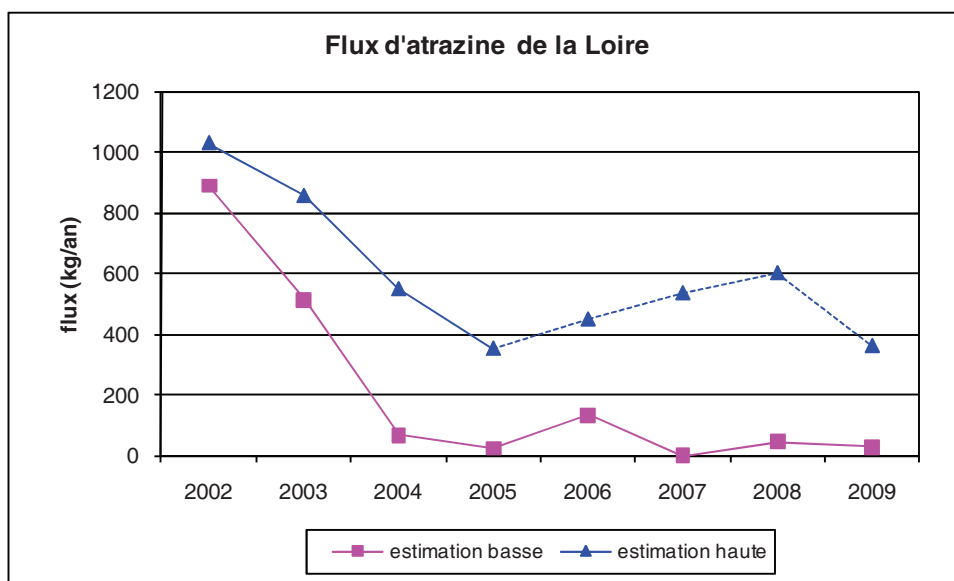


Figure 40 : Evolution des apports fluviaux d'atrazine au golfe de Gascogne par la Loire depuis 2002.

L'apport d'atrazine lié à la Loire a nettement chuté entre 2002 et 2005, puis semble se stabiliser depuis. Une grande partie des analyses est non quantifiée depuis 2005. Le flux « réel » est d'autant plus difficile à apprécier à partir de cette date, les évolutions de l'estimation haute ne reflétant que celles liées aux débits, la limite de quantification restant à 0,02 µg/l.

A retenir

Les flux en métaux et composés non synthétiques sont calculés ici selon la méthode OSPAR.

Malgré la part significative de non quantification pour le cuivre, la tendance est à la baisse pour les apports de zinc et de cuivre depuis 2005/2006 pour la Loire. L'apport de zinc et de cuivre s'élève au maximum en 2009 à 40 tonnes.

L'apport d'atrazine lié à la Loire a nettement chuté entre 2002 et 2005, puis semble se stabiliser depuis.

Le flux de lindane est quasi-nul en 2009.

3. Retombées atmosphériques en substances dangereuses

Les retombées atmosphériques en substances dangereuses sont une source non négligeable d'apports en contaminants dans le milieu marin. On s'intéresse ici aux retombées atmosphériques en métaux lourds (cadmium, mercure et plomb) et en polluants organiques persistants (POP) (lindane et PCB-153). Ces substances sont les seules à avoir fait l'objet d'études et d'analyses dans le cadre de la commission OSPAR⁵⁹, concernant à la fois les émissions vers l'atmosphère et leurs tendances, les retombées atmosphériques et les sources d'émission majeures.

Les processus de combustion sont les principales sources d'émission et contribuent le plus aux retombées en métaux lourds dans la région OSPAR IV (golfe de Gascogne). En effet, la combustion dans les centrales électriques et dans l'industrie et les processus industriels contribuent de 84 à 91 % aux retombées totales de cadmium, mercure et plomb dans la région OSPAR IV en 2005. Les autres sources varient d'un métal à l'autre. Dans la région OSPAR IV, en 2005, il s'agit du transport pour le plomb (7 %), de la combustion commerciale, domestique et autre pour le cadmium (4 %) et des déchets pour le mercure (12 %).

Les retombées atmosphériques de POP représentent un problème mondial. Le transport à longue distance des émissions provenant de sources situées en dehors de la sous-région marine contribue aux apports atmosphériques dans la sous-région marine golfe de Gascogne. Les biphényles polychlorés (PCB) sont interdits en France depuis 1987 et en Europe depuis les années 1980, et le lindane est interdit en France depuis 1998, les pays européens ayant progressivement supprimé le lindane jusqu'en 2000. Cependant des émissions se produisent encore, il s'agit par exemple de lindane provenant de réserves (stocks piégés dans les sols et sédiments) et de produits importés et de PCB provenant de déchets et dérivés de la combustion.

3.1. Méthodologie

Les données de retombées atmosphériques en métaux lourds et en POP sont calculées à partir des données d'émissions couplées avec un modèle de transport chimique atmosphérique.

Les données d'émission sont issues du programme EMEP, Programme coopératif de surveillance continue et d'évaluation de la transmission des polluants atmosphériques à longue distance en Europe, mis en place suite à la signature par les Etats Membres en 1979 de la convention sur la pollution atmosphérique, convention dont le but est de protéger la santé et l'environnement contre la pollution atmosphérique. Les données d'émission sont accessibles pour le cadmium, mercure, plomb, lindane, PCB-153 sur la période 1990-2006. Ces données sont publiques et disponibles sur la base de données EMEP et se basent sur les émissions recueillies par pays. Une description plus détaillée de ces données est disponible sur le site de la base de données⁶⁰.

Les modèles estiment les retombées atmosphériques totales et nettes en cadmium, mercure, plomb, lindane et PCB-153 pour la période 1990-2008 à partir de données d'émission EMEP de différents pays et provenant des principaux secteurs de contribution (combustion, déchets, transport, agriculture) et de données météorologiques. Les modèles sont menés par EMEP MSC-E (Meteorological Synthesizing Centre East)⁶¹. Les résultats des modèles sont téléchargeables

⁵⁹ <http://www.ospar.org/>

⁶⁰ <http://www.ceip.at/emission-data-webdab/user-guide-to-webdab/>

⁶¹ <http://www.msceast.org/>

pour l'année 2008 pour les métaux lourds sur le site EMEP MSC-E⁶². Par contre, en ce qui concerne les données antérieures à 2008, elles ne sont disponibles que pour les régions OSPAR où une analyse des tendances a été entreprise. Les retombées atmosphériques en substances dangereuses pour 2008 seront donc traitées ici pour la sous-région marine golfe de Gascogne, et l'évolution inter-annuelle des retombées atmosphériques de 1990 à 2008 concernera l'ensemble de la région OSPAR IV. En règle générale, les retombées atmosphériques en métaux lourds et POP sont accompagnées d'un phénomène de ré-émission de ces contaminants vers l'atmosphère. Ceci est particulièrement évident pour le mercure qui peut facilement être réduit dans la mer sous forme élémentaire dissoute et s'évaporer ensuite vers l'atmosphère. Le plomb et le cadmium, quant à eux, peuvent être remis en suspension à la surface de l'océan et ré-émis vers l'atmosphère via les embruns provenant de la couche d'ultra-surface, elle-même réputée enrichie en métaux par chélation*⁶³. Afin d'évaluer l'entrée nette de ces substances en provenance de l'atmosphère, les retombées atmosphériques nettes sont calculées, elles représentent la différence entre les retombées totales et les flux estimés de ré-émission vers l'atmosphère. Les retombées nettes sont les données les plus pertinentes pour apprécier quantitativement ce qui arrive réellement de l'atmosphère vers la mer. Cependant le calcul des retombées atmosphériques nettes présentant certaines incertitudes (le taux de ré-émission est un paramètre difficile à évaluer), les retombées totales sont donc également présentées.

3.2. Retombées atmosphériques en substances dangereuses en 2008

3.2.1. Retombées atmosphériques en métaux lourds en 2008

Les calculs des modèles se fondant sur les émissions suggèrent que les retombées atmosphériques nettes en métaux lourds sur l'ensemble de la sous-région marine golfe de Gascogne s'élèvent en 2008 à 1,55 t pour le cadmium, - 134 kg pour le mercure et 57 t pour le plomb. La valeur négative pour le mercure suggère que les ré-émissions sont supérieures aux retombées totales. Ce dernier résultat est conforme avec une précédente étude OSPAR réalisée sur la mer du Nord au sens large qui mentionne que les flux de ré-émissions en mercure sont au minimum comparables avec les retombées en mercure dans cette région.

La Figure 41 présente la répartition géographique des retombées atmosphériques totales et nettes en métaux lourds sur l'ensemble de la sous-région marine golfe de Gascogne, en 2008.

Les retombées atmosphériques nettes en cadmium et en plomb suivent un gradient, les plus élevées se situant à proximité du littoral et les plus faibles en pleine mer (Figure 41). Les faibles différences observées entre retombées totales et nettes pour le plomb (Figure 41C, C') suggèrent le faible rôle du transfert du plomb vers l'atmosphère, et indiquent le rôle dominant des émissions anthropiques dans les retombées atmosphériques de plomb. Par contre, les retombées totales en cadmium sont nettement plus importantes que les retombées nettes (Figure 41A, A'), laissant présager le rôle important des ré-émissions de cadmium vers l'atmosphère. Les retombées totales et nettes en cadmium et en plomb sont plus importantes dans la partie sud du golfe de Gascogne (Figure 41).

⁶² http://www.msceast.org/countries/seas/seas_index.html

⁶³ Processus physicochimique qui conduit à la formation d'un complexe entre un ion métallique positif et une substance organique

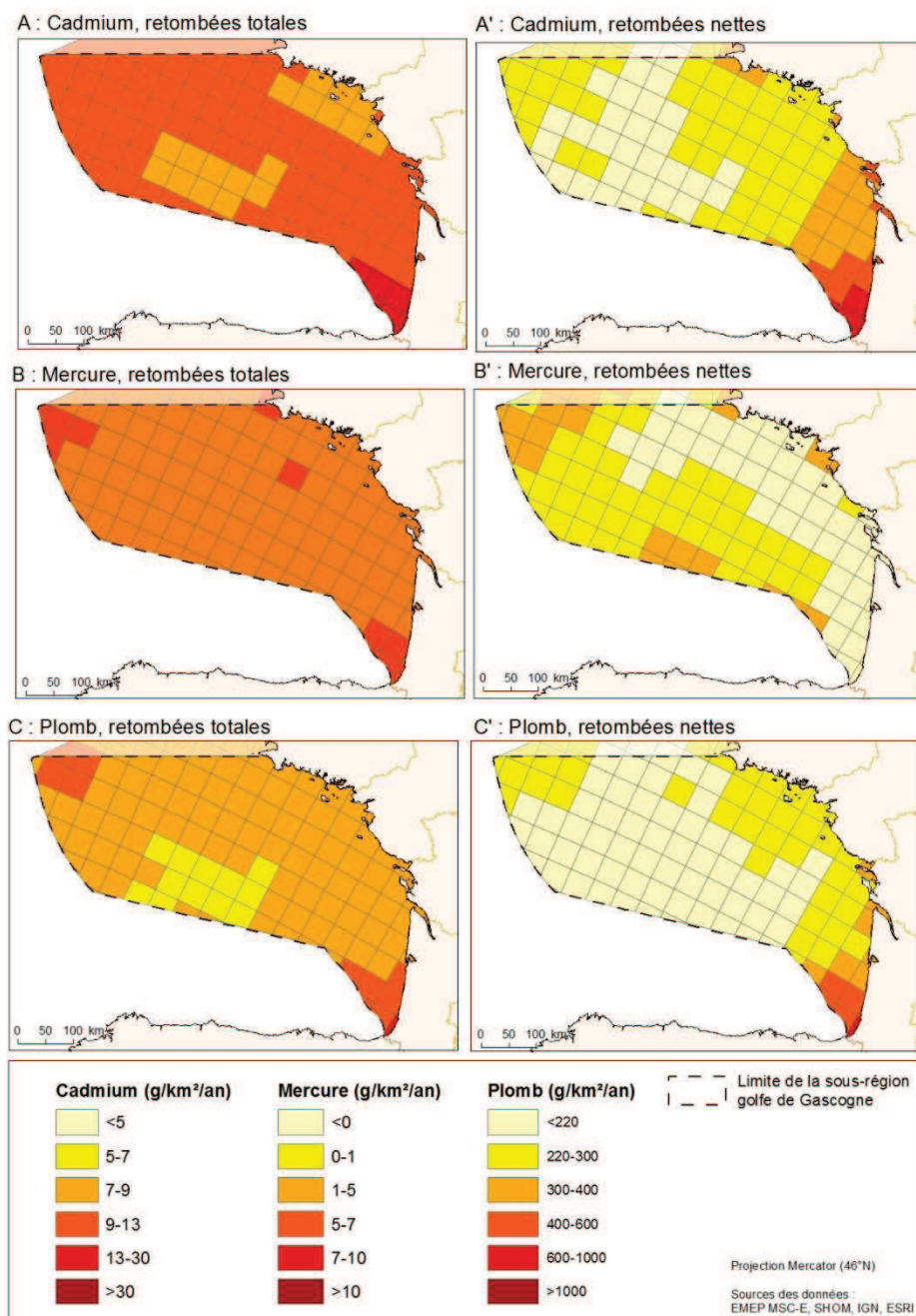


Figure 41 : Retombées atmosphériques totales et nettes en cadmium (A et A'), mercure (B et B') et plomb (C et C') dans le golfe de Gascogne en 2008, exprimées en g/km², selon le modèle EMEP.

Contrairement à ce qui est observé pour le cadmium et pour le plomb, on ne note pas de gradient des retombées atmosphériques totales et nettes en mercure, des côtes au large (Figure 41B, B'). Cela est principalement dû à l'impact significatif du transport atmosphérique de mercure en provenance d'autres pays voire d'autres continents (ex : Asie) sur les retombées dans la sous-région marine golfe de Gascogne. Une autre particularité des retombées en mercure réside dans les valeurs négatives observées le long de la côte en ce qui concerne les retombées nettes (Figure 41B'). Ces valeurs négatives pour le mercure suggèrent que les ré-émissions sont supérieures aux retombées totales. Selon l'étude OSPAR, il a été établi que dans le modèle, les ré-émissions de mercure de l'océan vers l'atmosphère sont proportionnelles à la production

primaire*⁶⁴ en mer. Ainsi, les flux importants de ré-émissions observés le long des côtes s'expliquent par une forte production primaire en mer près des côtes.

3.2.2. Retombées atmosphériques en polluants organiques persistants (POP) en 2008

Concernant les POP, les retombées atmosphériques nettes sur l'ensemble de la sous-région marine golfe de Gascogne s'élèvent en 2008 à 2,13 t pour le lindane et - 40 kg pour le PCB-153. La valeur négative pour le PCB-153 suggère que les ré-émissions sont supérieures aux retombées totales.

La Figure 42 présente la répartition géographique des retombées atmosphériques totales et nettes en POP sur l'ensemble de la sous-région marine golfe de Gascogne, en 2008.

Les retombées atmosphériques totales et nettes en lindane suivent un gradient, les plus élevées se situant à proximité du littoral et les plus faibles en pleine mer (Figure 42A, A'). Les faibles différences observées entre retombées totales et nettes (Figure 42A, A') suggèrent le rôle dominant des émissions anthropiques dans les retombées atmosphériques de lindane.

Les retombées atmosphériques totales en PCB-153 suivent un gradient net comparable, les plus élevées se situant à proximité du littoral et les plus faibles en pleine mer (Figure 42B). Les retombées nettes sont sensiblement plus faibles que les retombées totales et montrent des valeurs négatives le long des côtes (Figure 42B'), suggérant ainsi le rôle important des ré-émissions de PCB-153 vers l'atmosphère.

⁶⁴ La production primaire est la quantité totale de matière organique fixée par photosynthèse.

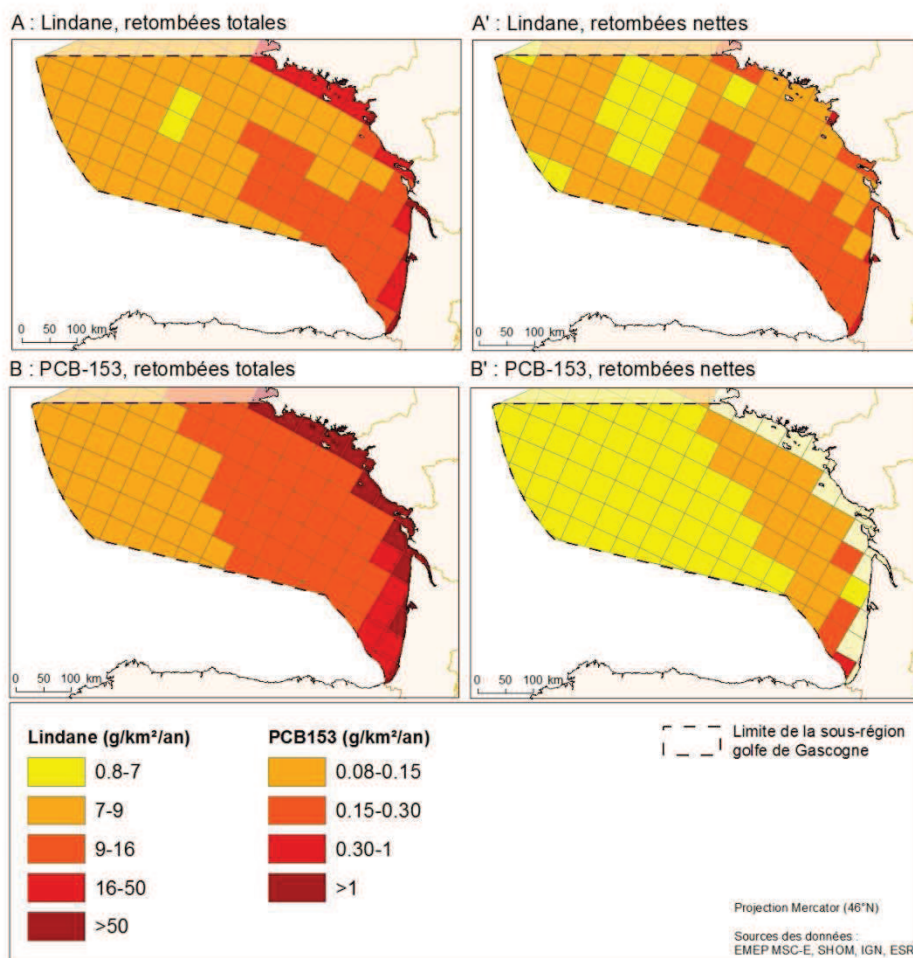


Figure 42 : Retombées atmosphériques totales et nettes en lindane (A et A') et PCB-153 (B et B') dans le golfe de Gascogne en 2008, exprimées en g/km², selon le modèle EMEP.

3.3. Evolution interannuelle des retombées atmosphériques en substances dangereuses dans la région OSPAR IV (golfe de Gascogne)

Les retombées atmosphériques sont estimées pour les années 1990 à 2006 pour le cadmium, le mercure, le plomb, le lindane et le PCB-153 pour l'ensemble de la région IV OSPAR (golfe de Gascogne ; Figure 43 et Figure 44).

3.3.1. Evolution interannuelle des retombées atmosphériques en métaux lourds dans la région OSPAR IV

Les retombées atmosphériques totales et nettes en plomb ont baissé significativement entre 1990 et 2006 avec une nette tendance à la diminution entre 1990 et 2000 liée à une baisse des émissions atmosphériques, puis une stabilité observée depuis 2001 (Figure 43C, C'). Les retombées atmosphériques totales et nettes en cadmium subissent une tendance à la diminution depuis 1990, qui est cependant moins évidente que celle observée pour le plomb (Figure 43A, A'). Cela peut s'expliquer par des réductions des émissions atmosphériques en cadmium moins significatives que les réductions des émissions atmosphériques en plomb. Les années 1993 et 1996 montre des retombées en cadmium et en plomb particulièrement importantes), probablement dues à des conditions météorologiques exceptionnelles ces années. Les niveaux

relativement stables des retombées atmosphériques en cadmium et en plomb depuis 2001 peuvent s'expliquer par une stagnation des réductions des émissions anthropiques en cadmium et en plomb.

Les retombées atmosphériques totales et nettes en mercure subissent une tendance à la diminution entre 1990 et 2005 mais qui est beaucoup plus faible que celle observée pour les retombées atmosphériques en cadmium et en plomb (Figure 43B, B'). En accord avec des études sur des estimations d'émissions en mercure, malgré leurs réductions significatives en Europe et en Amérique du Nord, ces émissions ne changent globalement pas significativement dues à une croissance de ces mêmes émissions dans d'autres parties du monde (ex : Asie).

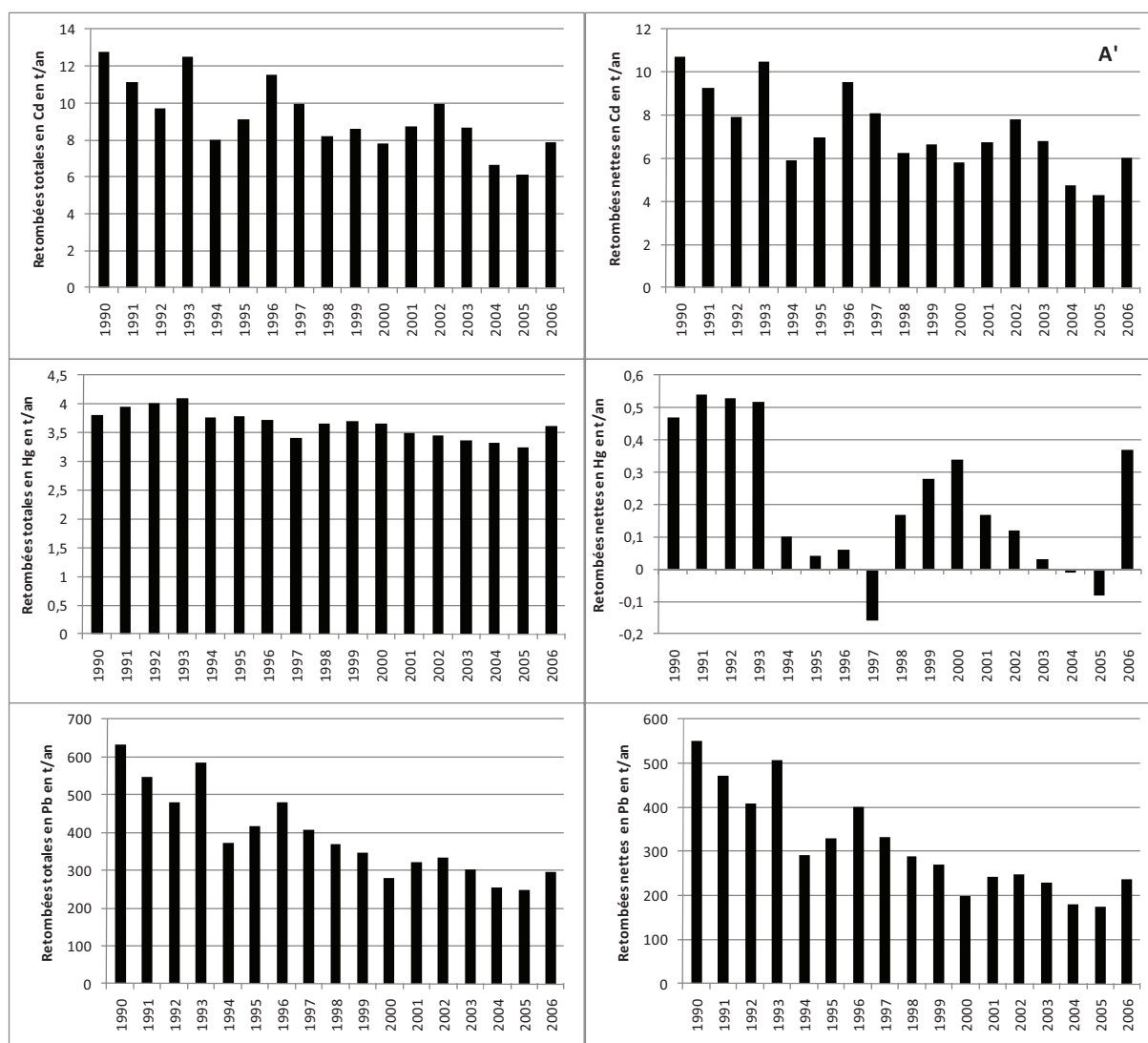


Figure 43 : Evolution inter-annuelle des retombées atmosphériques totales et nettes en cadmium (A et A'), en mercure (B et B') et en plomb (C et C') de 1990 à 2006 dans la région OSPAR IV (golfe de Gascogne), exprimées en t par an.

3.3.2. Evolution interannuelle des retombées atmosphériques en POP dans la région OSPAR IV

Les retombées atmosphériques totales et nettes en lindane ont baissé significativement entre 1990 et 2006 avec une augmentation des retombées entre 1990 et 1993, une nette tendance à la diminution entre 1993 et 2001 liée à une baisse des émissions atmosphériques, puis une stabilité observée depuis 2001 (Figure 44A, A'). Ceci est du à une stagnation des réductions des émissions atmosphériques en lindane à partir de 2001. Les retombées atmosphériques totales et nettes en

PCB-153 subissent également une nette tendance à la diminution depuis 1990, tendance qui est perçue jusqu'en 2006 (Figure 44B, B'), due à une baisse continue des émissions atmosphériques en PCB-153 de 1990 à 2006.

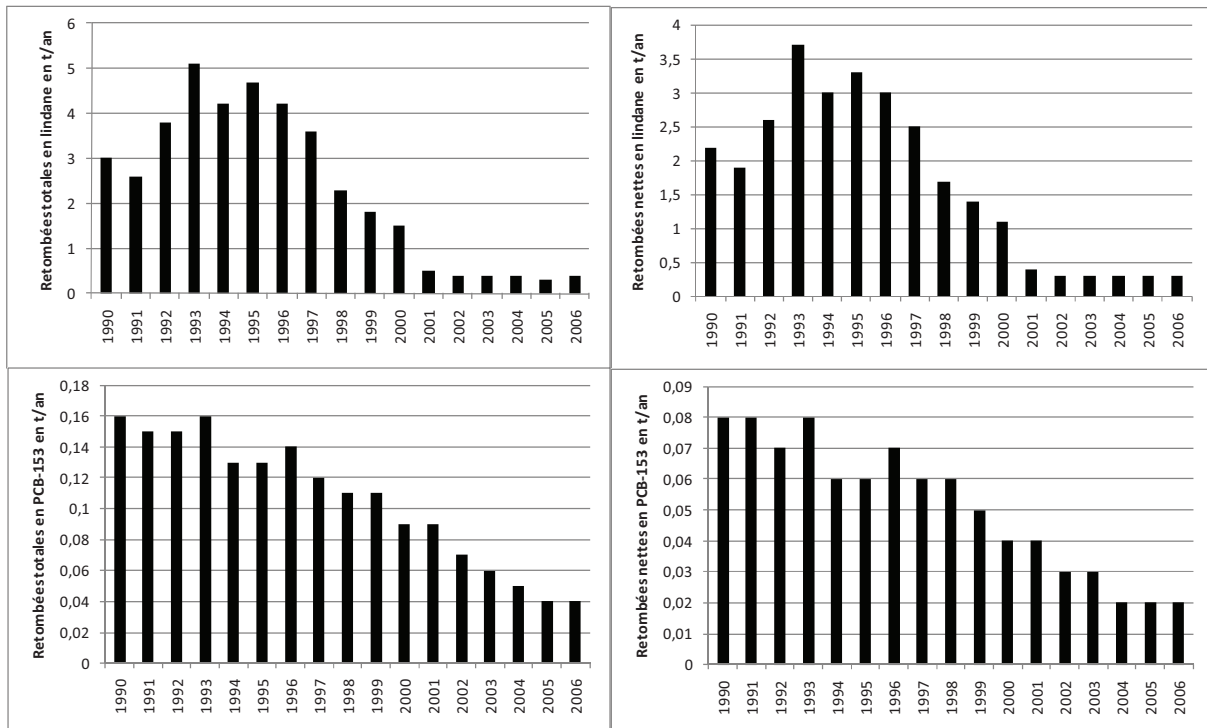


Figure 44 : Evolution inter-annuelle des retombées atmosphériques totales et nettes en lindane (A et A') et en PCB-153 (B et B') de 1990 à 2006 dans la région OSPAR IV (golfe de Gascogne), exprimées en t par an.

A retenir

Les calculs des modèles se fondant sur les émissions suggèrent que les retombées atmosphériques en cadmium constituent la principale voie de pénétration du cadmium dans le milieu marin. Pour le plomb, les apports atmosphériques sont du même ordre de grandeur que les apports fluviaux. Les retombées atmosphériques nettes en cadmium et en plomb suivent un gradient, les plus élevées se situant à proximité du littoral et les plus faibles en pleine mer. Pour le mercure, on ne note pas de gradient des retombées atmosphériques totales et nettes, des côtes au large. Une autre particularité des retombées en mercure réside dans les valeurs négatives observées le long de la côte en ce qui concerne les retombées nettes, suggérant que les ré-émissions sont supérieures aux retombées totales. Les retombées atmosphériques en cadmium et en plomb ont baissé significativement dans la région OSPAR IV (golfe de Gascogne) entre 1990 et 2006 avec une nette tendance à la diminution entre 1990 et 2001 liée à une baisse des émissions atmosphériques, puis une stabilité observée depuis 2001. Les retombées atmosphériques en mercure connaissent une tendance à la baisse beaucoup plus faible que celle observée pour le cadmium et le plomb.

Concernant les polluants organiques persistants (POP), les retombées atmosphériques nettes sur l'ensemble de la sous-région marine golfe de Gascogne s'élèvent en 2008 à 2,13 t pour le lindane et - 40 kg pour le PCB-153. Les apports en lindane par les rivières se situent entre 0 et 0,1 t (estimation basse et estimation haute) pour l'année 2009 pour l'ensemble de la sous-région marine (voir le chapitre « Apports fluviaux »). Ainsi les apports atmosphériques en lindane constituent la principale voie de pénétration du lindane dans le milieu marin. Les retombées atmosphériques en POP suivent un gradient, les plus élevées se situant à proximité du littoral et les plus faibles en pleine mer. Les retombées atmosphériques en POP ont baissé significativement dans la région OSPAR IV (golfe de Gascogne) entre 1990 et 2006 en lien avec une baisse des émissions atmosphériques.

4. Pollutions accidentelles et rejets illicites

4.1. Méthodologie

La synthèse suivante est basée sur les données portées à la connaissance du CEDRE (Centre de documentation, de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux). D'autres informations sont issues de sites internet sécurisés tels que Trafic 2000⁶⁵ pour les POLREP (Pollution Report). Les accidents, les pollutions et les épaves, sont décrits sur le site Internet du Cedre⁶⁶ : rubriques Accidents, Lutte/lutte en mer. Les données utilisées couvrent la période des années 70 à aujourd'hui, à l'exception des POLREP qui ne sont répertoriés de façon fiable que depuis 2000.

Les données prises en compte sont celles des pollutions/rejets recensés à l'intérieur des eaux sous juridiction française de la sous-région marine ; ne sont pas prises en compte les pollutions survenues dans les eaux adjacentes et pouvant dériver vers / impacter la sous-région marine.

En matière de rejets illicites effectués en mer, on distingue :

- les composés synthétiques : par définition artificiels et produits par l'homme, comme par exemple les composés organostériques, les pesticides, les composés organochlorés, les composés organophosphorés, les solvants, les polychlorobiphényles (PCB) ;
- les composés non synthétiques : les métaux lourds (cadmium, plomb, mercure, nickel etc.) et les hydrocarbures provenant par exemple de la pollution des navires, de l'exploration et de l'exploitation pétrolière, gazière et minérale, des retombées atmosphériques⁶⁷, et des apports fluviaux⁶⁸.

Les pollutions par hydrocarbures des eaux intérieures ne sont pas traitées ici. Celles-ci sont caractérisées par une fréquence importante mais par des volumes faibles qui ne justifient pas la mise en place d'une cellule de crise. Dans son atlas des « marées noires » 2008-2010⁶⁹, l'association Robin des bois a comptabilisé 643 cas de pollutions. Les origines de ces pollutions sont multiples : industrie, la navigation fluviale, la distribution et la livraison de produits hydrocarbures, réseaux d'eaux pluviales et usées, agriculture etc. En général, les moyens d'interventions restent limités à la pose de barrage et de produits absorbants.

4.1.1. Les accidents

Sont considérés ici les accidents dits « majeurs », ayant eu un impact notable sur l'environnement marin. Les déversements de macro déchets sont traités dans le chapitre « Déchets en mer ». N'a pas été pris en compte, dans ce chapitre, les nombreux naufrages de navires de pêche. Néanmoins ces naufrages ont, la plupart du temps, généré des pollutions notées dans les POLREP (voir ci-dessous).

⁶⁵ <https://trafic2000.application.equipement.gouv.fr/trafic2000/authenticationTrafic2000>

⁶⁶ <http://www.cedre.fr/>

⁶⁷ Cf le chapitre « Retombées atmosphériques en substances dangereuses »

⁶⁸ Cf le chapitre « Apports fluviaux en substances dangereuses »

⁶⁹ Détails par bassin versant:

http://www.robinderbois.org/dossiers/atlas_pollutions_eaux_interieures/atlas_2008_2010.html

D'autre part, sont pris en compte les pollutions accidentelles ou les rejets volontaires détectés au travers d'arrivages de produits sur le littoral, mais non reliés à un accident connu. Les informations recueillies sont souvent imprécises en ce qui concerne la nature des produits impliqués et les quantités déversées. La quantification des pollutions signalées par ce biais est, de ce fait, difficile à établir.

4.1.2. Les POLREP ou rejets illicites

Un POLREP (Pollution Report ou rapport de pollution) est le rapport par lequel une Partie informe les autres Parties d'un déversement et leur notifie l'activation du plan. Le POLREP est un message préformaté destiné à contenir un maximum d'informations condensées afin d'informer en temps quasi-réel les autorités opérationnelles et organiques, codifiées sur le plan européen. Il est émis lors de la détection d'un événement de pollution en mer. Le navire pollueur peut être identifié ou non. Le message POLREP est saisi par les CROSS (Centre Régional Opérationnel de Surveillance et de Sauvetage), référents en matière de surveillance des pollutions marines, dans le système Trafic 2000. Trafic 2000 permet d'offrir aux autorités en charge de la sécurité maritime un suivi du trafic maritime au niveau européen par le positionnement des navires (notamment via leur Système Automatique d'Identification AIS), mais également la transmission d'informations relatives à ces navires (fiches techniques, base de données sur les incidents survenus aux navires). Le POLREP est émis lorsqu'un certain nombre d'actions ont été conduites pour confirmer (ou infirmer) et pour tenter de classer la pollution.

L'analyse ne prend en compte que les POLREP confirmés, c'est-à-dire ceux, très minoritaires, dont l'existence est attestée par un agent habilité. L'analyse des POLREP est réalisée chaque année dans un rapport établi par le CEDRE

4.1.3. Les épaves

Les épaves prises en compte sont les épaves identifiées dont les localisations sont connues. Certaines, bien documentées, ont été identifiées comme étant potentiellement dangereuses du fait de leur cargaison ou de leur carburant (soute) susceptibles de se répandre dans le milieu marin, et qui constitueraient un apport potentiellement nuisible pour l'environnement. D'autres, très peu documentées, n'ont pas été identifiées comme potentiellement dangereuses, mais cela tient plus au manque d'information, qu'à la certitude que ces épaves ne sont pas réellement ou potentiellement dangereuses.

4.1.4. Les conteneurs

La perte de conteneurs en mer par des navires dans le golfe de Gascogne, ses approches et en Manche, génère de coûteuses et difficiles opérations de recherche et de récupération pour les autorités britanniques, espagnoles et françaises. Ces conteneurs contiennent parfois des substances chimiques polluantes, susceptibles de se répandre dans le milieu marin. Face à ce problème croissant, six partenaires européens⁷⁰ ont contribué au projet LOSTCONT⁷¹ (Réponse au problème des conteneurs perdus par les navires dans le golfe de Gascogne et ses approches).

⁷⁰ Préfecture de région Aquitaine (France, Bordeaux), Préfecture maritime de l'Atlantique (France, Brest), Sociedad de Salvamento y Seguridad Maritima, Sasemar (Espagne, Madrid), Centre de Documentation, de Recherche et d'Expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux, Cedre (France, Brest), Instituto Portuario e dos Transportes Maritimos, IPTM, BMT Cordah Limited,

⁷¹ <http://www.cedre.fr/project/lostcont/fr/accueil.html>

Ce projet a pris en compte les accidents passés et les pertes de conteneurs entre 1992 et 2008. Les données concernant les conteneurs sont issues des conclusions de ce rapport.

4.2. Les accidents et pollutions accidentelles sources d'introduction dans le milieu de polluants chimiques (synthétiques et non synthétiques)

4.2.1. Les accidents majeurs

Sept accidents majeurs ont été répertoriés dans la sous-région marine golfe de Gascogne depuis les années 1990. Il n'y a pas d'accident antérieur. Le dernier accident date de 2008.

Tableau 16 : Liste des accidents marins répertoriés depuis les années 1990 (source : CEDRE).

Année	Nom de l'accident	Nom des substances impliquées	Quantités déversées	Causes
1997	Kairo	Cargaison plomb tétraéthyle	6 240 t	Avarie
1999	Junior M	Cargaison nitrate d'ammonium	700 t	Avarie
1999	Erika	Cargaison fioul lourd (n°2)	20 000 t	Mauvais temps, naufrage
2001	Balu	Cargaison acide sulfurique	8 000 t	Mauvais temps, naufrage
2002	Bow Eagle	Cargaison acétate d'éthyle	200 t	Collision
2006	Rokia Delmas	Carburant IFO**, conteneurs	Aucune pollution n'est observée	Echouage
2008	Donges	Dépôt IFO	100 m ³	Rupture de bac

** IFO : Intermediate Fuel Oil. Fioul de propulsion, Viscosité variant de 30 à 700 cSt, à 50 °C.

On peut noter également l'accident du Prestige qui, bien que s'étant produit hors de cette sous-région marine, a provoqué une pollution importante du littoral.

Tableau 17 : Liste des accidents marins répertoriés depuis les années 1970 hors de la sous-région marine golfe de Gascogne, mais l'ayant impacté (source : CEDRE).

Année	Nom de l'accident	Nom des substances impliquées	Quantités déversées	Causes de l'accident
1976	OLYMPIC BRAVERY	Carburant : IFO	1 200 t	Avarie, mauvais temps
1978	AMOCO CADIZ	Cargaison : pétrole brut	223000 t	Mauvais temps, naufrage
1999	ERIKA	Cargaison : IFO	20 000 t	Mauvais temps, naufrage
2002	PRESTIGE	Cargaison : IFO	64 000 t	Avarie

Les données permettant de préciser les quantités de polluant, provenant de ces accidents hors zone, ayant eu des impacts dans la sous-région marine « golfe de Gascogne » ne sont pas disponibles.

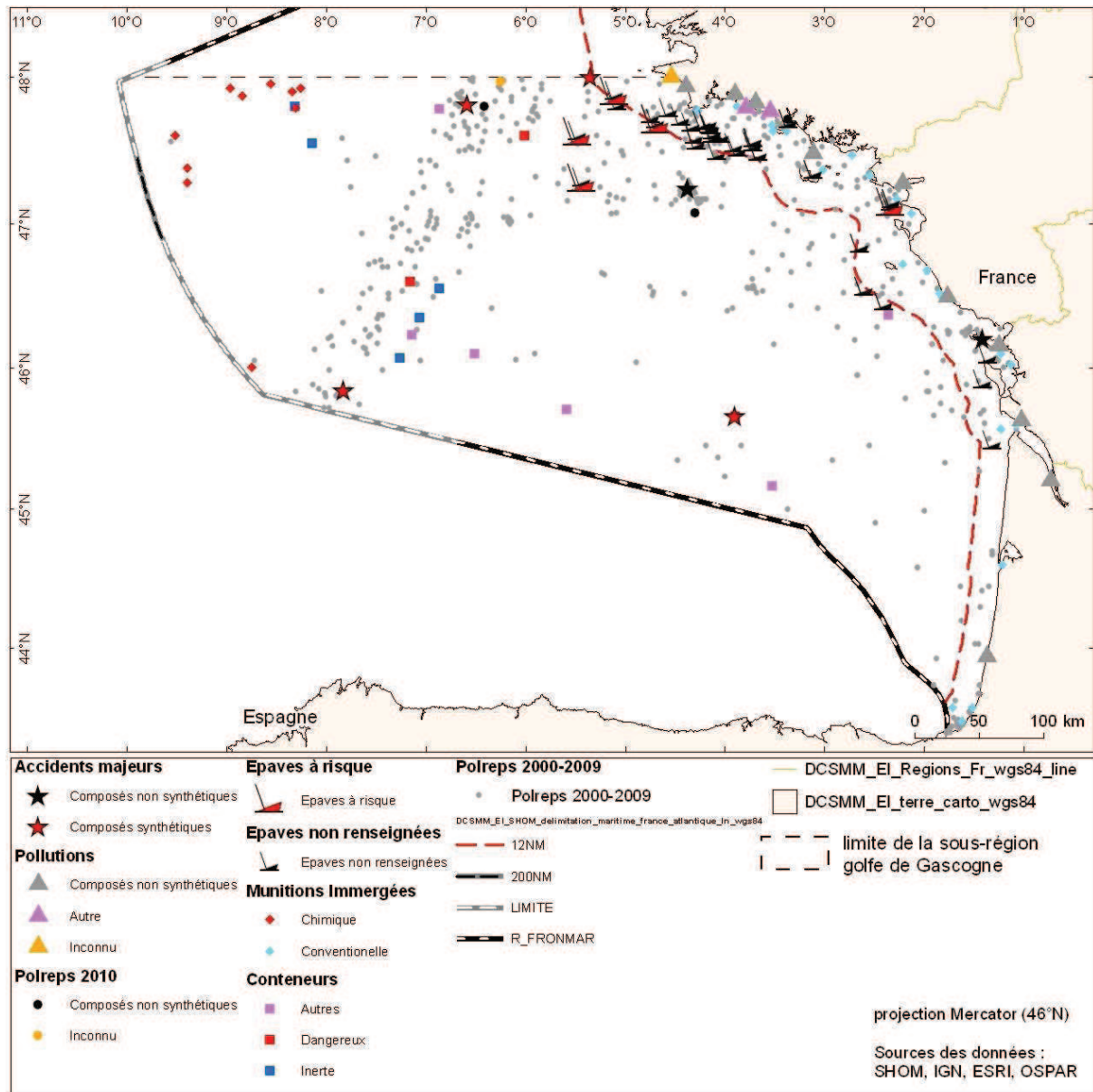


Figure 45 : Pollutions accidentelles et rejets illicites dans la sous-région marine golfe de Gascogne (sources : CEDRE, 1970-2010) (R_FRONMAR=frontière maritime).

La Figure 45 montre qu’une partie des apports de polluants dans cette sous-région marine se fait sur l’axe de la circulation maritime entre le Cap Finistère et Ouessant. On recense 12 pollutions depuis les années 1970, impliquant majoritairement des composés non synthétiques et pratiquement toutes localisées dans le Sud Bretagne. On recense 512 POLREP.

4.2.2. Analyse des tendances

Il y a toujours eu des accidents dans le golfe de Gascogne, mais malgré l’explosion du trafic maritime mondial dès le début des années 70, jusqu’au début des années 90 le golfe a été épargné des accidents majeurs. On compte 3 accidents par décennie (Tableau 18). Les quantités déversées sont moindres dans les années 2000 par rapport aux années 90.

Tableau 18 : Analyse des tendances de 1990 à nos jours : nombre d'accidents majeurs, type de produit et quantités déversées.

	Années 1990	Années 2000
Nombre d'accidents	3	3
Accidents impliquant des hydrocarbures	1	1
Accidents impliquant des composés synthétiques	2	2
Quantité déversée	26 940 t	8 200 t

4.3. Accidents avec perte de conteneurs

De nos jours, le nombre de conteneurs perdus en moyenne annuellement dans le golfe de Gascogne varie entre 50 et 150 (source : CROSS Etel).

Tableau 19 : Evolution du nombre d'accidents avec perte de conteneurs et nombre de conteneurs perdus (sources : CEDRE, 1992-2008).

	Années 1990	Années 2000
Nb d'accidents avec conteneurs	6	8
Nb de conteneurs perdus	29	83

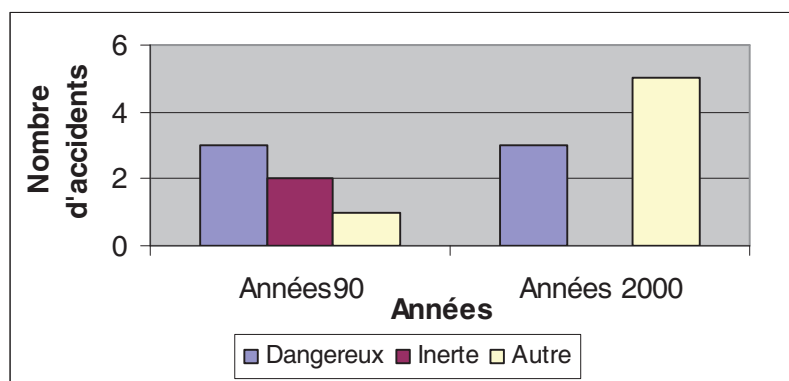


Figure 46 : Tendence de la dangerosité des conteneurs entre 1992 et 2008 (source : CEDRE).

Les pertes de conteneurs faisant suite à des accidents constituent une problématique pour les pouvoirs publics. Les conteneurs perdus peuvent contenir des substances dangereuses qui, à terme, risquent d'être déversées dans le milieu marin. Ce n'est pas tant le nombre d'accidents qui est préoccupant que le nombre de conteneurs perdus qui s'accroît avec l'augmentation de la taille des porte-conteneurs et du nombre de porte-conteneurs en circulation (Tableau 18). Le nombre de conteneurs perdus a été multiplié par presque 3 en 10 ans ; la majorité des conteneurs a été perdue en 2005 et 2006. La plupart des accidents se produisent entre les mois de décembre à février en raison des mauvaises conditions météorologiques.

Les données concernant la nature des cargaisons concernées ne sont pas disponibles. Les conteneurs flottants peuvent couler ou finir par s'échouer sur une côte. Les conteneurs flottants entre deux eaux ou à la surface constituent, tout comme les macrodéchets, un risque majeur pour la sécurité maritime et la protection de l'environnement (par le risque de collision qu'ils peuvent entraîner notamment). Les conteneurs qui reposent sur le fond constituent d'une part un risque de croche pour les marins pêcheurs et d'autre part une source potentielle de pollution chronique du fait de la corrosion progressive des emballages. Un emballage métallique de bonne qualité (type I) met plus d'un an à se percer par effet de corrosion, en fonction de la teneur de l'eau en oxygène en particulier.

4.3.1. Les autres pollutions accidentelles

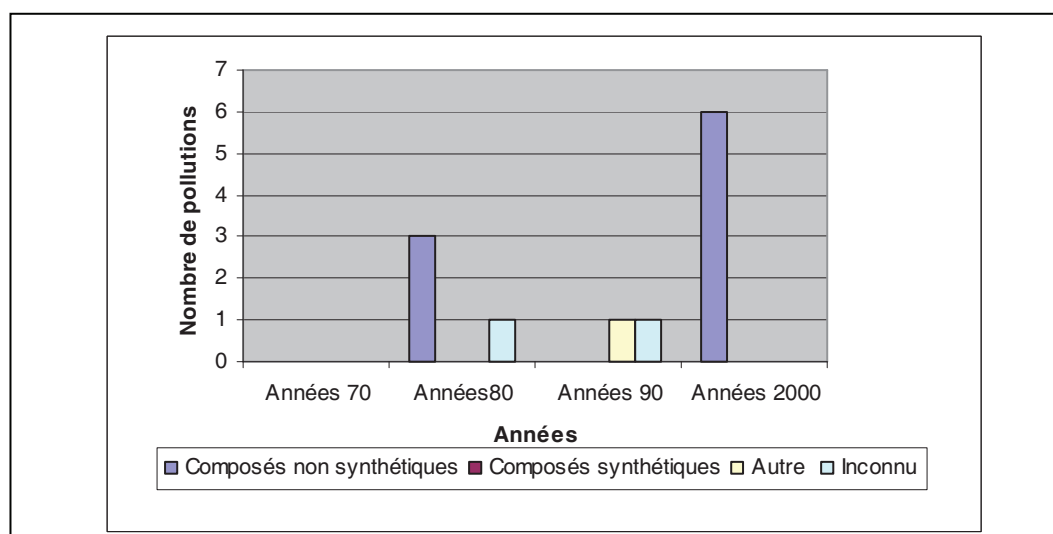


Figure 47 : Nombre de pollutions hors accidents majeurs et répartition par produits déversés, de 1970 à nos jours.

Le nombre de pollutions accidentelles, hors accidents majeurs, augmente légèrement ces dix dernières années (Figure 47). Les informations sur les quantités déversées ne sont pas toujours disponibles. Il est difficile, de ce fait, d'en analyser les tendances. Elles concernent principalement des composés non synthétiques (Figure 47).

Des accidents non répertoriés par le Cedre, mais portés à sa connaissance, concernent de petits bateaux de pêche ou des bateaux côtiers. S'ils ont donné lieu à une pollution, ils apparaîtront dans les POLREP.

Cette sous-région marine comptabilise presque autant de pollutions (12) que la sous-région marine Manche-mer du Nord (19)⁷².

4.4. Les rejets illicites d'hydrocarbures et d'autres polluants

Dans le golfe de Gascogne, comme les années précédentes, les POLREP sont regroupés sur la route maritime Cap Finisterre – Ouessant.

Il y a eu 8 POLREP en 2010.

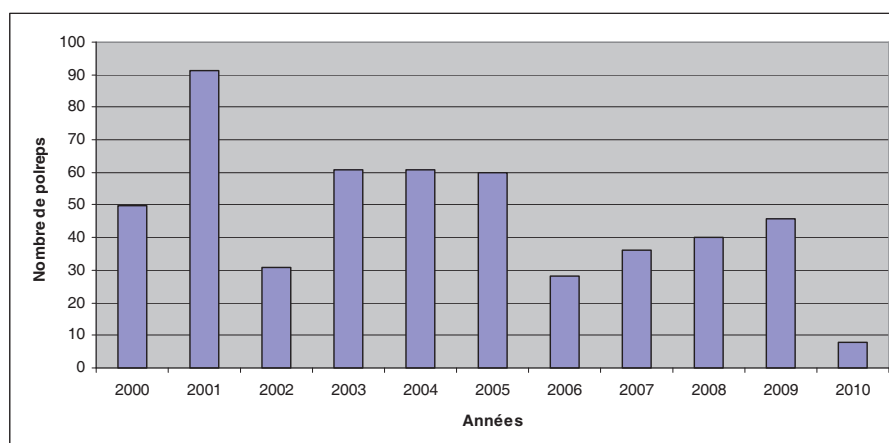


Figure 48 : Nombre de POLREP enregistrés de 2000 à 2010.

⁷² En France métropolitaine, la sous-région Manche / mer du Nord est celle qui compte le plus d'accidents majeurs (12) et le plus de pollutions accidentelles (19) répertoriés depuis les années 70

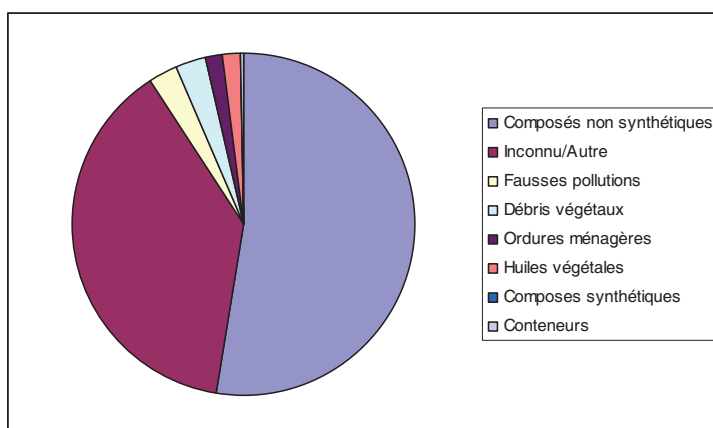


Figure 49 : Répartition des POLREP en fonction des produits déversés de 2000 à 2010.

Depuis les années 2000, le nombre de POLREP a tendance à diminuer et ils concernent majoritairement les composés non synthétiques (52,4 %). Pour un grand nombre de POLREP, le produit impliqué reste inconnu (38,3 %).

Le golfe de Gascogne est la 2^{ème} sous-région marine comptabilisant le plus de POLREP (512) après la Méditerranée occidentale qui en compte 4 fois plus.

Contrairement à 2009 où certains déversements pouvaient parfois dépasser un « volume estimé » d'hydrocarbures de 50 m³, en 2010, aucun volume ne dépasse 15 m³.

4.5. Les épaves potentiellement polluantes et les munitions immergées

Epaves

Dans cette sous-région marine, 43 épaves potentiellement polluantes sont recensées, dans la zone côtière des 30 milles nautiques. De nombreuses autres épaves existent mais ne sont pas connues spécialement, dans l'océan profond, au-delà du talus continental c'est-à-dire pour des profondeurs au-delà des 200-250 mètres.

Il arrive encore qu'à partir de travaux de recherche sur l'origine d'une pollution, on découvre que sa source est une épave ancienne non répertoriée. Ainsi, en mars 2007, suite à des échouages de boulettes d'hydrocarbures sur les côtes du nord Loire, puis du sud Loire et de l'île de Ré, et après l'examen de dérives à rebours (c'est-à-dire des dérives dont l'origine est constituée par le point d'échouement si la date de ce dernier est connue) réalisées par Météo France, une épave non répertoriée située à environ 50 MN dans le sud-ouest de Belle Ile a été découverte.

Par ailleurs, de nombreux navires transport d'hydrocarbures ont coulé pendant le deuxième conflit mondial (Brumaire, Monique, Franco Martelli, etc.), sans que leurs positions soient connues avec précision.

Munitions immergées

Les risques que présentent les munitions immergées sont de deux types : le risque d'explosion et le risque de libération d'un produit toxique.

Des zones de munitions conventionnelles sont répertoriées près du littoral, tandis que les zones de munitions chimiques sont bien plus au large. Comparativement à la Manche-mer du Nord, cette sous-région marine compte beaucoup moins de zones où sont immergées des munitions.

Les cartes marines signalent une zone d'immersion d'explosifs dans le sud ouest de Groix.

4.6. Impacts

Les pollutions ont un impact écologique et sanitaire.

4.6.1. Impact écologique

Les pollutions accidentelles touchent aussi bien le biotope que la biocénose. Les organismes subissent des effets létaux et sublétaux. Les organismes pélagiques sont piégés par les nappes de pétrole ; l'engluement constitue la première cause de mortalité des espèces vivant dans les premiers centimètres de la colonne d'eau (larves et œufs de poissons, phytoplancton, etc.). Concernant l'estran et les fonds marins, on observe dans un premier temps une forte mortalité. Par la suite, ces habitats sont recolonisés. Des effets sont également notés sur les communautés bactériennes, zooplanctoniques et phytoplanctoniques (changement d'espèces dominantes, modification des équilibres, etc.). Il existe des effets altérant la physiologie des organismes. Les fonctions de croissance, reproduction, nutrition, les comportements et l'activité photosynthétique sont perturbés. Des organismes contaminés sont ingérés par des consommateurs : il s'agit du phénomène de bioamplification.

4.6.2. Impact sanitaire

L'homme peut être en contact avec les hydrocarbures déversés, qui peuvent entraîner des effets néfastes sur sa santé. Les troubles sanitaires sont envisagés à travers trois scénarii d'exposition : les travaux de nettoyage, la consommation de produits de la mer et l'exposition de proximité du lieu de résidence.

4.6.3. Retour d'expérience : l'Erika

La principale source d'informations concernant l'impact biologique des accidents pour cette sous-région marine sont les études menées suite à l'accident de l'Erika « Programme de suivi des conséquences écologiques et écotoxicologiques de la marée noire de l'Erika, 2001-2006, INERIS, Ifremer). Les enseignements suivants peuvent en être retenus :

Le produit impliqué dans cet accident était un fioul lourd peu toxique. L'engluement est le principal effet sur la faune et sur la flore. De ce fait, cette marée noire est la plus meurtrière pour les oiseaux marins (guillemots par exemple). Cependant, les populations d'oiseaux touchées concernaient des oiseaux en migration. L'impact sur ces populations ne s'est donc pas fait ressentir localement, mais dans leurs lieux de nidification. Les études ont montré que les populations d'oiseaux de mer n'ont pas diminué dans les 2 ans qui ont suivi l'accident.

Aucun mammifère marin mazouté n'a été recensé. Les cétacés abondants (dauphin commun, globicéphale noir) n'ont pas présenté de diminution d'effectifs significative après la pollution. Hormis dans les zones où la végétation a été entièrement recouverte, le développement des plantes n'a pas été affecté de manière significative.

Les invertébrés marins ont été particulièrement affectés par la pollution, mais il est difficile de distinguer les effets de la pollution de ceux des variations naturelles de l'environnement et des effets à long terme des perturbations anthropogéniques.

Aucun effet n'a été détecté, de façon globale, au niveau des populations de poissons plats comme la sole.

Cependant, la récupération relativement rapide des milieux côtiers et subtidiaux est principalement due aux actions de nettoyage entreprises. Les chantiers de nettoyage ont perduré plus d'une année

après l'accident. De ce fait, cet hydrocarbure très stable dans le temps a été éliminé en grande partie par l'action de l'homme. Certaines zones très limitées ont été laissées sans nettoyage (haut d'estran, quelques zones de marais). Douze années plus tard, l'hydrocarbure de l'Erika est encore présent.

De nombreuses leçons ont été tirées des accidents. Les plans POLMAR ont été mis en œuvre et permettent de répondre plus efficacement et avec des moyens plus importants à une pollution de grande ampleur. Les plans POLMAR constituent aujourd'hui un volet du dispositif ORSEC.

A retenir

Il y a toujours eu des accidents dans le golfe de Gascogne, mais malgré l'explosion du trafic maritime mondial dès le début des années 1970, jusqu'au début des années 1990 le golfe a été épargné des accidents majeurs.

L'accident du Prestige (2002) qui, bien que s'étant produit hors de cette sous-région marine, a provoqué une pollution importante du littoral.

De nos jours, le nombre de conteneurs perdus en moyenne annuellement dans le golfe de Gascogne varie entre 50 et 150.

Les POLREP sont regroupés sur la route maritime Cap Finistère – Ouessant.

Le golfe de Gascogne est la 2^{ème} sous-région marine comptabilisant le plus de POLREP (512) après la Méditerranée occidentale.

Les cartes marines signalent une zone d'immersion d'explosifs dans le sud ouest de Groix.

5. Apports en substances dangereuses par le dragage et le clapage

Cette synthèse a pour objet de décrire dans quelle mesure les activités de dragage et d'immersion peuvent constituer une pression ayant un impact environnemental dans la sous-région marine du golfe de Gascogne. Cet impact est mesuré sur la base des substances dangereuses susceptibles d'être contenues dans les sédiments déplacés et qui pourraient être diffusées dans l'environnement. Le dragage constitue une activité indispensable pour la sécurité de la navigation maritime et l'accès aux ports. Pour l'ensemble des ports français, il représente annuellement environ 50 millions de tonnes (Mt) de sédiments dragués; il s'agit d'une mission de service public financée par l'État et les collectivités territoriales. Il existe deux types de dragage, les dragages d'entretien (quasi-permanents et réguliers) qui consistent à entretenir les ports et leurs voies d'accès d'une part, et les dragages réalisés à l'occasion de travaux ponctuels d'autre part, qui représentent environ 5 % de l'ensemble des dragages effectués.

Les opérations de dragage, d'immersion ou de dépôt à terre des sédiments sont strictement réglementées par le code de l'environnement.

Les dragages consistent à extraire soit par des moyens mécaniques soit par aspiration, des sédiments. L'immersion, qui concerne environ 95 % des sédiments dragués est un mode de gestion qui consiste, soit à rejeter les sédiments en surface (clapage, surverse ou refoulement) soit près du fond (refoulement en conduite).

Il est à souligner que la qualité des sédiments est largement tributaire des apports de substances de contaminants provenant des bassins versants, la situation étant très différente d'un site à l'autre. On constate globalement une contamination plus forte des sédiments dans des zones qui ne font pas l'objet de dragages fréquents. En revanche, les zones régulièrement draguées, notamment dans les grands estuaires, présentent généralement une meilleure qualité des sédiments présents. Le dragage des grands ports maritimes estuariens (Rouen, Nantes St-Nazaire, Bordeaux) représente 60 % du volume total dragué.

5.1. Méthodologie

En l'absence d'un référentiel prévu par la DCSMM, il est proposé d'apporter les éléments de réponse relatifs à l'apport en substances dangereuses par le dragage et le clapage sur la base d'un référentiel réglementaire national et des enquêtes annuelles réalisées dans le cadre de la Convention OSPAR.

L'analyse se base sur les données issues des enquêtes « dragage » collectées et transmises par les Services de la Police des Eaux Littorales⁷³ et synthétisées chaque année par le CETMEF. Ces enquêtes rendent compte des activités annuelles de dragage et d'immersion auprès des 3 conventions internationales dont la France est partie contractante : la convention de Londres de 1972 sur la prévention de la pollution des mers et son protocole de 1996, la convention OSPAR de 1992 pour la protection du milieu marin pour l'Atlantique du Nord-Est et la convention de Barcelone de 1976 sur la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée.

Ces enquêtes répondent aux préconisations européennes mais également aux obligations réglementaires nationales qui imposent un suivi de plusieurs substances (arrêté du 9 août 2006 complété par l'arrêté du 23 décembre 2009) pour les opérations de dragage répondant à certains critères (volumes mis en jeu et concentration en contaminants notamment). Les opérations de

⁷³ La Police des eaux littorales est assurée par les Directions Départementales des Territoires et de la Mer

dragage et d'immersion sont ainsi évaluées en milieu estuarien et marin en fonction de deux niveaux réglementaires de référence N1 et N2 (Tableau 20 et Tableau 21).

Ces deux niveaux réglementaires qui sont issus des travaux du Groupe d'études et d'observation sur les dragages et l'environnement (GEODE) et repris dans la circulaire du 14 juin 2000⁷⁴, sont définis de la manière suivante :

- « au-dessous du niveau N1, l'impact potentiel est en principe jugé d'emblée neutre ou négligeable, les teneurs étant « normales » ou « comparables au bruit de fond environnemental ». Ce niveau correspond à la valeur plafond pour une immersion des sédiments de dragage sans étude complémentaire ;
- « entre le niveau N1 et le niveau N2, une investigation complémentaire peut s'avérer nécessaire en fonction du projet considéré et du degré de dépassement du niveau N1 » ;
- « au-delà du niveau N2, une investigation complémentaire est généralement nécessaire car des indices notables laissent présager un impact potentiel négatif de l'opération ». L'immersion des sédiments de dragage est susceptible d'être interdite, en particulier si elle ne constitue pas la solution la moins dommageable pour l'environnement marin par rapport à la des solutions in situ ou terrestres. Cependant, il n'existe aucune interdiction réglementaire d'immersion aujourd'hui en Europe.

Parmi les substances analysées, on trouve les éléments traces métalliques (arsenic, cadmium, chrome etc.) et les composés traces tels que les polychlorobiphényles (PCB) et le tributylétain (TBT). Les valeurs pour les métaux lourds et les PCB ont été officialisées par l'arrêté interministériel du 9 août 2006. Des niveaux de référence pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont actuellement à l'étude.

Tableau 20 : Niveaux relatifs aux éléments traces (en mg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction inférieure à 2 mm).

ÉLÉMENTS TRACES	NIVEAU N1	NIVEAU N2
Arsenic	25	50
Cadmium	1,2	2,4
Chrome	90	180
Cuivre	45	90
Mercure	0,4	0,8
Nickel	37	74
Plomb	100	200
Zinc	276	552

⁷⁴ Mise en application de l'article R 214-1 (rubrique 4.1.3.0) du code de l'environnement

Tableau 21 : Niveaux relatifs aux composés traces (en mg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction inférieure à 2 mm).

PCB	NIVEAU N 1	NIVEAU N 2
PCB totaux	0,5	1
PCB congénère 28	0,025	0,05
PCB congénère 52	0,025	0,05
PCB congénère 101	0,05	0,1
PCB congénère 118	0,025	0,05
PCB congénère 138	0,050	0,10
PCB congénère 153	0,050	0,10
PCB congénère 180	0,025	0,05
TBT	0,1	0,4

5.2. Caractéristique des substances prises en comptes

Les éléments traces métalliques (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc) ont, pour beaucoup d'entre eux, une utilité dans le processus biologique : par exemple le fer est un composant essentiel de l'hémoglobine, le zinc, le cuivre sont des oligo-éléments indispensables. Toutes ces substances sont présentes naturellement à l'état de traces dans le sol. L'activité humaine peut avoir cependant pour effet de renforcer cette présence, par exemple en cas d'activités industrielles.

Les polychlorobiphényles (PCB) sont des composés semi-volatils, hydrophobes, persistants et bioaccumulés présentant une toxicité chronique avec des effets cancérigènes et reprotoxiques observés chez les animaux de laboratoire. Ce sont des contaminants de synthèse représentatifs d'une pollution diffuse d'origine strictement anthropique. Ils sont produits industriellement depuis les années 30, et ont été utilisés comme isolant dans les transformateurs électriques mais également comme additifs dans les peintures, les encres et les apprêts destinés au revêtement muraux. Leur production industrielle a été arrêtée en France en 1987. Toutefois, les rejets urbains, les décharges de matériel usagé et les activités liées à la récupération des matériaux ferreux sont potentiellement des sources d'introduction dans l'environnement.

Le tributylétain (TBT) est très stable dans les sédiments ; il est toxique pour les mollusques à des concentrations extrêmement faibles en induisant des effets sur la reproduction, sur la calcification des huîtres avec la formation de chambres remplies d'une substance gélatineuse. Le (TBT) est utilisé dans les peintures antisalissures des navires de plus de 25 mètres. Pour les unités inférieures à cette taille, l'utilisation du TBT est interdite depuis 1982. Résultats des enquêtes dragages sur les 5 dernières années (2005 à 2009).

5.3. Evaluation des sédiments immergés

Les données sont exprimées en quantités de matières sèches pour avoir une vision précise de la quantité de sédiments immergés et dans le but de se libérer des erreurs liées aux différentes techniques de dragage qui associent des volumes d'eau aux volumes de sédiments mobilisés. En moyenne, sur ces cinq dernières années, 91 % des sédiments dragués ont été rejetés en mer (Figure 50).

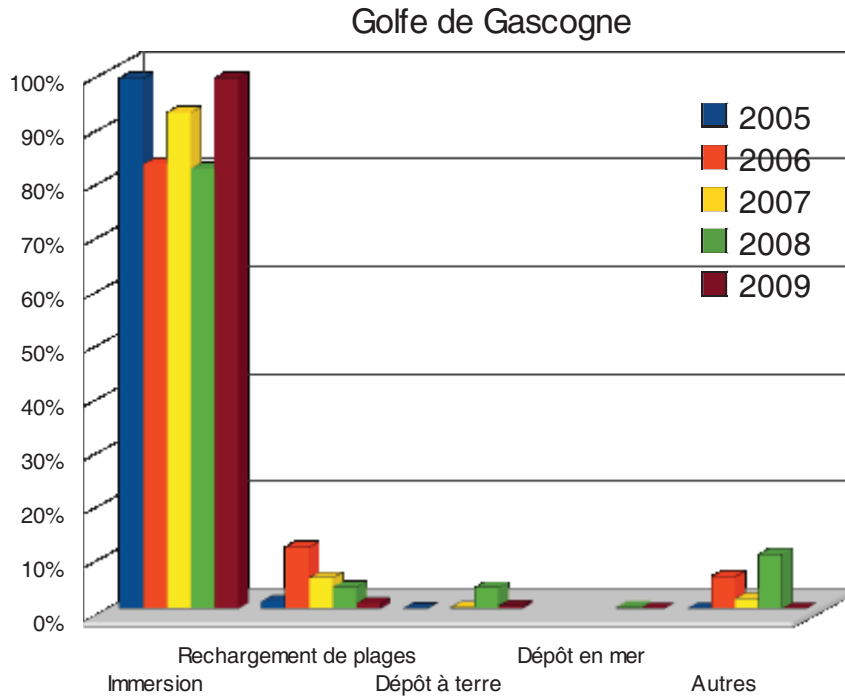


Figure 50 : Répartition de la destination des sédiments de dragage par année. Le dépôt en mer consiste en l'immersion dans une fosse et un recouvrement des sédiments par 1 mètre de sable environ. La catégorie « autres » comprend la dispersion ou la valorisation (ex : remblai).

Pour la sous-région marine golfe de Gascogne, les quantités de sédiments immergés se répartissent sur 57 sites d'immersion dont 27 sites en moyenne sont utilisés chaque année (Figure 51).

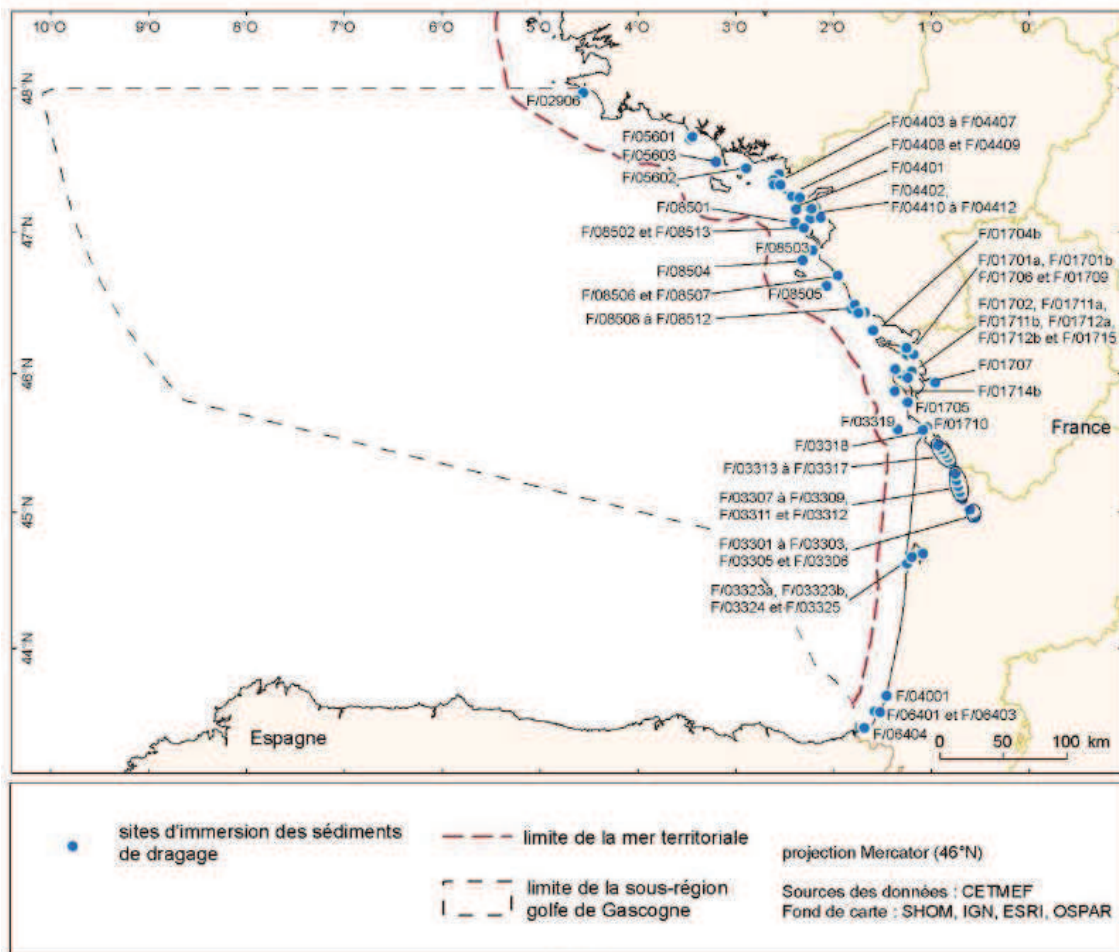


Figure 51 : Localisation des sites d'immersion dans la sous-région marine golfe de Gascogne.

Les quantités de sédiments immergés sont relativement stables au sein de cette sous-région marine et se situent entre 10,4 millions de tonnes et 12 millions de tonnes avec un maximum sur ces cinq dernières années atteint en 2007 (11 935 000 tonnes ; Figure 52). Le département présentant le plus de sédiments immergés est le département de la Loire Atlantique, avec l'influence sédimentaire de l'estuaire de la Loire, une grande part des volumes rejetés étant constituée par les dragages d'entretien du Grand Port Maritime de Nantes-Saint Nazaire.

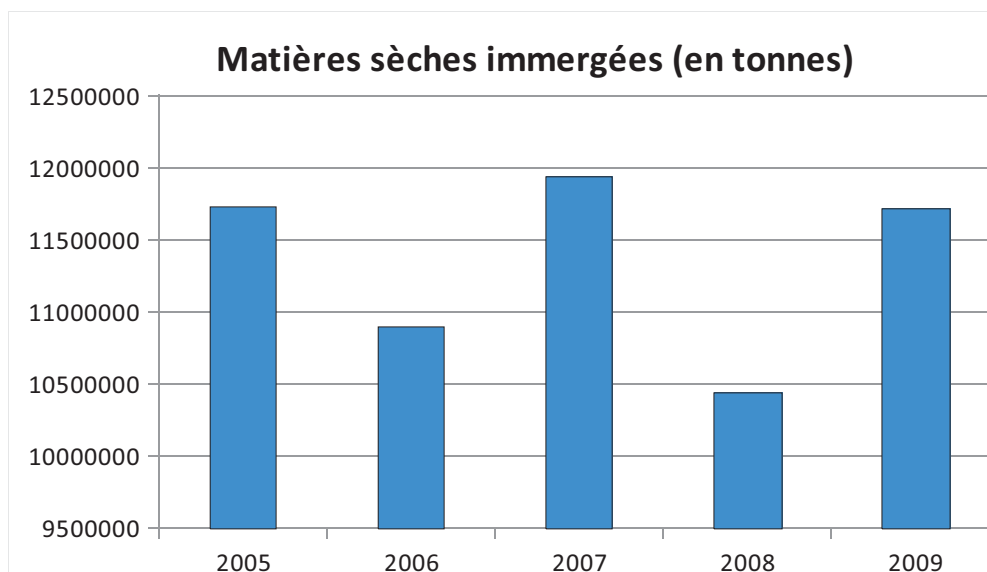


Figure 52 : Quantités de matières sèches immergées (en tonnes) par année à l'échelle de la sous-région marine.

Les quantités rejetées par site montrent clairement la prédominance des sites d'immersion correspondants aux deux grands estuaires (Gironde et Loire) qui sont également le lieu d'implantation de deux grands ports maritimes : Nantes-Saint Nazaire et Bordeaux (Figure 53). Ces deux sites d'immersion sont de véritables zones à enjeux au sens de la DCSMM.

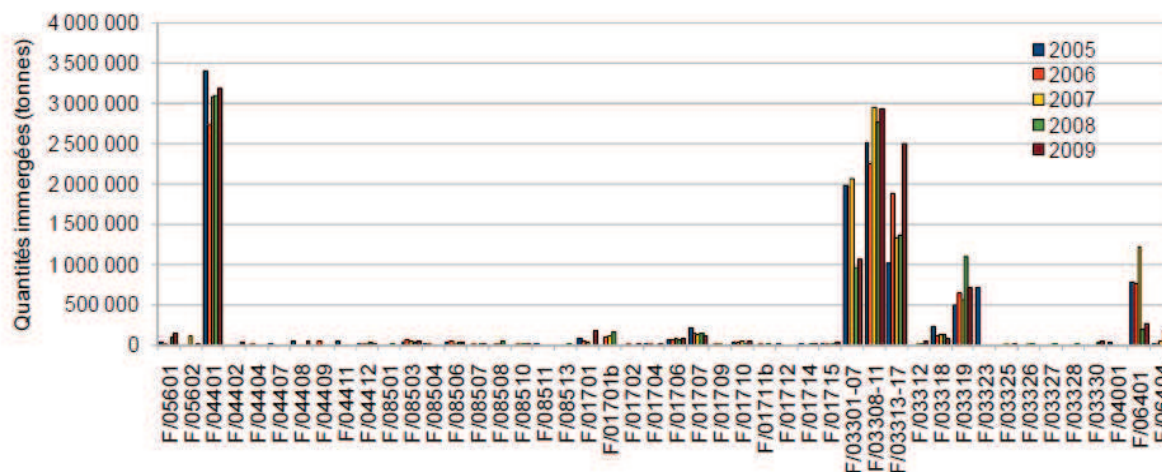


Figure 53 : Répartition des quantités immergées par site et par année (tonnes).

5.4. Contaminants immergés (métaux, PCB, et TBT)

Au total depuis 2005 et sur ces cinq dernières années, ce sont environ 57 millions de tonnes de matières sèches cumulées (56 703 730 tonnes exactement) qui ont été immergées sur l'ensemble des sites autorisés de la sous-région marine golfe de Gascogne (Tableau 22). En proportion, on retrouve dans ces sédiments immergés depuis 5 ans 14 639 tonnes de métaux, 0,574 tonne de TBT et en quantités bien plus faibles 0,311 tonne de PCB.

Tableau 22 : Synthèse des quantités immergées en tonnes par année (QMS = quantités de matière sèche).

	2005	2006	2007	2008	2009
Métaux	3350,65	3316,85	2680,5	3269,55	2021,11
TBT	300,92	244,78	10,13	4,26	13,68
Somme des PCB	46,59	87,53	164,13	12,41	0
QMS immergés	11724127,08	10898393	11936289	10434296	11710625

En moyenne par année, sur les 11 000 000 de tonnes immergées, on retrouve ainsi 2928 tonnes d'éléments traces métalliques, 0,11 tonne de TBT et 0,06 tonne de PCB.

Le suivi des contaminants s'effectue, comme l'impose la réglementation, sur les métaux et les PCB et par l'arrêté du 23 décembre 2009 pour le TBT. Les valeurs exploitables portent donc sur ces substances. L'analyse des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) n'étant pas systématique, les mesures sont très hétérogènes et il s'avère impossible de retenir une tendance pour les cinq années étudiées ici. Malgré une réglementation récente du TBT ce paramètre a été

suivi ces 5 dernières années par l'ensemble des départements et peut donc être étudié à l'inverse des HAP.

5.4.1. Quantités de sédiments immergés présentant des dépassements de seuils N1 et N2

Il convient de préciser que les quantités identifiées ici correspondent aux quantités de sédiments immergées de manière globale. En effet, il n'est pas rare que plusieurs opérations de dragage aient un site d'immersion commun et que seul un des dragages présente un dépassement de seuil. De plus il s'agit des quantités globales de sédiments qui présentent une concentration importante en contaminants. L'analyse proposée ici est donc majorante et permet exclusivement d'identifier ou de localiser les sites ayant fait l'objet d'immersion de sédiments fortement concentrés.

De plus, il est rappelé ici que dans le cadre d'un dépassement avéré pour une ou plusieurs substances, une évaluation environnementale est réalisée afin de déterminer la meilleure des solutions pour la gestion de ces sédiments.

5.4.2. Les éléments traces : arsenic, cadmium, chrome, mercure, plomb, nickel et zinc

Dépassement du seuil N2 (cf. arrêté du 9 août 2006) :

Concernant ces paramètres, on notera deux dépassements sur la période considérée (2006 et 2008). Les deux niveaux de concentrations ont ainsi été rencontrés pour le cuivre et le zinc dans le département de la Vendée sur le site F/08508. L'ensemble des sédiments immergés contenant ces substances représente un total de 11 870 tonnes, soit 0,02 % de la quantité globale immergée.

Dépassement du seuil N1 (cf. arrêté du 9 août 2006) :

Sur les cinq années considérées, les départements 56, 44, 85 et 17 ont eu des dépassements du seuil N1 pour les paramètres arsenic, cuivre, chrome et nickel. Le total des sédiments immergés sur ces sites est de 462 640 tonnes, soit 0,82 % des quantités totales immergées.

On retiendra de cette analyse sur les éléments traces que très peu de sites d'immersion sont le réceptacle de sédiments dépassant les concentrations visées dans la réglementation pour le seuil N2. Et pour 99 % des sites environ, les sédiments immergés sont à un niveau de concentration inférieur à N1, soit proche du bruit de fond environnemental.

5.4.3. Les polychlorobiphényles: PCB totaux et congénères⁷⁵ 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

Dépassement du seuil N2 (cf. arrêté du 9 août 2006) :

Seuls deux dépassements sont observés en 2007 et 2008 pour les départements 64 et 17, représentant une quantité de sédiment immergée de 143 820 tonnes.

Dépassement du seuil N1 (cf. arrêté du 9 août 2006) :

Sur les cinq années étudiées, aucun dépassement de N1 n'a été observé.

⁷⁵ CB 28 (ou autres) : congénères de polychlorobiphényles. Il existe 209 combinaisons possibles, dans la répartition des atomes de chlore, sur la molécule de biphényle. Ces différentes combinaisons sont dites « congénères ».

5.4.4. Le tributylétain (TBT)

Dépassement du seuil N2 (cf. arrêté du 9 août 2006) :

Un seul dépassement du N2 a pu être observé en cinq ans. Il s'agit du site d'immersion F/06404 (département 64) qui a reçu 3 250 tonnes de sédiment dont les teneurs en TBT étaient supérieures au seuil N2.

Dépassement du seuil N1 (cf. arrêté du 9 août 2006) :

Des dépassements ponctuels de ce niveau ont pu être observés chaque année, pour les départements 56, 44, et 17, cumulant ainsi le déversement de 1 026 900 tonnes sur ces différents sites.

A retenir

Quatre départements ressortent plus nettement en termes de déversement de sédiments présentant une contamination. Il s'agit des départements 56, 44, 85 et 17. Cependant, il faut relativiser les apports observés en contaminants car en effet, sur l'ensemble des sédiments qui sont déversés depuis 2005 sur ces sites, la totalité des substances ne représente que 0,03 % du tonnage global (14 640 tonnes de métaux, PCB et TBT au total pour la sous-région golfe de Gascogne pour 56 703 730 tonnes immergées).

Il n'y a pas aujourd'hui de connaissances suffisantes pour établir une évaluation de la dangerosité d'un élément sur les organismes vivants sur le seul critère de la quantité présente de cet élément. Il y a bien d'autres critères à prendre en compte, notamment la dégradabilité des substances, leur fixation sur les différents organismes vivants, leur réelle nocivité, les conséquences à long terme, la réversibilité des dommages sur la biodiversité. Des études dans ce sens sont nécessaires avant de pouvoir conclure sur un impact ou non des substances dangereuses citées précédemment sur les écosystèmes marins. Par ailleurs la réglementation n'impose par le suivi d'autres substances potentiellement dangereuses telles que les terres rares dont les lanthanides, les pesticides etc.

L'impact des substances dangereuses sur les organismes vivants est détaillé dans le chapitre « Impacts des substances dangereuses sur l'écosystème ».

6. Impacts des substances dangereuses sur l'écosystème

Les concentrations dans le milieu en substances, décrites dans les chapitres précédents, sont détaillées dans le chapitre « Substances chimiques problématiques » de l'analyse des caractéristiques et de l'état écologique.

L'exposition des organismes marins à des concentrations suffisamment élevées de substances toxiques cause une gamme d'effets biologiques à différents niveaux d'organisation du vivant. Cet impact est détectable sur l'intégrité du génome et s'étend jusqu'au fonctionnement de l'écosystème.

Parmi les substances chimiques, dont la toxicité pour l'environnement est reconnue, on trouve le cuivre, le cadmium, le plomb, le mercure, le zinc et leurs formes organiques. Les contaminants organiques ayant également un impact sur l'écosystème incluent les polluants organiques persistants (POP) ainsi que les composés plus récemment étudiés tel que les hormones, et les molécules pharmaceutiques.

On sait par exemple que le tributylétain (TBT), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et le cuivre réduisent la biodiversité du compartiment benthique⁷⁶. Certains mammifères (phoques gris, dauphins etc.) peuvent voir leur population décroître, leur immunité et/ou leur taux de reproduction affectés par les contaminants organohalogènes (PCB, DDT, HCH etc.), les HAP etc. Enfin les oiseaux et les poissons sont également affectés par ces contaminants que l'on retrouve pour certains dans l'ensemble du réseau trophique.

Cependant dans l'état actuel des connaissances, il est très difficile, même pour une seule classe de composés chimiques, de caractériser leurs effets en termes de durée d'exposition, de concentration, de variation dans le temps. De plus, les propriétés antagonistes ou synergiques des différentes substances présentes dans le milieu naturel, rendent la caractérisation de leurs effets biologiques encore plus difficile.

En effet, les organismes sont soumis à de multiples facteurs environnementaux (température, salinité, richesse trophique) et l'adaptabilité des organismes à un forçage continu dans le temps est variable. Par ailleurs, il existe des difficultés d'échantillonnage et d'analyse du matériel biologique. Si les observations des effets biologiques sont qualitativement précieuses, notamment lors de criblages ou de diagnostics ponctuels, leur utilisation à l'échelle de la sous-région marine comme outil d'évaluation d'un état écologique n'est pas encore fiable aujourd'hui.

En effet, les relations entre l'exposition in situ aux mélanges de substances effectivement présentes et l'intensité de la réponse biologique sont encore mal caractérisées. Dans le cadre de l'élaboration du « Quality Status Report de 2010 », il a été stipulé qu'il était souhaitable de poursuivre le développement des indicateurs biologiques d'effet des contaminants jusqu'à ce que leur maturité soit atteinte (Commission OSPAR, 2010). En conséquence, OSPAR a utilisé un seul bioindicateur, l'Imposex, pour établir l'état des pressions et impacts biologiques. C'est également l'Imposex qui est retenu pour la présente synthèse.

⁷⁶ Rapport du groupe de travail sur le BEE Descriptor 8: "Concentrations of contaminants are at levels not giving rise to pollution effects". Annexe II (janvier 2010).

6.1. L'imposex comme bioindicateur de la contamination par le TBT

Un seul effet biologique est suivi en routine dans le cadre de la surveillance du milieu marin français : l'imposex ou la masculinisation de femelles de la nucelle (*Nucella lapillus*, Figure 54). Ce phénomène est un bioindicateur spécifique puisque son intensité est une fonction univoque de la pollution par le tributylétain et organoétains en général.



Figure 54 : Nucelle (*Nucella lapillus*) (source : <http://www.mer-littoral.org>).

Nucella lapillus est un mollusque gastéropode marin appelé communément « pourpre » ou « bigorneau de chien » et que l'on peut observer sur les côtes françaises entre Arcachon et la frontière belge. Il est très sensible aux perturbations endocriniennes induites spécifiquement par la présence dans le milieu marin de composés synthétiques de l'étain. Ceux-ci ont été utilisés comme principe actif des peintures antisalissures, notamment le tributylétain (TBT), dont l'usage civil est désormais interdit par la réglementation en vigueur⁷⁷. Ils se retrouvent sous leur forme initiale ou sous la forme de produits de dégradation (mono- et dibutylétain) dans l'environnement marin.

Malgré les limitations inhérentes au choix par défaut de cet unique bioindicateur, la pertinence de l'utilisation de l'Imposex repose d'abord sur sa forte réponse biologique puisque celle-ci débute dès l'exposition à des teneurs de 0,003 parts par milliard. Cette concentration représente une masse de TBT de 7,5 mg (environ le volume d'une tête d'épingle diluée dans une piscine olympique). Ces niveaux très bas sont atteints dès qu'on se place en milieu marin ouvert, ce qui montre l'ampleur de la dilution des apports anthropiques et la nécessité d'utiliser des bioindicateurs qui sont sensibles à de telles dilutions. La pertinence de l'imposex repose aussi sur le comportement biogéochimique d'une molécule hydrophobe et liposoluble, comportement qui est analogue à celui d'autres polluants organiques persistants, dont les PCB et HAP. Le TBT et ses produits de dégradation sont non-rémanents, et donc cet aspect de son comportement le rapproche d'autres contaminants tels que certains pesticides. L'Imposex est le bioindicateur qui représente le meilleur compromis en termes de fiabilité et de représentativité.

6.2. Méthodologie

Au vu des ressources disponibles, l'approche qui a été choisie pour étudier les effets des contaminants sur les organismes est d'utiliser exclusivement les données bancarisées de

⁷⁷ La convention « Anti-fouling Systems on Ships » (AFS), convention de l'Organisation Maritime Internationale (OMI) sur le contrôle des systèmes antisalissures nuisibles sur les navires, adoptée en 2001, est entrée en vigueur en septembre 2008. L'interdiction sur les composés organostanniques sur les navires a été ratifiée par le Règlement CE/782/2003 du Parlement Européen.

surveillance du milieu marin. En effet, la validation et la qualification des données par un expert indépendant de la mesure sont préalables à leur bancarisation dans la base Quadrige²⁷⁸.

Par ailleurs, cette bancarisation suppose l'intégration des mesures à un programme de surveillance coordonné pour être géographiquement homogène et continu dans le temps. Ces propriétés permettent de comparer des zones entre elles et d'établir fiablement des tendances temporelles. Ces immenses avantages de pertinence, fiabilité, homogénéité et disponibilité des données requis pour construire cet état initial restreignent toutefois le jeu de données disponibles.

Les données imposex sont générées par la dissection de *Nucella lapillus* : une incision longitudinale du plafond de la cavité palléale est pratiquée chez toutes les femelles collectées dans un échantillon de 50 individus. Cette dissection permet d'observer l'éventuel développement d'organes sexuels mâles chez la femelle. Cet effet biologique est quantifié en fonction du degré de développement constaté de ces organes. Ainsi, différents stades de développement sont utilisés, pour constituer un index de Vas Deferens Sequence⁷⁹ (=VDSI ou imposex) allant de 0 (absence de toute trace de développement d'organe) à 6 (stérilité des femelles dû à leur masculinisation ; cf. annexe 1 de la contribution thématique associée). Au stade de VDS 1, une ébauche d'organe sexuel mâle est visible derrière le tentacule oculaire droit. Lorsque le conduit appelé canal déférent chez le mâle, apparaît au niveau de la papille génitale femelle, le stade 2 est atteint. Au stade suivant, une deuxième portion du canal déférent émerge dans la continuité du conduit pénien. Au stade 4, les deux portions du canal déférent ont fusionné. Si le canal déférent se développe au point d'obstruer la papille génitale, la femelle a atteint le stade 5 ; elle est stérilisée. Au stade 6, la stérilité de la femelle est confirmée par la présence de pontes avortées au sein de la glande à capsules.

Les données issues d'études de la distribution spatiale et temporelle de l'imposex sur les *Nucella lapillus* des côtes françaises sont extraites de la base Quadrige² (données extraites en mai 2011) et correspondent à la totalité des données acquises entre 2003 et 2009. Les sites de Concarneau, Lorient et Arcachon sont suivis depuis 2003. Ces sites comprennent plusieurs stations de suivis. Trois autres stations sont également suivies : plage de la Courance, pointe du Chay et Saint-Palais-sur-mer. Au total 40 stations de suivi sont réparties sur l'ensemble de la sous-région marine. Dans le bassin d'Arcachon, *Nucella lapillus* étant absent, *Ocenebra erinacea* qui est une autre espèce indicatrice a été utilisée chacune des stations, les résultats sont donnés pour la dernière année d'échantillonnage effectué. En effet, le suivi a été progressivement abandonné dans les stations qui montraient un indice VDS faible pour se focaliser sur les lieux montrant un problème. Ainsi, le suivi est passé de 33 points en 2003 à 15 en 2009.

6.3. Identification des zones à problème potentiel (hot spots) et évolution inter-annuelle

La Figure 55 montre la distribution des VDSI dans le golfe de Gascogne. De façon à rendre possible leur lecture synthétique, un code de couleur a été adopté. Afin de pouvoir mettre en évidence une gradation dans l'intensité de l'imposex, et donc de localiser les zones les plus affectées, les limites entre les couleurs sont différentes de celles adoptées par la convention OSPAR. En effet, celle-ci ne reconnaît que deux catégories (« satisfaisant » ou « insatisfaisant ») et place dans cette dernière catégorie l'ensemble du linéaire côtier français à l'exception de deux stations dans le Finistère et à l'embouchure de la Gironde.

⁷⁸ Système d'information développé par IFREMER pour gérer les données de la surveillance du littoral <http://envlit.ifremer.fr/resultats/quadrige>

⁷⁹ Traduction française : séquence de formation du canal déférent

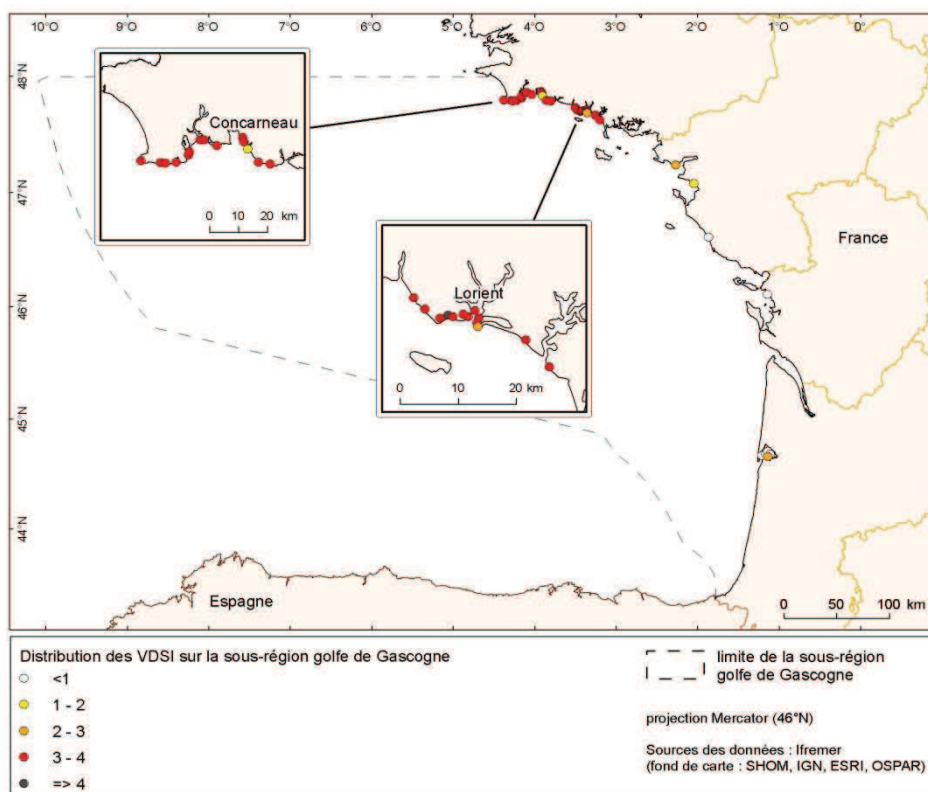


Figure 55 : Distribution des VDSI (Vas Deferens Sequence Index ou Imposex) dans le golfe de Gascogne. Le VDSI varie de 0 (absence de masculinisation des femelles de *Nucella Lapillus*) à 6 (stérilité des femelles).

Le littoral du golfe de Gascogne est marqué par deux zones relativement étendues et fortement impactées : la région de Concarneau (25 milles) et le littoral marin autour de la rade de Lorient (Figure 55). Il est intéressant de noter que le bassin d'Arcachon a un imposex moyen entre 2006 et 2009 légèrement supérieur à 1 alors que c'est le lieu où les premiers effets biologiques liés à la présence de TBT ont été détectés à la fin des années 1970.

Les plus faibles imposex sont enregistrés historiquement sur l'extérieur de l'isthme de Quiberon et depuis 2009 à l'embouchure de l'estuaire de la Gironde (St Palais, Figure 55). Ces deux zones sont caractérisées par un niveau élevé d'énergie des vagues qui ne favorise pas la sédimentation (Quiberon) et/ou qui accélère le transit des particules détritiques (St Palais). Cette source de TBT étant la principale, les observations sont conformes aux attentes. Hormis ces deux exceptions, les autres zones échantillonnées depuis 2003 présentent toutes des degrés d'imposex faibles à moyen (Figure 55) suggérant que l'ensemble du linéaire côtier de la zone est mesurablement affecté par les effets liés à la perturbation endocrine du TBT.

Une baisse de la contamination par le TBT de la zone a été constatée entre 2003 et 2009, à la fois par la baisse des valeurs de l'imposex, et par la baisse du nombre d'observations de femelles stériles et l'augmentation du nombre des femelles indemnes. Il est à noter que cette baisse démontre une diminution dans le temps de la contamination au TBT dans le golfe de Gascogne, mais que son ampleur est rendue difficile à quantifier par l'apparition très récente du syndrome de Dumpton (SD) qui insensibilise des femelles de *Nucella lapillus* aux perturbations endocriniennes du TBT. La diminution de la pollution par le TBT entraîne une gêne accrue du syndrome de Dumpton (SD) dans le suivi de l'imposex le long des côtes françaises. Le besoin de discriminer les phénotypes (SD ou sensible au TBT), de façon fiable quelles que soient les conditions environnementales, a été exprimé clairement. A l'issue du suivi de 2008, la nécessité de mettre au point un outil de diagnostic du SD a été reconnue.

6.4. Autres techniques de bioindication

En dépit de la non-disponibilité actuelle d'autres bioindicateurs pertinents, il existe des techniques de bioindication en cours de développement qui permettront d'identifier les effets des contaminants sur les organismes vivants. Concernant les poissons, on étudie les biomarqueurs suivants : cytochrome P450 (EROD), adduits à l'ADN, stabilité lysosomale, vitellogénine, métallothionéines, ALA-D, AChE, pathologie externes et lésions hépatiques. La pathologie de poissons est étudiée dans le cadre du CEMP (Coordinated Environmental Monitoring Programme) de la convention OSPAR et reprise dans un indicateur. Toutefois, cet indicateur n'est pas encore validé scientifiquement, mais il devrait à terme permettre d'évaluer la santé des populations halieutiques et l'impact des pressions anthropiques exercées sur les poissons sauvages. Aujourd'hui, il permet d'observer que la santé de l'ichtyofaune en général s'est détériorée entre les années 1990 et les années 2000. Ceci suggère seulement un déclin général des conditions environnementales qui peut, éventuellement mais pas forcément, être lié à la contamination chimique. Néanmoins, il est souhaitable de poursuivre le développement des indicateurs biologiques d'effet des contaminants jusqu'à leur maturité. Ce travail de validation est en effet une étape nécessaire et préalable à la conduite d'une surveillance et de l'évaluation des effets biologiques sur le fonctionnement des écosystèmes. Cette surveillance peut venir en complément aux analyses chimiques.

6.5. Données manquantes et besoins d'acquisition

L'effet biologique adapté à une surveillance opérationnelle est l'imposex. Aujourd'hui, il est le seul effet biologique dont le coût de mise en œuvre et l'interprétabilité des résultats offrent un compromis acceptable pour la surveillance du milieu et à l'échelle pertinente pour cet état initial. Pour inclure, à l'avenir d'autres effets biologiques dans une évaluation globale des pressions et impacts, il faudra que ceux-ci passent les différentes étapes de validation scientifique et méthodologique pour être utilisables et intercomparables entre laboratoires.

En toute rigueur, les données du suivi imposex ne sont représentatives que sur la bande littorale puisque les pourpres servant à cette évaluation sont collectées uniquement dans la zone intertidale. Bien que cette zone inclue les ports où la contamination historique et les effets biologiques induits par sa rémanence dans les sédiments dépassent la contamination actuelle, elle exclut la zone pélagique impactée par les contaminations directement liées au trafic maritime actuel qui est particulièrement important dans cette sous-région marine.

La remise en suspension de TBT enfoui dans le sédiment à l'occasion de clapage au large de boues de dragage portuaire est potentiellement ignorée.

De façon générale, il faudrait accroître le nombre d'indicateurs d'effets biologiques utilisables et utilisés pour une observation globale des effets des contaminants, car il n'y en a qu'un seul à présent. Ce travail de développement scientifique, méthodologique suivi de sa diffusion pour une large mise en œuvre qui doit être homogène et stable dans le temps est un travail de fond en recherche et développement qui doit être poursuivi et soutenu.

A retenir

La situation des effets biologiques des contaminants telle que révélée par les données représentatives montre qu'ils sont visibles sur l'ensemble du littoral considéré (sauf sur la côte sauvage de la presqu'île de Quiberon), que leur intensité a diminué dans les zones à problèmes (Concarneau, Arcachon), et que leur étendue géographique a aussi diminué si on admet que les zones non contaminées à un moment donné ne sont pas contaminées ultérieurement. Ces deux dernières constatations sont encourageantes car elles signifient une amélioration de la qualité de l'environnement chimique marin. Elles doivent toutefois être modérées par l'insensibilisation croissante de *Nucella Lapillus* à la contamination par le TBT. Il est par ailleurs difficile d'extrapoler sur les effets des contaminants dans la sous-région marine à partir des seules données d'imposex.

V. Radionucléides

Les informations présentées dans cette synthèse sont toutes issues du bilan de santé 2010 OSPAR ainsi que du rapport de mise en œuvre par la France de la recommandation PARCOM 91/4 sur les rejets radioactifs.

Le milieu marin est exposé à des radiations provenant aussi bien de sources naturelles que de sources artificielles. Des radionucléides⁸⁰ sont présents à l'état naturel, résultant de la dégradation des minéraux dans la croûte terrestre et de l'action des rayons cosmiques. Certaines activités humaines engendrent des niveaux élevés de ces radionucléides présents à l'état naturel, tels que ceux rejetés par les installations pétrolières et gazières offshore et par l'industrie des engrais à base de phosphate.

D'autres radionucléides, de synthèse, sont rejetés dans le milieu marin ; ils proviennent de diverses activités humaines actuelles et passées :

- exploitation des centrales nucléaires et des usines de retraitement nucléaire ;
- anciens essais nucléaires dans l'atmosphère ;
- retombées de l'accident de Tchernobyl de 1986 ;
- anciens sites d'immersion de déchets nucléaires ou sous-marins nucléaires coulés ;
- activités médicales (ex. radiothérapie, radiologie).

Les sédiments estuariens et marins qui ont accumulé des radionucléides durant de longues périodes peuvent représenter une source supplémentaire de contamination longtemps après l'arrêt des rejets provenant de sources ponctuelles.

Les Etats parties contractantes de la convention OSPAR s'efforcent, dans le cadre de la Stratégie substances radioactives, de réduire les apports et les niveaux de radionucléides afin de protéger le milieu marin et ses usagers.

⁸⁰ Les radionucléides (appelés également éléments radioactifs ou radioéléments) sont des atomes dont le noyau est instable et est donc radioactif. Les radioéléments existent soit à l'état naturel soit sont fabriqués artificiellement après bombardement de noyaux atomiques stables par des faisceaux de particules. Les noyaux en se désintégrant (réaction nucléaire) vont émettre un rayonnement électromagnétique (rayons gamma, rayons X), ou un rayonnement constitué de particules (particules alpha, bêta, électrons), ou les deux en même temps.

1. Les principales sources de rejets de radionucléides dans le milieu marin

1.1. Contexte général à l'échelle des régions OSPAR

Le secteur nucléaire (lié à la production d'électricité) et le secteur non nucléaire (principalement l'industrie pétrolière et gazière offshore et le secteur médical) sont les principales sources de rejets de substances radioactives.

Les usines de retraitement et les usines de fabrication de combustibles nucléaires et d'enrichissement sont responsables de 98 % des rejets de radionucléides provenant du secteur nucléaire. Les radionucléides utilisés comme indicateurs de rejets provenant de ce secteur sont présentés dans le Tableau 23. Les apports de radionucléides dans la mer sont liés aux rejets liquides, et dans une moindre mesure, aux déchets solides et aux émissions atmosphériques.

Tableau 23 : radionucléides utilisés comme indicateurs des rejets radioactifs dans le milieu pour évaluer les progrès dans la mise en œuvre de la Stratégie substances radioactives d'OSPAR.

Source		Radionucléides	Radiation
Secteur nucléaire	Industries nucléaires	Technétium-99 (⁹⁹ Tc)	activité β
		Césium-137 (¹³⁷ Cs)	activité β, activité γ
		Plutonium-239 (²³⁹ Pu)	activité α
		Plutonium-240 (²⁴⁰ Pu)	activité α
		Tritium (³ H)	activité β
Secteur non nucléaire	Industries pétrolière et gazière offshore	Plomb-210 (²¹⁰ Pb)	activité β
		Radium-226 (²²⁶ Ra)	Activité α, activité γ
		Radium-228 (²²⁸ Ra)	activité β
		Thorium-228 (²²⁸ Th)	activité α
	Usages médicaux	Technétium-99 (⁹⁹ Tc)	activité β
		Iode-131 (¹³¹ I)	activité β, activité γ

L'industrie pétrolière et gazière offshore est le plus grand contributeur du secteur non nucléaire aux rejets dans le milieu marin. Presque tous les radionucléides rejetés par ce secteur proviennent de l'eau de production (eau extraite du gisement en même temps que le pétrole et le gaz) et du détartrage des canalisations. Une source moins importante est l'utilisation de substances radioactives (par exemple le tritium) comme marqueurs.

Les autres sources non nucléaires, provenant notamment du secteur médical sont mineures. Par ailleurs, tous les rejets provenant de l'industrie des engrais phosphatés ont cessé à partir de 2005.

Les pays OSPAR ont concentré leurs efforts de réduction des rejets sur le secteur nucléaire. A l'échelle de l'ensemble des régions OSPAR, la moyenne des rejets β totaux provenant de ce secteur, entre 2002 et 2006, comparée à celle de la période de référence 1995-2001, révèle une diminution statistiquement significative de 38 % des rejets de l'activité β totale. La réduction globale des rejets de l'activité β totale n'est pas uniforme selon les radionucléides. Les rejets de tritium ne diminuent pas. Aucune modification statistiquement significative des rejets de l'activité α totale n'a été notée.

La surveillance des rejets liés aux activités pétrolière et gazière offshore a débuté trop récemment pour pouvoir évaluer les tendances. Les volumes d'eau de production sont cependant très importants et les rejets de radionucléides sont donc substantiels.

1.2. Les principales sources de rejets de radionucléides vers la SRM golfe de Gascogne

Au 1^{er} janvier 2010, la France compte 124 installations nucléaires de base réparties sur une quarantaine de sites. Parmi elles, les installations dont les rejets peuvent impacter la sous-région marine golfe de Gascogne sont :

- la centrale nucléaire du Blayais⁸¹ située dans l'estuaire de la Gironde ;
- les centrales situées plus en amont, sur la Loire (Chinon, St-Laurent, Dampierre et Belleville), sur la Vienne (Civaux) et sur la Garonne (Golfech).

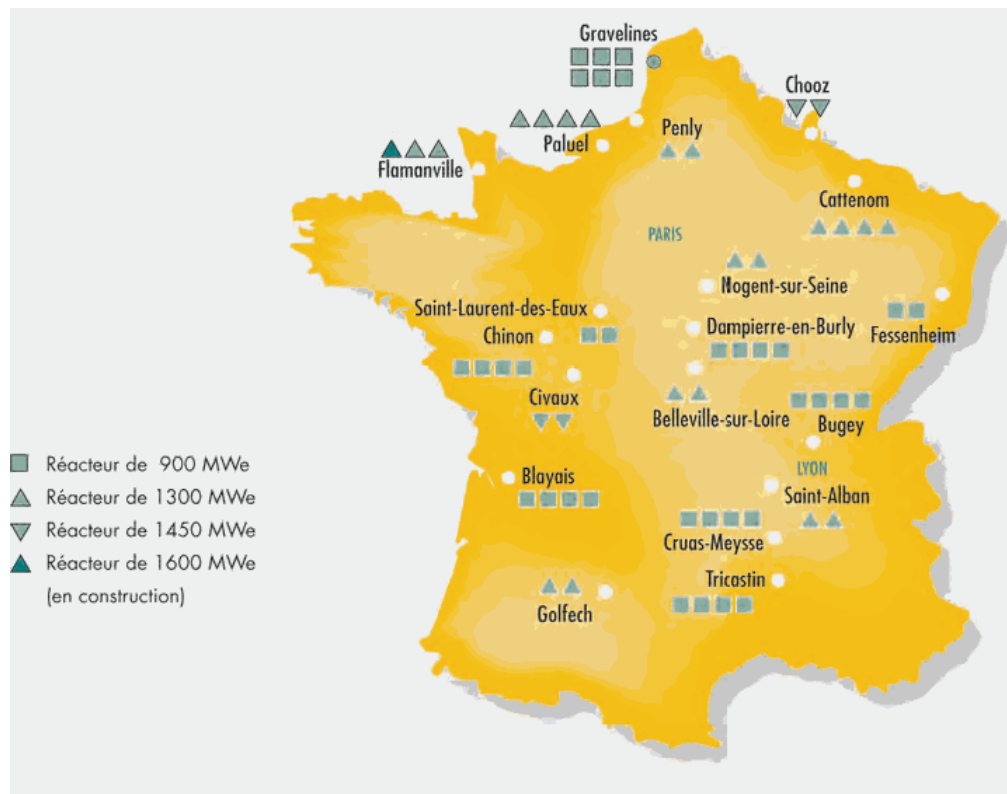


Figure 56 : Répartition des installations nucléaires de base destinées à produire de l'électricité. Source : Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie.

Les mesures radioécologiques pratiquées autour du site nucléaire du Blayais montrent une tendance à la diminution des teneurs de ¹³⁷Cs dans les algues entre 1996 et 2008. La teneur en ¹³⁷Cs dans les sédiments, les poissons et les mollusques semble stable durant cette même période.

Depuis 2006, la France, au travers de la loi n° 2006-686 du 13 juin 2006 relative à la transparence et à la sécurité en matière nucléaire, dite loi TSN, a rénové en profondeur l'organisation du contrôle de la sûreté nucléaire et de la radioprotection. Elle institue pour les installations nucléaires un régime d'autorisation et de contrôle intégré couvrant la sûreté nucléaire, la radioprotection et la protection de l'environnement. Elle prend notamment en compte les enseignements tirés de l'examen des législations étrangères.

Les meilleures techniques disponibles sont pleinement intégrées dans les textes législatifs et réglementaires français et figurent au premier rang des principes de contrôle des activités nucléaires.

⁸¹ Les caractéristiques de cette centrale sont détaillées dans le chapitre « Modification du régime thermique »

La France s'attache à ce que l'encadrement réglementaire et les pratiques des exploitants permettent, au travers l'application des meilleures techniques disponibles (cf OSPAR 2010b), de disposer d'une très bonne maîtrise des rejets radioactifs et d'obtenir des diminutions des rejets, dans le respect de la stratégie d'OSPAR. L'application des meilleures techniques disponibles est globale, pouvant conduire à réduire les déchets plutôt que les émissions. La France estime nécessaire que la baisse des rejets radioactifs se poursuive au rythme des progrès techniques.

1.3. Les centrales nucléaires de production d'électricité (CNPE)

L'administration française a mis à profit les renouvellements d'autorisations de prélèvements et de rejets des CNPE pour abaisser fortement les limites concernant les rejets radioactifs liquides globaux d'émetteurs bêta et gamma. Une hausse des limites de rejet du tritium, radionucléide le moins radiotoxique a été autorisée pour quelques centrales afin qu'elles puissent mettre en œuvre un nouveau type de combustible alors que dans le même temps, les limites d'autorisation de rejets de radionucléides beaucoup plus toxiques étaient fortement abaissées. Pour établir des limites réglementaires qui incitent les exploitants à réduire leurs rejets, la France impose que les limites de rejet soient fixées aussi basses que l'emploi des meilleures techniques disponibles le permet, en tenant compte du retour d'expérience des rejets effectués par les installations. Depuis plusieurs années, l'Agence de Sûreté Nucléaire a entrepris une démarche de révision des limites de rejet de manière à ce qu'elles soient proches de la réalité des rejets, incitant les exploitants à maintenir leurs efforts de réduction, et de maîtrise de leurs rejets.

En complément, EDF a continué à mettre en œuvre des pratiques d'exploitation qui ont permis de poursuivre la diminution des rejets radioactifs, avec une division par plus de 100 de l'activité rejetée sous forme liquide depuis 20 ans pour l'ensemble des radionucléides hors carbone 14 et tritium. Parmi ces pratiques, on peut noter une meilleure sélection des effluents à la source pour permettre une orientation vers un traitement adapté, l'augmentation du traitement des effluents sur évaporateur et un recyclage optimisé des effluents.

2. La surveillance de la radioactivité de l'environnement

La surveillance de la radioactivité de l'environnement s'inscrit dans un contexte international qui est double s'articulant autour :

- du traité Euratom qui, de par son article 35, impose aux États membres de mettre en place des installations de contrôle permanent de la radioactivité de l'atmosphère, des eaux et du sol afin de garantir le contrôle du respect des normes de base pour la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants ;
- de la convention OSPAR, dont la stratégie pour un programme conjoint d'évaluation et de surveillance continue prévoit la mise en place d'un programme de surveillance des substances radioactives dans le milieu marin.

Dans ce contexte, la surveillance de la radioactivité de l'environnement s'articule, notamment autour de :

- la surveillance réalisée autour des installations nucléaires par les exploitants au titre de leurs autorisations de rejets ;
- la surveillance de la radioactivité dans l'environnement sur le territoire national exercée par l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) ;

- la surveillance réalisée par les autres acteurs : autres laboratoires agréés tel celui de l'association pour le contrôle de la radioactivité de l'ouest (ACRO) transmettant leurs données au réseau national de mesures (RNM).



Figure 57 : Stations de surveillance IRSN de la radioactivité dans le milieu marin.

Le programme de surveillance radiologique de l'environnement marin mis en œuvre par la France sur son littoral permet de répondre pleinement aux objectifs exprimés par le Comité des Substances Radioactives (RSC) dans le cadre de la convention OSPAR. Il conduit notamment à l'obtention des longues séries temporelles de mesures mises à disposition du RSC pour l'établissement des rapports périodiques d'évaluation. La France fournit ainsi annuellement au RSC les résultats de mesures environnementales sur les stations suivantes pour la sous-région marine golfe de Gascogne : Concarneau (mesures dans eau de mer, algues), Pornichet (mesures dans eau de mer), Oléron (mesures dans eau de mer, algues) et Arcachon (mesures dans eau de mer).

3. Les teneurs environnementales des radionucléides issus du secteur nucléaire et les impacts sur le milieu vivant

Les radionucléides sont dispersés par les courants. Les radionucléides qui se fixent sur les particules en suspension dans l'eau et qui décantent peu à peu vers le fond sont stockés dans les sédiments. Via des mécanismes physiologiques comme la filtration d'eau, ces radionucléides s'accumulent dans les espèces vivantes avec un facteur de concentration (par rapport aux concentrations mesurées dans l'eau) variant suivant le radionucléide, sa forme physico-chimique et l'espèce considérée (mollusque, algues, poissons).

L'objectif d'OSPAR est, « en dernier ressort, de parvenir à des teneurs, dans l'environnement, qui soient proches des valeurs ambiantes dans le cas des substances radioactives présentes à l'état naturel et proches de zéro dans celui des substances radioactives de synthèse. Dans la réalisation de cet objectif, il convient de tenir compte des utilisations légitimes de la mer, de la faisabilité

technique et des impacts radiologiques sur l'homme et sur le milieu vivant ». Afin d'évaluer les progrès effectués pour atteindre cet objectif, les teneurs moyennes des radionucléides indicateurs liés aux rejets provenant du secteur nucléaire ont été mesurés dans l'eau de mer, les algues, les mollusques et les poissons entre 2002 et 2006 et ont été comparées avec les teneurs moyennes durant la période de référence 1995-2001.

Peu de données sont disponibles sur les teneurs en radionucléides naturels déterminés par OSPAR comme indicateurs des rejets provenant de l'industrie pétrolière et gazière offshore. D'autre part, il n'a pas toujours été possible de comparer les teneurs moyennes de 2002 à 2006 avec les teneurs correspondantes pour la période de référence ou d'entreprendre des analyses statistiques. Ceci était dû à l'absence de données ou du fait que trop de valeurs étaient inférieures à la limite de détection.

Néanmoins, dans la zone de surveillance correspondant au golfe de Gascogne (région IV OSPAR), il semble que les teneurs en ^3H dans l'eau de mer et de ^{137}Cs dans les algues aient diminué entre 2002 et 2006. Les autres mesures dans l'eau de mer (^{137}Cs , ^{99}Tc , $^{239,240}\text{Pu}$), les algues (^{99}Tc), les mollusques (^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$) et les poissons ($^{239,240}\text{Pu}$) sont insuffisantes pour avoir des tendances statistiquement significatives, voire absentes.

L'augmentation des teneurs en radionucléides naturels dans l'eau de mer ou dans les organismes marins due aux rejets de l'industrie pétrolière et gazière offshore est difficile à détecter. En effet, les mesures représentent les teneurs environnementales totales, c'est-à-dire aussi bien les teneurs ambiantes que la contribution de l'industrie pétrolière et gazière offshore. OSPAR n'a pas évalué les tendances en radionucléides naturels associées aux rejets provenant de l'industrie pétrolière et gazière offshore car les données disponibles sont limitées.

OSPAR a étudié les connaissances disponibles sur l'impact environnemental de la radioactivité sur la vie marine et sa pertinence pour la zone OSPAR. Un projet de l'UE a récemment proposé une méthode, ERICA (risque environnemental des contaminants ionisants : évaluation et gestion), pour évaluer et gérer les risques environnementaux que présentent les substances radioactives. La méthodologie d'évaluation des risques ERICA détermine une valeur de filtrage de $10 \mu\text{Gy/h}$, afin de caractériser les risques potentiels pour la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins. Il s'agit du niveau le plus bas auquel les effets peuvent se produire à l'échelle des écosystèmes, selon la perception scientifique actuelle. Les doses reçues par le milieu vivant marin, calculées à partir des données disponibles, sont inférieures à cette valeur de filtrage.

A retenir

Le secteur nucléaire (lié à la production d'électricité) et le secteur non nucléaire (principalement l'industrie pétrolière et gazière offshore et le secteur médical) sont les principales sources de rejets de substances radioactives dans le milieu marin.

Les pays OSPAR ont concentré leurs efforts de réduction des rejets sur le secteur nucléaire. A l'échelle de l'ensemble des régions OSPAR, la moyenne des rejets provenant de ce secteur, entre 2002 et 2006, comparée à celle de la période de référence 1995-2001, révèle une diminution significative globale de 38 % des rejets de l'activité β totale, mais aucune modification statistiquement significative des rejets de l'activité α totale.

Le programme de surveillance radiologique de l'environnement marin mis en œuvre par la France sur son littoral permet de répondre pleinement aux objectifs exprimés par le Comité des Substances Radioactives (RSC) dans le cadre de la convention OSPAR.

La France s'attache à ce que l'encadrement réglementaire et les pratiques des exploitants des CNPE permettent de disposer d'une très bonne maîtrise des rejets radioactifs et d'obtenir des diminutions des rejets, dans le respect de la stratégie d'OSPAR. La France estime nécessaire que la baisse des rejets radioactifs se poursuive au rythme des progrès techniques, par l'application des meilleures techniques disponibles.

Il semblerait selon le programme européen ERICA (risque environnemental des contaminants ionisants : évaluation et gestion), que les doses reçues par le milieu vivant marin, calculées à partir des données disponibles, n'aient pas d'impact sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins.

VI. Enrichissement par des nutriments et de la matière organique

Naturellement présents dans les écosystèmes aquatiques, les sels nutritifs, azote et phosphore, auxquels il faut ajouter la silice, sont indispensables au développement de nombreuses communautés algales. Dans un réseau hydrographique, les nutriments proviennent de 2 types de sources :

- soit des sources diffuses, liées à l'interaction directe de l'eau de pluie avec les sols du bassin versant – elles dépendent de la nature des sols, de leur couverture végétale, du relief et des pratiques agricoles, mais aussi des conditions climatiques ;
- soit des sources ponctuelles essentiellement constituées par les rejets, plus facilement maîtrisables, des collectivités et de l'industrie.

Hormis la silice qui provient essentiellement de l'altération des roches et n'est que faiblement influencée par l'activité humaine, ce sont les apports en excès d'azote et de phosphore et les déséquilibres entre ces apports qui sont responsables, entre autres, des phénomènes d'eutrophisation qui perturbent l'état des rivières, des estuaires et des eaux côtières⁸².

La Figure 58 indique les principales sources et voies de transfert des nutriments.

En plus des apports d'origine terrestre, l'aquaculture marine peut également engendrer un apport de nutriments et de matière organique vers le milieu marin. Ce sujet sera traité en fin de chapitre.

La présence de matière organique provoque une réduction de la teneur des eaux en oxygène en raison des surconsommations induites par les bactéries : c'est l'autoépuration. Ces pollutions proviennent notamment des rejets domestiques, des industries agroalimentaires, papetières ou du cuir et des élevages mais aussi de la lixiviation des sols urbains et ruraux et potentiellement de l'aquaculture marine.

Les apports en nutriments (azote et phosphore) et en matières organiques sont traités ici par source (agriculture, industries et collectivités) pour chaque bassin versant (partie du bassin Loire-Bretagne située dans le golfe de Gascogne et bassin Adour-Garonne) et sont extraits de l'état des lieux 2004 établi pour la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). Les résultats ne prennent donc pas en compte les évolutions liées aux différentes actions menées depuis près de dix ans pour réduire ces apports (mise aux normes des stations d'épuration, évolution de la réglementation agricole, programmes territoriaux etc.).

⁸² Voir le chapitre « Impact global des apports en nutriments et en matière organique - eutrophisation »

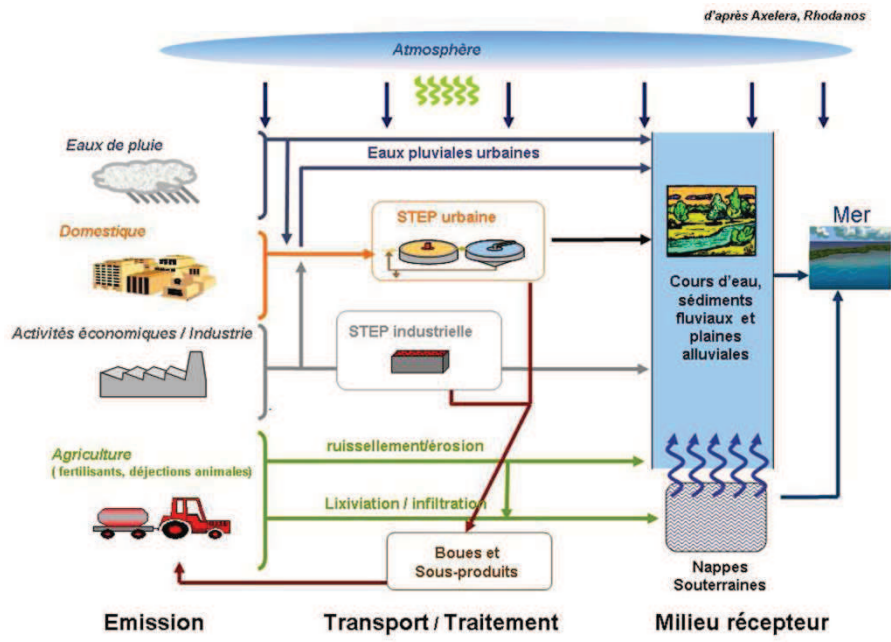


Figure 58 : Principales sources et voies de transferts des nutriments.

1. Analyse des sources directes et chroniques en nutriments, matières en suspension et matière organique vers le milieu aquatique

Les apports en nutriments (azote et phosphore) et en matières organiques sont traités ici par source (agriculture, industries et collectivités) pour chaque bassin versant (partie du bassin Loire-Bretagne située dans le golfe de Gascogne et bassin Adour-Garonne) et bien souvent sont extraits de l'état des lieux 2004 établi pour la Directive Cadre sur l'Eau.

1.1. Contexte réglementaire

Outre la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) qui fixe comme objectif l'atteinte du bon état écologique des eaux, imposant ainsi la réduction de l'eutrophisation, deux directives spécifiques visent plus particulièrement les sources à l'origine de ces phénomènes :

- la directive 91/271/CEE du 21 mai 1991 « eaux résiduaires urbaines » (DERU), transcrite en droit français par le décret n°94-469 du 3 juin 1994, relatif à la collecte et autres traitements des eaux usées, codifié dans la partie réglementaire du code général des collectivités territoriales, qui impose aux collectivités à l'intérieur de zones sensibles à l'«eutrophisation» le respect de normes de rejets plus sévères sur l'azote et le phosphore ;
- la directive 91/676/CEE sur les nitrates d'origine agricole, qui prévoit la mise en œuvre de programmes d'actions à l'intérieur de zones vulnérables pour protéger les eaux souterraines et superficielles, les estuaires, les eaux côtières et marines.

1.2. Contexte des bassins

1.2.1. Bassin Loire-Bretagne

La population de l'ensemble du bassin Loire-Bretagne a augmenté de 5,09 % en 17 ans, soit une hausse annuelle de 0,29 %. Pour une surface totale de 155 000 km² environ, la population en 1999 du bassin correspond à une densité moyenne d'environ 75 habitants par km².

Dans le grand Ouest (Bretagne, Basse-Normandie, Pays de la Loire), on enregistre des densités de population de plus de 100 habitants au km², notamment sur le littoral qui représente un attrait majeur pour le tourisme estival. Lors des périodes de vacances, les variations de population sont extrêmement importantes. Les villes littorales voient fréquemment leur population multipliée par 10 ou par 20 par rapport aux périodes hivernales.

D'une manière générale l'ensemble de 500 rejets de collectivités, regroupent une population de 1 800 000 habitants se trouvant à moins de 50 km des côtes. L'essentiel de l'urbanisation se situe en façade maritime.

L'activité industrielle est essentiellement représentée par des industries de l'agroalimentaire, abattoir, laiterie. Ces dernières sont plus dispersées à l'intérieur des terres que la population humaine, exception faite évidemment du traitement du poisson qui concerne davantage le Finistère. Les deux tiers de toutes ces activités industrielles (300 environ) sont raccordées à des stations d'épuration des collectivités.

La région Bretagne représente une part importante de la production animale (50 % de la production nationale) et le bassin Loire-Bretagne lui-même correspond aux 2/3 de la production nationale. L'élevage se caractérise par une très forte intensité et diversité de production de porcs, volailles et bovins. En conséquence les émissions de fertilisants azotés et phosphorés d'origine animale sont les plus fortes du territoire national.

1.2.2. Bassin Adour-Garonne

1.2.2.1. Pollutions domestiques et industrielles

La pollution brute domestique résulte de la présence des 6 700 000 habitants permanents du bassin et des 3 000 000 habitants saisonniers. Les rejets industriels, avant épuration, équivalent à ceux de 8 700 000 d'habitants sur la base de la DBO5. L'ensemble représente une charge polluante brute journalière équivalente à celle de près de 17 000 000 d'habitants.

La pollution émise par les collectivités et les industries fait l'objet de traitements qui permettent de la réduire très notablement.

Les apports d'origine domestique les plus importants sont situés sur le bassin de la Garonne, notamment en raison de la présence des agglomérations toulousaine et bordelaise. C'est sur le bassin du Lot que les charges polluantes d'origine domestique et industrielle apportées aux cours d'eau sont les plus faibles.

Les rejets domestiques les plus significatifs sont issus des grandes agglomérations ou des villes moyennes. Le littoral atlantique et les stations de sport d'hiver pyrénéennes reçoivent une population saisonnière importante.

Les principales agglomérations possèdent un tissu industriel constitué essentiellement de PME et PMI (agroalimentaire, mécanique et traitements de surface, etc.), mais aussi, à Toulouse et Bordeaux, de gros établissements (agroalimentaire, chimie, aéronautique, etc.).

Il faut également noter les grands centres papetiers ou chimiques de St. Gaudens, Tartas, Condat, Factice, Rion des Landes, Lacq, Melle ou Angoulême, la présence de nombreuses caves viticoles et distilleries dans le Bordelais, les régions de Cognac et de Condom, ainsi que l'industrie laitière du Cantal.

Enfin, l'industrie du cuir marque encore le tissu industriel du bassin de l'Agout.

Les données sur les pressions industrielles font référence à l'activité 2001. Depuis, un certain nombre d'entreprises ont fermé (AZF à Toulouse), réalisé des travaux de lutte contre la pollution (papeteries de Condat et de Factice) ou de prétraitements avant raccordement à des ouvrages collectifs (mégissiers de Millau).

1.2.2.2. Pollutions d'origine agricole

L'agriculture du bassin représente 160 000 exploitations, qui utilisent une surface agricole totale de 5 900 000 ha, soit 50 % de la superficie totale du bassin. Les productions agricoles sont très diversifiées.

Les activités agricoles sont essentiellement à l'origine de pollutions diffuses par les nitrates et les pesticides.

- dans les zones de grandes cultures (bassins de la Garonne, de l'Adour, de la Charente, littoral et aval du bassin Tarn-Aveyron), ce sont l'assolement des cultures (qui détermine le taux de sol nu en hiver), les pratiques de fertilisation et de protections phytosanitaires

- et la nature des sols qui sont les facteurs déterminants. Une bonne gestion de l'irrigation peut constituer un facteur de maîtrise des transferts de pollution ;
- dans les secteurs de polyculture et d'élevage (Adour, Armagnac, Périgord, Charente, Tarn), la prise en compte insuffisante de la valeur agronomique des effluents d'élevages constitue un facteur de risque supplémentaire ;
 - dans les secteurs spécialisés d'élevages (piémont des Pyrénées, Massif Central, amont de la Charente), la densité du cheptel et une gestion insuffisamment maîtrisée des effluents d'élevage (période d'épandage, capacités de stockage insuffisantes, etc.) peuvent aussi générer des risques de pollution. Toutefois, l'importance des surfaces en herbe permet en général de réduire ces risques. La vulnérabilité de certains milieux (zones karstiques) peut aussi être un facteur aggravant ;
 - dans les zones de cultures spécialisées, comme les vignobles (Cognac, Bordeaux, Bergerac, Cahors, Armagnac, Frontonnais, Gaillacois), les vergers ou les cultures maraîchères, (vallée moyenne de la Garonne), l'utilisation de grandes quantités de produits phytosanitaires sur des sols souvent filtrants (vallée alluviale) constitue un facteur de risque élevé.

Des actions visant à limiter ces types de pollutions ont été mises en œuvre notamment à travers les programmes d'actions liés à la Directive Nitrates et au plan Ecophyto 2018.

1.3. Méthodologie

Concernant les pollutions ponctuelles, les sources d'information de base proviennent des fichiers de redevances des agences de l'eau. Ainsi les données de rejets de nutriments et de matières organiques issues des industries et collectivités sont disponibles à partir des assiettes de redevances (données année N disponibles en début année N+2). Elles concernent les plus gros niveaux de rejets (supérieurs aux valeurs-seuils de perception de redevance prévues par la Loi). Les données concernées sont exprimées en kg/an et concernent les rejets en eau douce ou rejets directs en mer pour les paramètres suivants : azote sous forme réduite (NH_4 , NH_3 , N organique), phosphore total, DCO (Demande Chimique en Oxygène), DBO5 (Demande Biochimique en Oxygène), MES (Matières en Suspension).

En ce qui concerne les apports diffus, le recensement agricole est utilisé. La pollution agricole n'est abordée que par sa composante diffuse. Les rejets ponctuels existent également mais ne sont pas individualisés et donc se trouvent agrégés aux émissions diffuses. La méthodologie employée résulte du modèle NOPOLU utilisé par l'IFEN puis par le SOeS. NOPOLU calcule des excédents (bilan entre apports et exportations et non des transferts qui n'ont jamais été calculés à ce jour).

Les autres pollutions diffuses comme l'assainissement individuel, sont abordées par déduction de la pollution raccordée aux ouvrages épuratoires.

Le bilan des différentes sources de nutriments et de matières organiques est organisé par bassin versant, et bien souvent est extrait de l'état des lieux 2004 établi pour la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE).

1.4. Analyse des sources de nutriments

La Figure 59 indique les surplus d'azote d'origine agricole pour la sous-région marine golfe de Gascogne.

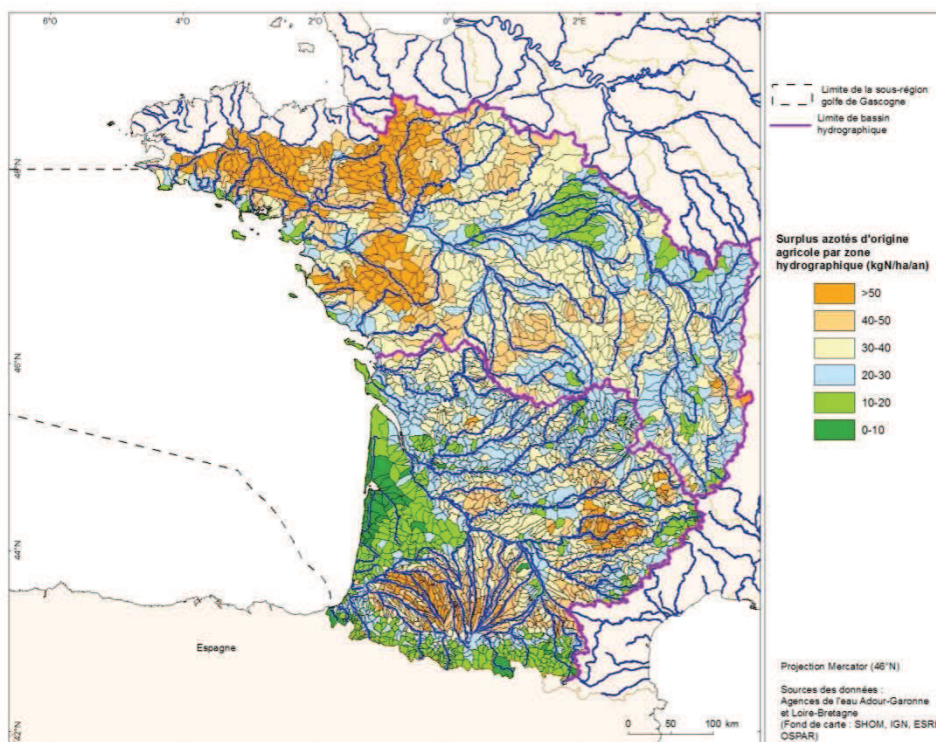


Figure 59 : Surplus d'origine azotés sur l'ensemble de la sous-région marine golfe de Gascogne. Les données agricoles sont issues du RA 2000 et les surplus de N sont modélisés par NOPOLU IFEN 2002 (données DCE 2004).

1.4.1. Matières azotées : rejets agricoles, industriels et collectivités

1.4.1.1. Bassin Loire Bretagne

Les apports agricoles sont prédominants dans les flux en azote total avec une contribution de 90 % des émissions (Figure 60). La Figure 59 témoigne bien de cette source d'apport, qui est très importante sur l'ensemble de la Bretagne, ainsi qu'en Vendée. Cette source d'apport est bien plus importante dans le bassin Loire-Bretagne que dans le bassin Adour-Garonne (Figure 59).

Les stations d'épuration des collectivités en zone côtière représentent donc une faible part (Figure 61) étant donné le niveau de traitement assez bon à savoir en moyenne de 82 % de rendement. La Figure 61 indique en effet des flux d'azote total des collectivités et des industries relativement faibles au sein du bassin versant Loire-Bretagne.

Une faible part de l'azote se trouve naturellement dénitrifiée dans les cours d'eau, de l'ordre de 15 %.

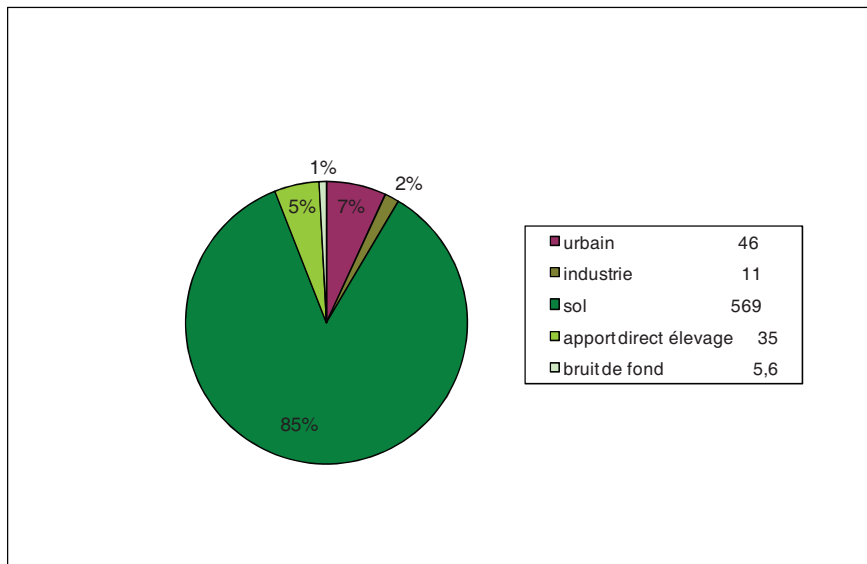


Figure 60 : Répartition des sources d'azote total estimée, après épuration en t/j. Le sol représente ici les apports des cultures, des prairies, des forêts et des épandages des effluents d'élevage. Modélisation PEGASE, données AELB 2002.

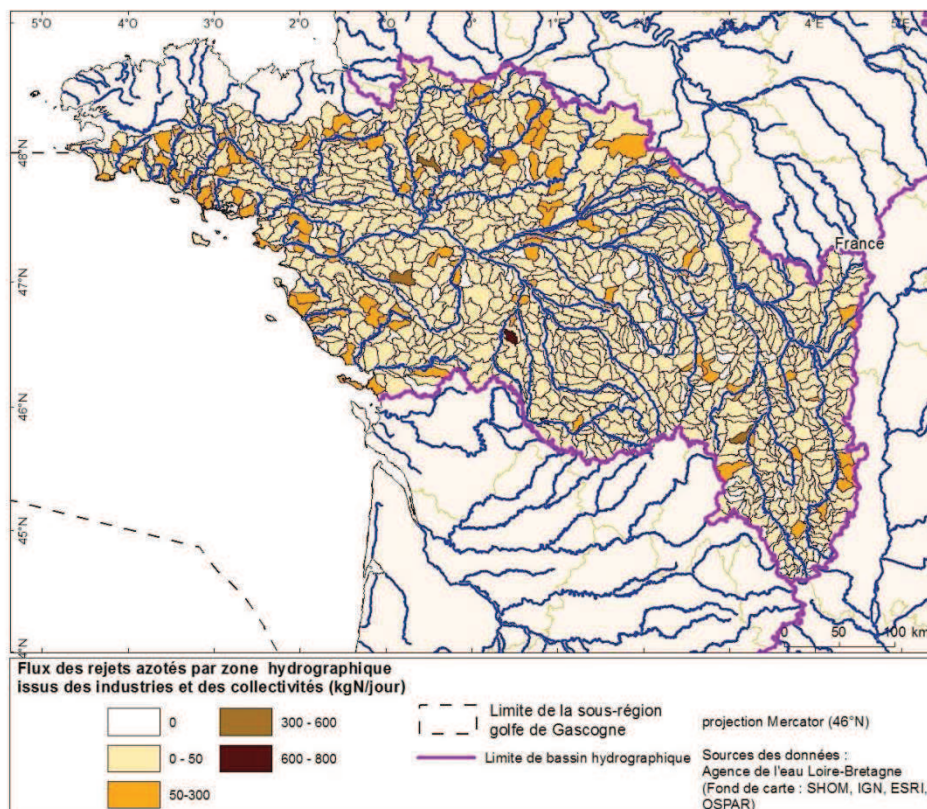


Figure 61 : Flux en azote total estimé des collectivités et industries rapportés au débit à l'exutoire de la zone hydrographique (données redevances AELB 2002).

1.4.1.2. Bassin Adour Garonne

Les apports de nitrates les plus élevés sont dans les régions où prédominent les assolements à base de grandes cultures de printemps (nord du bassin de la Charente, Gascogne, pays de

l'Adour, Basse vallée de l'Ariège, bassin du Dropt et coteaux du Lauragais) et certains secteurs où l'élevage est dense (bassin de l'Aveyron/Viaur, bassin du Tarn) (Figure 59).

Sur l'ensemble du bassin Adour-Garonne, 127 tonnes d'azote sont générées chaque jour par les activités domestiques et industrielles. Les divers dispositifs d'assainissement mis en œuvre, tant pour les collectivités (collectif et autonome) que pour les industries permettent d'abattre 59 % de l'azote émis chaque jour. La Figure 62 indique les principales zones de rejets d'azote kjeldahl⁸³ (NTK) provenant des industries et des collectivités. La Figure 62 compare les rejets en azote NTK entre collectivités et industries non raccordées. Concernant ces rejets, c'est dans le bassin de la Garonne que les apports sont les plus élevés (agglomération toulousaine) tandis que les bassins du Lot et de la Charente apparaissent comme les plus épargnés. Les apports sont également notables sur le littoral et le bassin de l'Adour (Figure 62 et Figure 63).

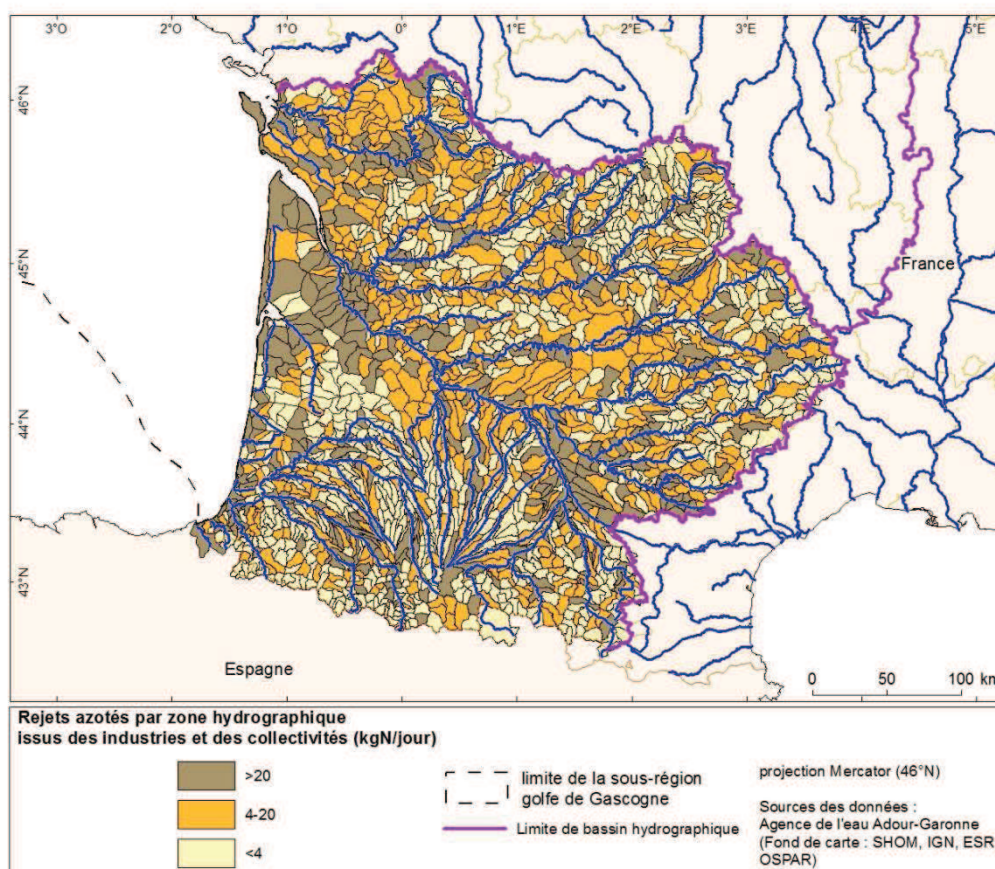


Figure 62 : Principales zones de rejets d'azote kjeldahl (NTK) provenant des industries et des collectivités (état de des lieux DCE 2004).

⁸³ Azote ammoniacal et azote organique. Ne prend pas en compte les autres formes oxydées de l'azote (nitrates, nitrites)

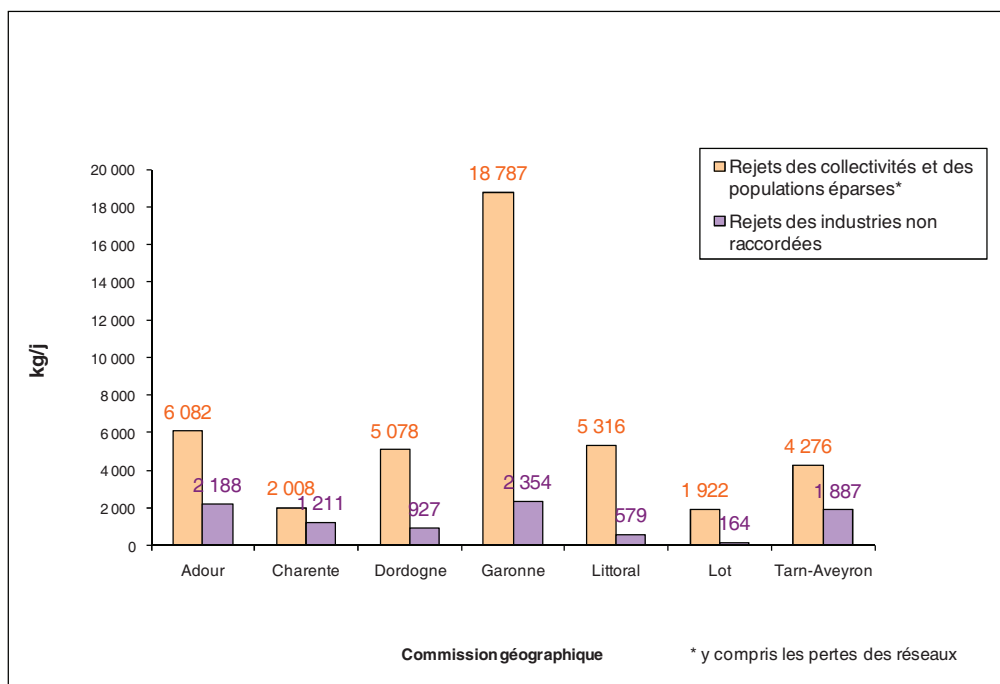


Figure 63 : Pollution nette en azote NTK (en kg/j) comparée entre collectivités et industries (état de des lieux DCE 2004).

1.4.2. Matières phosphorées : rejets agricoles, industriels et collectivités

La Figure 64 indique la répartition des rejets de phosphore total issus des collectivités et des industries, d'après les données de redevances 2002 pour le bassin Loire-Bretagne et Adour-Garonne.

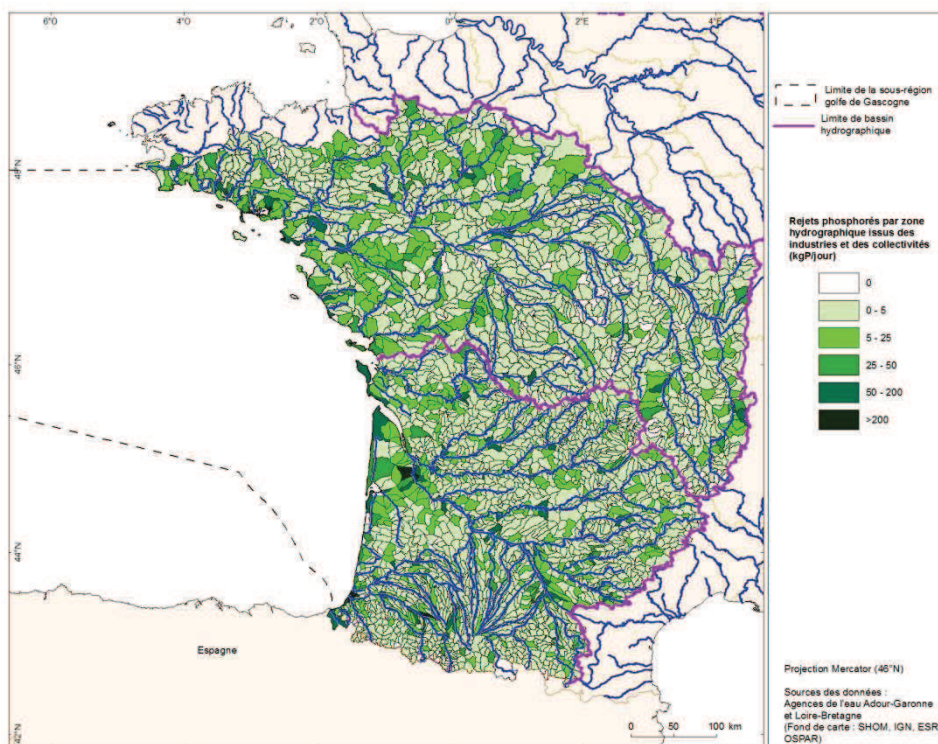


Figure 64 : Répartition géographique des rejets de phosphore total issus des collectivités et des industries.

1.4.2.1. Bassin Loire Bretagne

Les apports matières phosphorées d'origine ponctuelle, issus des stations d'épuration urbaines et des industries isolées ont une répartition des charges similaire à celle constatée avec les matières azotées mais toutefois un peu atténuée (Figure 64). Cette tendance à l'atténuation devrait encore s'accroître, suite au traitement du phosphore, en application de la Directive sur les Eaux Résiduaires Urbaines (DERU). Le niveau de traitement atteint en moyenne 79 % de rendement.

Concernant les apports diffus, les territoires de la Vendée, du Poitou et de la Bretagne supportent les charges les plus importantes et de manière très marquée pour cette dernière région ; le reste du bassin est relativement homogène avec un surplus faible (Figure 65).

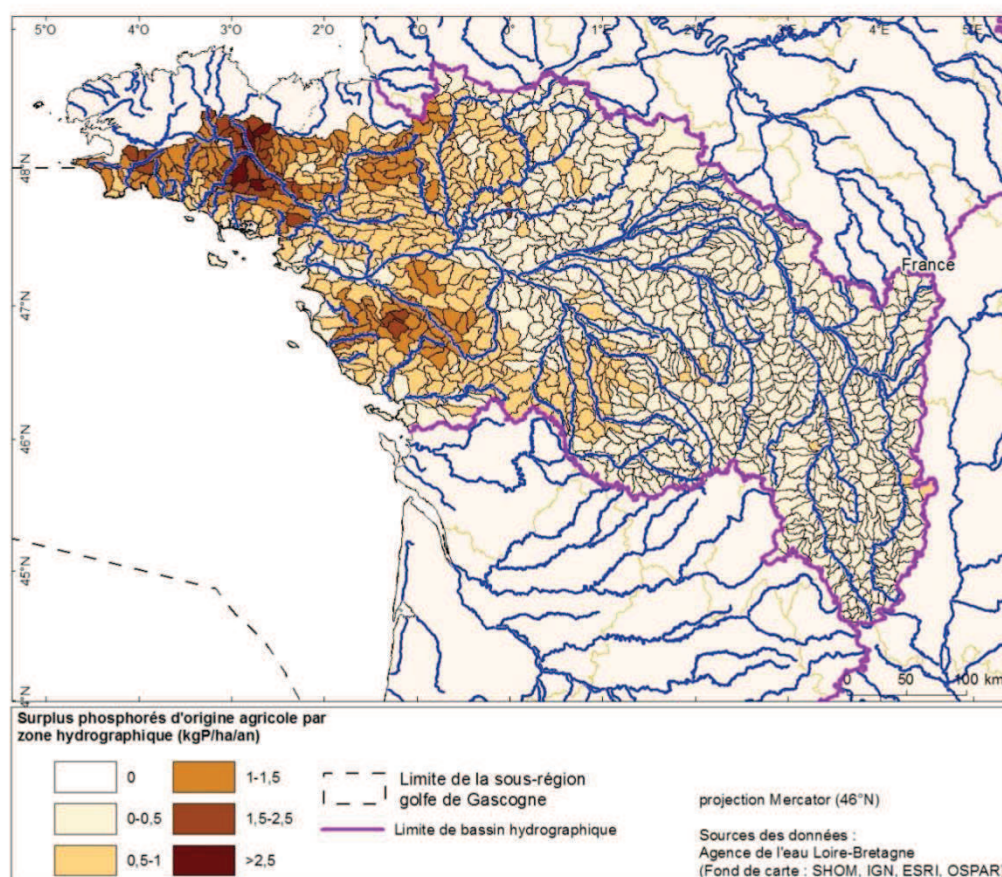


Figure 65 : Répartition géographique des surplus en matières phosphorées issues des élevages et des fertilisations minérales (Données NOPOPLU 2002).

Même si les différents apports sont difficilement comparables (notamment parce que le phosphore épandu à la surface du sol ne migre pas facilement vers les eaux), la Figure 66 donne une bonne idée des différents contributeurs. La répartition de cet élément est plus homogène que celle de l'azote mais il subsiste une légère tendance à l'augmentation des apports de l'est vers l'ouest. La part de l'agriculture, obtenue par le calcul des surplus agricoles, n'est plus toujours majoritaire comme pour l'azote. Les rejets urbains représentent plus de la moitié des apports dans les zones où l'agriculture n'est pas intensive, et de l'ordre du tiers à l'ouest du bassin.

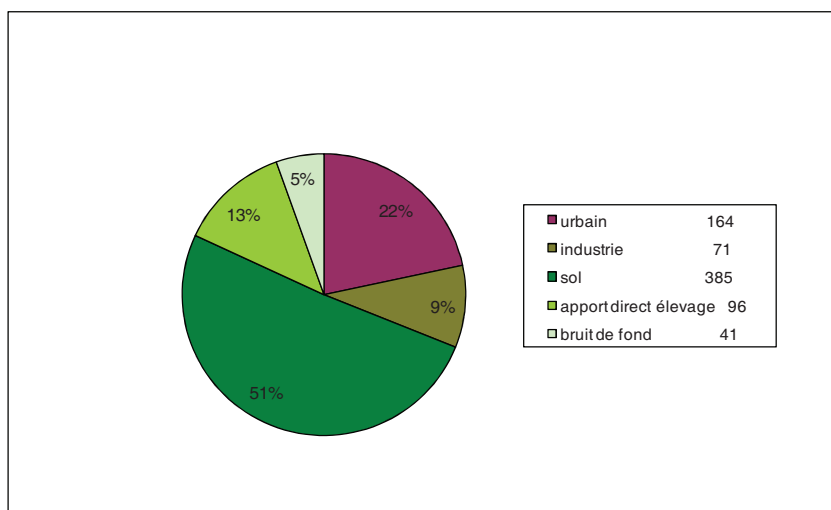


Figure 66 : Répartition des sources de phosphore estimé, après épuration en t/j. Le sol représente ici les apports des cultures, des prairies, des forêts et des épandages des effluents d'élevage. Modélisation PEGASE, données AELB 2002.

1.4.2.2. Bassin Adour Garonne

Sur l'ensemble du bassin Adour-Garonne, 31 tonnes de phosphore, sont générées chaque jour par les activités domestiques et industrielles. Les divers dispositifs d'assainissement mis en œuvre, tant pour les collectivités (collectif et autonome) que pour les industries permettent d'abattre 58 % du phosphore émis chaque jour. La Figure 67 compare les rejets en phosphore total entre collectivités et industries non raccordées. Concernant ces rejets, c'est dans le bassin de la Garonne que les apports sont les plus élevés (agglomération toulousaine) tandis que les bassins du Lot et de la Charente apparaissent comme les plus épargnés (Figure 64 et Figure 67). Les apports sont également notables sur le littoral et le bassin de l'Adour (Figure 67).

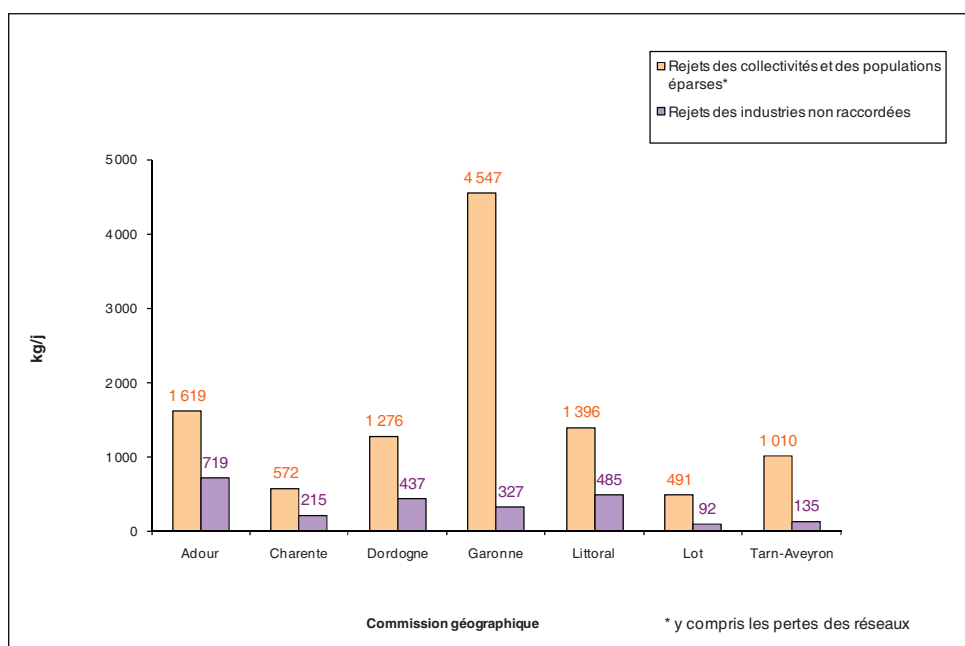


Figure 67 : Pollution nette en phosphore total (en kg/j) comparée entre collectivités et industries (état des lieux DCE 2004).

Le phosphore soluble, directement assimilable par les végétaux, provient en majorité des rejets urbains et industriels. Les flux de phosphore particulaire, liés à l'érosion des sols, ne doivent cependant pas être négligés car ils peuvent dans certains cas, constituer des stocks sédimentaires, notamment dans les lacs, et être remis progressivement à disposition des végétaux.

En conclusion, les apports agricoles en matières azotées sont prédominants par rapport aux autres sources d'apports (industries, collectivités) dans la sous-région marine golfe de Gascogne. Cette source d'apport est nettement plus importante dans le bassin Loire-Bretagne que dans le bassin Adour-Garonne. Les rejets en azote par les industries et les collectivités sont moindres dans la sous-région mais certaines zones connaissent des rejets importants comme le bassin de la Garonne. Concernant les apports en phosphore, la répartition des rejets entre les différentes sources d'apport est nettement plus homogène que pour l'azote, la part de l'agriculture n'étant plus majoritaire.

1.5. Analyse des sources en matière organique

1.5.1. Analyse des sources directes et chroniques vers le milieu aquatique

La quantité de matière organique peut être évaluée par la mesure de la demande biochimique en oxygène (DBO). La DBO représente la quantité d'oxygène qu'il faut fournir à un échantillon d'eau pour minéraliser par voie biochimique (oxydation bactérienne), la matière organique biodégradable. La mesure la plus couramment réalisée est celle de la DBO5, retenue par la Directive Européenne du 21 mai 1991 (Norme AFNOR NF T.90.103). La DBO5 correspond à la demande biochimique en oxygène après 5 jours d'incubation de l'échantillon à une température de 20°C. C'est ce paramètre qui a été retenu pour l'état des lieux 2004 établi par la DCE. Ce choix peut néanmoins soulever quelques réserves quand à la significativité de la DBO dans le milieu marin. Les principales zones de rejets en matières organiques (DBO5) provenant des industries et des collectivités sur l'ensemble de la sous-région marine golfe de Gascogne sont visibles sur la Figure 68 où on retrouve le poids des agglomérations les plus importantes.

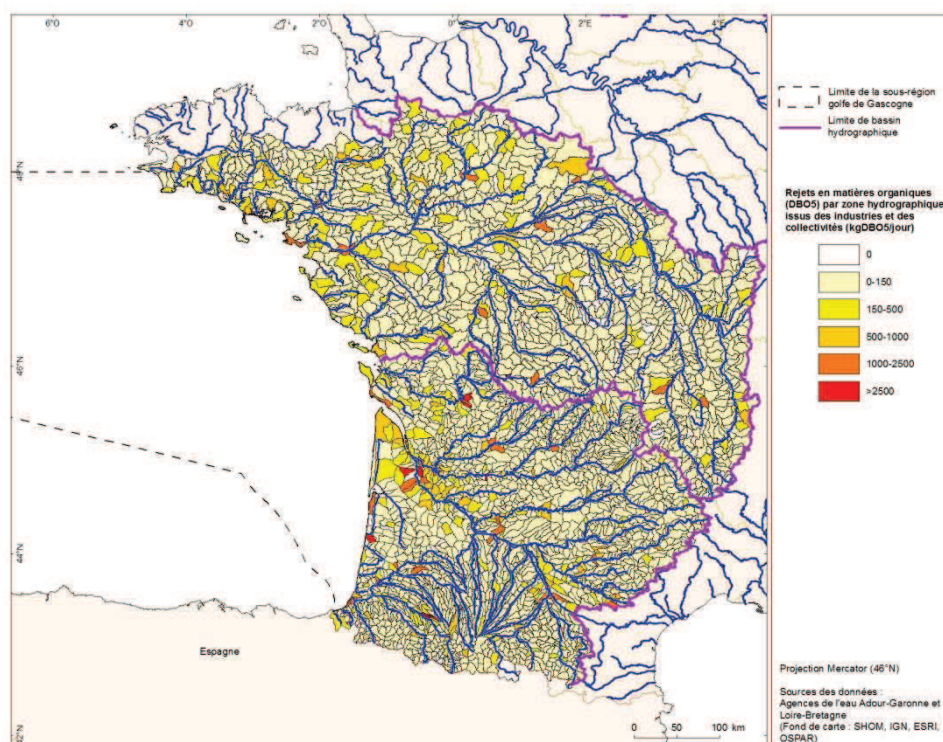


Figure 68 : Principales zones de rejets en matière organique (DBO5) provenant des industries et des collectivités (état des lieux DCEC, données 2002).

1.5.1.1. Bassin Loire-Bretagne

La Figure 69 dresse un bilan de la répartition des sources en rejets de carbone, autre paramètre représentatif de la matière organique. Les apports agricoles et urbains prédominent.

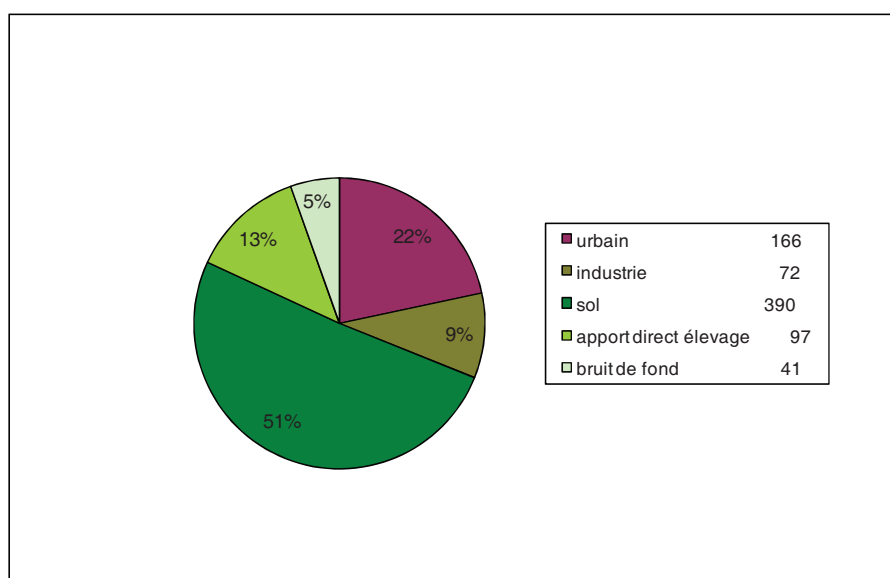


Figure 69 : Répartition des sources de pollution estimées, après épuraton en carbone, exprimé en t/j. Le sol représente ici les apports des cultures, des prairies, des forêts et des épandages des effluents d'élevage (modélisation PEGASE, données AELB 2002).

Les apports pris en compte pour les rejets de stations d'épuration se basent sur un taux d'élimination global de la pollution du carbone organique de 98 %. Ceci provient du fait que l'on est en présence de grosses unités épuratoires performantes. La capacité épuratoire de 2 040 000

EH en zone côtière se répartie entre 43 rejets en mer (1 050 000 EH) et 37 rejets en estuaires (990 000 EH).

1.5.1.2. Bassin Adour Garonne

Sur l'ensemble du bassin, 1000 tonnes de matières organiques, traduites par leur DBO5 sont générées chaque jour par les activités domestiques et industrielles. Les divers dispositifs d'assainissement mis en œuvre, tant pour les collectivités (collectif et autonome) que pour les industries permettent d'abattre 80 % de la DBO5 émis chaque jour.

Les zones majeures d'apports de pollution organique sont les grandes agglomérations (Figure 70), les principales zones agroindustrielles (laiteries du Cantal, conserveries du Lot et Garonne, caves vinicoles du bordelais et distilleries en Charente et Gascogne), les industries papetières (Tartas dans les Landes, St Gaudens sur la Garonne, Mimizan et Factice sur le littoral et Condat sur la Vézère, en réduction toutefois depuis 2001 pour ces deux dernières) et du cuir (bassin de l'Agout).

D'une manière plus générale, les bassins de la Garonne et de l'Adour sont caractérisés par les apports de matières organiques les plus élevés, notamment en raison de la présence de grandes villes (Toulouse) ou de gros sites industriels (Tartas), alors que ceux du Lot et de la Charente apparaissent comme étant les plus épargnés (Figure 70).

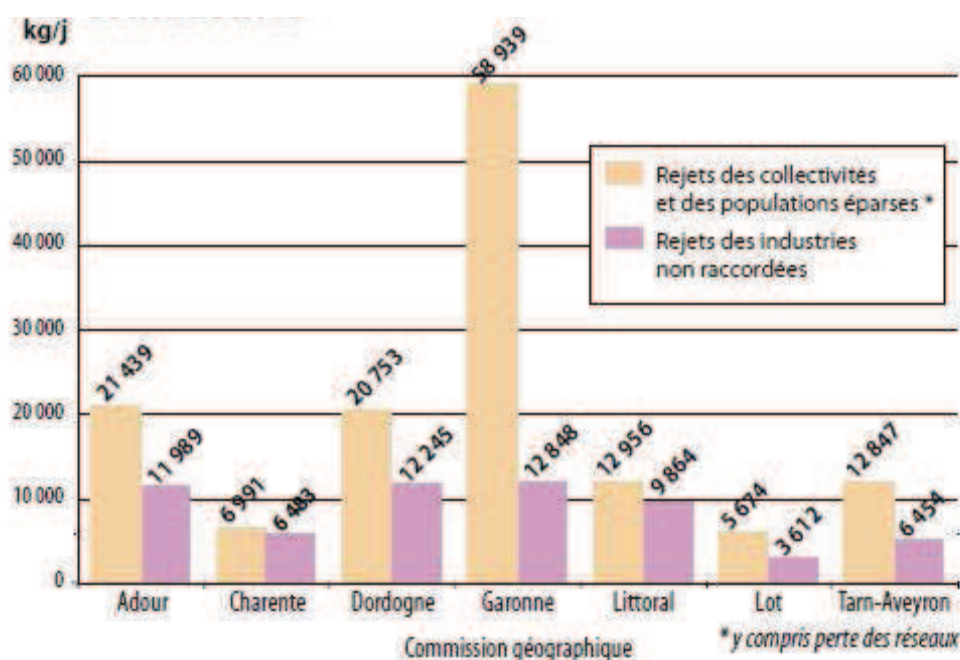


Figure 70 : Pollution nette (exprimée en Demande Biologique en Oxygène, DBO5, kg/j) comparée entre collectivités et industries.

1.5.2. Apports de nutriments et de matière organique par la mariculture

L'aquaculture marine peut engendrer des pressions physiques sur le milieu (sédimentation de matière particulaire riche en matière organique) et chimique (déplétion en oxygène et apports en nutriments). Il existe deux types d'aquaculture marine en mer : les élevages en pleine eau (pisciculture en cage ou sur conchyliculture sur filière) et les élevages en zone intertidale et infralittorale (conchyliculture sur table ou bouchot). L'intensité des pressions sur l'environnement est variable selon les systèmes d'élevage (Tableau 24).

La sédimentation de matière organique sous les installations aquacoles est issue des rejets des animaux exploités : excréments des poissons, fèces et pseudo fèces des coquillages bivalves filtreurs. A cela peut s'ajouter pour la pisciculture les déchets de nourriture. Les élevages aquacoles engendrent également un rejet de nutriments dissous dans la colonne d'eau. La plupart des poissons d'élevage, ont besoin d'une alimentation riche en protéines et phosphates, mais ils assimilent mal l'azote et le phosphore. Ces composés rejoignent directement la colonne d'eau sous forme d'ammoniac et de phosphate excrétés par les animaux ou indirectement rejetés par la décomposition des fèces et des excédents de nourriture non consommés. On estime à moins d'un tiers le carbone, l'azote et le phosphore apportés par la nourriture et finalement assimilés par les poissons en élevage.

Tableau 24 : Intensité potentielle des pressions par type d'élevage aquacole pouvant s'exercer sur les habitats (d'après RTE Natura 2000, Tome 1, 2010).

Catégorie de pressions	Pressions		Pisciculture en cage en mer		Conchyliculture sur filière (en mer)		Conchyliculture intertidale sur table ou bouchot	
Physique	Sédimentation	Turbidité	Orange		Vert clair		Vert clair	
		Etouffement, enrichissement en matière organique	Orange	Vert clair	Jaune	Vert clair	Orange	Vert clair
Chimique	Modifications biogéochimiques	Oxygène dissous	Orange		Jaune		Jaune	
		Nutriments	Orange	Vert clair	Jaune	Vert clair	Jaune	Vert clair

Légende	Pression forte	Pression modérée	Pression faible	Pression pouvant générer des effets positifs sur une espèce, un habitat ou une composante des écosystèmes marins
	Orange	Jaune	Vert clair	Vert clair

Les pressions biogéochimiques liées à la conchyliculture sur filière restent faibles compte tenu des densités d'élevage en France et de la localisation des filières en zone brassée par les courants. La conchyliculture intertidale sur table ou bouchot constitue le type d'élevage conchylicole le plus répandu en France. La pression de cette activité est modérée pour l'étouffement et l'enrichissement organique du sédiment, compte tenu des espèces élevées (filtreurs), des densités observées sur ces élevages en France et de leur localisation généralement en zone intertidale, brassée par les vagues et courants. De plus, la conchyliculture ne requiert aucun apport alimentaire et les rejets organiques et minéraux ne proviennent que de la matière filtrée dans la colonne d'eau.

Au vu de ces résultats, seule la pisciculture en cage en mer a un impact potentiel important en termes d'apports en nutriments et de matière organique dans le milieu. Seule cette activité sera donc traitée en détail. Les données concernant la distribution française des zones conchylicoles sont par ailleurs présentées dans le chapitre « Etouffement et colmatage »

En 2007, 13 % de la production nationale de poissons marins adultes sont localisés sur la façade Atlantique (Bretagne non incluse ; Tableau 25).

Une étude de l'INRA citée dans le rapport « Observation et optimisation des ressources aquacoles » évalue l'eutrophisation potentielle d'une pisciculture de bar en cages flottantes par rapport à un rejet urbain. Selon cette étude, la production d'une tonne de poisson équivaldrait à 2,85 Equivalent-Habitants, ce qui signifie qu'un effluent non traité d'une ferme de 500 tonnes de bar

équivaldrait à un effluent non traité d'un village de près de 1500 habitants. Un Equivalent-Habitants correspond ici à 60 g/j de DBO5, 10 g d'azote total et 3,5 g de phosphore contenu dans un rejet urbain. Ces facteurs de conversion sont difficilement extrapolables à la sous-région marine car les rejets en azote, phosphore et carbone organique dépendront fortement du type d'élevage (intensif versus extensif), de l'espèce des poissons produits, du type de nourriture et de l'hydrodynamisme du milieu.

Tableau 25 : Répartition régionale de la production de poissons marins adultes en 2007 (source : Agreste – Recensements 2008 de la pisciculture marine).

	2007		
	Nombre de sites	Production	
		Tonnes	%
Pays de la Loire, Aquitaine et Poitou-Charentes¹	7	1013	13
Production totale de poissons marins adultes en France	38	7651	100

¹ Regroupement effectués afin de satisfaire aux règles du secret statistique

A retenir

Les apports agricoles en matières azotées sont prédominants par rapport aux autres sources d'apports (industries, collectivités) dans la sous-région marine golfe de Gascogne. Cette source d'apport est nettement plus importante dans le bassin Loire-Bretagne que dans le bassin Adour-Garonne. Les rejets en azote par les industries et les collectivités sont moindres dans la sous-région marine mais certaines zones connaissent des rejets importants comme le bassin de la Garonne. Concernant le phosphore, la répartition des rejets entre les différentes sources d'apport est nettement plus homogène que pour l'azote, la part de l'agriculture n'étant plus majoritaire.

Les bassins de la Garonne et de l'Adour sont caractérisés par les apports de matières organiques les plus élevés, notamment en raison de la présence de grandes villes (Toulouse) ou de gros sites industriels (Tartas), alors que ceux du Lot et de la Charente apparaissent comme étant les plus épargnés.

2. Apports fluviaux en nutriments et en matière organique

Il n'existe pas de réseau de surveillance dédié spécifiquement à l'évaluation des flux ; par conséquent l'évaluation des flux se fait de manière détournée, en croisant les données de débit des réseaux hydrométriques et les données qualité du Réseau National de Bassin (RNB). Cela engendre des disparités dans les données (données manquantes, localisations différentes des stations de débit et de qualité etc.), ce qui rend difficile l'analyse comparative des apports fluviaux entre bassins. Par ailleurs, l'estimation des apports en mer porte sur les principaux cours d'eau et n'intègre pas les plus petits cours d'eau côtiers, à ce titre les flux totaux présentés correspondent à des valeurs basses.

Dans cette synthèse, les apports fluviaux en nutriments et matière organique sont estimés selon deux méthodes :

Partie I) des flux évalués selon le protocole adopté par la convention internationale OSPAR⁸⁴ et exploitées par le SOeS (Service de l'Observation et des Statistiques) ; le protocole permet également d'estimer les apports fluviaux en matières en suspension (MES) ;

Partie II) des flux évalués selon les modèles PEGASE et entrepris par les Agences de l'eau Adour-Garonne et Loire-Bretagne ; ces modèles permettent également d'estimer les flux en carbone total.

Les deux approches sont sensiblement différentes mais complémentaires. Pour OSPAR, les apports fluviaux sont évalués sur la base d'un découpage de la façade en zones hydrographiquement homogènes. Les apports de chacune de ces zones sont sommés pour évaluer le flux total sur la sous-région marine (Partie I). Les estimations des flux issues des simulations numériques, sont réalisées à l'échelle des bassins versants (Partie II).

Les deux méthodes sont comparées à la fin de cette synthèse (Partie III).

Partie I – Estimation des flux à la mer d'après la méthode OSPAR

2.1. Méthodologie

2.1.1. Méthode d'évaluation des apports fluviaux

Ce document dresse un état des estimations faites à ce jour des flux véhiculés par les cours d'eau, à la mer, dans le golfe de Gascogne. Ces flux sont évalués tous les ans dans le cadre de la convention internationale OSPAR. Celle-ci prévoit en effet d'« évaluer avec autant de précision que possible l'ensemble des apports fluviaux et directs annuels de polluants sélectionnés aux eaux de la Convention » dans le cadre de son programme « Riverine Inputs and Direct Discharges (RID) ».

Conformément aux principes édictés par OSPAR (Commission OPSAR, 1998), l'évaluation des apports fluviaux au golfe de Gascogne, correspondant à la région IV d'OSPAR, est basée sur un découpage en 29 zones d'étude (Tableau 26). Ces zones ont été définies sur la base de critères

⁸⁴ Site de la commission OSPAR : <http://www.ospar.org>

hydrographiques à l'aide de la BDCarthage⁸⁵ (zones homogènes indépendantes les unes des autres hydrologiquement). Les cours d'eau de ces zones sont ensuite classés selon l'importance des flux qu'ils représentent. On distingue ainsi :

- les rivières principales, cours d'eau dont les flux sont importants et qui nécessitent un suivi détaillé ;
- les cours d'eau secondaires dits « tributaires » ;
- les zones d'apport diffus, sans cours d'eau prépondérant.

Sur chacun des cours d'eau identifiés, des stations de qualité et de débit ont été choisies de manière à disposer des chroniques les plus longues possibles, tout en respectant les principes édités par OSPAR (Commission OSPAR, 2008) à savoir de disposer de stations le plus en aval possible, non influencées par la marée. En cas d'indisponibilité, des stations de remplacement peuvent être choisies, sur la base des mêmes critères.

Les flux sont calculés à l'aide du logiciel RTrend© fourni par la Commission, à partir des données de débit des DREAL (centralisées par le Service Central d'Hydrométéorologie et d'Appui à la Prévision des Inondations, SCHAPI⁸⁶) et de qualité (collectées auprès des Agences de l'Eau⁸⁷). Pour cela, les débits sont extrapolés si nécessaire à la station qualité, via les surfaces de bassins versants associés. Les flux massiques sont ensuite calculés à la station qualité, selon des formules adaptées au nombre d'analyses disponibles. Concernant les analyses non quantifiées, la commission OSPAR propose de calculer les flux de deux façons : soit en considérant ces analyses comme nulles, estimation basse, soit en considérant ces analyses comme égales aux limites de quantifications associées, estimation haute. Le flux « réel » se situe alors entre ces deux estimations.

Les contributions des zones « d'apport diffus » sont estimées par rapprochement avec des zones drainées par un cours d'eau significatif sur des critères d'occupation des sols.

2.1.2. Présentation du découpage sur la sous-région marine golfe de Gascogne

Le golfe de Gascogne correspond en France à un bassin de 263 041 km², soit près de la moitié du territoire métropolitain. 17 millions de personnes y vivent. L'occupation des sols selon Corine land cover⁸⁸ est marquée par une activité agricole importante, peu de zones urbaines et des espaces naturels couvrant près de 30 % de sa surface.

29 zones d'apport y ont été identifiées (Figure 71). Les plus importantes correspondent à la Loire puis, dans une moindre mesure, à la Garonne. Elles sont considérées comme les fleuves principaux de cette sous-région marine. La Loire draine à elle seule près de la moitié de la surface du bassin de cette sous-région marine : 110 178 km² contre « seulement » 38 227 km² pour la Garonne.

⁸⁵ Base de Données sur la Cartographie Thématique des Agences de l'Eau et du ministère de l'environnement

⁸⁶ Portail de la banque de données hydrologiques : <http://www.hydro.eaufrance.fr>

⁸⁷ Portail des agences de l'eau : <http://lesagencesdeleau.fr>

⁸⁸ <http://www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/bases-de-donnees/occupation-des-sols-corine-land-cover.html>

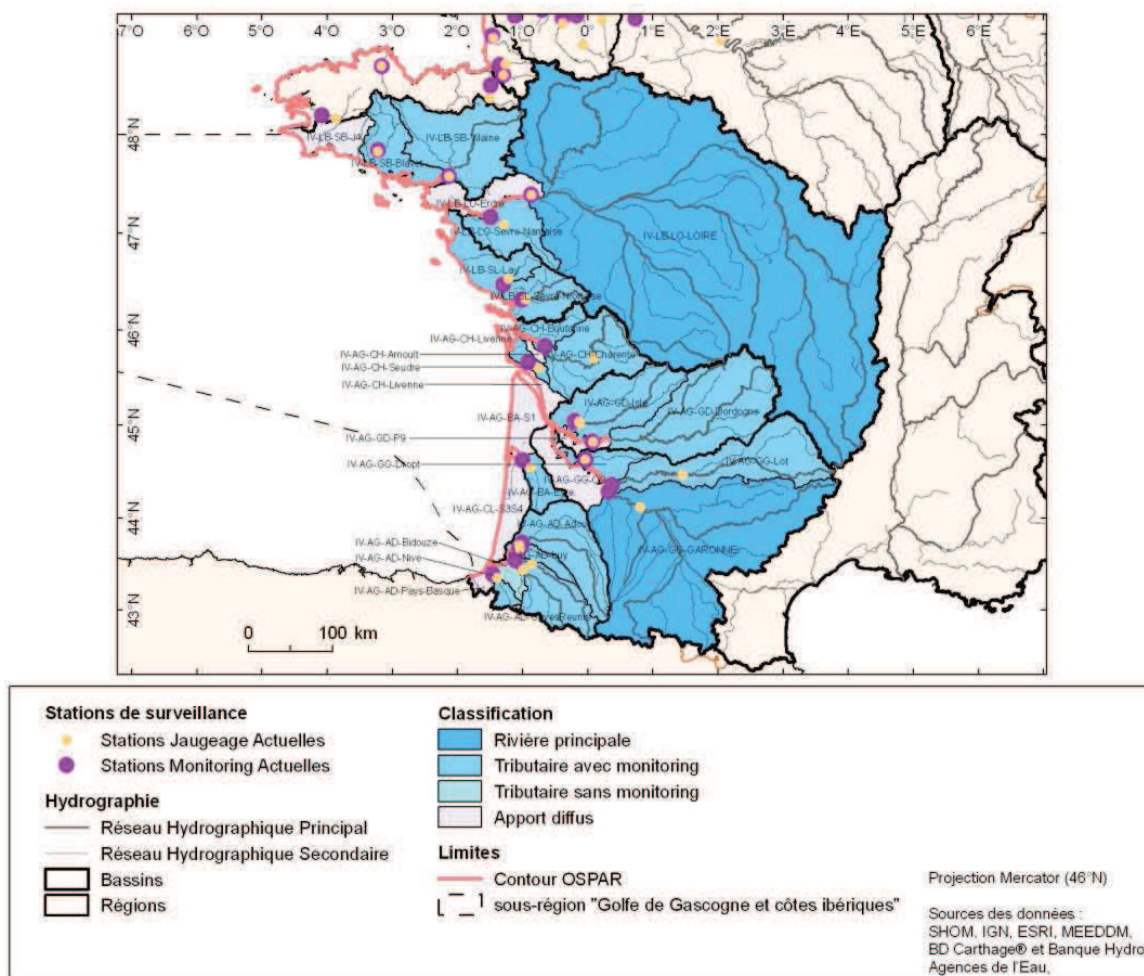


Figure 71 : Découpage des zones d'apport au golfe de Gascogne.

Les flux de ces 29 zones d'apport sont calculés et estimés à l'aide de 20 stations de débit et de 21 stations de surveillance physico-chimique.

Tableau 26 : Typologie des zones dans le golfe de Gascogne, du nord au sud.

Nom de la zone	Typologie de la zone	Surface de la zone (km ²)	% suivi	Débit en 2009 (1000 m ³ /j)
IV-LB-SB-Blavet	tributaire	4 649	43 %	6483
IV-LB-SB-J4	apport diffus	2 868	0 %	4934
IV-LB-SB-Vilaine	tributaire	10 144	100 %	6579
IV-LB-LO-Erdre	apport diffus	3 636	0 %	1789
IV-LB-LO-LOIRE	rivière principale	110 178	100 %	49083
IV-LB-LO-Sevre-Nantaise	tributaire	4 664	51 %	3198
IV-LB-SL-Lay	tributaire	4 522	38 %	2224
IV-LB-SL-Sevre-Niortaise	tributaire	4 363	77 %	2924
IV-AG-CH-Arnoult	apport diffus	291	0 %	120
IV-AG-CH-Boutonne	tributaire sans surveillance	2 141	62 %	879

IV-AG-CH-Charente	tributaire	7 526	100 %	3091
IV-AG-CH-Livenne	apport diffus	1 172	0 %	936
IV-AG-CH-Seudre	tributaire	988	38 %	188
IV-AG-BA-Eyre	tributaire	2 036	90 %	1906
IV-AG-BA-S1	apport diffus	2 810	0 %	2630
IV-AG-GD-Dordogne	tributaire	14 605	100 %	16811
IV-AG-GD-Isle	tributaire	8 472	82 %	6634
IV-AG-GD-P9	apport diffus	870	0 %	681
IV-AG-GG-Dropt	tributaire	2 672	46 %	932
IV-AG-GG-GARONNE	rivière principale	38 227	100 %	38132
IV-AG-GG-Lot	tributaire	11 541	100 %	12212
IV-AG-GG-O9	apport diffus	3 875	0 %	13771
IV-AG-CL-S3S4	apport diffus	3 105	0 %	2906
IV-AG-AD-Adour	tributaire	7 977	97 %	8187
IV-AG-AD-Bidouze	tributaire sans surveillance	1 041	0 %	1068
IV-AG-AD-GavesReunis	tributaire	5 504	99 %	19560
IV-AG-AD-Luy	tributaire	1 367	85 %	2320
IV-AG-AD-Nive	tributaire	1 153	79 %	3879
IV-AG-AD-Pays-Basque	apport diffus	644	0 %	2289

2.2. Evolution des apports fluviaux de nutriments

2.2.1. Apports fluviaux d'azote

Les apports en matières azotées d'origine agricole sont prédominants par rapport aux autres sources d'apports (industries, collectivités) dans la sous-région golfe de Gascogne (cf le chapitre « Analyse des sources directes et chroniques en nutriments et matières organiques »). La mise en conformité des stations d'épuration au titre de la directive ERU⁸⁹ a permis et va permettre de réduire encore les apports d'azote issus des rejets urbains.

La disponibilité des données de l'azote total ne permet pas de présenter la série des flux correspondants depuis 1999. Mais le flux d'azote nitrique (nitrates) est prépondérant dans le flux d'azote total : 77 % du flux en 2009 qui s'élève à 321,9 kt/an en estimation haute.

⁸⁹ Directive 91/271/CEE relative au traitement des eaux urbaines résiduaires

2.2.1.1. Apports fluviaux d'azote liés aux nitrates

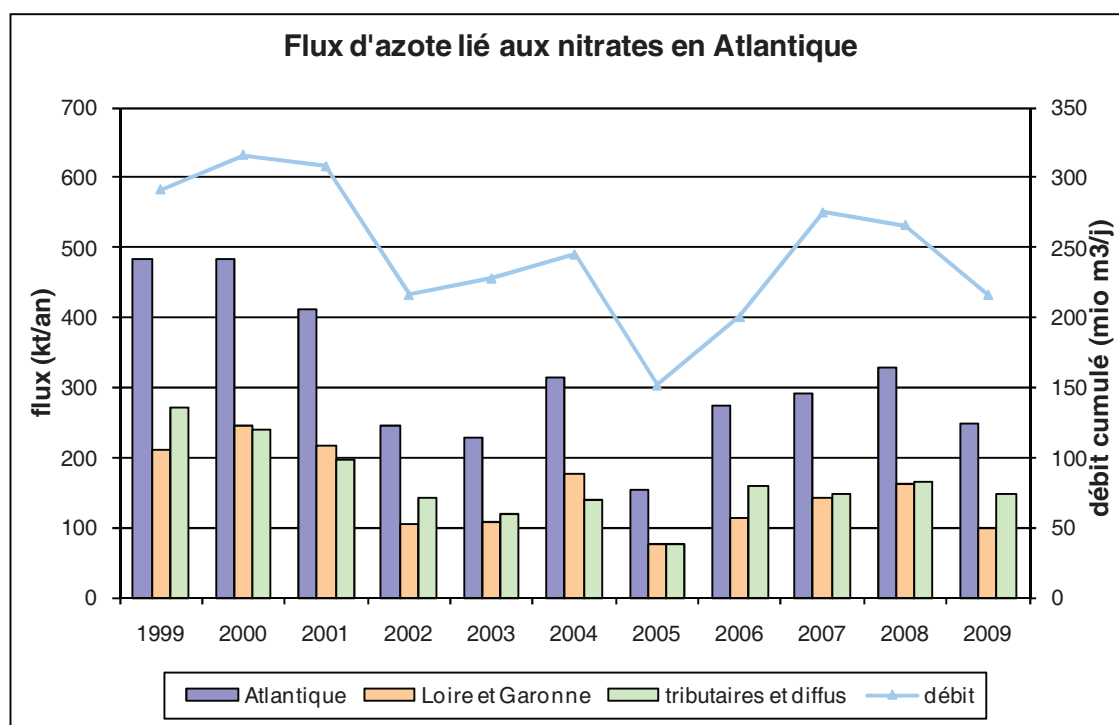


Figure 72 : Evolution des apports fluviaux d'azote dû aux nitrates dans le golfe de Gascogne depuis 1999.

Les flux de nitrates sont corrélés aux débits : 80 % des variations de flux de nitrates sont explicables par les évolutions de débit. On observe de ce fait trois phases sur la période 1999-2009 : une baisse importante de 1999 à 2005, malgré un pic en 2004, suivie d'une hausse entre 2005 et 2008, en liaison avec les débits et 2009 en diminution (Figure 72). A débits cumulés comparables en 2002 et 2009, les flux d'azote liés aux nitrates sont du même ordre de grandeur (près de 250 kt /an). Alors que les apports des bassins versants ne sont pas tous « connus », l'ensemble constitué des « tributaires » et des zones d'apport diffus contribue au moins autant que les deux « rivières principales » Loire et Garonne depuis 2005. La surface agricole, telle que définie par la base Corine land Cover, contenue dans les bassins versants des « rivières principales » est pourtant plus importante (107 000 km² contre 73 000 km² selon Corine land cover 2000).

2.2.1.2. Apports fluviaux d'azote liés à l'ammonium

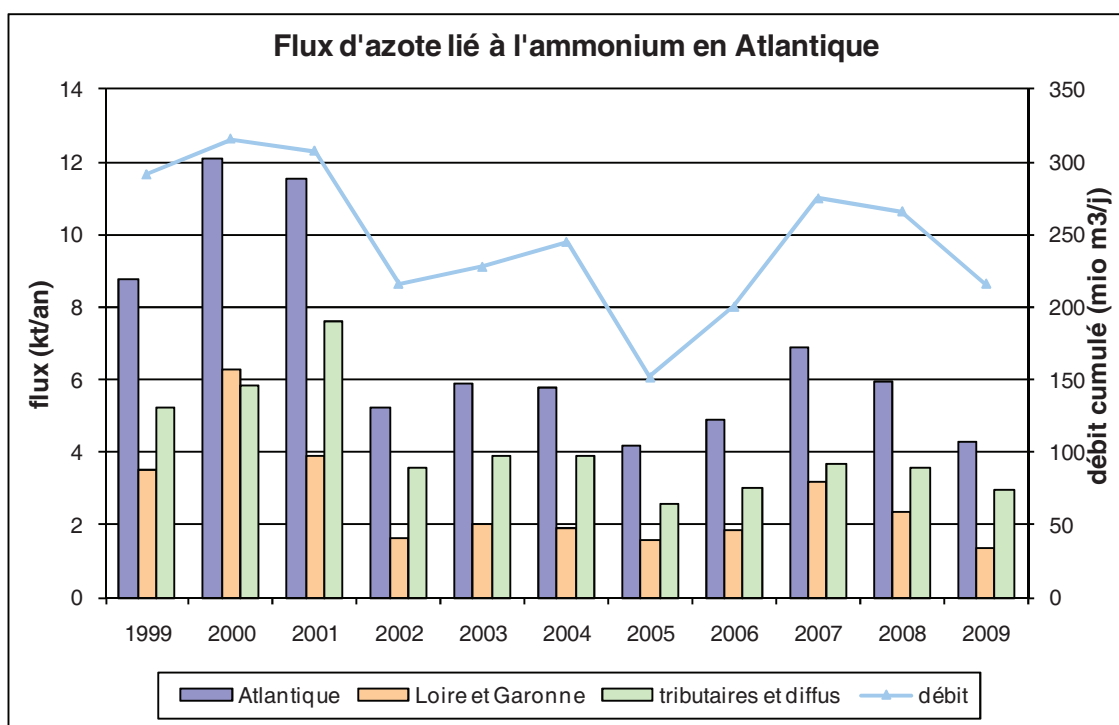


Figure 73 : Evolution des apports fluviaux d'azote dû à l'ammonium dans le golfe de Gascogne depuis 1999.

Après avoir fortement chuté en 2002, en partie en liaison avec les débits, les apports d'ammonium, plutôt d'origine urbaine, semblent se stabiliser depuis à un niveau deux fois inférieur à celui des années 2000/2001 (Figure 73). En 2009, le flux a de nouveau baissé pour atteindre celui de 2005 malgré un débit supérieur. Alors que les apports des bassins versants ne sont pas tous « connus », les « tributaires » et apports diffus contribuent plus que les « rivières principales » malgré une population équivalente.

Le flux d'azote lié à l'ammonium est toutefois négligeable par rapport à celui lié aux nitrates : il est en moyenne 50 fois moins important sur cette sous-région marine. La réduction des flux d'ammonium est en partie expliquée par l'amélioration des rendements épuratoires des stations de traitement des eaux usées.

2.2.2. Apports fluviaux de phosphore

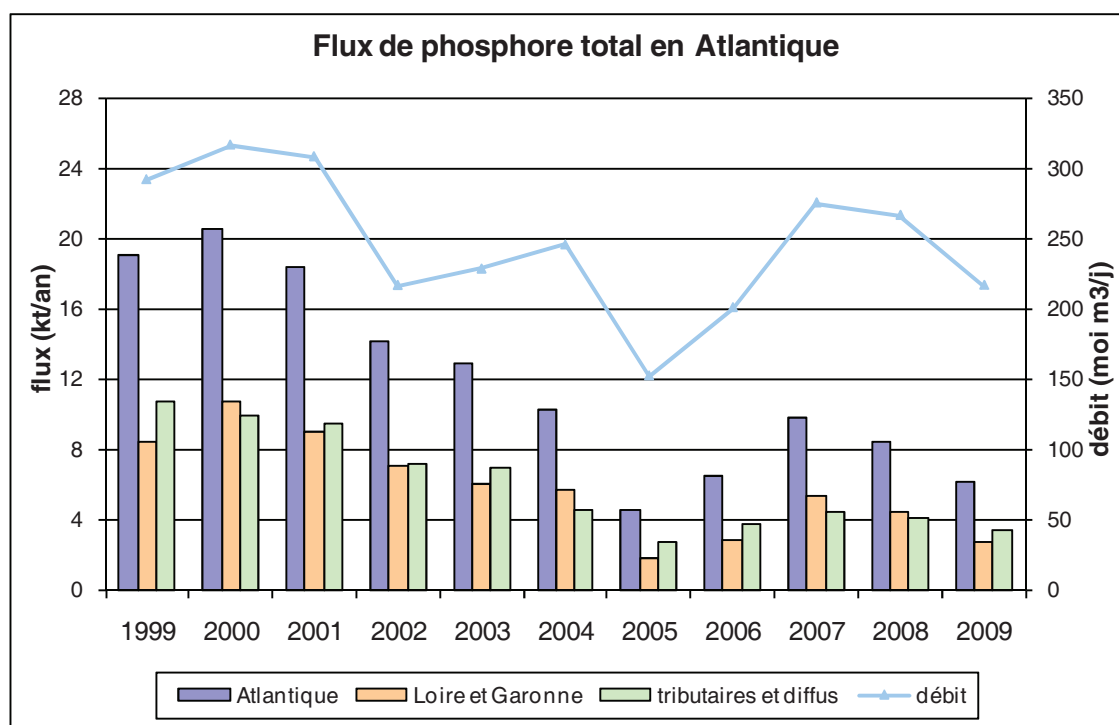


Figure 74 : Evolution des apports fluviaux de phosphore total dans le golfe de Gascogne depuis 1999.

Les flux de phosphore total suivent une évolution liée aux débits : chute sensible et régulière entre 1999 et 2005, hausse entre 2005 et 2007, puis baisse depuis (Figure 74). Toutefois, le flux atteint en 2009, de l'ordre de 6 kt/an pour le phosphore total, est deux fois inférieur à celui de 2002 pour des débits comparables. L'interdiction de la commercialisation et de l'utilisation des phosphates dans les lessives domestiques explique en partie cette diminution. Cette mesure permet de diminuer d'un peu plus de 20 % la charge en phosphore à traiter par les stations d'épuration. Par ailleurs, ces dernières présentent globalement une amélioration des rendements épuratoires du traitement du phosphore sur la période considérée. La réduction d'utilisation d'engrais phosphatés initiée depuis les années 1980 sur la majorité des surfaces drainées de cette zone pourrait également expliquer dans une moindre mesure cette baisse.

2.2.3. Evolution des apports fluviaux de matières en suspension

Les flux de matières en suspension (MES) montrent de fortes variations interannuelles (Figure 75), dépendantes des débits, les plus fortes valeurs étant observées en années humides, marquées par des pluies et des crues érosives importantes. Les résultats des réseaux de mesures ponctuelles utilisés pour la présente évaluation ne rendent compte que de manière partielle de ce transit particulière. De plus, à l'interface terre-mer, le flux est fortement influencé en zone estuarienne soumise aux marées et souvent très artificialisée (sédimentation, piégeage dans le bouchon vaseux, aménagement hydraulique, dragage). Cette incidence porte peu ou prou sur tous les paramètres et en premier lieu sur ceux associés aux MES.

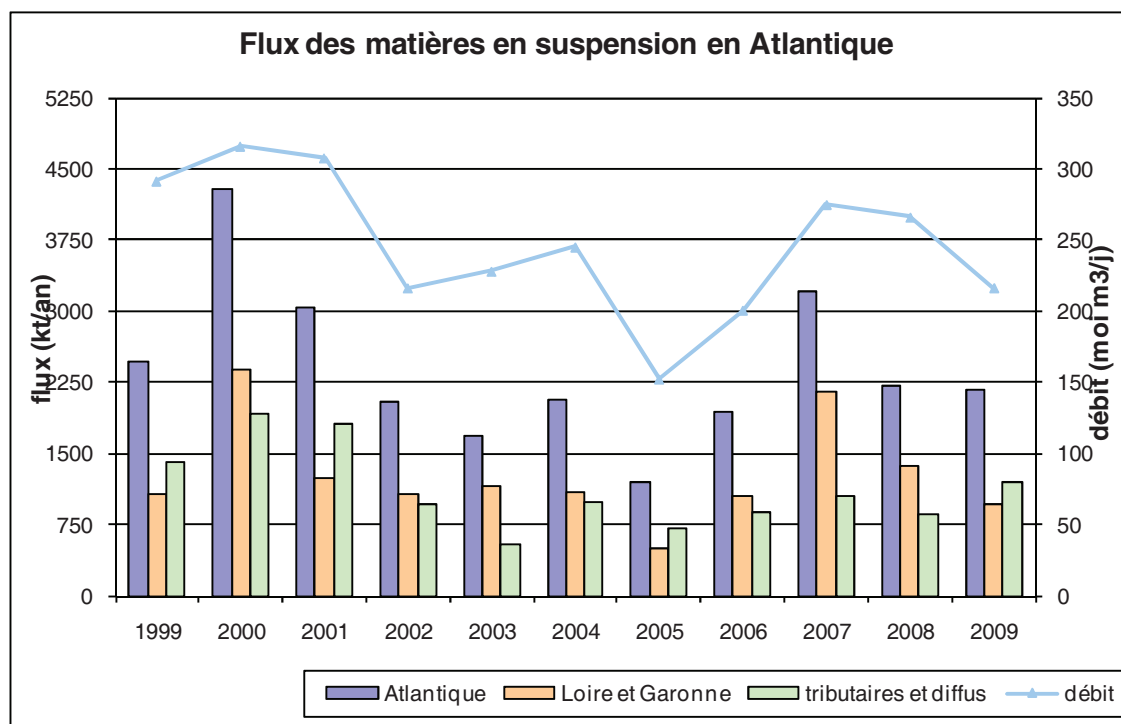


Figure 75 : Evolution des apports fluviaux de matières en suspension dans le golfe de Gascogne depuis 1999.

Les apports de matières en suspension sont directement influencés par les variations brusques des débits de certains cours d'eau. Cela explique les pics observés en 2000 et 2007, années de débit important et de crues pour la Garonne (Figure 75). Le flux de matières en suspension a diminué de 30 % en 2008 après avoir triplé entre 2005 et 2007. Le débit n'a pourtant que peu diminué. En 2009, le flux se maintient au même niveau qu'en 2008 malgré une diminution du débit, suggérant un enrichissement en matières en suspension en 2009. La tendance montre également une baisse de 30 % environ sur l'ensemble de la période. Les flux de 2009 restent du même ordre de grandeur que ceux de 1999 malgré les débits plus faibles.

A retenir

L'apport d'azote sur la sous-région marine golfe de Gascogne s'élève à 321,9 kt et celui du phosphore à 6,1 kt en estimation haute en 2009. Cette estimation porte sur les principaux bassins versants (les petits cours d'eau côtiers ne sont pas pris en compte). Les rejets de phosphore ont largement diminué (de moitié) alors que les flux azotés n'amorcent qu'une légère baisse, surtout liée à l'ammonium. Les « tributaires » contribuent au moins autant que les « rivières principales » aux flux azotés et phosphorés et ce, malgré une surface drainée moins importante (36 % contre 57 %).

Partie II - Estimation des flux à la mer par bassin versant

2.3. Méthodologie

La simulation de la qualité des eaux des cours d'eau est faite à partir du modèle PEGASE. Celui-ci est constitué de deux parties concernant deux problématiques :

- l'eutrophisation et de la production primaire d'une part ;
- l'estimation des rejets urbains et industriels d'autre part.

Ceci a pour objectif d'orienter les choix en matière de gestion des eaux de surface par le calcul prévisionnel de la qualité des eaux en fonction des apports et rejets polluants, et des conditions hydrologiques.

PEGASE⁹⁰ est un modèle intégré bassin hydrographique / rivières qui permet de calculer de façon déterministe la qualité des eaux des rivières en fonction des rejets et apports de pollution, pour différentes situations hydrologiques. Il permet également de calculer de façon prévisionnelle les améliorations de la qualité de l'eau qui résultent d'actions d'épuration ou de réduction des rejets.

Pour ce faire le modèle prend en compte l'ensemble des phénomènes de transfert et de transformation des éléments : sédimentation, assimilation, production primaire, biodégradation et respiration.

Les données utilisées au niveau des rejets des collectivités et des industries sont celles calculées pour les redevances des agences de l'eau. Pour l'agriculture le modèle prend en compte l'occupation des sols des bassins versants ainsi que la charge en cheptel.

Les évaluations de flux sont calculées à l'entrée des estuaires pour l'azote, le phosphore et le carbone total.

2.4. Bilan des flux en nutriments et en matières organiques

2.4.1. Bassin Loire-Bretagne

Le Tableau 27 dresse le bilan global des différents fleuves côtiers du bassin Loire Bretagne. La Loire contribue très majoritairement aux apports en azote, phosphore et carbone total.

Tableau 27 : Bilan global des différents fleuves côtiers du bassin Loire-Bretagne (apport en azote total, phosphore total et carbone total aux estuaires en kt/an – Pégase 2007).

	Loire	Bretagne Sud dont Vilaine	Côtiers Vendéens	Sèvre Niortaise	Total Bassin Loire- Bretagne vers GDG
Azote	383,2	125,8	63,3	25,5	597,8
Phosphore	4,1	1,6	0,7	0,2	6,6
Carbone	114	27	14	5	160,0

⁹⁰ http://www.eau-loire-bretagne.fr/espace_documentaire/documents_en_ligne/fiches_de_synthese/annee_2004/IIB1286_1.pdf

Le Tableau 28 donne la proportion des flux selon les fleuves majeurs. Pour le carbone 32 % des flux sont dus à la Loire contre 20 % dû à la Garonne, alors que la taille du bassin versant de ce fleuve ne représente que 70 % de celui de la Loire. Cette tendance est inversée en ce qui concerne l'azote, ce qui traduit bien la pression d'origine agricole qui est plus forte sur la Loire.

Tableau 28 : Répartition des apports en azote, phosphore et carbone au golfe de Gascogne.

	Loire	Garonne
Azote	53 %	6 %
Phosphore	38 %	14 %
Carbone	32 %	20 %

Zoom sur le bouchon vaseux de la Loire

Ce paragraphe reprend en particulier les résultats des travaux du GIP Loire Estuaire.

A l'interface entre les milieux d'eaux douces et l'estuaire de la Loire, ce dernier constitue une zone de stockage, de transfert et de transformation des matières polluantes, notamment des sels nutritifs en excès.

La Figure 76 montre l'évolution annuelle des teneurs en orthophosphates (PO_4^{3-}) et en chlorophylle 'a' à Montjean-sur-Loire, dernière station de suivi avant l'estuaire de la Loire.

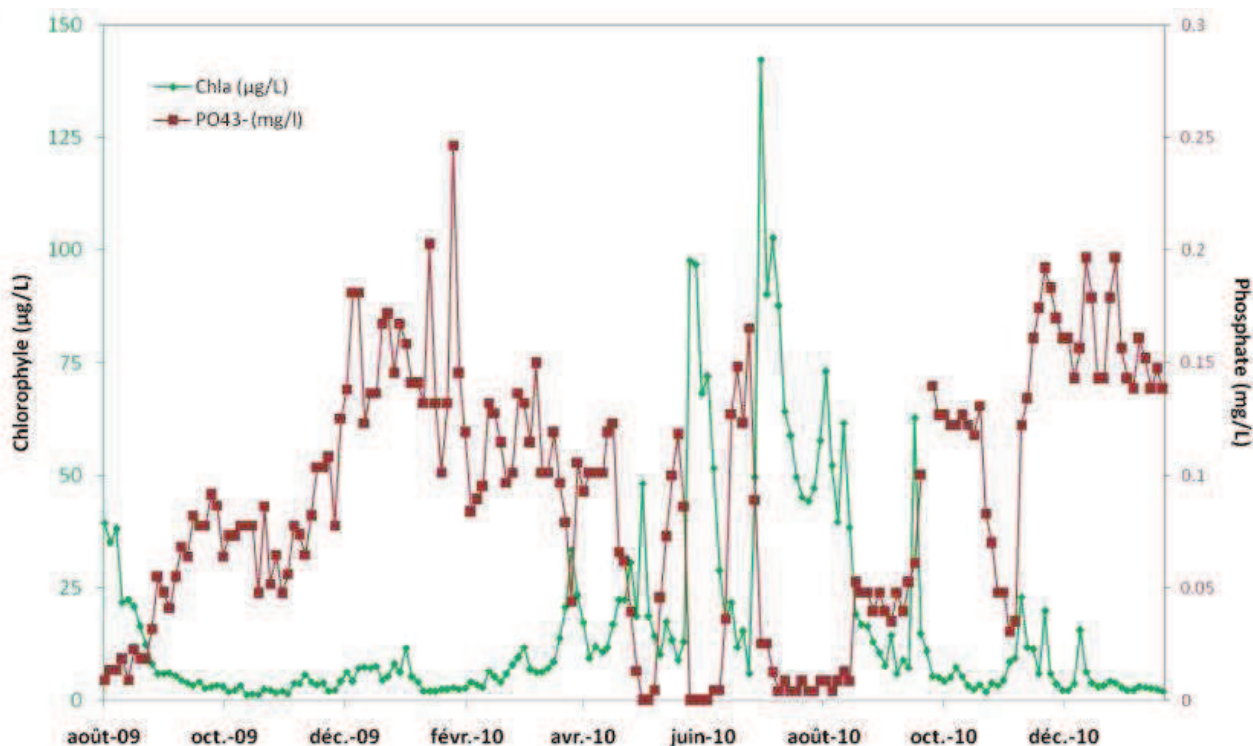


Figure 76 : Evolution annuelle des teneurs en orthophosphates (PO_4^{3-}) et en chlorophylle 'a' à Montjean-sur-Loire.

Les périodes hivernale et estivale se caractérisent bien par des pics, respectivement de concentration en orthophosphates et en chlorophylle 'a'.

De ce point de vue, le rôle de filtre du bouchon vaseux a une importance significative pour réguler les apports en sels nutritifs au golfe de Gascogne et y réduire les risques liés à l'eutrophisation. En fonction de l'hydrologie et de leur affinité pour les particules, les différents sels nutritifs y sont plus ou moins bloqués.

Selon les périodes de l'année en fonction des marées et de l'hydrologie de la Loire, la localisation du bouchon vaseux peut varier.

Une des conséquences majeures de ce bouchon vaseux est mise en évidence par les teneurs en oxygène dissous. Ces dernières sont de plus en plus faibles à mesure que l'on progresse vers l'exutoire de l'estuaire. La station la plus aval se situe à Cordemais (Figure 77). Durant les périodes estivales d'étiage prononcé, les eaux sont alors très sous-oxygénées. Or, la charge organique des eaux de la Loire, quand elle a été mesurée, a toujours été considérée comme élevée, ce qui est sans aucun doute à la base des problèmes d'oxygénation des eaux estuariennes.

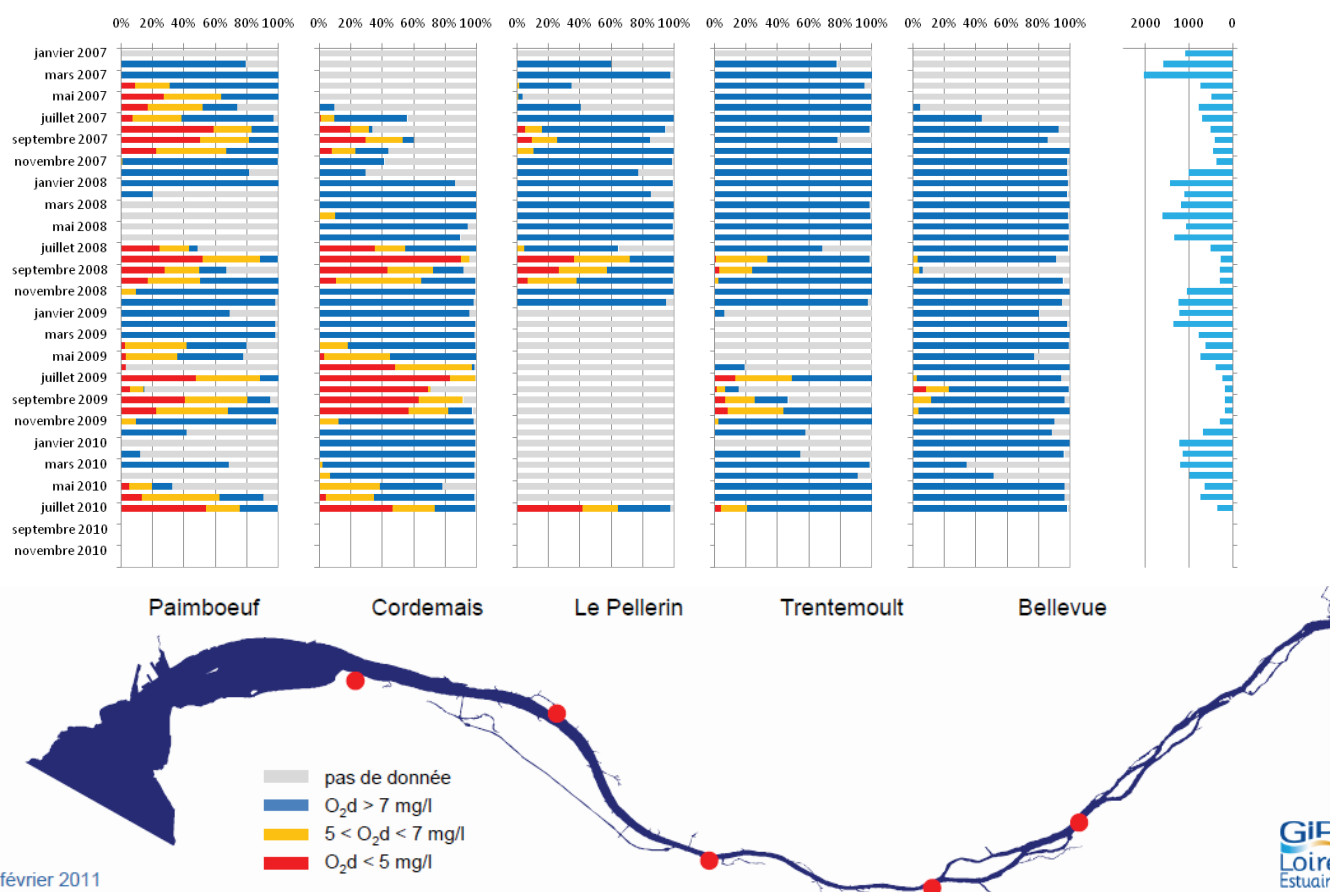


Figure 77 : Teneurs en oxygène dissous (%) dans l'estuaire de la Loire (source: GIP Loire Estuaire).

La variabilité saisonnière est très marquée, consécutivement à l'hydrologie plus forte en hiver et au printemps qui peut expulser en période de crue le bouchon vaseux au large (Figure 78).

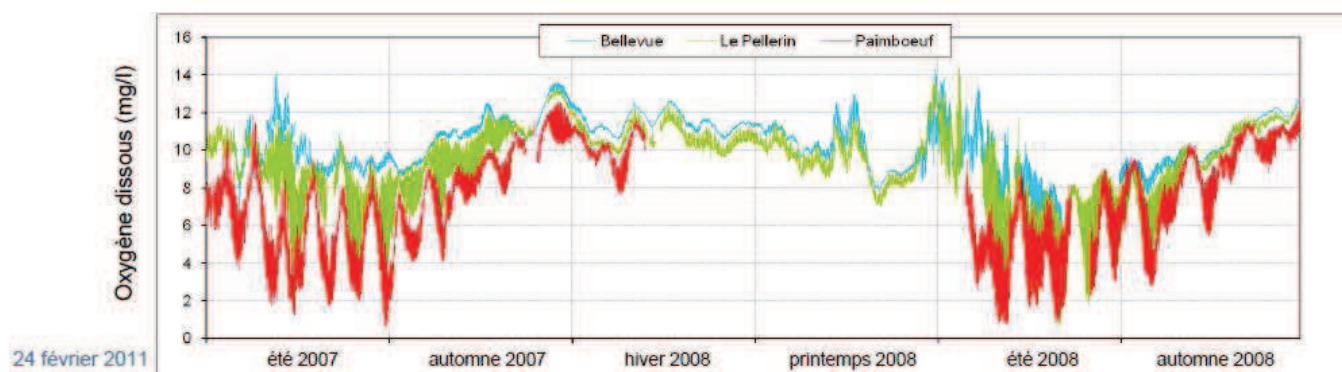


Figure 78 : Variabilité saisonnière de l'oxygène dissous (mg/l) dans l'estuaire de la Loire.

2.4.2. Bassin Adour-Garonne

Le Tableau 29 dresse le bilan global des apports en azote, phosphore et carbone total par les différents fleuves côtiers du bassin Adour Garonne. La Garonne contribue à environ 35 à 40 % des différents apports du bassin Adour-Garonne vers le golfe de Gascogne.

Tableau 29 : Bilan global des différents fleuves côtiers du bassin Adour-Garonne (apport en azote total, phosphore total et carbone total aux estuaires en kt/an – Pégase 2007).

	Charente	Dordogne	Garonne	Adour	Total Bassin Adour-Garonne vers GDG
Azote	20,6	31,3	41,9	25,1	118,9
Phosphore	0,3	1,1	1,5	0,9	3,8
Carbone	12,7	62,1	71,5	45,3	191,6

Les flux totaux (bassin Loire-Bretagne et bassin Adour-Garonne) vers le golfe de Gascogne sont donc estimés à 717 kt / an pour l'azote, 10 kt / an pour le phosphore et 352 kt / an pour le carbone. Le bassin Loire-Bretagne contribue majoritairement pour l'azote tandis que les flux à la mer en phosphore et carbone sont supérieurs pour le bassin Adour-Garonne.

On peut observer une très bonne correspondance entre les flux de phosphore modélisés et les flux calculés OSPAR.

Partie III - Synthèse des deux méthodes

Deux types de méthodes de calculs des flux de nutriments à la mer ont été testées : l'une issue du traitement de mesures ponctuelles de la qualité des eaux superficielles au droit des stations de mesures de débit suivant le protocole OSPAR, l'autre issue d'outils de modélisation utilisant en données d'entrée les rejets ponctuels et diffus.

Le tableau ci-dessous présente de manière synthétique une évaluation des flux pour les différents paramètres considérés selon les deux approches utilisées (OPSAR et agences de l'eau).

Tableau 30 : Evaluation des flux (en kt/an) d'azote total, de phosphore total, de carbone et de matières en suspension vers le golfe de Gascogne, estimés selon la méthode OSPAR (année 2007) et selon le modèle PEGASE (2007).

Flux (kt/an)	OSPAR (2007)	Total BV AG	Total BV LB
Azote total**	~ 373 Estimation haute (N-NO₃+N-NH₄)**	119	598
Phosphore total	10	4	7
Carbone	-	192	160
MES	3208	-	-

** Données Ospar corrigées avec les valeurs de flux d'azote total en 2007 (données disponibles sur l'ensemble des sous-zones pour cette année là).

Les flux totaux (bassins Loire-Bretagne et Adour-Garonne) vers le golfe de Gascogne sont donc estimés à 717 kt/an pour l'azote, 11 kt/an pour le phosphore et à 352 kt/an pour le carbone. Le bassin Loire-Bretagne contribue majoritairement pour l'azote et le phosphore tandis que les flux en carbone sont supérieurs pour le bassin Adour-Garonne.

Au delà des différences entre ces méthodes et de leurs limites et incertitudes propres, elles donnent des résultats globalement cohérents et du même ordre de grandeur. On peut observer une très bonne correspondance entre les flux de phosphore modélisés et les flux calculés OSPAR. Etant donné les différences des deux approches (notamment sur les paramètres pris en compte), seules les valeurs concernant le paramètre phosphore total sont directement comparables.

A retenir

Globalement, les flux totaux (bassins Loire-Bretagne et Adour-Garonne) vers le golfe de Gascogne sont estimés à 717 kt/an pour l'azote, 11 kt/an pour le phosphore et à 352 kt/an pour le carbone. Le bassin Loire-Bretagne contribue majoritairement pour l'azote et le phosphore tandis que les flux en carbone sont supérieurs pour le bassin Adour-Garonne.

3. Retombées atmosphériques en nutriments

Si l'atmosphère ne peut être négligée en tant que source de phosphates pour les eaux de surface, elle ne constitue une source notable, relativement aux autres sources, que durant des périodes limitées de l'année, correspondant essentiellement à la saison estivale (apports fluviaux limités, stratification des masses d'eaux) et sous forme d'évènements sporadiques mais intenses. Dans cette étude seront traitées uniquement les retombées atmosphériques en azote.

Les émissions atmosphériques d'azote proviennent principalement de la combustion par les centrales électriques, de l'industrie et des processus industriels, de l'agriculture (dégradation des engrais) et du transport (rejets des gaz d'échappements), navigation internationale incluse. On estime que l'agriculture est le principal contributeur (37 %) de retombées atmosphériques en azote dans la région OSPAR⁹¹ IV (golfe de Gascogne), la combustion et le transport contribuant chacun à 24 % des retombées (OSPAR, 2009). Ceci s'explique par le niveau élevé des activités agricoles et industrielles dans ses zones côtières et son intense trafic maritime.

3.1. Méthodologie

Les données de retombées atmosphériques en azote sont calculées à partir des données d'émissions couplées avec un modèle de transport chimique atmosphérique.

Les données d'émission sont issues du programme EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme), Programme coopératif de surveillance continue et d'évaluation de la transmission des polluants atmosphériques à longue distance en Europe, mis en place suite à la convention sur la pollution atmosphérique en 1979. Les données d'émission sont accessibles pour l'azote réduit (NH₃, aérosols d'ammonium) qui est la forme prépondérante des émissions issues de l'agriculture et l'azote oxydé (NO₂, HNO₃, aérosols de nitrate) qui est la forme prépondérante des émissions issues des industries et du transport, sur la période 1995-2008. Ces données sont publiques et disponibles sur la base de données EMEP et se basent sur les émissions recueillies par pays. Une description plus détaillée de ces données est disponible sur le site de la base de données⁹².

Les modèles estiment les retombées atmosphériques en azote oxydé, azote réduit et azote total pour la période 1995-2008 à partir de données d'émission EMEP de différents pays et provenant des principaux secteurs de contribution (combustion, déchets, transport, agriculture) et de données météorologiques. Les modèles sont menés par EMEP MSC-W⁹³ (Meteorological Synthesizing Centre West). Les modèles utilisés et les méthodes de calculs sont décrits en détail dans le rapport de la commission OSPAR. Les résultats des modèles sont téléchargeables sur la base de données EMEP⁹⁴

3.2. Retombées atmosphériques en azote en 2008

Les calculs des modèles se fondant sur les émissions suggèrent que les apports atmosphériques d'azote total dans le golfe de Gascogne s'élèvent en 2008 à plus de 96 kt dont 54 % est constitué

⁹¹ <http://www.ospar.org/>

⁹² <http://www.ceip.at/emission-data-webdab/user-guide-to-webdab/>

⁹³ http://www.emep.int/mscw/index_mscw.html

⁹⁴ http://webdab.emep.int/Unified_Model_Results/AN/

d'azote réduit (apports d'environ 52 kt d'azote réduit) et 46 % d'oxyde d'azote (apports d'environ 44 kt d'azote oxydé). Ceci signifie que l'azote provenant de sources essentiellement liées à l'agriculture (dont l'azote réduit est la forme prépondérante) contribue de façon similaire aux retombées d'azote provenant de sources liées à la navigation, à la combustion et aux industries.

La Figure 79 présente la répartition géographique des retombées atmosphériques en azote oxydé, azote réduit et azote total sur l'ensemble de la sous-région marine golfe de Gascogne, en 2008.

Les retombées suivent un gradient net, les plus élevées se situant à proximité du littoral et les plus faibles en pleine mer (Figure 79) dues aux apports locaux (agglomérations, ports, industries, etc.). Les retombées en azote oxydé sont plus importantes dans la partie sud du golfe de Gascogne.

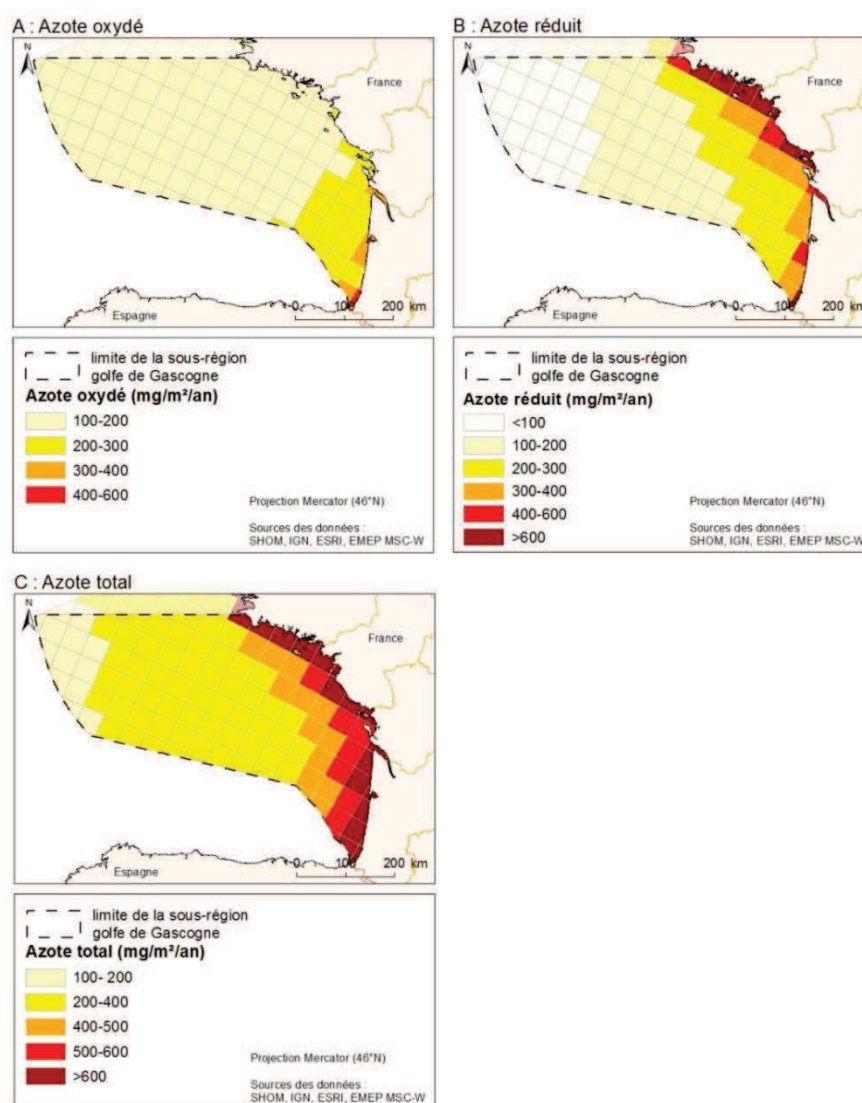


Figure 79 : Retombées atmosphériques en azote oxydé (A), azote réduit (B) et azote total (C) dans le golfe de Gascogne en 2008, exprimées en mg/m², selon le modèle EMEP.

3.3. Evolution interannuelle des retombées atmosphériques en azote

Les retombées atmosphériques en azote sont estimées pour les années 1995 à 2008 à la fois pour l'azote oxydé, l'azote réduit et l'azote total sur l'ensemble de la sous-région marine golfe de Gascogne (Figure 80).

Les retombées d'oxyde d'azote ont baissé de près de 21 % entre 1995 et 2008 (Figure 80), grâce essentiellement à la lutte antipollution dans l'industrie et aux normes plus strictes en matière d'émissions des véhicules motorisés, avec un maximum observé en 1996. En revanche, les retombées d'azote réduit, qui sont presque entièrement attribuables à l'agriculture, n'ont baissé que de 5 % au cours de cette période avec un maximum également observé en 1996. Les retombées d'azote total ont baissé de 13 % entre 1995 et 2008.

On doit souligner que les retombées d'azote calculées ne correspondent pas proportionnellement aux émissions d'azote et sont grandement influencées par les conditions météorologiques propres à chaque année. Les diverses conditions météorologiques de chaque année entraînent une variabilité importante des retombées modélisées d'azote d'une année à l'autre. Ainsi l'année 1996 montre des retombées en azote particulièrement importantes (Figure 80).

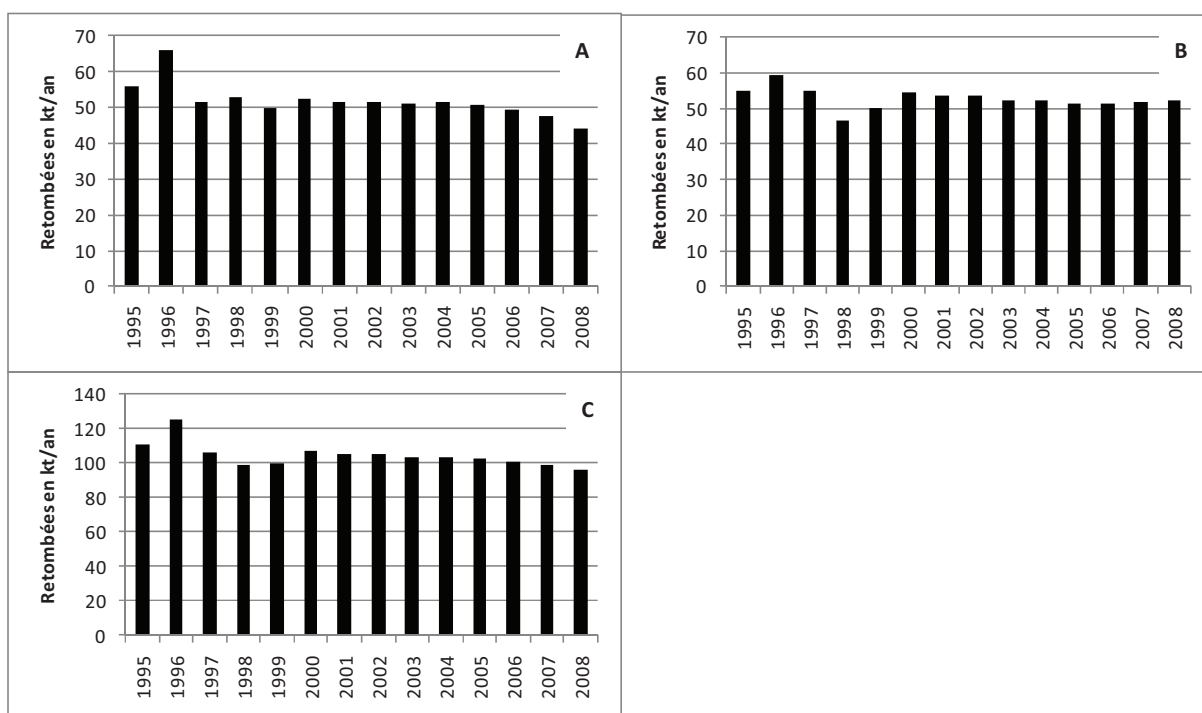


Figure 80 : Evolution inter-annuelle des retombées atmosphériques en azote oxydé (A), azote réduit (B) et azote total (C) de 1995 à 2008, dans le golfe de Gascogne, exprimées en kt d'azote par an.

A retenir

Les calculs des modèles se fondant sur les émissions suggèrent que les apports atmosphériques d'azote s'élèvent à plus de 96 kt en 2008. L'apport d'azote total par les rivières dans la sous-région golfe de Gascogne en 2008 a pu être évalué à environ 300 kt. Ainsi, la proportion des apports atmosphériques en azote total dans les apports totaux en azote représente en 2008 environ 24 %, ce qui constitue une part non négligeable dans les apports en azote dans le milieu marin. Concernant les évolutions inter-annuelles, les retombées atmosphériques d'azote oxydé ont nettement diminué entre 1995 et 2008, tandis que les retombées atmosphériques en azote réduit ont diminué de façon moindre durant cette même période. Les retombées sont plus élevées près des côtes et plus faibles en pleine mer dues aux apports locaux. Il faut noter que l'enrichissement du milieu marin en azote dû aux apports atmosphériques est dilué dans l'ensemble de la sous-région marine golfe de Gascogne, par opposition aux apports fluviaux qui eux sont principalement concentrés le long des côtes.

4. Impact global des apports en nutriments et en matière organique : eutrophisation

Pour pouvoir recenser les phénomènes d'eutrophisation marine côtière⁹⁵ et proposer des méthodes tant de surveillance que de réduction de ces phénomènes, il convient tout d'abord de bien définir le terme eutrophisation lui-même. Au lieu de la définition étymologique stricto sensu de progression de l'enrichissement d'un milieu, on retiendra plutôt la notion d'état enrichi à un point tel qu'il en résulte des nuisances pour l'écosystème.

Cette définition opérationnelle privilégie donc les conséquences néfastes de l'enrichissement, c'est-à-dire la production d'une biomasse algale excessive, voire déséquilibrée au point de vue biodiversité, et l'hypoxie plus ou moins sévère qui résulte de la dégradation de cet excès de matière organique.

Les manifestations de l'eutrophisation marine côtière peuvent classiquement prendre deux grands types d'apparence, selon que les algues proliférantes sont planctoniques ou macrophytiques ; les deux formes se rencontrent en France (Figure 81).



Figure 81 : Les aspects visuels de l'eutrophisation, marée rouge (phytoplancton ; à gauche) et marée verte (macro-algues ; à droite).

Les mécanismes qui conduisent à l'eutrophisation, tant macroalgale que phytoplanctonique, sont :

- 1/ Un confinement de la masse d'eau ;
- 2/ Un bon éclairage de la suspension algale,
- 3/ Des apports de nutriments terrigènes en excès par rapport à la capacité d'évacuation ou de dilution du site⁹⁶.

L'eutrophisation est déclenchée par la conjonction des ces trois facteurs.

4.1. Blooms phytoplanctoniques⁹⁷

Dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE), parmi les paramètres biologiques participant à l'évaluation des masses d'eau côtières, l'élément de qualité « phytoplancton » est défini⁹⁸.

⁹⁵ Limites des masses d'eau côtières : 1 mille au-delà de la ligne de base pour l'état écologique et 12 milles pour la physico-chimie.

⁹⁶ Les sources directes et chroniques en nutriments ainsi que l'analyse des apports fluviaux et atmosphériques sont traités dans trois autres chapitres distincts du volet Pressions/Impacts.

⁹⁷ Ce thème est également abordé dans le volet « état écologique », chapitre « communautés du phytoplancton »

L'indice pour le phytoplancton est une combinaison de plusieurs paramètres dont la chlorophylle a (indicateur de biomasse) et les blooms* (indicateur d'abondance). Le métrique pour la biomasse est le percentile 90* des valeurs de concentration en chlorophylle a mesurée mensuellement entre mars et octobre. L'indice d'abondance est basé sur la fréquence des blooms. Un bloom est défini sur les côtes françaises comme une concentration supérieure à 100 000 ou 250 000 cellules par litre⁹⁹, pour un taxon donné dans un échantillon. La fréquence mesurée des blooms est ensuite comparée à la fréquence jugée naturelle pour la sous-région marine, égale ici à deux mois de blooms sur les douze mois d'une année (un bloom au printemps et un autre en automne).

Les résultats des évaluations réalisées pour ces deux paramètres à partir des données Quadrige sur la période 2005-2010 pour les masses d'eau côtières, sont visualisables Figure 82 et Figure 83.

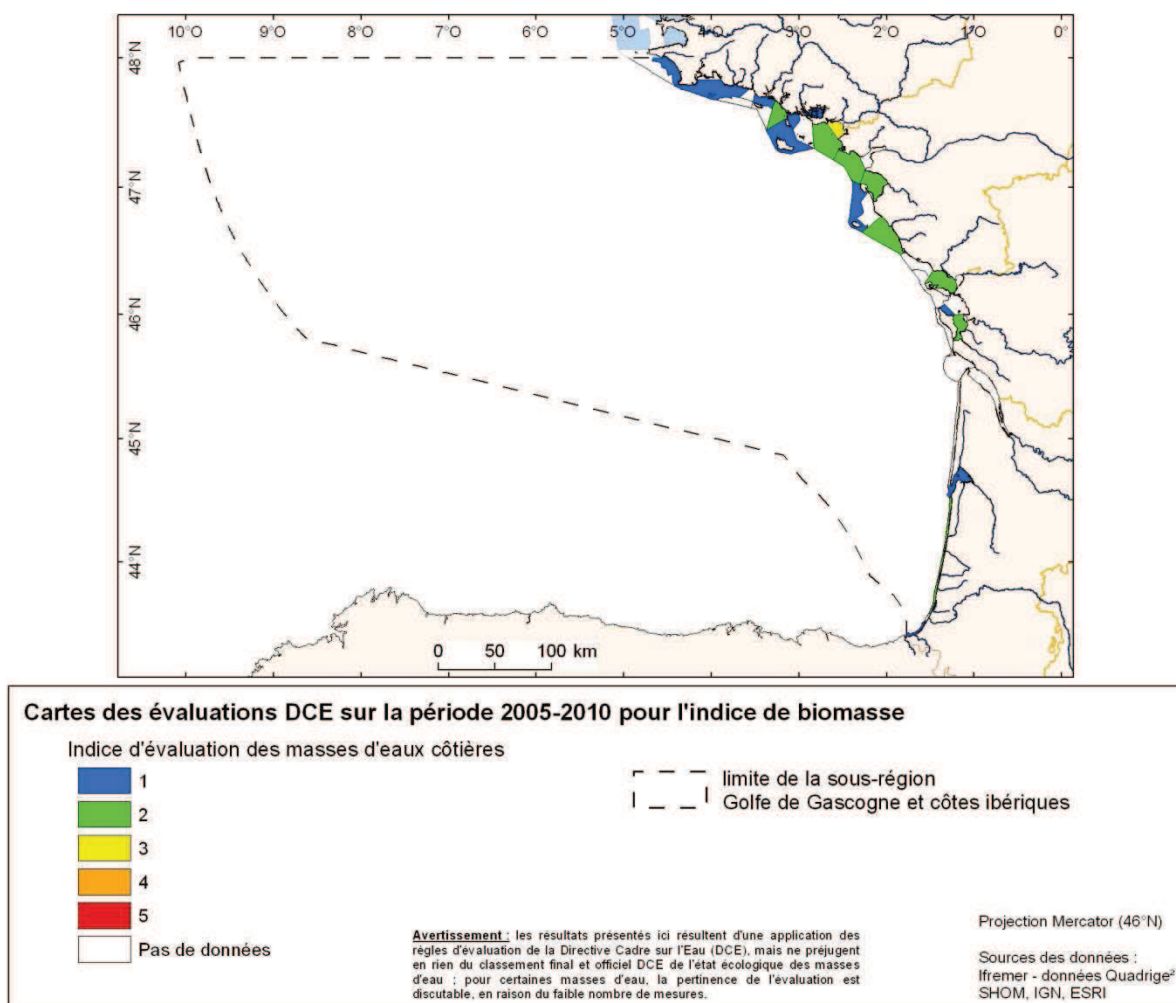


Figure 82 : Indice phytoplancton biomasse (les indices correspondent aux classes de qualité) – Carte des évaluations DCE sur la période 2005-2010. NB : Les résultats présentés ici résultent d'une application des règles d'évaluation de la DCE mais ne préjugent en rien du classement final et officiel DCE de l'état écologique des masses d'eau.

Les résultats de biomasse (Figure 82) montrent que la qualité des masses d'eau se partage entre très bonne (indice 1) et bonne (indice 2) qualité indiquant que la teneur en

⁹⁸ Arrêté ministériel du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

⁹⁹ Selon qu'il s'agisse de grandes (> 20 µm) ou de petites cellules (entre 5 et 20 µm)

chlorophylle a est tout à fait raisonnable au regard des caractéristiques physico-chimiques des masses d'eau de cette sous-région marine, à l'exception d'une masse d'eau : la baie de Vilaine, proche de la côte qui est déclassée sur la base de cet indice.

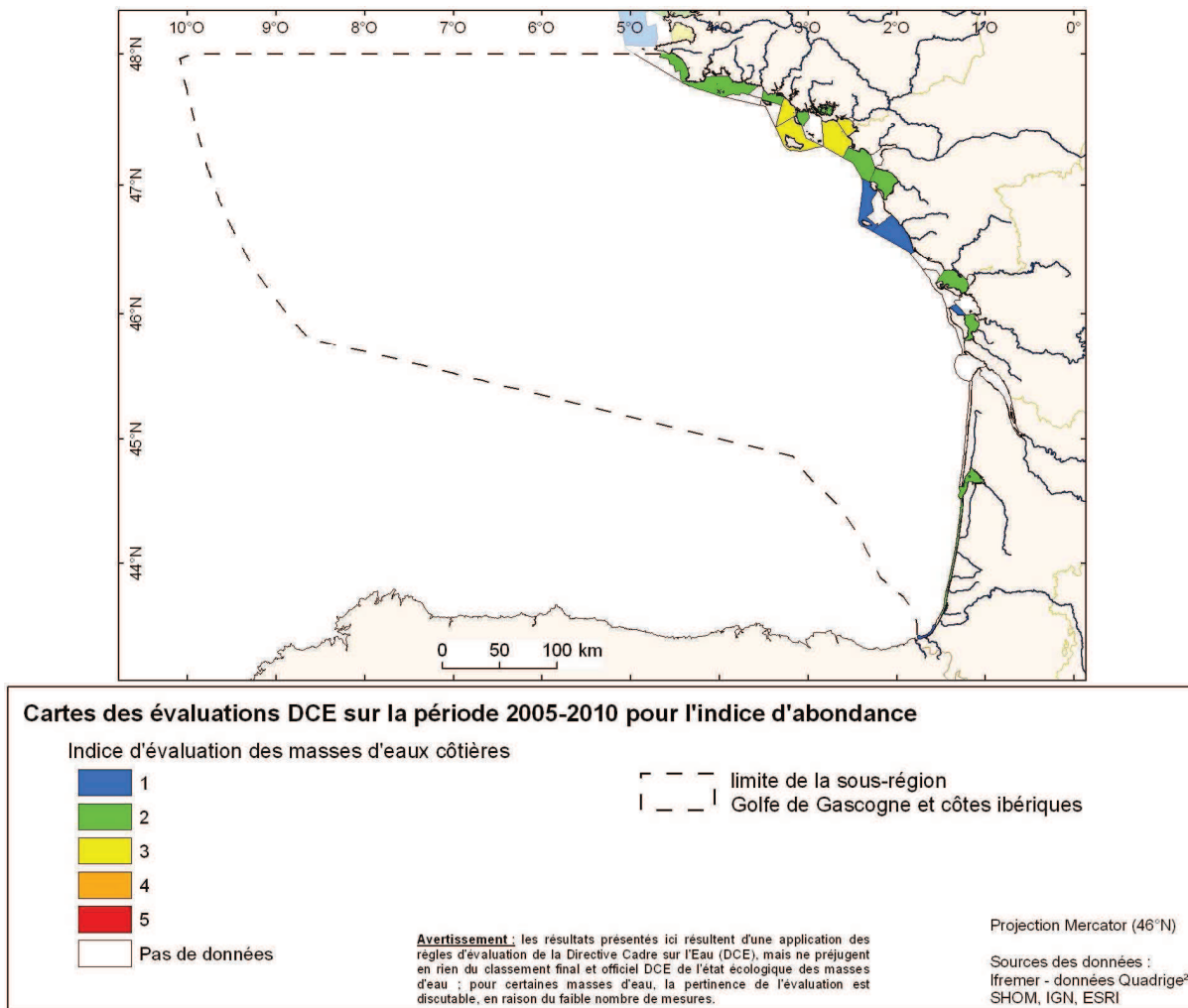


Figure 83 : Indice phytoplancton abondance (les indices correspondent aux classes de qualité) – Carte des évaluations DCE sur la période 2005-2010. NB : Les résultats présentés ici résultent d'une application des règles d'évaluation de la DCE mais ne préjugent en rien du classement final et officiel DCE de l'état écologique des masses d'eau.

Les résultats d'abondance (Figure 83) montrent que la qualité des masses d'eau se partage entre bonne qualité (indice 2) et qualité moyenne (indice 3), indiquant que la fréquence des blooms dans cette zone est souvent plus élevée que la fréquence naturellement attendue. Pour ces dernières, les situations sont cependant différentes d'une masse d'eau à l'autre : la baie de Vilaine est déclassée à juste titre sur la base de cet indice (de nombreuses années de suivi révélant des blooms très fréquents), en particulier dans la masse d'eau proche de la côte, alors que le statut des deux autres zones (baie d'Étel et Belle île) est à nuancer et vérifier ultérieurement, car le nombre de données disponibles pour l'évaluation est actuellement insuffisant.

Pour ce qui concerne le littoral allant de la Loire à la Côte basque, la qualité oscille entre très bonne (indice 1) et bonne (indice 2) qualité, indiquant que la teneur en chlorophylle a et la fréquence des blooms est tout à fait raisonnable au regard des caractéristiques physico-chimiques des masses d'eau de cette région.

Concernant les zones plus au large¹⁰⁰, plusieurs grandes zones homogènes et riches en chlorophylle a ont été identifiées¹⁰¹ :

- une zone s'étendant du Sud Finistère (Saint Guénolé) jusqu'au sud de l'estuaire de la Loire. Elle englobe la baie de Vilaine ;
- une zone s'étendant de la Vendée (sud des Sables d'Olonne) jusqu'en Gironde, incluant les Pertuis Charentais, et sous l'influence de la Gironde ;
- une zone comprenant le bassin d'Arcachon et son extension au large ;
- une zone autour de Bayonne, sous l'influence de l'Adour.

Les grands fleuves sont les principaux contributeurs en nutriments : Loire/Vilaine, la Gironde et l'Adour. De façon générale, toute la bande côtière de la Bretagne Sud au Pays Basque, constitue la zone la plus productive de la sous-région marine, du fait des éléments nutritifs apportés par les fleuves. La zone d'influence de la Loire s'étend jusqu'à l'entrée de la Manche.

4.2. Macro-algues problématiques : ulves

4.2.1. Contexte général

Chaque année depuis plus de 30 ans, des segments du littoral français sont touchés par des échouages massifs d'algues vertes. Ce phénomène appelé « marée verte » correspond à des proliférations d'algues vertes principalement de type *Ulva*. D'une manière générale, les marées vertes se produisent au printemps et en été, dans des secteurs enclavés du linéaire côtier où tend à régner une conjoncture d'apports excessifs en sels nutritifs, de faibles profondeurs et de conditions d'hydrodynamisme favorables à la rétention de ces sels nutritifs et/ou des algues produites. Le phénomène conduit localement à des échouages importants d'algues vertes, couvrant des estrans entiers et pouvant être définitivement rejetés en haut de plage.

La prolifération des algues vertes a un impact négatif sur l'écosystème côtier, on retiendra notamment : des phénomènes graves d'écotoxicité, la limitation de l'extension des prés-salés, une diminution forte de la biodiversité végétale et animale par étouffement et asphyxie locale du milieu. La macrofaune benthique ainsi que l'avifaune sont les compartiments biologiques les plus impactés.

En plus d'un impact écologique, les conséquences sanitaires sont importantes. Ce phénomène, initialement limité, a pris de l'ampleur, et s'il touche les côtes du Cotentin ou encore des Charentes, la Bretagne est la région la plus touchée. Une fois échoués sur les plages, ces dépôts massifs d'algues entraînent des dégagements importants de gaz lors de leur putréfaction, notamment de sulfure d'hydrogène, qui peuvent être à l'origine de nuisances olfactives et sanitaires pour les promeneurs et les riverains des plages. Les échouages importants contraignent les collectivités littorales à des activités de ramassage et d'élimination de ces algues à hauteur de près de 60 000 m³ par an en moyenne sur les 10 dernières années pour la Bretagne, principalement en Côtes d'Armor et en Finistère (Rapport Prolittoral 2006).

Pour tenter d'endiguer ce phénomène, le gouvernement a élaboré un plan de lutte contre les algues vertes en février 2010. L'ANSES (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire) a publié ses recommandations en juillet 2011¹⁰².

¹⁰⁰ Voir le chapitre « Répartition spatio-temporelle de la chlorophylle » de l'analyse « Etat Ecologique ».

¹⁰¹ A partir de données satellite MODIS et de données *in situ* (percentile 90 2003-2009)

¹⁰² <http://www.anses.fr/Documents/AIR2010sa0175Ra.pdf>

4.2.2. Méthodologie

Le CEVA (Centre d'étude et de valorisation des algues) est en charge de suivre, depuis 2002, le phénomène de marées vertes des côtes d'Armor à la Charente Maritime. Il convient de noter que les résultats présentés ici ne sont pas représentatifs de toute la sous-région marine golfe de Gascogne, mais du littoral depuis Audierne dans le Finistère jusqu'à l'île de Ré en Charente-Maritime.

Le dénombrement des sites touchés par des échouages d'ulves a été réalisé par survols aériens. Les survols (3 par inventaire) sont programmés pour correspondre au mieux aux heures de basse mer et lors des coefficients de marée les plus forts (supérieurs à 75 quand cela est possible). Chaque dépôt d'algues fait l'objet d'une détermination du taux de couverture par photo-interprétation. La méthode d'analyse est détaillée dans le rapport final du CEVA (Rapport CEVA 2010).

4.2.3. Estimations surfaciques

Pour l'ensemble de l'année 2009, 68 sites des côtes d'Armor à la Charente Maritime ont été classés au moins une fois comme touchés par des échouages d'ulves (ou ulvoïdes ; carte 2 du rapport final CEVA 2010).

La Figure 84 présente par site, les surfaces cumulées sur les 3 inventaires de mai, juillet et septembre. Les six sites les plus touchés par les échouages d'algues vertes (entre 20 et 100 ha) sont répartis en deux zones distinctes sur le littoral des îles de Ré et Noirmoutier. Même si les masses d'eau du littoral Nord Bretagne (Finistère et Côtes d'Armor) sont les plus touchées en terme de couverture, les surfaces d'échouage d'ulves sur la façade Sud Bretagne et Sud Loire sont tout de même importantes (carte 6 du rapport final CEVA 2010).

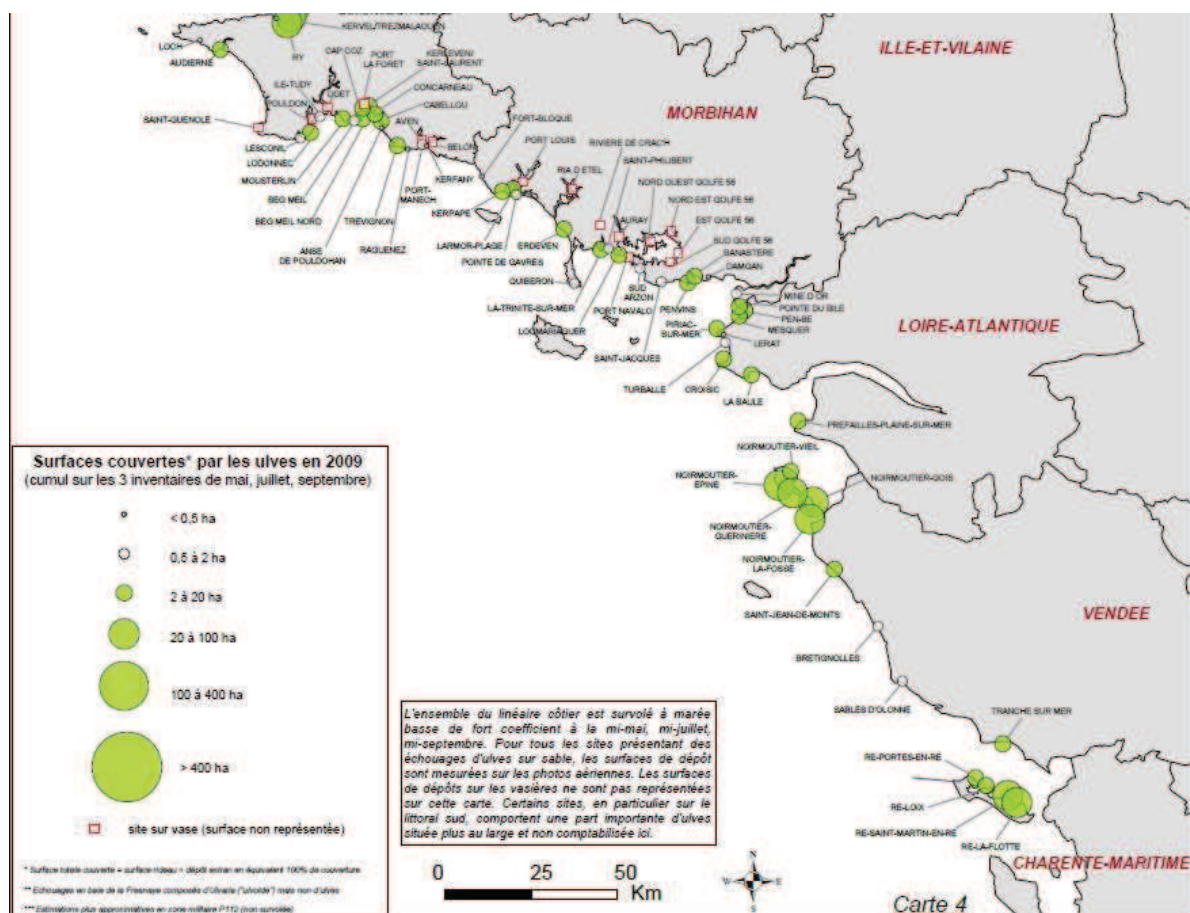


Figure 84 : Surfaces couvertes par les ulves sur plage, cumulées sur les 3 inventaires de la saison 2009 (contrôle de surveillance DCE ; source Rapport CEVA – mai 2010).

4.2.4. Evolution saisonnière et interannuelle

La Figure 85 illustre les variations saisonnières et annuelles (de 2002 à 2009) des surfaces couvertes par les ulves sur l'ensemble des sites sableux bretons, depuis les Côtes d'Armor jusqu'à la Charente-Maritime (les sous-régions marines Manche-mer du Nord et golfe de Gascogne sont donc traitées ici sans distinction). On observe une variation saisonnière, avec un maximum d'échouage en juin et juillet. L'année 2009, année exceptionnelle, apparaît ici comme la plus intense ; le maximum mesuré en juin 2009 (presque 1000 ha) est plus élevé que toutes les mesures effectuées entre 2002 et 2009. Par ailleurs, on observe en 2009, une précocité des échouages, illustrée par la mesure en avril (plus de 300 ha), ce qui représente le record depuis 2002. Si l'on considère le cumul des 7 inventaires, l'année 2009 se trouve nettement au dessus de la moyenne 2002-2008 (+20 %) et est dans la série 2002-2009, la deuxième plus forte année derrière 2008.

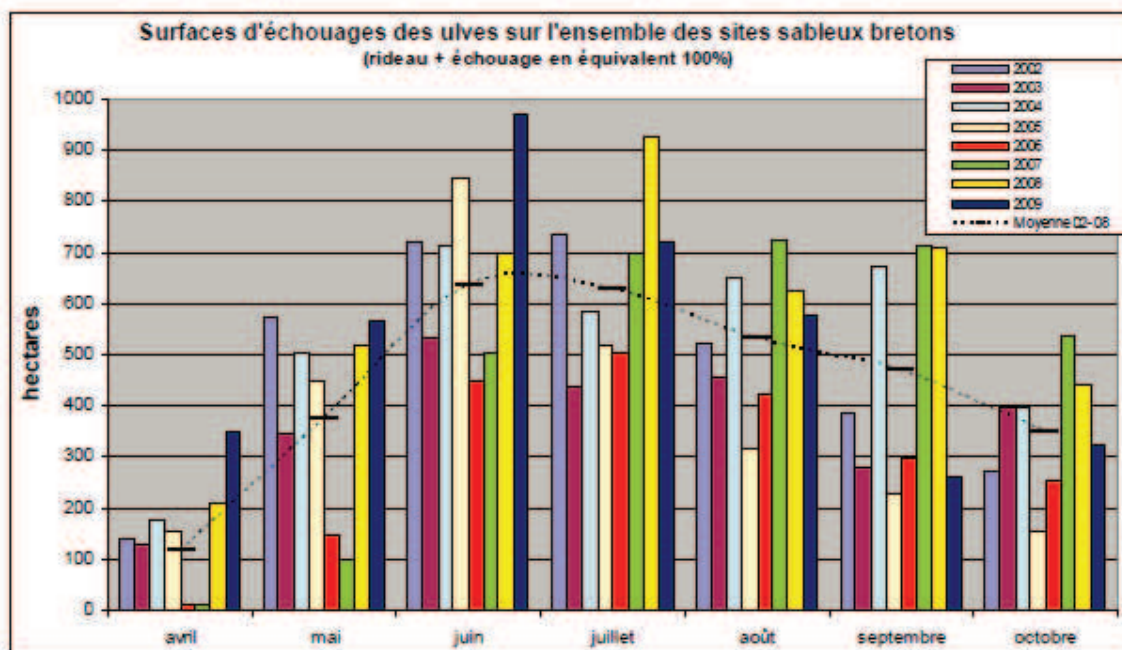


Figure 85 : Surfaces couvertes sur les sites sableux du littoral des Côtes d'Armor à la Charente maritime entre 2002 et 2009 (données 2002-2006 acquises dans le cadre de Prolittoral ; données d'avril, juin, août et octobre 2007 et 2008 acquises par le CEVA avec l'appui des 4 conseils généraux bretons, du conseil régional et de l'Agence de l'eau Loire Bretagne). Seuls les sites principaux faisant l'objet d'un suivi mensuel sont présentés ici.

4.3. Degré de déficit en oxygène

Les phénomènes anoxiques en zone côtière sont généralement observés en période estivale (température de l'eau élevée) après une efflorescence phytoplanctonique ou macrophytique (décomposition de la biomasse), à marée basse et en période de mortes-eaux (stratification verticale de la colonne d'eau). L'épuisement en oxygène dissous est aggravé au fond de la colonne d'eau (zone d'accumulation de débris organiques en décomposition) et dans les zones à faible renouvellement des eaux telles que les baies à faible courant résiduel. On estime généralement à 5 mg/l la teneur en oxygène dissous en dessous de laquelle débute la souffrance de l'écosystème, et à 2 mg/l celle qui marque l'entrée dans le domaine de l'hypoxie grave pouvant entraîner des mortalités d'invertébrés marins, voire de poissons. La faune benthique est davantage impactée que la faune pélagique.

Le bilan d'oxygène figure parmi les éléments de qualité physico-chimiques retenus pour la classification de l'état écologique des masses d'eaux littorales, dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). La métrique retenue est le percentile 10. Elle se calcule sur des données mensuelles, acquises en été (de juin à septembre) et pendant six ans, au fond et en sub-surface de la colonne d'eau. Comme la concentration en oxygène dissous est le seul paramètre utilisé, cet indice est également l'indicateur pour l'élément de qualité (Tableau 31). La valeur de référence (= valeur de très bon état) pour le bilan d'oxygène est 8.33 mg/l.

Les données sont extraites de la base Quadrig2 en date du 2 mai 2011.

Tableau 31 : Grille de qualité pour l'indicateur « oxygène dissous » (source : Daniel et Soudant 2009, Evaluation DCE avril 2009).

Percentile 10 oxygène dissous	> 5 mg/L	3-5 mg/L	2-3 mg/L	1-2 mg/L	< 1 mg/l
Classe (Etat écologique)	1-Très bon	2-Bon	3-Moyen	4-Médiocre	5-Mauvais

Sur 25 masses d'eau suivies dans le cadre du Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS), 23 sont considérées comme de très bonne qualité, et 2 sont de bonne qualité, il s'agit de la baie de Vilaine (côte et large ; Figure 86). Ces résultats sont à utiliser avec réserve dans la mesure où toutes les masses d'eau côtières n'ont pas été analysées. La concentration en oxygène dissous sur l'ensemble de la sous-région marine (données SOMLIT, ICES, SDN, QUADRIGE²) est présentée dans le chapitre « Répartition spatio-temporelle de l'oxygène » de l'analyse des caractéristiques et de l'état écologique.

La baie de Vilaine est une zone sensible à l'hypoxie. Elle fait l'objet d'un suivi particulier depuis 2008 ; la bouée MOLIT mesure en continu les teneurs en oxygène dissous en surface et au fond au large de l'estuaire de la Vilaine. Les premiers traitements des données ont mis en évidence une sous-saturation en oxygène de l'eau de fond, pouvant atteindre 40 % de mai à août. De fortes sur-saturations (> à 120 %) de l'eau de surface y sont également mesurées au printemps.

A l'exception de la baie de Vilaine, zone sensible à l'hypoxie de façon ponctuelle, la sous-région marine « golfe de Gascogne » ne présente pas de zones anoxiques ou déficientes en oxygène, au vu des résultats de l'évaluation DCE sur la période 2005-2010.

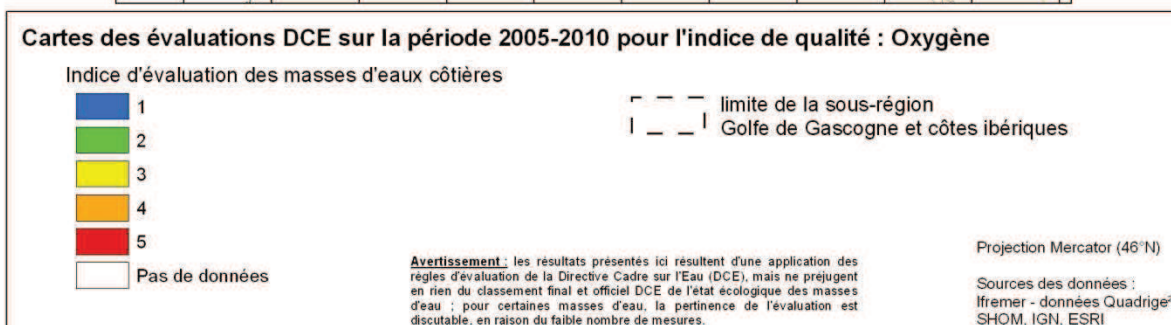
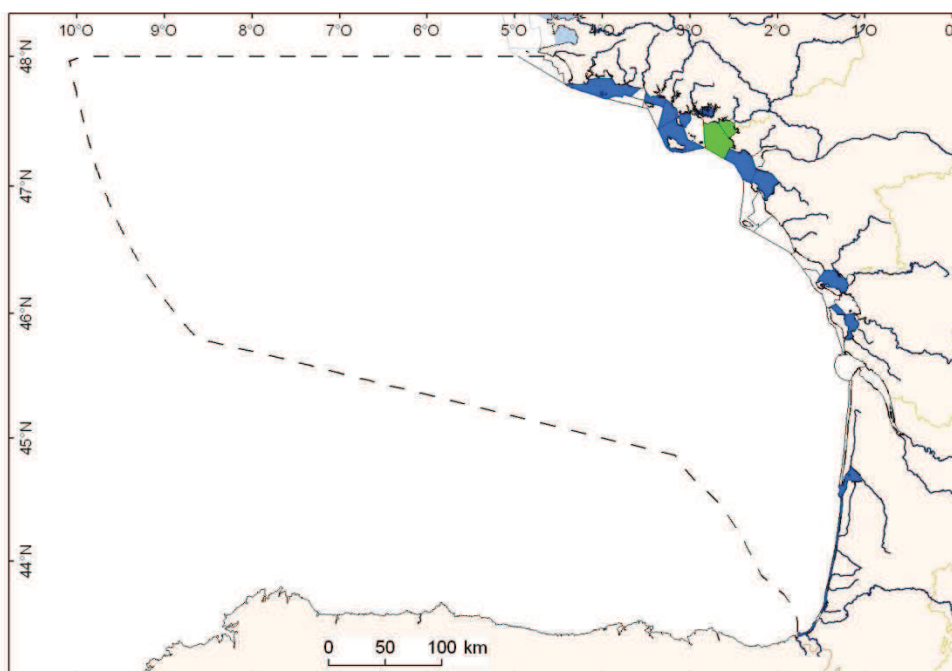


Figure 86 : Élément de qualité oxygène dans la sous-région marine « golfe de Gascogne » sur la période 2005-2010 (Source : Evaluation DCE). Les indices correspondent aux classes de qualité. **NB : Les résultats présentés ici résultent d'une application des règles d'évaluation de la DCE mais ne préjugent en rien du classement final et officiel DCE de l'état écologique des masses d'eau.**

4.4. Les macro-invertébrés benthiques

Les macroinvertébrés benthiques constituent d'excellents intégrateurs et indicateurs de l'état général du milieu et peuvent permettre notamment, grâce à certains organismes sensibles, d'identifier et de quantifier les pressions d'origine anthropique qui s'exercent sur ces masses d'eau. Ils peuvent être ainsi de bons témoins de l'enrichissement du milieu en matières organiques. Dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE), parmi les paramètres biologiques participant à l'évaluation des masses d'eau côtières, l'élément de qualité « invertébrés benthiques » est défini. Les métriques de cet élément de qualité, permettant de définir l'état écologique, sont le niveau de diversité et d'abondance des taxa* et l'ensemble des taxa sensibles aux perturbations.

Lors de la campagne 2007, plusieurs stations ont été échantillonnées au sein de chaque masse d'eau côtière selon le protocole d'échantillonnage développé dans le cadre de la DCE.

L'indicateur retenu pour la qualification des masses d'eau côtières est le M-AMBI.

Il repose sur :

- l'indicateur AMBI lui-même basé sur la reconnaissance dans le peuplement de cinq groupes écologiques de polluosensibilités différentes. Cet indice est basé sur la pondération de chaque groupe écologique par une constante qui représente le niveau de perturbation auquel les espèces sont associées ;
- la richesse spécifique, ou nombre d'espèces présentant au moins un individu pour la station ;
- l'indice de diversité de Shannon-Weaver.

La grille de lecture du M-AMBI est présentée dans le Tableau 32.

Tableau 32 : Grille de qualité pour l'indicateur « invertébrés benthiques » adoptée pour la région sous-marines golfe de Gascogne.

Classes	[0,0.2]]0.2,0.39]]0.39,0.53]]0.53,0.77]]0.77,1]
Etat écologique	Très mauvais	Mauvais	Moyen	Bon	Très bon

La Figure 87 indique les résultats pour chacune des masses d'eau côtières de la sous-région marine golfe de Gascogne. Seule la masse d'eau de la Côte landaise est dans un état moyen, les autres se référant toutes à des états bon ou très bon. Si la valeur finale de M-AMBI caractérisant cette masse d'eau correspond à un état moyen, elle est néanmoins proche de la limite entre état moyen et bon état. L'interprétation de ce résultat devra se faire à la lumière des niveaux de confiance et de précision en cours de définition. Néanmoins, il semble que le suivi « invertébrés benthiques » ne soit pas pertinent au sein de cette masse d'eau, qui est préservée des perturbations d'origine anthropique. Le caractère paucispécifique¹⁰³ de ce secteur est tout à fait naturel et s'explique par les mouvements sédimentaires très importants dans ce secteur (présence de dunes hydrauliques très mobiles).

¹⁰³ Qui renferme peu d'espèces différentes sans être monospécifique

De façon générale, cet indicateur ne reflète pas de problème d'enrichissement en matières organiques pour les différentes masses d'eau côtières de la sous-région marine. Ce résultat est à nuancer dans la mesure où un certain nombre de masses d'eau n'ont pu être analysées dans le cadre de l'évaluation DCE 2005-2010 (ex : lorsque les masses d'eau sont trop turbides).

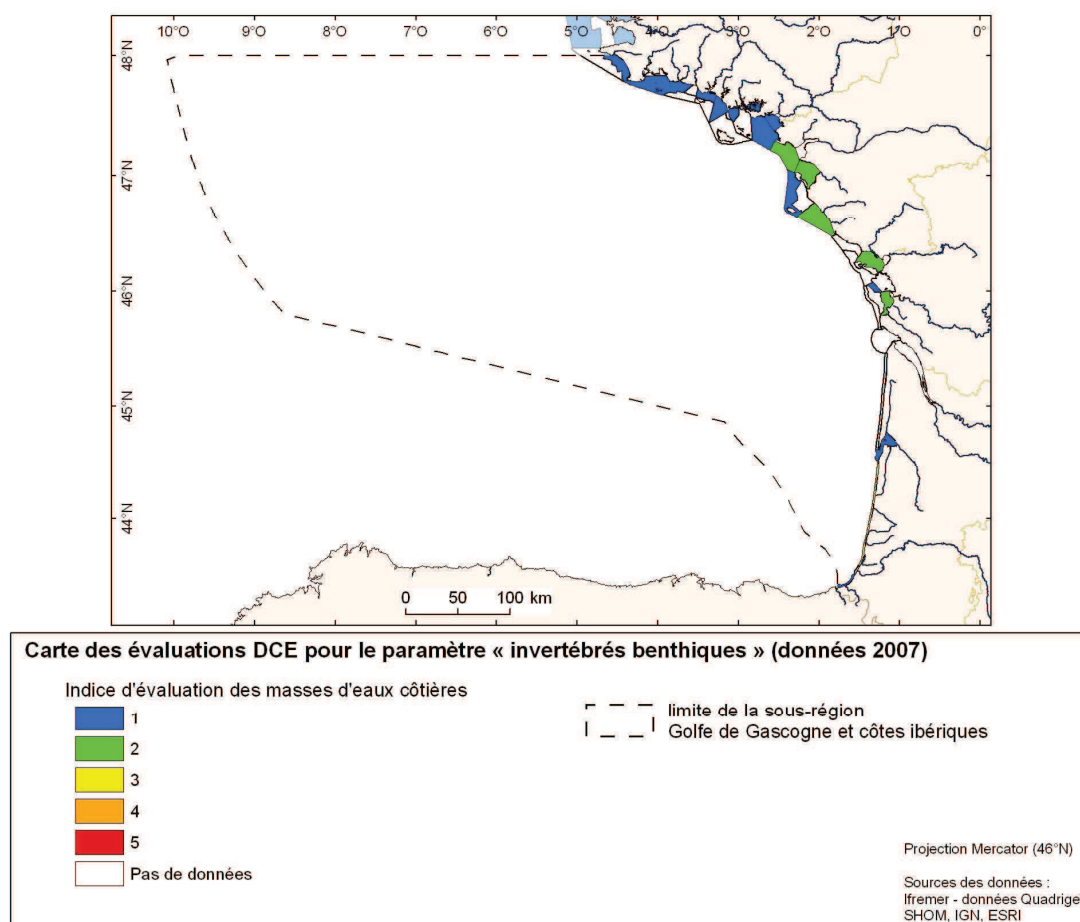


Figure 87 : Indice macro-invertébrés benthiques. les indices correspondent aux classes de qualité – Carte des évaluations DCE (données 2007).

4.5. Bilan de l'eutrophisation, procédure OSPAR

4.5.1. Mise en œuvre de la procédure commune d'évaluation d'OSPAR

La procédure commune de détermination de l'état d'eutrophisation des zones marines de la convention OSPAR (OSPAR, 2005) a pour but de caractériser ces zones en les classant en « zones à problème », en « zones à problème potentiel », et en « zones sans problème » d'eutrophisation. L'intention de cette procédure est de permettre de comparer l'état d'eutrophisation des régions, en se fondant sur des critères communs.

La procédure commune a été appliquée par la France, pour ses eaux sous juridiction de la zone OSPAR, une première fois en 2002, puis une seconde en 2007. Le présent paragraphe récapitule les résultats obtenus en 2007 et décrits en détail dans le rapport. Par rapport à la procédure de 2002, le découpage en zones a été redéfini en 2007, pour tenir compte de la mise en œuvre de la DCE : les zones de 2007 sont ainsi, d'une part, des regroupements de « masses d'eau côtières »

définies pour la DCE, et d'autre part la zone s'étendant au large de celles-ci jusqu'à une limite approximative des eaux territoriales (12 milles).

La première phase de la procédure commune a consisté en une procédure de tri, destinée à définir les zones clairement sans problème d'eutrophisation, et celles qui sont probablement des zones sans problème d'eutrophisation, mais sur lesquelles on n'est pas suffisamment renseigné pour pouvoir appliquer la procédure exhaustive. Une fois cette procédure de tri effectuée, toutes les zones qui n'ont pas été identifiées comme zone sans problème d'eutrophisation font l'objet de la procédure exhaustive.

La procédure exhaustive consiste en l'examen, pour chaque zone, d'une série de critères relatifs aux facteurs causaux, aux effets directs, et aux effets indirects, de l'eutrophisation. Cet examen se base, autant que possible, sur une analyse normalisée des données ; à défaut de données suffisantes, les critères sont examinés « à dire d'expert ». Le classement final des zones résulte d'une combinaison des notes (+ ou -) attribuées aux différents critères. Le Tableau 33 ci-dessous récapitule les critères utilisés par la France.

Tableau 33 : Critères de classement des zones.

critère (signification)	définition
NI (nutrient input)	Apports fluviaux et rejets directs de N total et de P total – analyse des tendances.
Ca (Chlorophylle a)	Valeur du percentile 90 de la teneur en Chlorophylle a
Ps (Phytoplankton species)	Efflorescence d'espèces phytoplanctoniques indicatrices
Mp (Macrophytes)	Efflorescences de macrophytes, y compris macroalgues : permanence du phénomène (ulves) et importance de la gêne occasionnée
O2 (Oxygène)	Valeur du percentile 10 de la teneur en oxygène dissous :
At (algues toxiques)	Episodes de contamination de coquillages par des toxines algales (ASP, PSP, DSP) – durée des contaminations

4.5.2. Résultat de l'évaluation

La Figure 88 récapitule les résultats de l'évaluation des eaux du golfe de Gascogne par la procédure commune OSPAR (résultats repris dans le « bilan de santé OSPAR 2010 »):

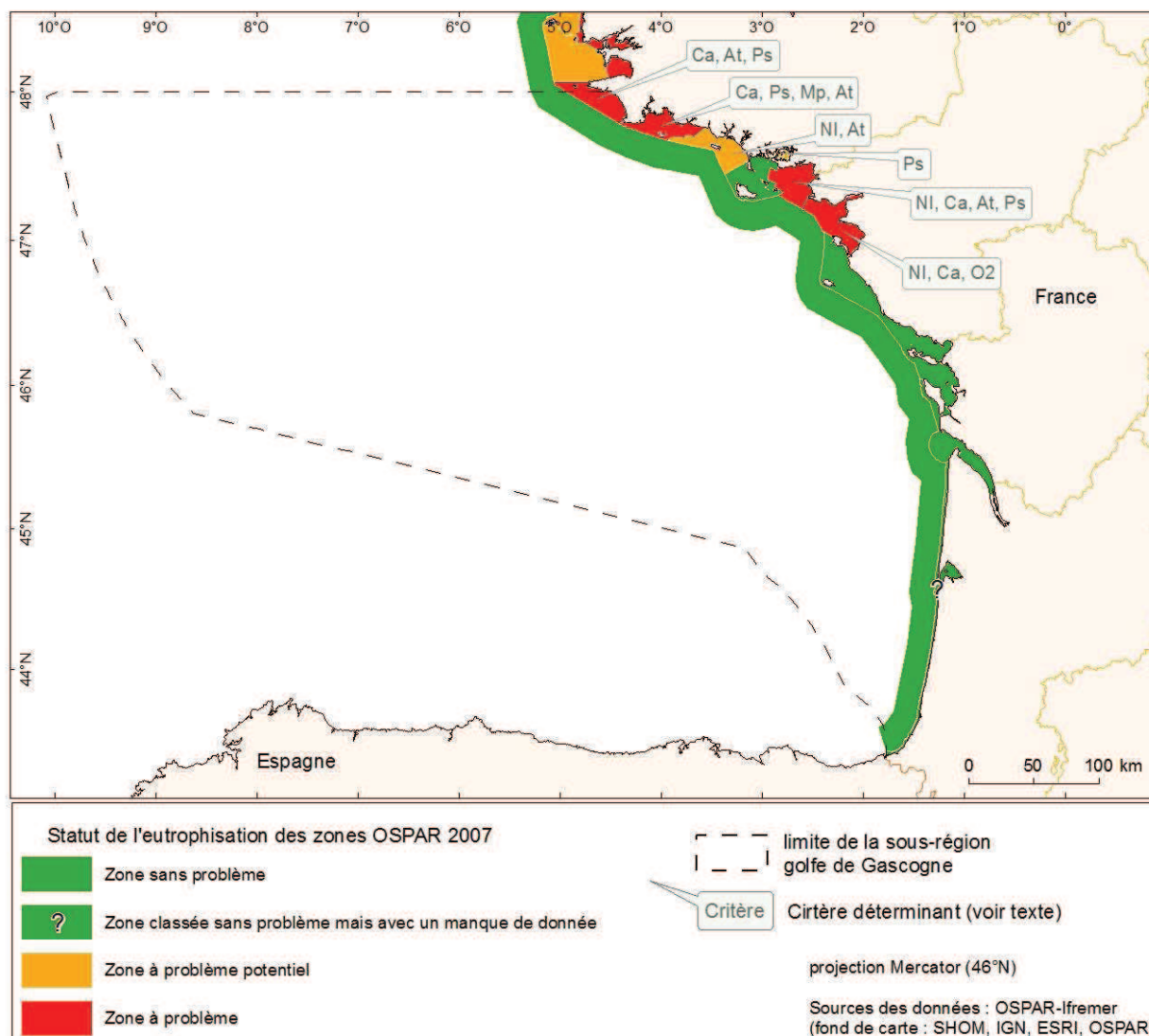


Figure 88 : Résultat du classement des zones OSPAR de la sous-région marine golfe de Gascogne par la mise en œuvre de la procédure commune d'évaluation de l'eutrophisation, en 2007.

On peut constater que la plupart des zones côtières de Bretagne Sud et de Loire-Atlantique, jusqu'à l'île de Noirmoutier, ont été classées comme « à problème » ou « à problème potentiel ». Les critères de déclassement les plus fréquents sont la biomasse totale en phytoplancton (révélée par la Chlorophylle a), l'abondance d'espèces phytoplanctoniques indicatrices et de phycotoxines, et, à proximité de l'estuaire de la Loire, les tendances en apports fluviaux de nutriments. Les côtes de cette sous-région marine sont, en revanche, relativement peu affectées par les efflorescences de macrophytes* ou « marées vertes » à l'exception de la baie de Concarneau. Toutes les zones côtières de la partie sud du golfe, ainsi que toutes les zones situées au-delà de la limite d'extension des eaux côtières suivies pour la DCE, ont été classées comme « sans problème ».

Il faut bien noter que la procédure commune OSPAR de 2007 a été mise en œuvre alors que la surveillance DCE n'était pas encore complètement mise en place, et que le manque de données a parfois été comblé par du « dire d'expert » : de ce fait on aboutit à un constat qui est à la fois plus complet, à ce jour, que celui de la DCE, mais aussi moins analytique, formalisé et calibré. Il est donc fort possible, indépendamment de l'évolution intrinsèque de la qualité des zones, que le bilan dressé à partir des indicateurs de la DCE, diffère du bilan OSPAR.

A retenir

Les zones les plus sensibles en terme d'eutrophisation, semblent être la plupart des zones côtières de Bretagne Sud et de Loire-Atlantique, jusqu'à l'île de Noirmoutier.

Les zones sous l'influence des panaches des grands fleuves (ex : Loire, Vilaine, Gironde, Adour) sont particulièrement à surveiller.

Toutes les baies semi fermées sont potentiellement sensibles à l'eutrophisation.

La baie de Vilaine est également une zone sensible à l'hypoxie. Elle fait l'objet d'un suivi particulier depuis 2008.

PARTIE 3 - PRESSIONS BIOLOGIQUES ET IMPACTS ASSOCIES

Cette famille de pressions regroupe des pressions éloignées les unes des autres, et qui agissent directement sur les organismes présents dans le milieu marin ou présentent un risque sanitaire pour le consommateur.

La troisième partie de l'analyse est articulée autour de trois sections :

- l'introduction d'organismes microbiens pathogènes pour l'homme et pour les espèces exploitées par l'aquaculture, et leurs impacts associés ;
- l'introduction d'espèces non indigènes et leurs impacts associés ;
- l'extraction sélective d'espèces (y compris les rejets et les captures accidentelles) et son impact sur les pollutions, les communautés et les réseaux trophiques.

VII. Organismes pathogènes microbiens

Les pathogènes peuvent être classés selon deux catégories : les pathogènes environnementaux dont la grande partie de leur cycle de vie se déroule en dehors de l'hôte humain, et qui se développent dans le milieu marin, pouvant être introduits par diverses activités humaines et les pathogènes entériques d'origine fécale animale ou humaine.

L'introduction d'organismes pathogènes a des conséquences sanitaires non négligeables pour l'homme. Elle impacte principalement la qualité des eaux de baignade et la qualité des zones conchylicoles. Le REMI, réseau de contrôle microbiologique des zones de production des coquillages, opéré par l'Ifremer, a pour objectif d'évaluer les niveaux de contamination microbiologique dans les coquillages et de suivre leur évolution. Les données de ces deux réseaux de suivis (réseau qualité des eaux de baignade et REMI) seront étudiées ici. Les introductions d'autres bactéries pathogènes (vibrios) et de virus, ayant un impact d'un point de vue sanitaire seront également étudiées.

L'introduction d'organismes pathogènes a également des impacts sur l'état de santé des peuplements de mollusques sur les gisements naturels ou dans les zones de production conchylicoles. Enfin, les impacts connus d'organismes pathogènes sur les autres organismes vivants dans le milieu, seront décrits également, bien que peu étudiés.

1. Qualité des eaux de baignade

La pollution du milieu marin par les micro-organismes (bactéries, virus et parasites) contenus dans la matière fécale cause des préoccupations dans les zones côtières. Elle provient notamment des rejets d'eaux usées d'origine domestique traitées et non traitées à terre ou des navires, des excréments d'animaux (effluents d'élevage), des rejets d'eaux pluviales et autres sources diffuses. L'impact dépend notamment de la pluviométrie, de la turbidité et de l'hydrodynamisme. Les bactéries et virus introduits dans le milieu marin peuvent affecter la qualité des eaux de baignade et conduire à des impacts d'ordre sanitaire, pouvant conduire à la fermeture de celles-ci par les pouvoirs publics si la contamination est importante et persistante. Pour 2009, les causes relevées de non-conformité des eaux de baignade en métropole sont les suivantes :

- insuffisances structurelles du système d'assainissement collectif : par temps sec : absence de station d'épuration, traitement insuffisant, capacité du système insuffisante, mauvais branchements ; par temps de pluie (orages compris) : mauvaises séparation eaux usées/eaux pluviales, rejets directs du réseau unitaire ou pluvial par temps de pluie (déversoirs d'orage) ;
- dysfonctionnement ponctuel de l'assainissement : panne, rupture de canalisation, débordement du réseau par insuffisance d'entretien, dysfonctionnement de l'assainissement non collectif ;
- apports diffus : ruissellements urbains ou des surfaces agricoles, apports par cours d'eau côtiers et rivières en amont, apports par ruissellement de zones non agricoles et non urbaines ;
- apports accidentels : industries, exploitations agricoles, campings, caravanings et zones de plaisance ;
- conditions climatiques défavorables : vent, orage violent, pluie forte, marées, températures élevées ;
- situation de la plage : confinement de baignade, milieu urbain.

Dans une première partie de ce chapitre, la réglementation et la méthode de classification de la qualité des eaux de baignade est décrite. Dans un second temps, la qualité récente des eaux de baignade est estimée (période 2005-2010). L'évolution interannuelle de la qualité des eaux de baignade est ensuite décrite pour la période 1992-2010. Enfin l'évolution récente, entre 2009 et 2010 de la qualité des eaux de baignade est estimée pour les points de mesures communs aux deux années.

1.1. Réglementation et méthode de classification de la qualité des eaux de baignade

La qualité des eaux de baignade relève de la responsabilité des collectivités locales (communes) et gestionnaires privés, sous le contrôle des services du ministère chargé de la santé. Ce contrôle est défini par la directive européenne n°76/160/CEE du 8 décembre 1975. Cette action de caractère préventif constitue un des éléments importants des dispositions mises en œuvre par les services Santé-Environnement des Agences Régionales de Santé (ARS) pour assurer la protection de la santé publique.

En France, la surveillance porte sur l'ensemble des zones où la baignade est habituellement pratiquée par un nombre important de baigneurs, qu'elles soient aménagées ou non, et qui n'ont pas fait l'objet d'une interdiction portée à la connaissance du public. En pratique, les zones de baignade ou faisant partie d'une zone de baignade, les zones fréquentées de façon répétitive et

non occasionnelle et où la fréquentation instantanée pendant la période estivale est supérieure à 10 baigneurs, font l'objet de contrôles sanitaires.

Quatre niveaux de qualité sont définis, selon la directive européenne n°76/160/CEE, en fonction des paramètres microbiologiques (coliformes totaux, Escherichia Coli (coliformes fécaux), streptocoques fécaux, salmonelles, entérovirus) et physico-chimiques ou visuels (mousses, phénols, huiles minérales, couleur, résidus goudronneux, matières flottantes, transparence) :

- A : eau de bonne qualité ;
- B : eau de qualité moyenne ;
- C : eau pouvant être momentanément polluée ;
- D : eau de mauvaise qualité (les zones classées dans cette catégorie seront interdites à la baignade l'année suivante).

Les catégories A et B sont conformes à la directive européenne, les catégories C et D sont non conformes.

Les protocoles concernant la réalisation du contrôle ainsi que les règles d'interprétation des résultats sont détaillés sur le site du ministère chargé de la santé¹⁰⁴. Les origines des pollutions ou des contaminations sont également établies.

D'une manière générale, les résultats des analyses, accompagnés de commentaires sur l'état des lieux et de l'interprétation des résultats, sont transmis par les ARS aux gestionnaires concernés. Ces résultats sont portés à la connaissance du public par un affichage en mairie ou sur les lieux de baignade aménagée, dans les syndicats d'initiative, dans la presse. Lorsque les résultats des analyses recueillis lors du contrôle de la qualité des eaux de baignade approchent ou dépassent les normes fixées, une enquête est menée sur place par l'ARS en liaison, le cas échéant, avec les autres services chargés de la police de l'eau, pour rechercher les causes d'une éventuelle contamination. A cette occasion, des prélèvements complémentaires sont effectués en plus des recherches habituelles. S'il s'avère que le lieu de baignade est pollué, le préfet demande au maire de la commune concernée d'interdire la baignade sur la plage ou une partie de celle-ci en application du code de la santé publique ou de l'article L.2212-2 du code général des collectivités territoriales.

En fin de saison, l'ensemble des données recueillies permet de définir des priorités à retenir dans les schémas généraux d'assainissement et d'orienter les programmes communaux vers l'amélioration de la qualité des eaux de baignade contaminées.

Cette réglementation a récemment évolué avec la nouvelle directive européenne 2006/7/CE qui remplacera progressivement la directive 76/160/CE jusqu'à l'abrogation totale de cette dernière au 31 décembre 2014 et conduira à une modification de la gestion et du contrôle de la qualité des eaux de baignade. La nouvelle directive prévoit que seuls deux paramètres micro-biologiques seront à contrôler : les entérocoques intestinaux et les Escherichia Coli. En fonction des résultats des analyses effectuées sur une période de 4 ans et selon une méthode de calcul statistique, les eaux de baignade seront alors classées, à l'issue de la saison balnéaire 2013, selon leur qualité : « insuffisante », « suffisante », « bonne » ou « excellente ».

L'objectif fixé par la nouvelle directive est d'atteindre une qualité d'eau au moins « suffisante » pour l'ensemble des eaux de baignade à la fin de la saison 2015. Si les eaux de baignade sont de qualité « insuffisante » pendant cinq années consécutives, une interdiction permanente de baignade ou une recommandation déconseillant de façon permanente la baignade sera introduite.

¹⁰⁴ <http://baignades.sante.gouv.fr/editorial/fr/contrôle/organisation.html>

Toutefois, la France reste libre d'appliquer ces mesures avant ces 5 ans si elle estime qu'il est impossible ou exagérément coûteux d'atteindre l'état de qualité « suffisante ».

La nouvelle directive fixe également un objectif d'amélioration des eaux de baignade vers les critères « excellente » et « bonne »

La directive de 2006 introduit également la notion de « profil » d'eau de baignade, diagnostic environnemental destiné à caractériser le site et les usages du littoral, mais aussi à évaluer les sources de pollutions et à renforcer ainsi les outils de prévention à la disposition des responsables d'eaux de baignade. Cela devrait permettre au gestionnaire de pratiquer une fermeture anticipée (sans attendre les résultats d'analyse) quand un risque important est suspecté ou attendu (ex : panne d'assainissement, forte pluie), c'est la « gestion active » du site de baignade. Les profils permettent par ailleurs de prioriser les équipements préventifs (ex : bassins tampons) contre ces sources de pollution. Ces profils de vulnérabilité devaient être élaborés au plus tard pour le 1er février 2011. Ces profils doivent être élaborés par les communes responsables d'une ou plusieurs eaux de baignade. Le ministère en charge de la Santé a élaboré fin 2009 un guide national pour l'élaboration de ces profils à destination des communes. L'agence de l'eau Loire Bretagne a édité 3 cahiers des charges type pour l'établissement des profils de baignade, disponible sur son site internet¹⁰⁵.

1.2. Qualité récente des eaux de baignade

En 2010, 568 zones de baignade sont suivies sur l'ensemble du golfe de Gascogne, d'Audierne à Hendaye. 82 % de ces zones sont de bonne qualité, 16 % de qualité moyenne et seulement 2 % des eaux sont non conformes à la directive européenne 76/160/CEE (de qualité C). Ces dernières représentent 10 plages réparties sur l'ensemble du golfe de Gascogne, sans indiquer de zones de pressions particulières.

La Figure 89 indique la répartition par département de la qualité des zones de baignade, sur la période 2005-2010.

¹⁰⁵ http://www.eau-loire-bretagne.fr/collectivites/guides_et_etudes/littoral#profil

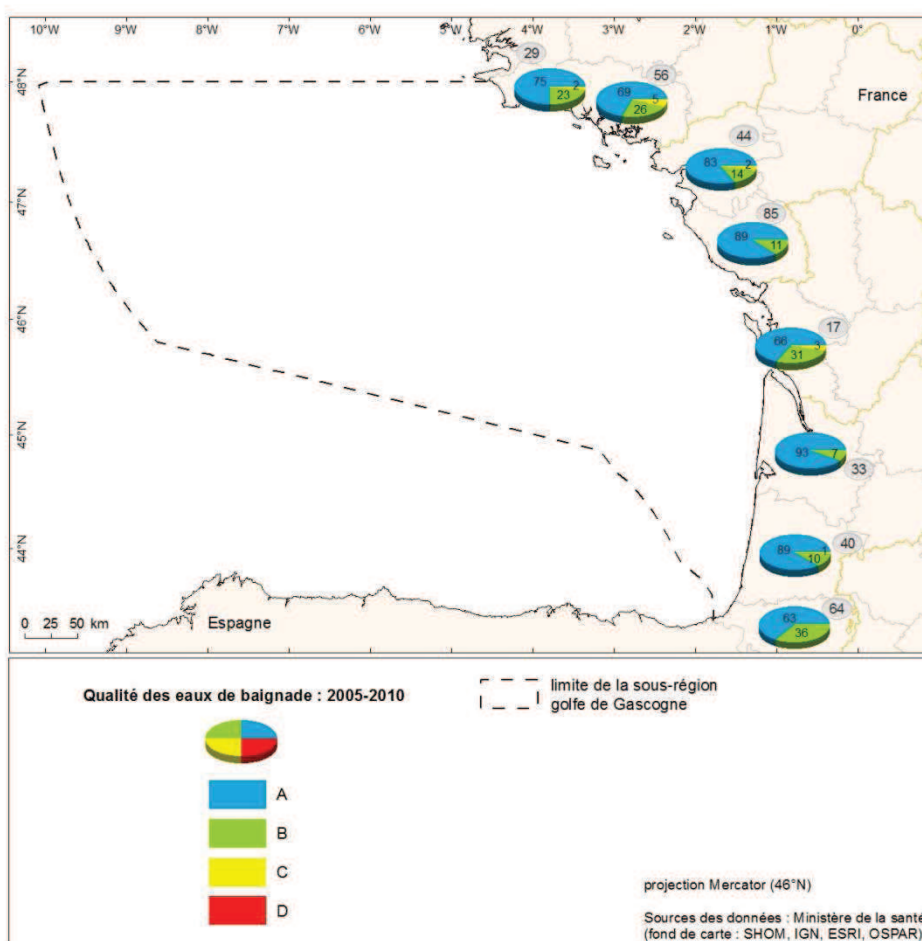


Figure 89 : Répartition de la qualité des eaux de baignade dans le golfe de Gascogne par département, en pourcentage, données 2005-2010 (source des données : Ministère de la santé).

Il en ressort que plus de 80 % des eaux sont de bonne qualité dans les départements de Loire Atlantique, Vendée, Gironde et Landes. Les eaux de bonne qualité représentent 63 à 75 % dans les autres départements. Les eaux non conformes à la directive européenne, bien qu'en très faibles proportions se retrouvent dans les départements du Finistère, Morbihan, Loire Atlantique, Charente et Landes.

Les données de qualité de chaque zone de baignade sont visualisables par cartographie interactive et sont téléchargeables, pour la période 2007 à 2010, sur le site du ministère chargé de la santé¹⁰⁶.

1.3. Evolution inter-annuelle de la qualité des eaux de baignade (1992-2010)

La qualité des eaux de baignade sur la sous-région marine golfe de Gascogne s'est sensiblement améliorée de 1992 à 2010, l'essentiel de la progression s'est fait jusqu'en 1999. Alors que les eaux de bonne qualité ne représentaient qu'un peu plus de 40 % des points de contrôle en 1992, elles représentent près de 80 % en 1999 (Figure 90). Ceci est dû à la fois à l'amélioration des systèmes de traitement des eaux usées (traitement biologique et désinfection tertiaire) et à la fiabilisation des réseaux de collecte eaux usées et pluviales, sous impulsion de la directive 91/271/CEE relative au traitement des eaux urbaines résiduaires, sous pression des contrôles

¹⁰⁶ http://baignades.sante.gouv.fr/navigMap.do?idCarte=baignades_metropole&listeActive=dpt#a

sanitaires (collectivités et autorités sanitaires) et labels touristiques littoraux. On ne note pas d'évolution significative de la qualité des eaux de baignade depuis 1999 (Figure 90). Le taux des eaux de baignade non conformes fluctue entre 2 et 4 %. Les fluctuations observées depuis 1996 sont dues pour partie aux variations météorologiques interannuelles.

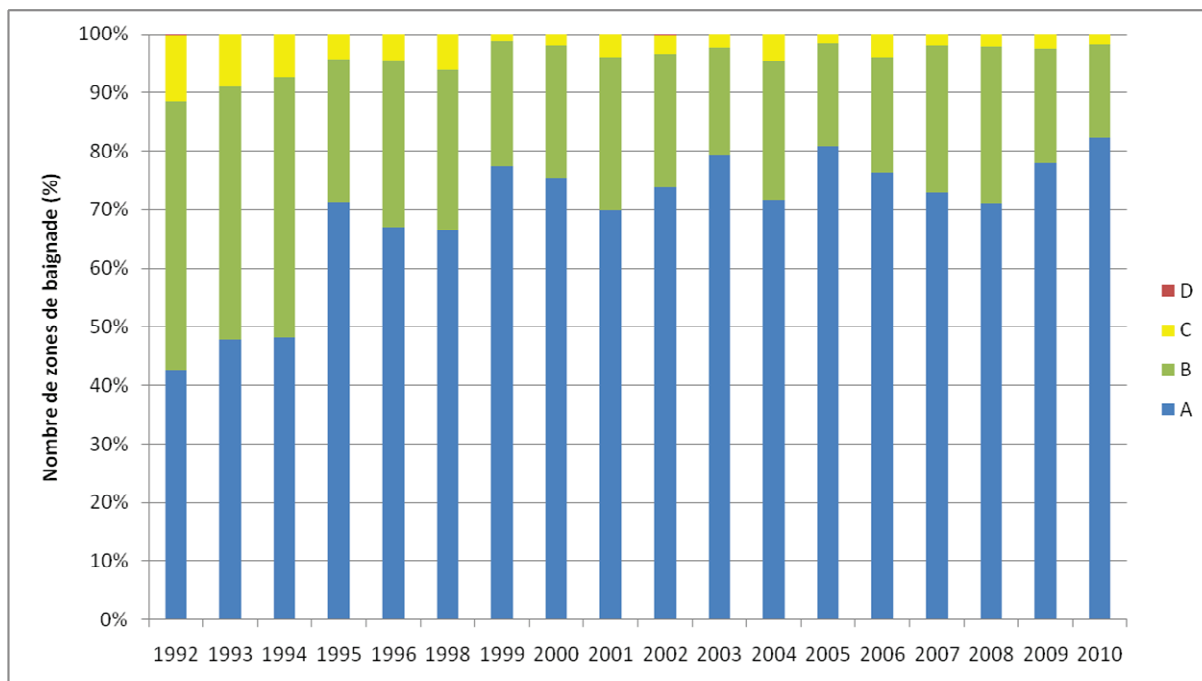


Figure 90 : Evolution inter-annuelle de la qualité des eaux de baignade dans le golfe de Gascogne, période : 1992-2010 (source: SoeS - Observatoire du littoral¹⁰⁷ (1992-2001), Ministère de la santé (2002-2010)).

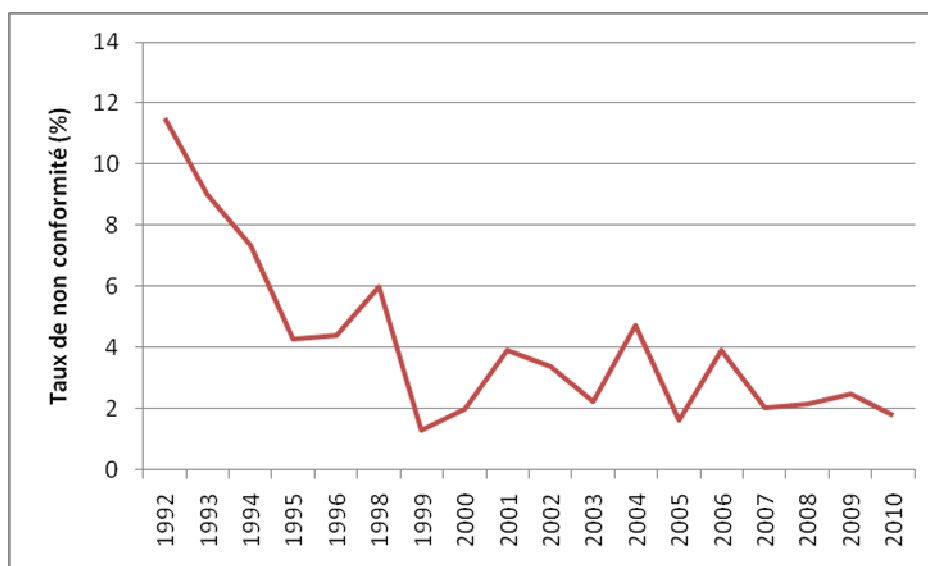


Figure 91 : Evolution inter-annuelle du taux de non conformité dans le golfe de Gascogne, période : 1992-2010 (source : SoeS - Observatoire du littoral (1992-2001), Ministère de la santé (2002-2010)),

¹⁰⁷ <http://www.littoral.ifen.fr/>

En parallèle, le pourcentage des eaux pouvant être momentanément polluées (C) ou de mauvaise qualité (D) diminue significativement au cours de la période 1992-2010 (Figure 91). En effet, plus de 10 % des eaux étaient non conformes en 1992, période au cours de laquelle l'économie touristique était encore assez peu présente, tandis qu'entre 1999 et 2010, le taux de non-conformité des eaux de baignade est assez stable se situant entre 2 et 4 %.

1.4. Evolution récente de la qualité des eaux de baignade (2009 à 2010)

Le Tableau 34 décrit l'évolution de la qualité des eaux de baignade pour les 563 points de mesure communs aux deux années de prélèvements 2009 et 2010. Il montre les évolutions suivantes :

- 73 % des points de prélèvements ont une qualité stable, ce qui concerne 411 points ;
- 64 points (11 %) ont vu leur qualité se dégrader. Dans 87 % des cas, il s'agit de points de prélèvements passant de la qualité A à B et restant conformes à la directive européenne. On note cependant que 8 points étaient conformes en 2009 et ne le sont plus en 2010 ;
- 88 points (16 %) ont vu une amélioration de leur qualité. Ainsi 76 points passent de la qualité B à la qualité A et 12 points sont devenus conformes à la directive européenne en passant de la qualité C à la qualité B ou A.

Tableau 34 : Evolution de la qualité des eaux de baignade entre 2009 et 2010 dans le golfe de Gascogne (en orange : points dont la qualité s'est dégradée, en gris : points dont la qualité est restée stable et en bleu : points dont la qualité s'est améliorée) (source : Ministère de la santé).

		2010				Total
		A	B	C	D	
2009	A	378	56	5	0	439
	B	76	31	3	0	110
	C	9	3	2	0	14
	D	0	0	0	0	0
	Total	463	90	10	0	563

A retenir

La qualité des eaux de baignade est bonne dans la sous-région marine golfe de Gascogne avec 98 % des zones de prélèvement classées « conformes » en 2010 et 82 % des eaux de bonne qualité. Une amélioration sensible de la qualité des eaux de baignade est observée du début des années 90 jusqu'à la fin des années 90, due à la montée en puissance du tourisme ayant conduit les autorités à améliorer les systèmes d'assainissement collectif en bord de mer. D'autre part, entre 2009 et 2010, 16 % des points suivis montrent une amélioration de leur qualité contre 11 % qui montrent une dégradation de leur qualité.

Toutefois, il ne faut pas perdre de vue que la nouvelle directive européenne 2006/7/CE impose des valeurs plus strictes que la directive 76/160/CEE concernant la pollution bactériologique, pouvant conduire à des modifications importantes dans le classement des eaux de baignade. L'étude de Surfrider (Surfrider Foundation Europe, 2009) met en évidence l'impact de la nouvelle directive européenne 2006/7/CE sur le classement des plages françaises pour la saison 2008 et montre qu'un nombre important de plages pourraient être déclassées ou non conformes. Ainsi, selon cette étude, 4 % des plages du golfe de Gascogne soit 18 plages sur 438 plages étudiées ne répondraient pas aux futures normes et seraient donc interdites à la baignade. De plus, 19 % des plages du golfe de Gascogne soit 183 plages sur 438 plages étudiées dans le cadre de cette étude seraient « déclassées », c'est qu'elles se classeraient dans le niveau de qualité inférieure à celui dans lequel elles étaient classées selon la directive 76/160/CEE.

2. Qualité microbiologique des coquillages destinés à la consommation humaine

2.1. Contamination des coquillages par Escherichia Coli

Le milieu littoral est soumis à de multiples sources de contamination microbiologique d'origine humaine ou animale : eaux usées urbaines et eaux pluviales, eaux de ruissellement des terres agricoles, etc. En filtrant l'eau, les coquillages concentrent les microorganismes présents dans l'eau. Aussi, la présence dans les eaux de bactéries ou virus potentiellement pathogènes pour l'homme (*Salmonella*, *Vibrio* spp, norovirus, virus de l'hépatite A) peut constituer un risque sanitaire lors de la consommation de coquillages crus ou peu cuits (gastro-entérites, hépatites virales). Aussi une surveillance microbiologique des zones de production conchylicole est mise en œuvre, basée sur la recherche des *Escherichia coli* (*E. coli*) bactérie commune du système digestif des animaux à sang chaud, utilisée comme indicateur de contamination fécale.

2.1.1. Réglementation et surveillance microbiologique des zones conchylicoles

Afin d'assurer la protection de la santé des consommateurs, les zones de production conchylicole exploitées par les professionnels en vue de la commercialisation des coquillages font l'objet d'un classement et d'une surveillance sanitaire. Toujours dans le même but de protection sanitaire des consommateurs, les gisements naturels exploités par des pêcheurs à pied professionnels ou faisant l'objet d'une pêche de loisir, font également l'objet de contrôles sanitaires. Les exigences réglementaires concernant la surveillance microbiologique sont définies par les règlements européens relatifs à la sécurité sanitaire des aliments (Paquet Hygiène), notamment le règlement (CE) n°854/2004¹⁰⁸, complété en France, par l'arrêté du 21 mai 1999¹⁰⁹ (Figure 92).

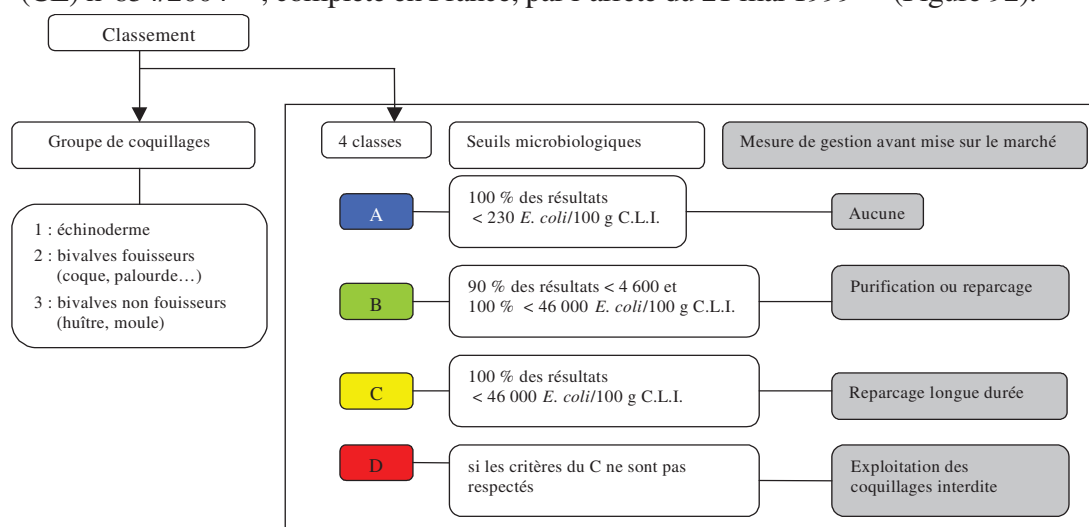


Figure 92 : Exigences réglementaires microbiologiques du classement de zone (règlement CE n°854/2004).

Préalablement à son exploitation, une zone de production (gisement naturel ou concession sur le domaine public maritime) doit disposer d'un classement sanitaire délivré par le préfet de

¹⁰⁸ Règlement CE n°854/2004 du 29 avril 2004, fixe les règles spécifiques d'organisation des contrôles officiels concernant les produits d'origine animale destinés à la consommation humaine.

¹⁰⁹ Arrêté du 21 mai 1999 relatif au classement de salubrité et à la surveillance des zones de production et des zones de reparcage des coquillages vivants.

département. Quatre classements sont définis par ordre décroissant de salubrité, du classement A (bonne qualité) autorisant la commercialisation directe des coquillages, au classement D (très mauvaise qualité) où toute exploitation des coquillages de la zone est interdite. Le classement B (qualité moyenne) implique « une purification » des coquillages avant leur commercialisation, et le classement C nécessite un reparcage de longue durée ou un traitement approprié des coquillages (thermique). En vue de ce classement, une étude sanitaire est conduite par l’Ifremer. Elle comprend deux étapes principales :

- l’étude des sources de contamination microbiologique d’origine humaine ou animale susceptibles d’impacter la zone de production de coquillages (inventaire des sources de contamination, variations intra-annuelles, circulation des polluants) qui a pour objet de définir la stratégie d’échantillonnage sur la zone ;
- l’acquisition des données de dénombrement des E. coli dans les coquillages vivants suivant la stratégie retenue qui permet d’estimer la qualité microbiologique de la zone pour le groupe de coquillage considéré (groupe 2 : coquillage fouisseur, groupe 3 : coquillage non fouisseur).

Certains points font l’objet d’une surveillance par les Agences Régionales de Santé (ARS) dans le cadre de la surveillance qu’ils opèrent sur la pêche à pied récréative pour des gisements naturels situés dans des zones classées, et cela en accord avec l’Ifremer sur la méthodologie et la transmission des données ; ces données sont intégrées dans le présent paragraphe.

A l’issue de l’étude et sur la base des conclusions du rapport, le DDTM (Directeur Départemental des Territoires et de la Mer) ou le Directeur Départemental de la Protection des Populations dans certains départements (DDPP), établit une proposition de classement sanitaire qu’il soumet au préfet. Une zone de production est classée, pour un groupe de coquillages donné, en fonction de la concentration d’E. coli dans 100 g de chair et de liquide intervalvaire de coquillage et de la fréquence de dépassement des seuils de la norme (Figure 92).

Le réseau de contrôle microbiologique (REMI¹¹⁰) est mis en œuvre par l’Ifremer sur les zones de production exploitées par les professionnels et classées (A, B et C) par l’administration¹¹¹. Le REMI a pour objectifs :

- d’estimer la qualité microbiologique sur la base des niveaux de contamination des coquillages et de suivre l’évolution de ces niveaux.
- de détecter et suivre les épisodes inhabituels de contamination.

Pour répondre à ces objectifs, le REMI est organisé en deux volets : surveillance régulière et surveillance en alerte. La surveillance régulière consiste à suivre à fréquence mensuelle, bimestrielle ou adaptée à la période d’exploitation des coquillages le ou les points de suivi de la zone. La surveillance en alerte est organisée en niveau d’alerte (0,1,2). Elle peut être déclenchée préventivement en cas de risque de contamination (événement pluviométrique, rejet polluant, etc.), ou être déclenchée suite à la détection d’une contamination dans le cadre de la surveillance régulière. Si l’échantillonnage réalisé dans les 48 h (sous réserve d’accès favorable au point) met en évidence un résultat supérieur au seuil d’alerte, un suivi hebdomadaire est réalisé jusqu’à la levée d’alerte (deux séries de résultats consécutifs inférieurs aux seuils d’alerte).

Répondant à un objectif de protection de la santé des consommateurs, les points de surveillance sont situés dans les secteurs exploités exposés à des sources de contamination. Les délimitations des zones de production sont fixées par le DDTM. La zone est considérée comme homogène en

¹¹⁰ Présentation et résultats du REMI sur <http://envlit.Ifremer.fr/>

¹¹¹ Zones de production classées sur : http://www.zones-conchylicoles.eaufrance.fr/zconchy/frontend_dev.php

fonction de ses caractéristiques hydrologiques, de sa qualité sanitaire, et de ses caractéristiques de production. Aussi, en général un point de suivi REMI est défini pour chaque zone classée et pour chaque groupe de coquillages (une zone pouvant être classée pour plusieurs groupes de coquillages). Toutefois, suivant l'étendue de la zone et l'existence de plusieurs sources de contamination, certaines zones peuvent disposer de plusieurs points de suivi. Ces points sont définis de façon pérenne et sont échantillonnés de façon régulière (fréquence mensuelle, bimestrielle ou adaptée). Chaque année, la qualité microbiologique des zones est évaluée sur la base des résultats acquis en surveillance régulière sur les trois années calendaires précédentes. De plus, chaque année un rapport d'évaluation de la qualité microbiologique des zones de production des coquillages est transmis aux autorités compétentes de façon à ce qu'elles revoient si nécessaire le classement des zones.

2.1.2. Qualité microbiologique des zones

En 2010, le littoral du golfe de Gascogne dispose de 155 points de prélèvement REMI répartis dans 126 zones de production.

L'estimation de la qualité microbiologique des zones classées et suivies en 2011, de tailles différentes, est déterminée sur la base des résultats de surveillance régulière obtenus sur la zone pour chacun des groupes de coquillages. L'interprétation est faite par rapport aux seuils fixés par le règlement (CE) n° 854/2004. Un minimum de 24 données sur les 3 dernières années calendaires (période 2007-2009) est nécessaire pour estimer la qualité d'une zone. Lorsque la zone est considérée comme stable (échantillonnage à fréquence bimestrielle), 12 données suffisent.

En janvier 2011, la qualité peut être estimée sur 118 zones classées, dont 28 concernent les coquillages fouisseurs (coque, palourde, praire, etc.) et 90 les coquillages non fouisseurs (moule et huître).

La sous-région marine golfe de Gascogne compte une seule zone de qualité A (pour les bivalves non fouisseurs) (Figure 94), pour un total de 6 zones A au niveau national, 112 zones de qualité B, 3 zones de qualité C et 2 zones de qualité D.

Ainsi, les huîtres et les moules sont produites dans 1 % de zones de bonne qualité, dans 96 % de zones de qualité moyenne (86 zones de qualité B), dans 1 % de zones de mauvaise qualité (1 zone de qualité C) et dans 2 % de zones de très mauvaise qualité (2 zones de qualité D).

Le profil de contamination est légèrement plus dégradé pour les zones de coquillages fouisseurs que pour les zones de coquillages non fouisseurs. Ainsi, la qualité des zones des gisements naturels de coquillages fouisseurs est B pour 93 % (26 zones) et C pour 7 % (2 zones).

L'approche cartographique par point présentée Figure 93, permet d'apprécier, de façon plus fine, la répartition de la qualité microbiologique au sein de la sous-région marine.

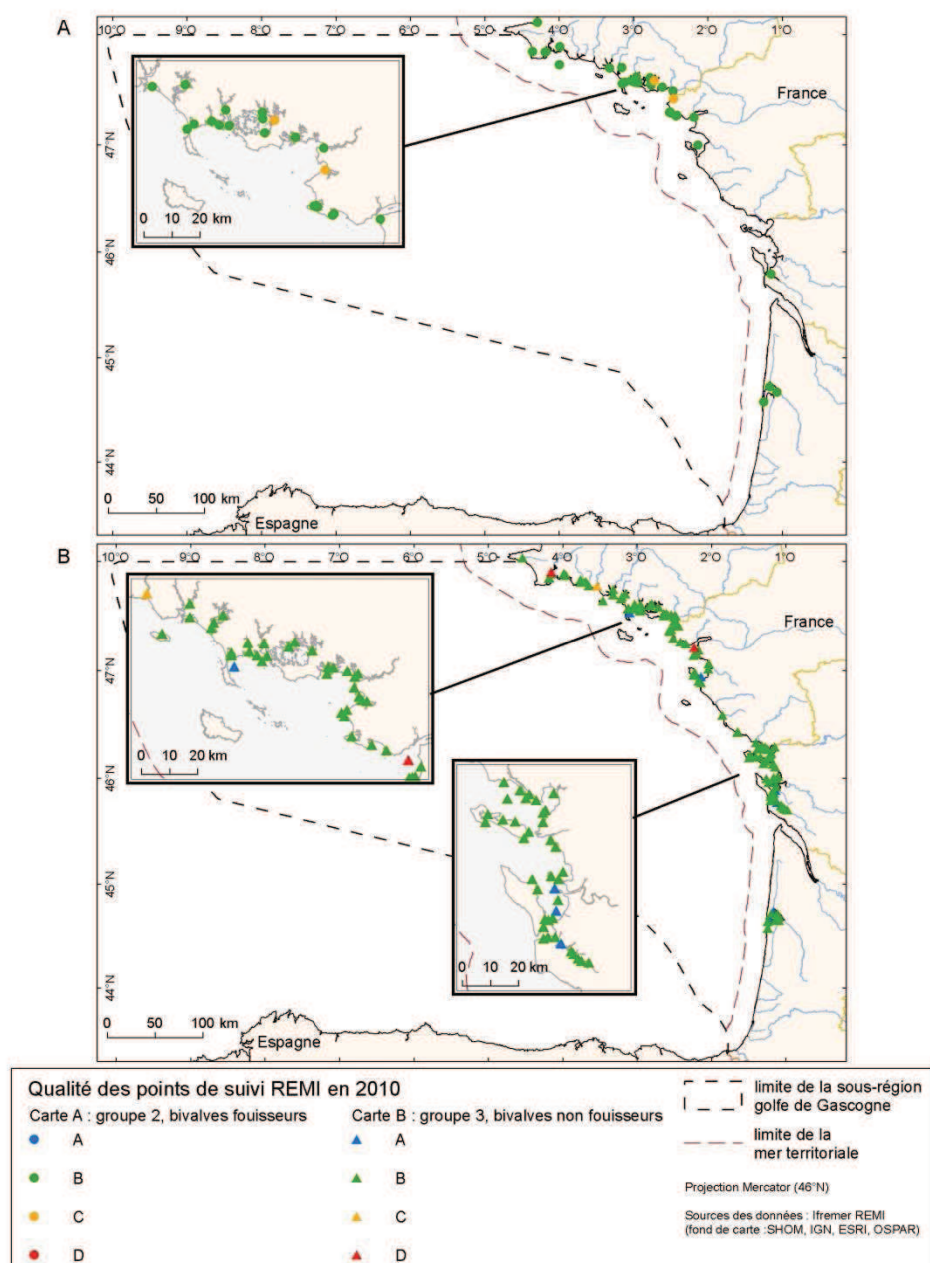


Figure 93 : Qualité microbiologique des points pour les bivalves fouisseurs (A) et les bivalves non fouisseurs (B), dans la sous-région marine golfe de Gascogne en 2010.

2.1.3. Evolution de la qualité des zones

Deux informations sont prises en compte pour le suivi de l'évolution de la qualité des zones :

1) l'évolution du profil de la qualité des zones par groupe de coquillages (Figure 94).

Pour les zones conchylicoles actuellement classées (au 01/01/2011), la qualité est déterminée à partir des données acquises sur les 3 dernières années calendaires et par glissement successif d'une année entre 1991 et 2010 (ainsi 1991 prend en compte les données acquises entre le 1er janvier 1989 et le 31 décembre 1991, etc.). Malgré le fait que les zones aient pu évoluer au cours du temps, cette représentation permet d'avoir une vision générale de l'évolution du profil de la qualité des zones sur les 20 ans de suivi.

2) l'évolution des niveaux de contamination (basée sur un test de tendance) par point de suivi et par groupe de coquillages (Figure 95).

Le nombre de zones pour lesquelles la qualité microbiologique peut être déterminée est en augmentation sur les 20 dernières années que ce soit pour les coquillages fouisseurs (dont le nombre est passé de 3 à 28 zones) ou pour les coquillages non fouisseurs : de 63 à 90 avec des variations d'une année sur l'autre (Figure 94).

Concernant les coquillages non fouisseurs, la façade comporte relativement peu de zones de mauvaise et de très mauvaise qualité ; entre 1991 et 2000, le niveau se situait entre 3 et 7 %, puis entre 2001 et 2005 le niveau a diminué pour atteindre une proportion nulle ou égale à 1 %, et enfin depuis 2006, le niveau est en augmentation et représente entre 2 et 5 % par an des zones (Figure 94). On observe également que ce littoral comportait de nombreuses zones de qualité A avec un pic de 11 zones (soit 15 % des zones) en 2002. Depuis 2002, ce nombre de zones de qualité A ne cesse de diminuer, il n'en reste plus qu'une en 2010.

Concernant les coquillages fouisseurs, le profil de qualité semble avoir été le plus favorable sur la période 2002-2004, puisque sur les 20 zones pour lesquelles la qualité peut être déterminée, deux zones présentaient une bonne qualité (A) et aucune ne présentait une qualité mauvaise ni très mauvaise (Figure 94). Depuis 2007, les zones de qualité A ont disparu et le nombre de zone de qualité mauvaise et très mauvaise oscille entre 3 et 4 par an entre 2007 et 2009 soit un pic de 16 %.

La Figure 95 présente la qualité estimée des points de prélèvement et les évolutions significatives sur les 10 dernières années. Les contaminations microbiologiques ont des impacts très locaux, et les évolutions des niveaux de contamination peuvent être très différentes d'un secteur à un autre. Sur les 135 points sur lesquels la significativité de la tendance peut être testée (Figure 95), près de la moitié des points (65) présentent une évolution significative des niveaux de contamination sur les 10 dernières années. Une croissance significative de la contamination est mise en évidence sur 34 points, témoignant d'une dégradation de la qualité ; une décroissance significative des niveaux de contamination est mise en évidence sur 31 points, indiquant une amélioration de la qualité. Cette amélioration est quasi exclusivement concentrée sur les côtes de Charente-Maritime et de Vendée, tandis que la dégradation s'observe essentiellement sur les côtes du Morbihan (Figure 95). Ces évolutions sont à relativiser du fait de la modification de la réglementation européenne qui a pu entraîner le déclassement de certaines zones.

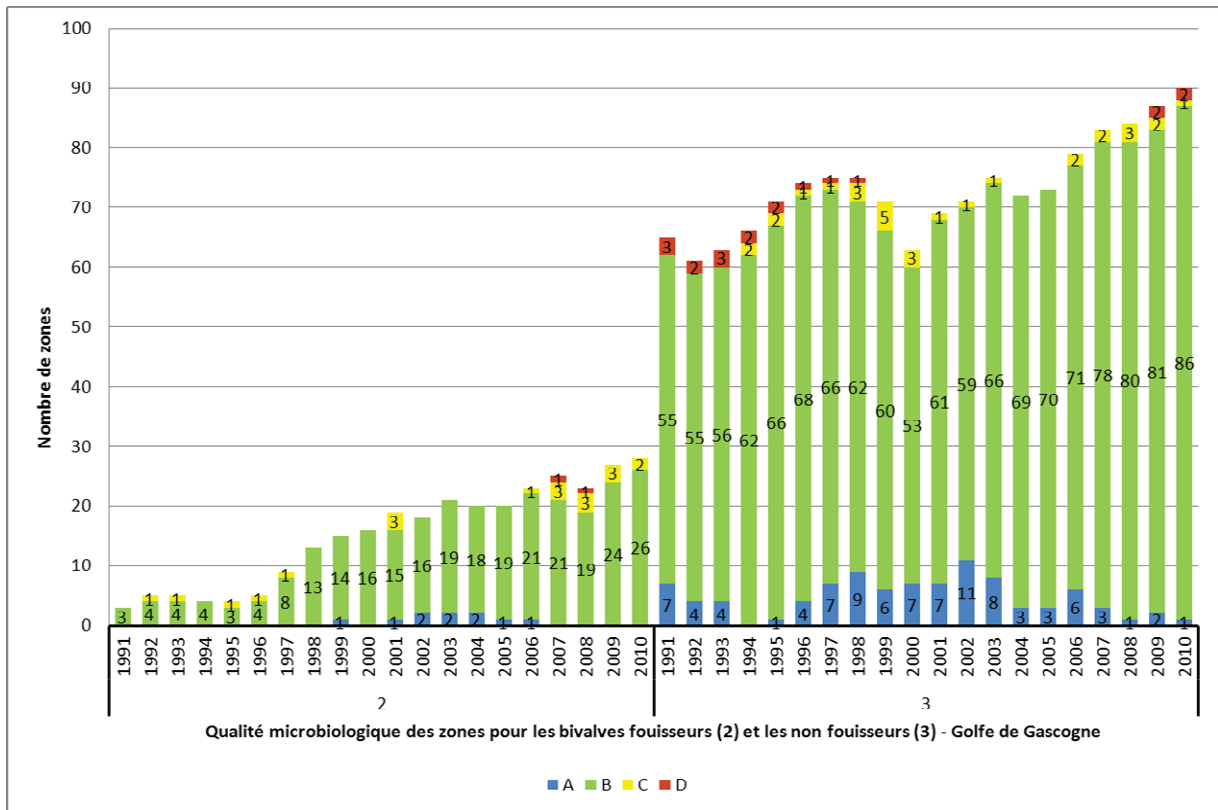


Figure 94 : Qualité microbiologique des zones pour les bivalves fousseurs (2) et non fousseurs (3) dans la sous-région marine golfe de Gascogne, de 1991 à 2010.

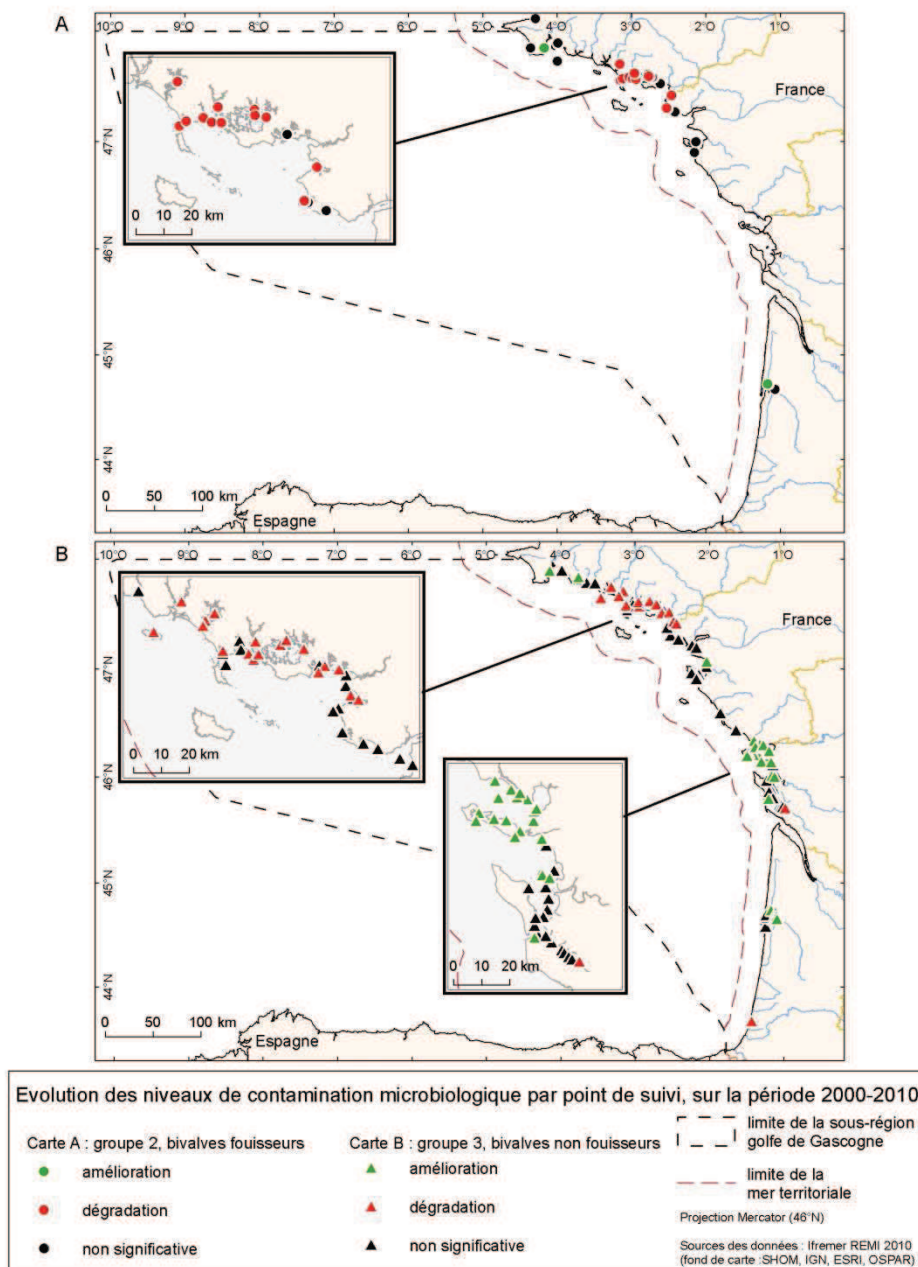


Figure 95 : Evolution des niveaux de contamination par point sur les 10 dernières années pour les bivalves fouisseurs (A) et les bivalves non fouisseurs (B) dans la sous-région marine golfe de Gascogne.

2.2. Contamination des coquillages par des bactéries pathogènes

2.2.1. Contexte général

L'appréciation de la contamination microbiologique des zones de production conchylicole est basée sur la recherche de l'indicateur de contamination fécale *E. coli*. Cependant cet indicateur ne permet pas d'identifier l'origine des contaminations, animale ou humaine, dont la connaissance permettrait d'apporter des éléments importants pour évaluer le risque pour la santé humaine. En France, les contaminations d'origine urbaine sont principalement représentées par les eaux en sortie de station d'épuration, les eaux usées des habitats dispersés ne possédant pas d'assainissement autonome ou dont l'assainissement n'est pas conforme et la mauvaise séparation de certains réseaux d'eaux usées et d'eaux pluviales. Les sources de contamination

animale sont majoritairement issues des sièges d'exploitations agricoles (épandages des lisiers et fumiers, écoulement diffus et pâturages). Les élevages aviaires étant plus confinés, les contaminations qui leur sont liées sont moins visibles. Des contaminations liées à la présence d'oiseaux sauvages, dont les oiseaux de bord de mer, existent également mais elles sont très ponctuelles. Des marqueurs existent pour cibler et distinguer l'origine de la contamination animale de façon plus précise.

Le Tableau 35 dresse la liste des bactéries pathogènes d'origine entérique et leurs sources potentielles. Une contamination d'origine humaine est susceptible d'être associée à une présence de microorganismes potentiellement adaptés à l'homme tels que les virus entériques (norovirus ou virus de l'hépatite A) rejetés par les individus malades en quantités très importantes lors des périodes épidémiques hivernales ou à des bactéries entériques telles que des *E. coli* pathogènes et des salmonelles. Une pollution d'origine animale est plutôt à l'origine de zoonoses¹¹² en raison de la présence de bactéries ou de parasites excrétés par des animaux porteurs sains ou malades tels que les *E. coli* pathogènes comme les *E. coli* producteurs de Shiga-toxines (STEC ; Shiga-Toxin-producing *Escherichia coli*¹¹³ ; ancienne dénomination *Escherichia coli* vérotoxiques, VTEC), *Campylobacter* et certains sérotypes de *Salmonella* ou *Cryptosporidium* et *Giardia*.

Tableau 35 : Les bactéries pathogènes d'origine entérique et leurs sources potentielles.

Bactéries pathogènes	Habitat primaire	Présence	Maladie
<i>Salmonella</i> spp. <i>Shigella</i> spp. <i>Yersinia</i> <i>E. coli</i> pathogènes, STEC	Intestins des animaux à sang chaud et de l'homme	Taux variables chez les porteurs sains ou les malades ; sporadique et faible taux dans les fruits de mer ; peut s'accumuler dans les coquillages	Gastro-entérites Gastro-entérites ; colite hémorragique
<i>Campylobacter</i>	Oiseaux, intestins des animaux à sang chaud	Sporadique, et faible taux ; accumulation possible dans les coquillages	Gastro-entérites
<i>Listeria monocytogenes</i>	Intestins des animaux à sang chaud et de l'homme		Listeriose

L'apport de microorganismes d'origine entérique et notamment de pathogènes via ces sources de contamination a pour conséquence des problèmes économiques et sanitaires notables : (i) fermetures ou déclassements de zones conchylicoles et de baignade, et (ii) Toxi-Infections Alimentaires Collectives (TIAC) lors de la consommation de coquillages crus ou insuffisamment cuits.

Les zones de production conchylicole exploitées par les professionnels en vue de la commercialisation de coquillages font l'objet d'un classement et d'une surveillance sanitaire pour le critère *E. coli*. Cependant, il n'existe pas de dispositif de surveillance du milieu marin pour les bactéries pathogènes pour l'homme. Bien que l'on ne dispose que de peu d'études épidémiologiques évaluant le risque infectieux, la responsabilité de *Salmonella* et de *Campylobacter* a été démontrée dans des épisodes de gastro-entérites chez l'homme, après consommation de coquillages. D'autres bactéries peuvent aussi provoquer des gastro-entérites comme *Shigella* sp., les *E. coli* pathogènes, *Yersinia enterocolitica*, *Listeria monocytogenes*, *Vibrio parahemolyticus*, *V. cholerae* ou *V. vulnificus*. Ces bactéries sont rencontrées dans les eaux littorales mais les données dans les coquillages sont irrégulières et rares pour certaines d'entre elles. Dans ce cas, il sera difficile de faire un état des lieux exhaustif dans le cadre de la DCMM. Bien que responsables de TIAC, les vibrions pathogènes pour l'homme, et en

¹¹² Infections naturellement transmissibles de l'animal à l'homme

¹¹³ STEC : bactérie responsable des colites hémorragiques

particulier *Vibrio parahaemolyticus*, qui ont été retrouvés sur les côtes françaises ne seront pas considérés dans le cadre de la DCSMM en raison de la présence autochtone de ces bactéries dans le milieu marin – elles ne sont pas d'origine entérique.

Dans ce paragraphe ne seront rapportées que des données issues d'études locales, concernant parfois plusieurs sous-régions marines, souvent réalisées dans un contexte sanitaire ou dans le cadre de projets de recherche. Il est important de souligner qu'elles ne sont pas exhaustives et donc généralisables à d'autres sites ou à d'autres périodes de l'année.

2.2.2. Suivi de la contamination des coquillages par des bactéries pathogènes

Dans la majorité des études citées ci-dessous, la recherche des bactéries pathogènes dans les coquillages est réalisée après une étape de culture (bactéries cultivables). Elles peuvent également être recherchées directement (sans étape de culture) dans les coquillages par le biais de méthodes moléculaires (amplification génique, PCR¹¹⁴), plus sensibles.

2.2.2.1. Présence de Salmonella dans les coquillages

Créé en 1989, le réseau de contrôle microbiologique des zones conchylicoles (REMI) comprend un dispositif de surveillance régulière de l'environnement, dont l'objectif est d'évaluer et de suivre l'évolution du niveau de contamination bactériologique (indicateur *E. coli*) des zones de production de coquillages, et un dispositif d'alerte qui est déclenché lors d'événements (pluviométrie importante, rejets d'eaux usées, contexte épidémique, etc.) susceptibles de dégrader la qualité des zones conchylicoles (zones d'élevage et gisements naturels) afin que l'administration puisse décider de mesures de protection des consommateurs. Une étude conduite dans le cadre du REMI entre 1989 et 1991 avec les laboratoires côtiers de la Direction de l'Environnement et de l'Aménagement du Littoral (Ifremer), sur l'ensemble du littoral français et dans la plupart des zones de production de coquillages montre un taux de prévalence de *Salmonella* de 3,3 % (136 résultats positifs sur 4070 échantillons de coquillages).

Le taux de prévalence de *Salmonella* reporté par les services vétérinaires dans des coquillages prélevés dans des établissements et destinés à la consommation (1989-1992) est également faible à 0,7 % (37 résultats positifs sur 5620 analyses). Il varie de 0,15 % à 1,5 %, ce taux étant le plus élevé chez les coquillages fouisseurs (coques et palourdes). Plus récemment, le plan de surveillance de la présence de *Salmonella* dans les produits prélevés dans les lots avant leur mise sur le marché, mis en place en 2006 et 2007 par la Direction Générale de l'Alimentation, a montré un taux de prévalence inférieur à 0,1 %.

Des études locales plus approfondies prenant en compte des secteurs conchylicoles dont certains sont classés insalubres et des secteurs de pêche à pied sont réalisées simultanément à celles présentées ci-dessus :

- (i) Manche - mer du Nord et golfe de Gascogne : Des recherches de salmonelles effectuées sur l'ensemble des secteurs conchylicoles du Finistère de 1988 à 1991, comprenant des zones d'élevage contaminées et des gisements naturels classés insalubres, révèlent une prévalence de *Salmonella* de 11,5 % dans les coquillages (131 cas sur 1136 analyses) – la fréquence étant trois fois plus élevée chez les coques (19,6 %) et les moules (19,0 %) que chez les huîtres (6,7 %).

¹¹⁴ Polymérase Chain Réaction, technique de biologie moléculaire utilisée pour la recherche et l'identification des bactéries pathogènes

En raison de la faible prévalence de *Salmonella* dans les zones de production de coquillages, en particulier dans les zones classées A (environ 2 %) et B (environ 3 %) et de la lourdeur analytique la recherche systématique de cette bactérie n'est plus effectuée en routine dans le cadre du réseau de surveillance REMI depuis 1991, mais essentiellement à l'occasion d'études particulières :

- (ii) Une étude de la qualité bactériologique des marais de Mes (Loire Atlantique) réalisée de 1990 à 1994 sur 26 stations de prélèvements de palourdes montre un taux de prévalence en salmonelles relativement faible (4,6 %, 614 analyses) pour un secteur fortement contaminé en période de vives-eaux.

Deux études récentes réalisées en Italie sur la contamination microbiologique des coquillages indiquent l'absence de *Salmonella* dans l'ensemble des échantillons de moules analysés (120 et 80, respectivement) En France, peu de données récentes sont disponibles. Une synthèse des données relatives aux foyers de TIAC déclarés en France entre 1996 et 2005 indique que tous les départements français ont déclaré au moins un foyer pendant cette période. Cet article montre que les coquillages étaient impliqués dans 5,9 % des TIAC (250 sur 4260) et que les salmonelles ont été identifiées ou suspectées comme agent responsable dans 31 de ces 250 foyers de TIAC. Les principales espèces identifiées sont *S. enteritidis* et *S. typhimurium*. Cependant, l'article ne précise pas s'il s'agit de coquillages vivants ou de plats cuisinés.

2.2.2.2. Présence d'*Escherichia coli* producteurs de Shiga-toxines dans les coquillages

Les *Escherichia coli* producteurs de Shiga-toxines ou STEC sont considérés comme des bactéries potentiellement pathogènes, *E. coli* O157 : H7¹¹⁵ étant le sérotype le plus fréquemment retrouvé lors d'infections humaines liées à la consommation de produits carnés. A ce jour, aucune infection associée à la consommation de coquillages n'a été rapportée. Cependant, la présence d'exploitations agricoles en amont de zones côtières et estuariennes pourrait contribuer à la contamination microbiologique de ces zones et des coquillages et représenter un risque sanitaire.

Une recherche de ces bactéries *E. coli* producteurs de shiga-toxines dans des coquillages (moules, huîtres et coques) a été initiée entre juillet 2002 et août 2004 sur le littoral français. Une seule station de prélèvements a été sélectionnée pour cette étude dans la sous-région marine du golfe de Gascogne, en zone B.

Les gènes *stx* codant pour un des facteurs majeurs de la virulence chez les STEC sont détectés dans les bouillons d'enrichissement des échantillons analysés. Ils sont présents dans 18,8 % des échantillons issus de la zone B (Tableau 36).

Tableau 36 : Détection des STEC et des gènes *stx* dans les coquillages de la sous-région marine golfe de Gascogne.

Collection sites (Area*)	Shellfish species	Stx-positive SF† enrichments / total no. of SF† enrichments	Stx-positive Hp‡ enrichments / total no. of Hp‡ enrichments	Stx-positive enrichments / total no. enrichments (% stx-positive enrichments)	E. coli count per 100 g of SF			Isolation of STEC (no. of STEC strains)§
					Geometric mean	Range	No. of samples	
Site 5 (B)	Mussels	2/8	1/8	3/16 (18.8)	116.1	<18 – 1 300	8	P (1)

*Shellfish from B-category were collected in growing areas or natural beds farmed or not; †SF, shellfish flesh; ‡Hp, hepato-pancreas; §N, negative; P, positive.

Bien que des *E. coli* producteurs de Shiga-toxines soient présents dans les coquillages, le risque d'infection humaine due à la consommation de ces coquillages semblent limité pour deux raisons

¹¹⁵ O157:H7 correspond à un code d'identification d'une variété sérologique de la bactérie *E. Coli*. Si la plupart des *E. Coli* sont bénignes, le type O157:H7 le plus souvent mis en cause, est potentiellement mortel.

principales : (i) les concentrations observées sont généralement faibles et les souches isolées lors de cette étude ne portent pas les gènes associés à une virulence marquée chez l'homme, i.e., les gènes *eae* et *stx2*, (ii) l'étape de purification de 48 heures réalisée pour les coquillages en provenance de zone B devrait éliminer la majorité de ces coliformes.

Cette étude a porté sur une seule station de prélèvement pour le golfe de Gascogne. Il n'est donc pas possible et prudent de généraliser les informations obtenues ci-dessus à l'ensemble de la sous-région marine.

2.2.2.3. Présence de *Listeria* dans les coquillages

Les *Listeria* sont des bactéries ubiquistes* très répandues dans l'environnement. *Listeria monocytogenes* a été isolée dans de nombreuses espèces animales (principalement bovins, ovins et caprins). Néanmoins il est important de souligner que la transmission à l'homme se fait dans la plupart des cas par voie alimentaire et que la transmission de l'animal à l'homme n'a pas été documentée. Des produits de la mer ont été suspectés ou confirmés être responsables de cas de listériose humaine cependant il n'a pas été confirmé si ces cas étaient le résultat de contamination dans l'environnement ou pendant la transformation des produits.

Manche-mer du Nord et golfe de Gascogne : une étude réalisée en Bretagne entre 1994 et 1995 rapporte la présence de *Listeria* spp. dans 55 % des échantillons de coquillages analysés (120) avec une incidence plus marquée pendant les périodes estivales (78 % à 80 %) et dans les zones interdites à la pêche et la conchyliculture (jusqu'à 90 %). Les auteurs soulèvent la nécessité de reproduire ce type d'études et de l'étendre à d'autres zones et d'autres régions en raison des plus faibles taux de prévalence répertoriés dans des coquillages analysés dans d'autres pays européens (0 % à 22,3 %).

2.2.2.4. Présence d'autres bactéries pathogènes dans les coquillages

La responsabilité des *Campylobacter* dans les TIAC est connue depuis une vingtaine d'années. Les aliments d'origine animale (lait non pasteurisé, viandes peu cuites, tout particulièrement la volaille etc.) en sont les principaux véhicules mais ils ne sont pas la seule voie de transmission de ces bactéries : l'eau contaminée peut également propager la maladie. Cette bactérie est très sensible aux conditions environnementales défavorables (salinité, congélation, etc.) mais elle peut survivre plusieurs jours à basse température dans l'eau de mer. Les cas de campylobactériose humaine secondaire à la consommation de coquillages sont très rares. A ce jour, en France, aucun cas d'infection à *Campylobacter* n'a été associé à la consommation de coquillages. Cependant, quelques études réalisées en France ont montré la présence de *Campylobacter* dans des coquillages issus de l'environnement ou mis sur le marché.

La recherche de *Campylobacter* dans des huîtres prélevées pendant 18 mois (1994-1996) à 5 points de vente différents (Nantes, France) indique la présence de cette bactérie dans seulement 5 des 660 lots d'huîtres analysés. Ces 5 lots provenaient d'un même point de vente. Aucune information n'était disponible quant à l'origine de la contamination. Très peu de données sont disponibles quant à la présence d'autres espèces de bactéries entériques potentiellement pathogènes pour l'homme dans l'environnement marin ou dans les coquillages, i.e., *Yersinia* etc. Elles ne seront donc pas considérées dans ce document.

2.3. Contamination des coquillages par les virus

Les coquillages par leur mode de nutrition, filtrent d'importantes quantités d'eau de mer et de ce fait sont susceptibles de concentrer les différentes particules, polluants et microorganismes

présents dans ces eaux. Les données concernant la contamination de l'eau et des coquillages par les virus humains sont rares. En effet il n'existe pas de dispositif de surveillance des virus ni de critère réglementaire en France ou en Europe.

2.3.1. Le risque viral

Les principaux virus humains susceptibles de contaminer les coquillages sont les virus nus (la présence d'une enveloppe chez un virus constituant un élément de fragilité), capable de résister dans l'environnement (surface ou eau), donc essentiellement les virus présentant un cycle de multiplication entérique. Ces virus, excrétés dans les fèces de malades ou de porteurs sains, sont très nombreux et appartiennent à plusieurs familles virales. Ces virus, essentiellement responsables de gastro-entérites, sont : les calicivirus (norovirus et sapovirus), enterovirus, astrovirus, rotavirus, adénovirus entériques, virus Aïchi, et les virus des hépatites à transmission féco-orale (virus des hépatites A et E). Eu égard au risque de santé publique lié à la consommation des coquillages, un groupe de travail de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a retenu les norovirus et le virus de l'hépatite A comme étant les virus les plus importants et devant être considérés en priorité dans les mollusques bivalves. Ces derniers sont régulièrement impliqués dans des gastro-entérites liées à la consommation de cet aliment, plus rarement dans des hépatites A. Chez les personnes sensibles, la dose infectieuse est très basse et serait de quelques particules virales, ce qui place ces virus parmi les micro-organismes les plus infectieux.

Les infections causées par le virus de l'hépatite A (VHA) sont peu nombreuses en Europe, les zones endémiques sont situées notamment dans les pays en voie de développement. La présence du virus de l'hépatite A est donc rare dans les eaux usées et les rivières, et par conséquent ne fait pas l'objet de surveillance. Les données sur le VHA sont très limitées et ne permettent pas de faire un état des lieux dans le cadre de la DCSMM. En ce qui concerne les norovirus, les infections dont ils sont la cause surviennent toute l'année, avec un pic hivernal plus marqué. On dispose de quelques données localisées dans l'espace et le temps, mais comme pour le VHA il n'existe pas de dispositif de surveillance des eaux ou des coquillages.

2.3.2. Les sources de contamination

Après rejet dans le milieu extérieur les virus ne peuvent pas se multiplier, mais vont s'agréger avec d'autres virus et/ou sur la matière particulaire. Cette adsorption ainsi que leurs propriétés physico-chimiques vont leur permettre de persister dans les rejets et de résister aux procédés de traitement des eaux et ainsi qu'aux agents de désinfection. Il n'est donc pas surprenant que les rejets de station d'épuration déversent dans l'environnement des quantités importantes de particules virales. Les coquillages peuvent concentrer les virus et ces derniers peuvent y persister plusieurs mois.

2.3.3. Les impacts

Le virus de l'hépatite A provoque un syndrome pseudo-grippal, des troubles digestifs (nausées, douleurs abdominales), et un ictère. L'hépatite fulminante est une complication possible. Le taux de décès est de 0,2 à 0,4 % des cas symptomatiques, et passe à 2 % après 40 ans. La durée des symptômes est de 2 mois. L'incubation est de 30 jours en moyenne, et l'excrétion virale peut durer jusqu'à 1 mois après le début des signes cliniques. Il existe une proportion importante de porteurs asymptomatiques : 80 à 90 % chez les enfants (< 5 ans), et 20 à 30 % chez les adultes.

Les norovirus provoquent, quant à eux, des gastro-entérites chez les personnes de tout âge. Les symptômes, relativement mineurs, se caractérisent par le déclenchement soudain d'un ou plusieurs épisodes de vomissements violents, puis par une diarrhée persistant pendant quelques

jours. La période d'incubation est relativement brève (12 à 72 h, mais atteint souvent 24 h), et les signes cliniques persistent pendant environ deux à quatre jours au plus. Par contre l'excrétion virale peut se poursuivre pendant deux à trois semaines après la fin des symptômes. Certaines personnes infectées peuvent excréter du virus sans présenter de symptômes.

A retenir

Contamination des coquillages par E.Coli

La qualité microbiologique des zones de production de coquillages de la sous-région marine golfe de Gascogne est en très grande majorité moyenne (112 zones de qualité B), 1 seule zone est de bonne qualité (sur les 6 zones A au niveau national), 3 zones de mauvaise qualité (C) et 2 zones de très mauvaise qualité (D).

Sur les 10 dernières années, cette sous-région marine est caractérisée à la fois : par une dégradation de la qualité sur les côtes du Morbihan (34 points présentent une tendance croissante significative des niveaux de contamination) et par une amélioration de la qualité sur les côtes de Charente-Maritime et de Vendée (31 points présentent une décroissance significative des niveaux de contamination). Ces évolutions sont à relativiser du fait de la modification de la réglementation européenne qui a pu entraîner le déclassement de certaines zones.

Contamination des coquillages par des bactéries pathogènes

Très peu d'études récentes concernant la contamination des coquillages par des bactéries pathogènes sont disponibles. De ce fait, les données sur les niveaux actuels de contamination des eaux littorales et des zones conchylicoles sont insuffisantes. Dans les études citées dans ce rapport, les méthodes utilisées pour la recherche des bactéries pathogènes d'origine entérique sont essentiellement basées sur la culture (méthode qualitative). Les méthodes actuelles impliquent culture et/ou détection moléculaire et plusieurs d'entre elles sont en cours de validation au niveau européen et international. Dans le cadre de la DCSMM, si le suivi de ce type de contamination était considéré, ces méthodes pourraient être utilisées afin d'évaluer la qualité microbiologique et les niveaux de contamination des coquillages de façon plus exhaustive.

Contamination des coquillages par des virus

D'un point de vue de la contamination virale, il n'existe aucune information actuellement disponible sur la qualité des coquillages de la sous-région marine « golfe de Gascogne ».

3. Organismes pathogènes pour les espèces

3.1. Contexte général

Selon les projections de la FAO, la consommation mondiale de poissons, mollusques et crustacés (pour l'alimentation humaine et animale) pourrait s'établir à 179 millions de tonnes d'ici à 2015, soit un relèvement de 47 millions de tonnes par rapport à 2002. L'essentiel de cette nouvelle demande devra être satisfait par l'aquaculture, qui pourrait assurer 39 % de la production totale en 2015.

Les maladies infectieuses peuvent influencer sur la survie, mais également sur la croissance et les performances zootechniques des animaux en élevage. Elles sont de ce fait des aléas qu'il est indispensable de prendre en compte et qu'il faut tenter de maîtriser. L'aquaculture comme toutes les autres activités d'élevage doit y faire face. La forte croissance, ces dernières décennies, des productions aquacoles, des espèces exploitées et de leurs échanges à des fins commerciales s'est accompagnée d'une augmentation du nombre et de la répartition des maladies infectieuses.

Les risques en termes de maladies infectieuses (aussi bien pour les animaux en élevage, pour les stocks naturels et différentes espèces) induits par l'augmentation de l'activité économique globale sont bien identifiés et impliquent autant les transferts d'animaux vivants que les produits d'origine animale et les structures et matériels servant à leur transport. L'évolution des agents infectieux eux-mêmes et les effets des activités humaines sur l'environnement (pollution, changement global et réchauffement climatique) sont aussi des facteurs de première importance à prendre en considération. Par ailleurs, dans le milieu aquatique (marin en particulier), il est indispensable de prendre en compte la difficulté, voire l'impossibilité d'empêcher les déplacements des animaux sauvages. Dans ces conditions, il est important de mesurer les risques respectifs représentés par l'importation d'animaux vivants pour l'aquaculture ou le repeuplement d'une part, et par les mouvements des espèces sauvages d'autre part.

L'identification et la connaissance des agents infectieux sont les premières étapes indispensables pour initier une réflexion sur la maîtrise des maladies en aquaculture. Si le danger (les agents infectieux) n'est pas identifié et connu, il reste difficile de mettre en place des mesures de lutte. Si des agents infectieux sont identifiés et considérés comme pouvant perturber les productions aquacoles, il est nécessaire de surveiller les cheptels et de contrôler les transferts d'animaux et de produits animaux. La surveillance et les contrôles doivent être réalisés dans un cadre réglementaire dans un but d'efficacité et d'harmonisation nationale et internationale. Cependant, cette approche de surveillance et de contrôle est une approche « passive ». Elle a pour objectif majeur d'éviter la dissémination des maladies et de préserver ainsi des zones indemnes.

Les introductions d'animaux vivants peuvent en effet être associées à trois sortes majeures de risque :

- le déplacement fortuit et simultané d'organismes nuisibles (agents infectieux en particulier) associés aux animaux transportés et pouvant porter préjudice au développement et à la croissance des ressources d'aquaculture et de pêche ;
- l'impact écologique et environnemental des animaux transférés (effets sur les espèces indigènes et les écosystèmes) ;
- l'impact génétique des animaux transférés par le biais de croisements entre populations.

Les activités d'aquaculture et d'exploitation des ressources naturelles dans le milieu marin concernent essentiellement les poissons et les mollusques en France métropolitaine. Elles sont en effet très limitées pour les crustacés. De ce fait, alors que des données existent pour les agents

pathogènes infectant les poissons et les mollusques marins, elles sont très peu nombreuses pour les crustacés. Dans ces conditions, il a été choisi dans le présent chapitre de présenter uniquement des informations concernant les poissons et les mollusques.

3.2. Surveillance des maladies en aquaculture

Au niveau européen, devant les risques liés aux maladies infectieuses en aquaculture, un cadre réglementaire a été développé ces dernières décennies. En particulier, la directive 2006/88/CE¹¹⁶ établit les obligations des états membres de la communauté européenne en matière de santé des animaux aquatiques.

3.2.1. Maladies des mollusques marins

Au niveau français, ce cadre réglementaire s'est traduit par la mise en place d'un système de surveillance de la santé des mollusques marins. L'autorité compétente en la matière est aujourd'hui la Direction Générale de l'Alimentation (DGAl). Elle est représentée localement par des services déconcentrés, les Directions Départementales des Territoires et de la Mer (DDTM) et les Directions Départementales de la Protection des Populations (DDPP).

L'Ifremer est en charge pour le compte de la DGAl de mettre en oeuvre la surveillance de la santé des mollusques marins. Dans cette optique, le Réseau de pathologie des mollusques (Repamo¹¹⁷) a été créé en 1992 par l'Ifremer et est chargé de cette mission de surveillance.

Des protocoles d'épidémiologie-surveillance sont ainsi mis en oeuvre pour couvrir différents aspects de la surveillance des maladies des mollusques.

3.2.2. Maladies des poissons

Une quarantaine de sites de production de poissons marins se répartissent le long des côtes métropolitaines. Le tonnage produit en 2010, avoisine 8500 tonnes avec respectivement : 4300 tonnes de bar, 1900 tonnes de daurade, 800 tonnes de turbot, 1200 tonnes de salmonidés et 300 tonnes de maigre.

La surveillance de certaines maladies des poissons en France est régie par la directive 2006/88/CE, transcrite (notamment par l'arrêté du 4 novembre 2008 relatif aux conditions de police sanitaire des animaux d'aquaculture) en droit français. Parmi les quatre maladies virales endémiques* en Europe et concernées par cette directive, seules la septicémie hémorragique virale (SHV) et la nécrose hématopoïétique infectieuse (NHI) seraient susceptibles d'avoir une incidence économique en aquaculture marine. Il existe cependant d'autres agents pathogènes, non concernés par la réglementation, qui ont une incidence économique sur les productions piscicoles marines.

Il est peu probable que l'implantation de ces élevages marins soit à l'origine de l'introduction d'organismes pathogènes dans les zones où ils ont été établis. Ces organismes pathogènes existaient probablement chez les espèces sauvages, et c'est à la faveur de plusieurs paramètres réunis : espèce sensible, densité élevée et conditions environnementales favorables (température essentiellement) que leur existence a été révélée lors de mortalité anormale. Les échanges

¹¹⁶ Directive 2006/88/CE du 24 octobre 2006 relative aux conditions de police sanitaire applicable aux animaux et aux produits d'aquaculture, et relative à la prévention de certaines maladies chez les animaux aquatiques et aux mesures de lutte contre ces maladies

¹¹⁷ wwz.Ifremer.fr/repamo/

commerciaux de poissons marins vivants, entre écloséries et sites de grossissement, contribuent à la dissémination des agents pathogènes sur les différents sites de production. Il faut toutefois signaler que ces transferts sont effectivement limités dans la plupart des cas (sauf pré-grossissement) à un par cycle de vie (écloserie vers ferme de grossissement) et que les alevins sont vaccinés et élevés dans des conditions qui garantissent le fait qu'ils sont indemnes de maladies.

Contrairement au réseau de pathologie des mollusques (Repamo), il n'existe pas de réseau d'épidémiosurveillance des maladies des poissons en France. Cette absence se traduit par des données ponctuelles, très incomplètes, concernant la répartition des principaux pathogènes dans les piscicultures marines ou chez les espèces sauvages. Parmi les principales maladies diagnostiquées en élevage marin, les maladies bactériennes dues à *Listonella anguillarum* (vibrio) chez le bar, à *Photobacterium damsela* subsp chez le bar, la daurade, le maigre et le turbot et à *Edwardsiella tarda* chez le turbot, sont régulièrement rapportées comme responsables de pertes économiques significatives. Parmi les parasites, ceux appartenant au genre *Trichodina* sont les plus fréquents chez le bar, la daurade et le turbot.

Les maladies virales sont représentées par la nodaviriose ou encéphalopathie et rétinopathie virale. Anciennement listée par l'OIE (Office International des Epizooties), la nodaviriose a été déclassée du fait de l'omniprésence des nodavirus en milieu marin (une quarantaine d'espèces sensibles). D'autres virus tels que celui responsable de la maladie lymphokystique ont été rapportés dans les élevages de daurade, avec une incidence économique négligeable. Des birnavirus ont également été isolés du maigre sans que des mortalités particulières aient pu leur être attribuées.

3.3. Détection d'agents infectieux

L'objectif de ce chapitre est de rapporter la détection récente de certains agents infectieux, plus particulièrement chez les mollusques marins.

3.3.1. Ostreid herpes virus (OsHV-1) chez l'huître creuse, *Crassostrea gigas*

Lors des épisodes de mortalités observés entre 1991 et 1995, chez les huîtres creuses, *Crassostrea gigas*, un virus (ostreid herpesvirus 1, OsHV-1) interprété comme appartenant à la famille des Malacoherpesviridae a été détecté (Le Deuff & Renault, 1999 ; Davison et al., 2005).

Afin de mieux comprendre l'implication du virus (OsHV-1) dans les phénomènes de mortalités observés, en particulier en période estivale, la recherche du virus a été systématiquement réalisée par la technique de Polymerase Chain Reaction (PCR, amplification d'un fragment ciblé de l'ADN viral) lors de cas de mortalité d'huîtres creuses (déclarés par les professionnels ostréiculteurs : surveillance passive) dans le cadre de la surveillance nationale des maladies des mollusques entre 1997 et 2007.

Entre 1997 et 2007, 228 échantillons de naissain* de *Crassostrea gigas* ont été collectés sur le terrain et dans des installations au sol (nurseries), lors d'épisodes de mortalité anormale dans la sous-région marine golfe de Gascogne (Tableau 37).

L'ADN du virus OsHV-1 a été régulièrement détecté lors d'épisodes de mortalité anormale aussi bien sur le terrain que dans les nurseries. Les résultats obtenus renforcent le lien de causalité entre mortalité de naissain d'huître creuse et virus OsHV-1.

Tableau 37 : Echantillons de *Crassostrea gigas* collectés entre 1997 et 2005 durant un programme de surveillance passive (sous-région marine golfe de Gascogne) : résultats de la détection d'ADN d'OsHV-1.

Année	Nombre d'échantillons	Nombre d'échantillons négatifs (ADN d'OsHV-1)	Nombre d'échantillons positifs (ADN d'OsHV-1)	Fréquence de détection d'AND d'OsHV-1 (%)
1997	32	21	11	34,4
1998	24	22	2	8,3
1999	11	7	4	36,4
2000	18	10	8	44,4
2001	21	9	12	57
2002	15	10	5	33
2003	18	9	9	50
2004	29	18	11	37,9
2005	12	5	7	58,3
2006	13	10	3	23
2007	35	21	14	40
Total	228	142	86	62,2

Le virus a été détecté de manière significative durant la période estivale suggérant un lien de causalité entre la température de l'eau et le développement de l'infection virale. Au cours de l'année, le virus est généralement détecté d'abord en Méditerranée, puis ensuite le long du littoral français du sud au nord (de la Méditerranée à la Normandie) en fonction de l'augmentation des températures de l'eau.

3.3.2. Ostreid herpes virus micro-variant (OsHV-1 μ Var) chez l'huître creuse, *Crassostrea gigas*

Depuis 2008, des épisodes de surmortalités d'huîtres creuses ont été observés en France avec une distribution géographique très large, mais également dans d'autres pays membres de l'Union Européenne (Irlande, Royaume Uni) (EFSA, 2010). Le virus OsHV-1, en particulier sous une forme particulière (OsHV-1 μ Var) apparaît comme jouant un rôle prépondérant dans les épisodes rapportés. Dans ce contexte, des protocoles de pathologie expérimentale ont été récemment développés et ont permis de montrer que le virus OsHV-1 (μ Var) induisait de fortes mortalités en conditions expérimentales.

Tableau 38 : Echantillons de *Crassostrea gigas* collectés entre 2008 et 2010 (sous-région marine golfe de Gascogne) : résultats de la détection d'ADN d'OsHV-1 μ Var.

Année	Nombre d'échantillons	Nombre d'échantillons négatifs (ADN d'OsHV-1)	Nombre d'échantillons positifs (ADN d'OsHV-1)	Fréquence de détection d'ADN d'OsHV-1 (%)
2008	29	21	8	28
2009	42	4	38	90
2010	43	0	43	100
Total	114	25	89	78,1

Alors qu'en 2008, au cours d'épisodes de mortalité massive, deux génotypes du virus OsHV-1 ont été détectés : OsHV-1 de référence et un génotype jusqu'alors non décrit et appelé μ Var, en 2009 et 2010, le génotype μ Var a été très majoritairement détecté (Tableau 38).

Par ailleurs, la recherche du génotype μ Var a été réalisée dans des échantillons d'huîtres creuses archivés (79). Alors que parmi les lots archivés collectés entre 1993 et 2007, en France, aucun n'échantillon n'a montré un profil comparable à OsHV-1 μ Var, il a été possible de détecter pour des isolats provenant du Japon et de Chine des profils proches du génotype μ Var suggérant une possible introduction de ce génotype en Europe à partir de l'aire Pacifique.

Ces observations laissent suspecter un phénomène d'émergence et posent les questions du pouvoir pathogène du génotype nouvellement décrit et de son extension à d'autres Etats Membres au sein de l'Union Européenne.

3.3.3. Vibrions chez l'huître creuse, *Crassostrea gigas*

Lors des épisodes de mortalités observés, chez l'huître creuse, *Crassostrea gigas*, en France des bactéries appartenant au genre *Vibrio* ont été détectées. Afin de mieux comprendre l'implication des vibrions dans ces épisodes, observés en particulier en période estivale, la recherche de bactéries a été systématiquement réalisée lors de cas de mortalité (déclarés par les professionnels ostréiculteurs : surveillance passive) dans le cadre de la surveillance nationale des maladies des mollusques entre 2003 et 2006. Les bactéries majoritaires ont été identifiées par génotypage à partir de 92 cas de mortalité anormale. Cette étude a permis de confirmer la détection de *Vibrio splendidus* et *V. aestuarianus*, mais également d'identifier des souches bactériennes de type *V. harveyi*.

Tableau 39 : Echantillons de *Crassostrea gigas* collectés entre 2008 et 2010 (sous-région marine golfe de Gascogne) : résultats de la détection de vibrions.

Année	Nombre d'échantillons analysés	Nombre d'échantillons positifs (<i>Vibrio splendidus</i>)	Nombre d'échantillons positifs (<i>Vibrio aestuarianus</i>)	Nombre d'échantillons positifs (<i>Vibrio harveyi</i>)
2008	32	13	18	1
2009	25	19	2	0
2010	45	44	10	0
Total	102	76	30	1

Comme indiqué précédemment, depuis 2008, des épisodes de surmortalités d'huîtres creuses ont été observés en France avec une distribution géographique très large, mais également dans d'autres pays membres de l'Union Européenne.

En France, des bactéries appartenant au groupe *Vibrio splendidus* ont été détectées dans 50 % des échantillons analysés en 2008 (50 lots), 45 % en 2009 (48 lots) et 89 % (78) en 2010 (Tableau 39). Concernant *V. aestuarianus*, la bactérie a été retrouvée dans 32 % des échantillons analysés en 2008, 12 % en 2009 et 13 % en 2010 (Tableau 39). Des bactéries apparentées au groupe *Vibrio harveyi* ont également été détectées (29 % en 2008, 2 % en 2009 et 0 % en 2010 ; Tableau 39).

3.3.4. Mikrocytos-like chez le flion tronqué, *Donax trunculus*

Des mortalités anormales de flions tronqués *Donax trunculus*, couramment appelés « tellines », ont été constatées sur différents gisements naturels de la côte atlantique au cours de l'été et de l'automne 2010. Ces mortalités ont fait l'objet de déclarations officielles par les professionnels aux DDTM locales. Trois gisements ont été affectés avec des mortalités estimées entre 50 et 80 % :

- le gisement de Penthievre en baie d'Étel (Morbihan, 56) en juillet 2010 ;
- le gisement ouest de l'île d'Oléron, secteur de la plage de Vert Bois (Charente Maritime, 17) en août 2010 ;
- le gisement de la baie d'Audierne (Finistère 29) en octobre 2010.

Des prélèvements ont été réalisés sur chacun de ces gisements et des analyses ont été mises en œuvre en utilisant différentes approches techniques (histologie, PCR, hybridation in situ et séquençage).

Les analyses ont mis en évidence la présence d'un protozoaire du genre *Mikrocytos* chez les flions tronqués (*Donax trunculus*) issus des gisements naturels de l'île d'Oléron, Penthievre et Audierne (Tableau 40).

Le parasite observé interprété comme appartenant au genre *Mikrocytos*, est cependant différent des espèces déjà décrites.

Tableau 40 : Bilan des analyses réalisées sur les lots de flions tronqués, *Donax trunculus* (2010, source Repamo).

Lieu de prélèvement	Résultats (individus infectés sur individus analysés)					
	Histologie	PCR spécifique des parasites du genre <i>Bonamia</i>	PCR spécifique du parasite <i>Mikrocytos mackini</i>	PCR spécifique des parasites du genre <i>Mikrocytos</i>	Hybridation in situ spécifique des parasites du genre <i>Mikrocytos</i>	Caractérisation par séquençage
Ile d'Oléron	12/15	0/12	0/12	6/12	6/6	3 individus <i>Mikrocytos</i> sp.
Penthievre	Non interprétable (mauvais état de l'échantillon)			7/12		
Baie d'Audierne	2/15		0/2	1/2	1/1	

Un échantillon de flions tronqués, *Donax trunculus*, avait été également reçu dans le cadre de la procédure hausse de mortalité en septembre 2008. Les analyses histologiques avaient révélé la présence de protozoaires similaires à ceux des genres *Mikrocytos* ou *Bonamia* chez 14 individus sur 43 analysés. Des analyses en hybridation in situ afin de vérifier si ces organismes étaient des parasites du genre *Bonamia* ou de l'espèce *Mikrocytos mackini* avaient été réalisées et s'étaient révélées négatives. Cet échantillon a été re-analysé en 2010 avec de nouveaux outils et il a été possible de mettre en évidence la présence d'un protozoaire du genre *Mikrocytos* (Tableau 41).

Tableau 41 : Bilan des analyses réalisées sur le lot de flions tronqués, *Donax trunculus*, reçu en 2008 (source Repamo).

Lieu de prélèvement	Résultats (individus infectés sur individus analysés)					
	Histologie	Hybridation in situ spécifique des parasites du genre <i>Bonamia</i>	Hybridation in situ spécifique du parasite <i>Mikrocytos mackini</i>	PCR spécifique des parasites du genre <i>Mikrocytos</i>	Hybridation in situ spécifique des parasites du genre <i>Mikrocytos</i>	Caractérisation par séquençage
Penthièvre	14/43	0/14	0/14	6/14	4/4	3 individus <i>Mikrocytos</i> sp.

Les analyses réalisées confirment la présence d'un protozoaire apparenté au genre *Mikrocytos* chez les flions tronqués (*Donax trunculus*) des gisements naturels de trois sites différents (l'île d'Oléron, de Penthièvre et Audierno) et pour l'un des sites, à deux années d'intervalle.

Ce parasite a été observé lors de mortalités anormales de flions tronqués, mais il n'est pas possible en l'état actuel des connaissances de conclure sur son implication dans les mortalités observées. Réaliser un suivi sur un ou plusieurs gisements naturels devrait permettre de mieux appréhender l'impact de ce protozoaire sur les flions tronqués et de mieux connaître sa répartition le long des côtes françaises.

Une question se pose également concernant la propagation de ce parasite protozoaire. Il semblerait avoir été observé en 2008 pour la première fois sur le gisement de Penthièvre et en 2010 sur les gisements de l'île d'Oléron et de la baie d'Audierno. Ce parasite était-il déjà présent sur ces gisements auparavant, a-t-il pu « diffuser » par le biais des pratiques d'exploitation des gisements de flions tronqués ? Il s'agit de gisements naturels et, a priori, aucun transfert de coquillages n'a lieu entre ces gisements. En revanche, des professionnels réalisent la pêche de ces coquillages sur différents gisements en utilisant le même matériel d'un gisement à l'autre. Enfin, une question se pose en termes de spécificité : est-ce que le protozoaire détecté n'infecte que le flion tronqué ? Existe-t-il un risque pour d'autres espèces de bivalve et plus particulièrement pour les espèces exploitées ?

3.3.5. . *Bonamia exitiosa* chez l'huître plate, *Ostrea edulis*

Le parasite *Bonamia exitiosa* est un parasite protozoaire à déclaration obligatoire (considéré comme exotique sur le territoire de l'UE). Cependant, sur la base d'analyses moléculaires, il a été détecté pour la première fois en Europe en 2006/2007 en Espagne et en Italie.

En 2008, un foyer de co-infection à *Bonamia exitiosa* et à *Bonamia ostreae* a été détecté en octobre 2008 dans le département de la Vendée (85) sur des prélèvements réalisés sur des huîtres plates d'élevage *Ostrea edulis* situées en bassin de nurserie situé sur le Polder des champs en Baie de Bourgneuf. Ces prélèvements ont été réalisés suite à la détection du foyer de l'Hérault (l'enquête épidémiologique ayant montré un lien entre le foyer de l'Hérault et la nurserie de Vendée). Les huîtres concernées ont été détruites.

Suite à ces observations, une surveillance ciblée des espèces des parasites du genre *Bonamia* chez l'huître plate, *Ostrea edulis*, a été réalisée dans les principaux sites français de captage et de production ainsi que dans les principaux gisements naturels afin de mieux connaître la distribution géographique de ce parasite en France. En 2009, six secteurs ont été investigués : la

rivière de la Rance (Ile-et-Vilaine, 35), le Golfe du Morbihan (Morbihan, 56), la baie de Quiberon (Morbihan, 56), le pertuis d'Antioche (Charente Maritime, 17), le golfe de Fos (Bouches-du-Rhône, 13) et l'étang de Diane (Haute-Corse, 2B). Au total, 890 individus ont été analysés dont 132 huîtres sauvages adultes, *Ostrea edulis*, prélevées dans l'étang de Diane (données Repamo).

Le parasite *B. exitiosa* n'a pas été détecté dans les prélèvements provenant de sites localisés dans la région golfe de Gascogne: rivière de la Rance, le Golfe du Morbihan, baie de Quiberon et pertuis d'Antioche (données Repamo).

Il est difficile aujourd'hui de déterminer qu'elle est l'origine du parasite *B. exitiosa*. Ce parasite est considéré comme un agent infectieux exotique, absent au sein de l'UE (directive 2006/88/EU). Sa détection récente en Espagne, en Italie, en France et très récemment en Angleterre remet en question cette assertion. Par ailleurs, bien que la détection du parasite ait été associée à des mortalités anormales d'huîtres plates en 2008, le pouvoir pathogène de *B. exitiosa* chez l'huître plate, *Ostrea edulis*, reste à définir.

A retenir

A l'échelle de la sous-région marine et plus généralement à l'échelle européenne, il semble que notre territoire soit l'un des plus touchés par l'introduction d'espèces non indigènes. Il semble également qu'au moins la moitié des introductions d'espèces marines non indigènes en Europe ait eu la France pour source de dissémination.

Pour répondre aux objectifs de la DCSMM et notamment pour limiter les impacts et effets néfastes transfrontaliers, il conviendrait de mettre en œuvre un suivi et un contrôle, à l'échelle nationale des vecteurs d'introduction et de dissémination.

VIII. ESPECES NON INDIGENES

1. Espèces non indigènes : vecteurs d'introduction et impacts

1.1. La notion d'espèce non indigène, éléments de définition

Les espèces non indigènes désignent les espèces, sous-espèces ou taxons inférieurs transportés par l'homme en dehors de leur aire de répartition et de dispersion naturelle et potentielle (IUCN 2000, ICES 2005). L'introduction génère une discontinuité géographique entre l'aire de répartition géographique naturelle et la nouvelle aire. Cette définition inclut les parties, gamètes ou propagules, des espèces pouvant survivre et ultérieurement se reproduire. L'expression « espèce non indigène » utilisée dans la DCSMM regroupe l'ensemble des espèces non-natives. L'analyse présente une synthèse des vecteurs d'introduction et des impacts connus pour les espèces envahissantes actuellement problématiques.

Tableau 42 : Définition des statuts d'espèces non indigènes et impacts théoriques (d'après Boudouresque 2008)

Définition DCSMM	Termes anglais	Termes synonymes	Significations	Impacts probables
Introduite	Introduced species	Non native, alien, non indigenous, exotic	L'organisme, ou ses propagules, a franchi une barrière géographique grâce aux activités humaines	Nul
Occasionnelle	Casuals	Persisting after cultivation, occasional escapes, « adventive », occasionnelle	L'organisme se reproduit dans sa nouvelle région, mais ne peut se maintenir à terme	Nul à négligeable
Naturalisée	Naturalized species	Established, espèce naturalisée	L'organisme se reproduit de façon autonome et régulière dans sa nouvelle région et se maintient sur le long terme	Faible à significatif
Envahissante	Invasive species*	-	Espèce envahissante modifiant la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes indigènes	Fort
Transformatrice	Transformer	-	Espèce qui bouleverse le fonctionnement du milieu indigène en créant un nouvel écosystème	Très fort

* pour l'auteur, le caractère envahissant commence à Naturalized species

1.2. Les vecteurs d'introduction d'espèces marines non indigènes

1.2.1. Généralités

On peut regrouper les modalités d'introduction en trois catégories : les introductions délibérées, les espèces évadées, qui sont importées intentionnellement mais dont l'introduction dans le milieu naturel n'est pas délibérée, et les espèces clandestines, qui sont transportées de façon non intentionnelle. Les vecteurs d'introduction primaire, de la région donneuse à la région receveuse, peuvent être différents des vecteurs de dissémination à l'intérieur de la région receveuse. Ces vecteurs, couplés aux paramètres environnementaux, expliquent souvent la dissémination puis l'invasion des espèces non indigènes à l'intérieur de la région receveuse. A l'échelle de la sous-région marine golfe de Gascogne, les principaux vecteurs d'introduction et de dissémination sont

le transport maritime et les cultures marines. Ces activités humaines ont historiquement constitué et constituent encore les sources majoritaires d'introduction d'espèces non indigènes.

Tableau 43 : Les vecteurs d'introduction d'espèces non indigènes dans le golfe de Gascogne.

Vecteur d'introduction	Signification	Modalité d'introduction	Importances probables	Principaux groupes d'espèces non indigènes concernées
Culture marine	Espèces importées intentionnellement pour l'élevage et organismes accompagnant les espèces cultivées	Introduction délibérées, espèces évadées et clandestines	Forte : référencé comme une des principales causes d'introduction d'espèces marines	Algues, mollusques et autres invertébrés, virus et parasites
Transport maritime : eaux de ballast et caisson de prise d'eau en mer	Organismes contenus dans les eaux et les sédiments de ballast et les caissons de prise d'eau de mer des navires de commerces	Espèces clandestines	Forte : référencé comme une des principales causes d'introduction d'espèces marines	Œufs et larves, organismes unicellulaires planctoniques, algues, invertébrés, poissons
Transport maritime : bioalissure	Organismes fixés sur des substrats durs (salissures biologiques) comme les coques de navire	Espèces clandestines	Faible à moyenne : vecteur moins important depuis l'apparition des peintures antifouling. Autres sources potentiellement significatives : plaisance, infrastructure, pétrolières...	Algues, épifaune benthique, œufs et larves

Pour la sous-région marine golfe de Gascogne, sur les 129 espèces non indigènes référencées environ 40 % des vecteurs d'introduction de ces espèces sont inconnus ou très incertains. Il est très délicat de faire la distinction entre le ou les vecteurs ayant effectivement introduit l'espèce en Europe ou en Manche – Atlantique et le ou les vecteurs ayant contribué à sa dissémination dans la sous-région marine golfe de Gascogne. 37 % des introductions – disséminations semblent résulter des activités de cultures marines, 12 % semblent résulter des eaux de ballast et 9 % des bioalissures (Figure 96).

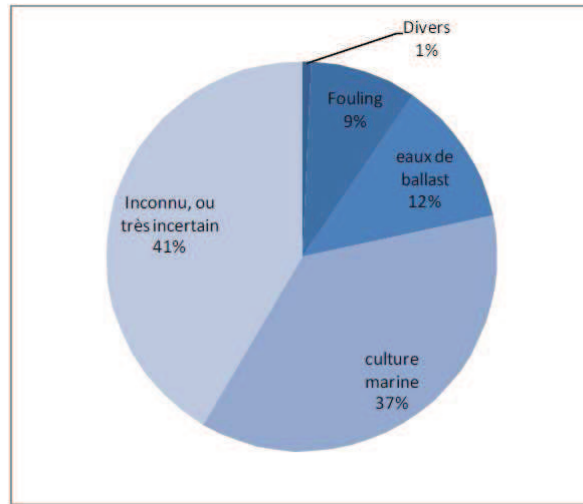


Figure 96 : Estimation de l'importance des différents vecteurs d'introduction (en % d'espèces introduites par vecteur, n=129; source : MNHN).

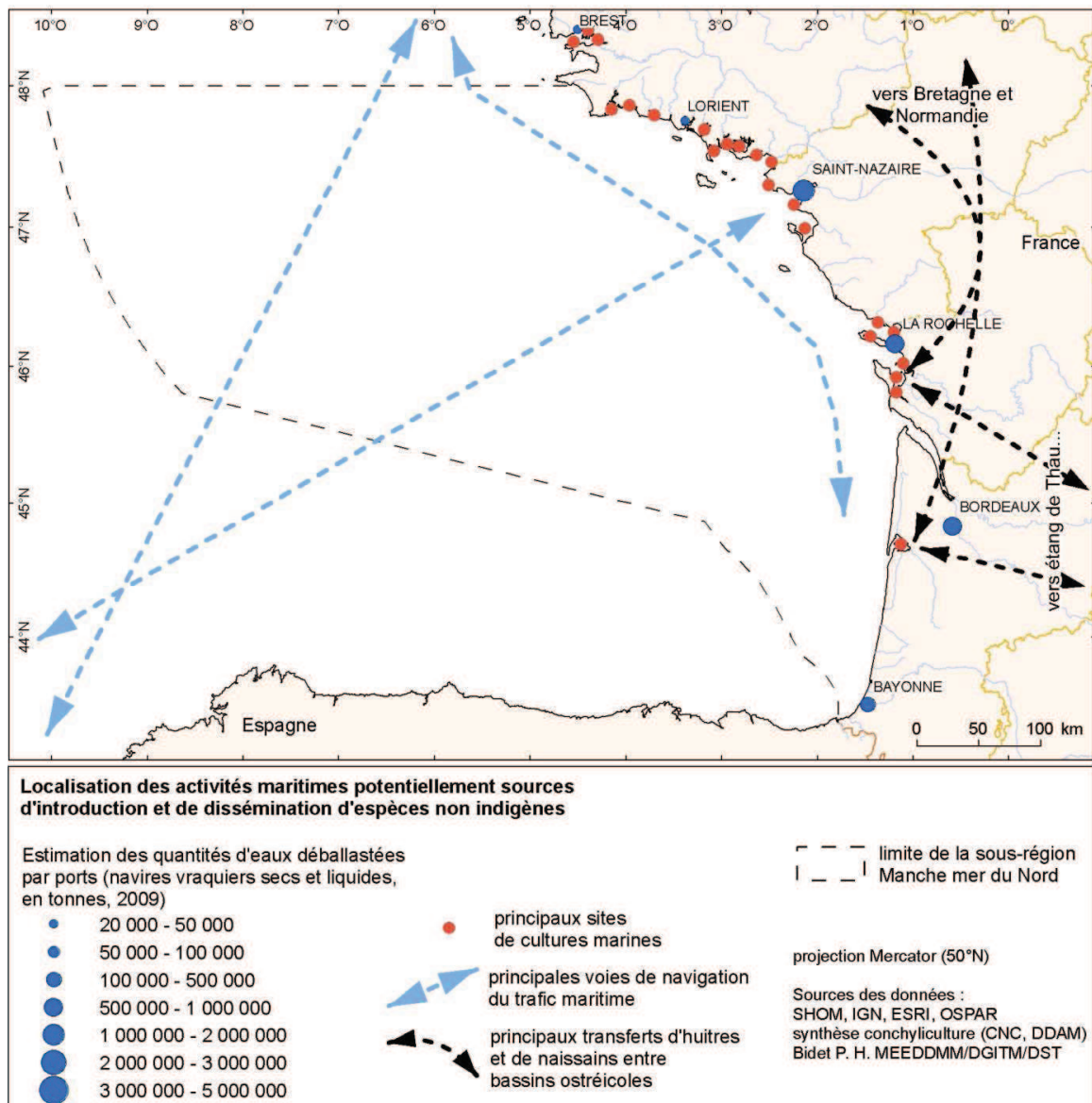


Figure 97 : Localisation des principales activités humaines potentiellement vectrices d'introduction d'espèces non indigènes.

1.2.2. Le transport maritime

1.2.2.1. Les biosalissures

Depuis la massification du transport de commerce maritime dans la seconde moitié du XX^{ème} siècle, les biosalissures¹¹⁸ semblent avoir provoqué de nombreuses introductions. La généralisation des peintures antifouling sur les navires de commerce a contribué à diminuer l'importance de ce vecteur. Cependant, une étude menée entre 1992 et 1996 sur les navires de commerce fréquentant les ports d'Allemagne indique que les biosalissures constituent encore un important vecteur d'introduction. Sur les 129 espèces marines non indigènes recensées dans la sous-région marine, 9 % semblent avoir été introduites en Manche – Atlantique par les biosalissures (Figure 96).

1.2.2.2. Les caissons de prise d'eau de mer

Les caissons de prise d'eau de mer¹¹⁹ sont situés à l'intérieur de la coque des navires, sous la ligne de flottaison et assurent l'alimentation du navire en eau de mer, notamment pour les ballasts et le refroidissement des moteurs. Des études montrent qu'ils favorisent significativement la fixation et le transport d'organismes marins sessiles, mobiles et de plus grandes tailles que ceux contenus dans les eaux de ballast. Les organismes aspirés dans le caisson y trouvent un abri favorisant la fixation ou le transport, par rapport à la coque exposée à l'écoulement l'eau.

1.2.2.3. Les eaux de ballast

Les eaux de ballast sont considérées comme l'un des vecteurs d'introduction d'espèces les plus préoccupants à l'échelle mondiale. Dans le golfe de Gascogne ce vecteur d'introduction semble modéré comparé aux autres vecteurs. Les opérations de ballastage et déballastage se réalisent le plus souvent à l'intérieur des enceintes portuaires, simultanément avec les opérations de déchargement et chargement. Ces opérations sont nécessaires pour l'équilibrage des navires et concernent majoritairement les navires transportant des cargaisons en vrac, sec (céréaliers, minéraliers) ou liquide (chimiquiers, pétroliers). L'essentiel du vrac exporté de France est transporté par des navires arrivant vides, donc ballastés. On estime que sur la sous-région marine golfe de Gascogne, le déballastage représente un peu plus de 4 millions de tonnes par an (chiffre 2009), dont plus de 2 millions de tonnes pour le port de Nantes Saint-Nazaire.

Plusieurs centaines de taxons peuvent être contenus dans les eaux de ballast d'un navire. Il s'agit d'organismes dont la taille est généralement inférieure à 5mm, essentiellement des micro-organismes planctoniques dont certains pathogènes, des diaspores de macrophytes benthiques, des invertébrés planctoniques, des larves d'invertébrés benthiques et également des œufs et larves de poissons. A l'échelle de la France métropolitaine, peu d'études renseignent sur les quantités et la nature des taxons transportés. En 2000, une étude réalisée sur trente navires dans les principaux ports de commerce français, a permis d'identifier des organismes phytoplanctoniques dont certains toxiques ou nuisibles et des bactéries pathogènes. Sur les 129 espèces non indigènes répertoriées dans la sous-région marine golfe de Gascogne, un peu plus de 12 % semblent avoir été introduites par les eaux de ballast (Figure 96).

¹¹⁸ Hull fouling

¹¹⁹ Sea chest

1.2.3. Les cultures marines

Les cultures marines constituent également un vecteur très important d'introduction d'espèces, y compris d'organismes pathogènes. Entre 1971 et 1975, plus de 500 tonnes de l'huître *Crassostrea gigas* ont été importées du Canada et implantées en France pour l'élevage. Dans la même période, plus de 10 000 tonnes de naissain ont également été importées du Japon et du Canada. Ces huîtres ont été principalement implantées sur les côtes atlantiques, sur les sites d'Arcachon, de Marennes-Oléron, du golfe du Morbihan et de la baie de Bourgneuf. Ces introductions volontaires se sont accompagnées de l'introduction accidentelle et de l'implantation d'autres espèces non indigènes. Cette phase importante d'introduction primaire concerne majoritairement la sous-région marine golfe de Gascogne, mais les pratiques ostréicoles ont également contribué à la dissémination de ces espèces à l'intérieur de la sous-région marine et vers les autres sous-régions marines. La dissémination s'est opérée par les transferts réguliers de naissains et de stocks d'huîtres entre les différents sites ostréicoles. Le naissain de captage provient surtout de Marennes-Oléron et d'Arcachon et des autres sites où l'on observe du recrutement naturel en Atlantique et Méditerranée. Des études récentes ont montré que les transferts d'huîtres occasionnent la dissémination d'espèces de macrophytes non indigènes, notamment des algues, à l'échelle des bassins ostréicoles français et européens. Des expérimentations ont montré que des huîtres de l'étang de Thau destinées à alimenter d'autres bassins ostréicoles, pouvaient porter sur leurs coquilles, les propagules d'au moins 57 espèces de macroalgues dont 16 espèces non indigènes naturalisées dans l'étang de Thau. Ainsi, à partir des introductions réalisées sur les bassins ostréicoles du golfe de Gascogne, la dissémination par les pratiques ostréicoles a contribué à l'installation et à la propagation d'espèces non indigènes à l'échelle de la sous-région marine et également vers les autres sous-régions marines. Sur les 129 espèces non indigènes répertoriées dans la sous-région marine golfe de Gascogne, environ 37 % semblent avoir été introduites accidentellement ou intentionnellement par les cultures marines (Figure 96).

1.3. Synthèse des impacts connus

1.3.1. Définition des impacts écologiques

Les impacts écologiques documentés correspondent le plus souvent à des phénomènes spectaculaires et facilement observables et les impacts cumulatifs liés à la présence simultanée de nombreuses espèces introduites sont peu connus. Les impacts écologiques sont l'expression d'une conjonction favorable de paramètres biologiques, écologiques et anthropiques. Les impacts écologiques ne se manifestent pas uniquement par une diminution de la biodiversité. Certaines espèces envahissantes "ingénieurs" forment des structures complexes, comparables à des récifs, qui peuvent entraîner une complexification de l'habitat et générer une augmentation de la biodiversité et de la biomasse. Le risque est alors d'observer une homogénéisation du milieu par un nouvel habitat, certes potentiellement assez riche en espèces et/ou en biomasse, mais dont le fonctionnement est inconnu et qui modifie profondément les fonctions écologiques et le réseau trophique de la région impactée. Ces considérations se répercutent à plus ou moins court terme, avec des intensités plus ou moins importantes et avec des effets positifs et/ou négatifs difficiles à anticiper, sur les activités humaines et l'anthroposystème littoral et marin.

Tableau 44 : définition et typologie des principaux impacts écologiques (d'après le chapitre 8 de Boudouresque 2008)

Impacts	Significations
Diversité spécifique	Les espèces introduites se substituent aux espèces indigènes, qui peuvent être éliminées et remplacées par d'autres communautés. Le nombre d'espèce est perturbé à différentes échelles. Localement la diversité spécifique peut augmenter mais l'uniformisation des biotopes et des peuplements à l'échelle de la région et des habitats provoque une diminution du nombre d'espèce.
Diversité phylétique	L'impact sur la diversité implique une diminution des phylums présents
Diversité génétique	Hybridation entre une espèce indigène et une variété, sous-espèce ou espèce apparentée non indigène. L'espèce indigène peut disparaître par "dilution génétique"
Niche écologique	L'espèce non indigène est plus compétitive que l'espèce indigène (occupation de l'espace, accès à la ressource, etc.) et provoque une modification de l'utilisation des ressources qui peut se traduire par une modification spatiale et/ou temporelle des niches écologiques pré existantes
Fonction écologique	Conséquences en cascade impliquant des modifications des fonctions écologiques. Modification du réseau trophique liée à la modification du biotope, à l'élimination (prédation, compétition, etc.) et/ou à l'ajout d'espèces nouvelles. Modification des autres fonctions écologiques (productivité, reproduction, nourrissage, nurserie, etc.)
Biotope	Modification des conditions environnementales (hydrodynamisme, substrat, accès à la lumière, etc.) qui peut se traduire par une uniformisation des biotopes
Habitat	Les espèces introduites ingénieuses construisent de nouveaux habitats et peuvent remplacer les habitats indigènes
Paysage	Modification et uniformisation des paysages sous-marins

1.3.2. Exemples d'espèces non indigènes dont le caractère envahissant est avéré dans la sous-région marine golfe de Gascogne

Bonamia ostreae, parasite protiste de l'huître plate est détecté et décrit pour la première fois en France en 1979, suite à de forte mortalité d'huître plate d'élevage à l'Ile Tudy. La maladie, appelée Bonamiose, a des conséquences désastreuses sur la production d'huîtres plates, qui est passée de plus de 15 000 t par an à environ 1 500 t par an actuellement. *Bonamia ostreae* semble avoir été introduit par du naissain d'huîtres plates provenant d'une écloserie californienne. Aucune preuve formelle n'a pu établir cette origine mais des travaux antérieurs ont montrés la présence de parasites similaires dans des coquillages californiens. En France, la bonamiose se propagea rapidement en Bretagne entre juin 1979 et août 1980. Le phénomène fut amplifié par les mouvements de coquillages entre les secteurs de production. Le parasite fut détecté dans des huîtres plates en élevage de Saint-Vaast-La-Hougue (Normandie) en janvier 1980, puis à Arcachon la même année et pour la première fois en Méditerranée dans l'étang de Thau en mai 1987. Les stocks sauvages en contact étroit avec les huîtres d'élevage, furent simultanément contaminés et subirent également de fortes mortalités.

La sargasse japonaise (*Sargassum muticum*) est une algue brune originaire des côtes japonaises du Pacifique. C'est une algue de grande taille (1 à 2 m), pérennante, brun-jaunâtre formant souvent des grosses touffes. Ses rameaux fins portent de nombreux petits flotteurs latéraux pédonculés se détachant facilement. Sa croissance peut être très rapide au printemps (10 cm par jour). Elle est très commune dans les cuvettes médiolittorales, et surtout dans l'infralittoral en mode abrité sur des petits blocs sur sable ; on la rencontre très souvent en laisse de mer. Elle affectionne particulièrement les fonds de baies. Elle fut introduite accidentellement sous forme de propagules ou de plantules accompagnant les naissains de *Crassostrea gigas* importés dans les années 1970. En Europe, elle est signalée pour la première fois en 1973 à Wight, sur les côtes anglaises de la Manche, puis a colonisé les côtes européennes de la Norvège au Portugal en une vingtaine d'années. Elle est ainsi présente de la Baltique et des îles britanniques à l'Espagne et en Méditerranée occidentale. En France elle est signalée en 1975, à St-Vaast-la-Hougue dans la Manche et colonise rapidement le Cotentin avant de poursuivre sa progression en Manche occidentale dans les années 1980. Sa progression a été facilitée par les transferts de naissain

d'huître entre les différents bassins ostréicoles, notamment ceux du Cotentin, de la baie de Morlaix, des Abers, d'Arcachon, de Marennes-Oléron et de l'étang de Thau. Lorsque les peuplements sont denses, la sargasse crée une compétition spatiale et trophique pouvant aboutir à l'élimination des espèces indigènes concurrentes. Un lien entre la disparition des herbiers de *Zostera marina* sur les estrans de l'île de Ré et l'expansion de la Sargasse a été suggérée. Après une apogée de sa prolifération dans les années 1980, l'espèce a régressé et la compétition avec les autres macroalgues semble stabilisée.

Introduite sur la façade Manche Atlantique au cours des dernières décennies, la laminaire *Undaria pinnatifida* (Wakamé) est cultivée sur filières en Bretagne au début des années 1980 à Ouessant, Sein et Groix puis dans les années 1990 à Oléron. Elle se développe entre 0 et 15 m et apprécie particulièrement les supports artificiels. Sa présence varie fortement d'une année sur l'autre. Elle a été notamment signalée dans le golfe du Morbihan, à Hoëdic et à Etel mais semble s'installer définitivement sur Oléron et le nord de Ré. Il est intéressant de noter qu'elle a été classée au 3ème rang des algues introduites les plus menaçantes. Elle se développe plus facilement en l'absence de canopée et est moins compétitive que *Saccorhiza polyschides*.

La spartine américaine (*Spartina alterniflora*) et la spartine anglaise (*Spartina anglica*) sont des graminées vivaces halophytes colonisant les vasières intertidales au niveau de la haute slikke. La seconde espèce résulte de la polyploïdisation de l'hybride (*Spartina x townsendii*) issu du croisement entre la spartine Américaine et la spartine indigène (*Spartina maritima*). Les deux espèces sont observées dès le début du XX^{ème} siècle sur les côtes françaises, notamment dans la baie des Veys en Normandie, dans la rade de Brest, le bassin d'Arcachon et à Hendaye pour *S. alterniflora*. *Spartina anglica* est observée pour la première fois en 1985 dans le bassin d'Arcachon. Ces deux espèces sont en compétition avec l'espèce indigène *Spartina maritima* et provoquent une réduction de l'habitat originel. Sur les secteurs fortement colonisés, on observe une modification du biotope provoquée par une augmentation de la sédimentation. Cette modification semble induire une modification de l'endofaune et une perturbation des fonctions écologiques associées à l'habitat, notamment pour le nourrissage de l'avifaune.

La crépidule américaine (*Crepidula fornicata*) est un mollusque gastéropode originaire de l'Atlantique Nord-Ouest des côtes nord-américaines. Elle est considérée comme l'une des cent pires espèces introduites en Europe. Elle est localement abondante sur les côtes françaises de l'Atlantique. Elle se rencontre sur les roches, sur les huîtres et sur une variété de substrats à faible profondeur. Elle forme des empilements d'individus attachés les uns aux autres et qui affectionne les substrats hétérogènes envasés. Se nourrissant de particules en suspension, elle ne prolifère que dans les endroits avec un plancton végétal abondant (indicateur biologique) ; c'est pourquoi on la trouve en grand nombre dans les secteurs ostréicoles, et également là où il y a des "marées vertes", sur les côtes du massif armoricain en particulier. Elle fut introduite accidentellement en Grande Bretagne en 1872, à Liverpool, avec des importations d'huîtres américaines *Crassostrea virginica*, puis disséminée de façon non intentionnelle sur les côtes ouest européennes. Elle est signalée en 1949 en Rade de Brest puis disséminée sur les côtes du nord et du sud de la Bretagne entre 1950 et 1960. Le renouveau des activités ostréicoles suite à l'importation de l'huître japonaise dans les années 1970, va intensifier par transferts entre les bassins ostréicoles son implantation secondaire partout en France. Ultérieurement, les activités de pêche aux arts trainants, dragues et chaluts sont reconnues comme des vecteurs de dissémination, notamment en baie du Mont-Saint-Michel ou baie de Marennes-Oléron. Dans le golfe de Gascogne, la crépidule est connue dès 1964 en baie de Bourgneuf puis s'étend dans les années 1970 sur les estrans de Noirmoutier et du Sud Vendée. Sur la baie de Bourgneuf, elle constitue de nos jours un stock estimé en 2002 à plus de 50 000 tonnes. La crépidule est signalée en baie de Marennes-Oléron et dans le bassin d'Arcachon dès 1969. Sur ces sites, elle représentait respectivement 5 000 tonnes en 1995 et 155 tonnes en 2002. Le très faible tonnage estimé dans le bassin d'Arcachon, plus de

trente ans après la première observation, semble résulter des faibles surfaces de vases colonisables en domaine subtidal, de la forte occupation de l'espace par les herbiers de zostères en domaines intertidal et enfin de l'absence de pêche aux arts trainants.

Dans les secteurs fortement colonisés, les impacts se manifestent par une modification du biotope aboutissant localement à une augmentation de la biodiversité par effet récif. Lorsque les tapis de crépidules s'étendent il est suggéré au contraire, une homogénéisation à plus grande échelle des peuplements avec perte de biodiversité. Les changements de biotope sont dus à un exhaussement des fonds et à un envasement qui résultent d'une part d'une diminution de l'hydrodynamisme due à la rugosité du tapis de crépidules et d'autre part de l'accumulation des biodépôts qu'elles génèrent. Les crépidules forment des récifs où se fixent de nouvelles espèces, tandis que les espèces initialement en place dans et sur le sédiment disparaissent. Par rapport à l'habitat initial constitué de vase, il apparaît que l'abondance, la biomasse et la richesse spécifique de la macrofaune augmentent significativement sur le récif à crépidule. Ces modifications impactent également les fonctions écologiques initiales et provoquent une compétition trophique avec les autres suspensivores. Les études menées sur des sites de nourricerie de sole (*Solea solea*) en baie de Bourgneuf et dans les pertuis charentais montrent que l'invasion de la crépidule s'accompagne d'une diminution de la densité des jeunes soles de l'année. Cet impact s'accroît avec l'augmentation de la densité de crépidules, mais les sites ne perdent pas leur rôle de nourricerie car les jeunes soles continuent d'utiliser ce milieu. Les risques d'un impact plus général sur le recrutement* et donc sur le renouvellement des stocks de soles à l'échelle du golfe de Gascogne sont potentiellement importants. Un impact similaire a été observé sur les fonds à coquilles St Jacques.

Le bigorneau perceur du Pacifique (*Ocenebra inornata*) est un mollusque prédateur de l'huître originaire du Japon et de la mer de Corée, mais qui a été importé dans les années 1920 sur la côte nord pacifique américaine. Il possède une coquille épaisse et spiralée munie d'un canal siphonal. Sa couleur est grisâtre à blanchâtre et il mesure jusqu'à 50 mm. On le rencontre sur les rochers du médiolittoral et dans les parcs à huîtres. Il semble avoir été introduit accidentellement avec l'importation d'huître japonaise des côtes nord-américaines. Il a été observé pour la première fois en France et en Europe à Marennes-Oléron en 1995. La dissémination de l'espèce est facilitée par les transferts d'huîtres entre les différents bassins ostréicoles. Il est signalé dans le golfe du Morbihan en 2000 et en baie de Bourgneuf en 2001. Des impacts importants sont signalés dans le bassin ostréicole de Marennes-Oléron où des ramassages collectifs ont été organisés par les ostréiculteurs. Il est probable que l'espèce poursuive son extension dans les années à venir, en lien avec les déplacements d'huîtres à des fins commerciales. Ce gastéropode a fait l'objet de différents travaux scientifiques ces dernières années.

L'huître creuse du Pacifique ou huître japonaise (*Crassostrea gigas* syn. *C. angulata*) est un mollusque bivalve affectionnant les substrats rocheux et structures artificielles en situation intertidale plutôt abritée. L'animal vit fixé dans les secteurs abrités proches des estuaires ; les coquilles vides se retrouvent souvent en laisse de mer.

Comestible apprécié, *C. gigas* fait partie des espèces fortement envahissantes introduites en Europe. Elle est originaire du Pacifique Nord et a été introduite en France volontairement à plusieurs reprises, à des fins d'ostréiculture. Lors de son importation dans les années 1970, l'espèce se trouvait à la limite des conditions environnementales propices à sa reproduction et son potentiel envahissant n'a pas été envisagé initialement. Les premières observations d'individus évadés en milieu naturel ont lieu à Marennes-Oléron et Arcachon en 1975. A partir des années 1990 les épisodes de reproduction se multiplient et en 2009, la colonisation s'étendait de la baie du Mont-Saint-Michel à la frontière espagnole. Dans le golfe de Gascogne, les secteurs les plus colonisés sont les côtes bretonnes, de Lorient à Etel, puis de la baie de Quiberon à la baie de Bourgneuf, les bassins ostréicoles de Marennes-Oléron et d'Arcachon. Dans la

partie nord de la baie de Bourgneuf, le stock d'huîtres japonaises sauvages est estimé à environ 8500 tonnes en 2006, soit environ 2,4 fois plus que le stock d'huîtres élevé dans la même zone, estimé à environ 3500 tonnes. A Marennes-Oléron, le stock d'huîtres japonaises sauvages est estimé à 3000 tonnes en 1994. La colonisation s'étend à partir des zones ostréicoles, à la faveur des courants marins et des conditions environnementales favorables. Les études récentes ont montré que le contexte général de réchauffement climatique exerce une influence notable sur l'expansion des récifs d'huîtres creuses. Depuis les années 1990, ce réchauffement a accéléré le phénomène de prolifération sur les côtes Manche et Atlantique.

Il semble que la colonisation des substrats durs par l'huître japonaise n'ait pas d'impact significatif sur les différentes populations d'algues fucales et qu'il n'y ait pas d'impacts significatifs sur l'abondance de la macrofaune benthique. Au delà de 75 % de recouvrement du substrat par les huîtres, il a même été observé une augmentation de cette abondance d'un facteur. Localement, ces récifs augmentent l'abondance, la biomasse et le nombre d'espèces présentes. L'abondance et la densité des huîtres japonaises peuvent entraîner une compétition spatiale et une compétition trophique importante avec les autres suspensivores sauvages ou en élevage. A grande échelle, cet habitat de récif remplace les habitats initiaux et provoque une homogénéisation du littoral. L'impact global sur les communautés intertidales semble encore limité, mais le processus envahissant est en dynamique active, avec la conquête de nouvelles zones et la densification des peuplements dans les zones déjà colonisées, notamment ostréicoles.

La palourde japonaise (*Ruditapes philippinarum*) est un mollusque bivalve introduit en France pour l'élevage entre 1972 et 1975. L'espèce s'est rapidement naturalisée et ses populations ont colonisé l'ensemble des côtes atlantiques françaises. En 1980, l'espèce est également introduite pour l'élevage dans les bassins de Marennes-Oléron et d'Arcachon, cependant cette activité de vénériculture prend fin une dizaine d'années plus tard. L'espèce trouvant des conditions environnementales favorables a colonisé les herbiers de zostère intertidaux et supplanté l'espèce indigène *Ruditapes decussatus*, la palourde européenne, dès le début des années 1990. L'évaluation du stock de palourdes du bassin d'Arcachon réalisée en 2003 montre que *Ruditapes philippinarum* représente 98 % des effectifs et 99 % de la biomasse des palourdes sur une zone de 46 km². La situation est identique dans le golfe du Morbihan et dans la baie de Vilaine. Ce développement important de l'espèce alimente une activité de pêche à pied professionnelle et de loisir depuis les années 1990.

La mercierelle énigmatique *Ficopomatus enigmaticus* est considérée comme l'une des cent pires espèces introduites en Europe. Son introduction en Europe (France) remonte à 1921. Les tubes calcaires enchevêtrés de ce petit ver forment des concrétions importantes. L'animal vit dans des eaux calmes à salinité variable (dessalure, sursalure), dans les estuaires, les lagunes et les ports. Des populations importantes ont été signalées dans le sud de la Bretagne (ports de Lorient et de Vannes) et en Poitou-Charentes.

La balane de Nouvelle Zélande (*Austrominius modestus* ; syn. *Elminius modestus*) est originaire d'Australie et de Nouvelle Zélande. L'espèce a "débarqué" sur les côtes de France en juin 1944. Dans les décennies qui ont suivi, elle s'est répandue le long des côtes européennes. En Atlantique, l'espèce a été signalée dans de nombreux endroits. C'est une espèce à croissance rapide qui tolère bien les eaux turbides à salinité variable. Elle peut se reproduire plusieurs fois chaque année.

Le crabe à pinceaux (*Hemigrapsus takanoi* ; syn. *H. penicillatus*) est originaire du Pacifique du nord-ouest. Peu après la première observation de l'espèce à La Rochelle, il s'est répandu rapidement en Europe sur les côtes atlantiques de France et d'Espagne, puis de celles de la Manche et de la mer du Nord. Dans le golfe de Gascogne, il est désormais présent dans la plupart

des zones estuariennes et les régions ostréicoles. Il est localement abondant dans les endroits abrités et remonte assez haut dans les estuaires.

Enfin, de nombreuses autres espèces végétales non indigènes sont présentes dans la sous-région marine golfe de Gascogne. En 2006, un recensement de la flore introduite réalisé dans le bassin d'Arcachon estime que 19 espèces de macrophytes marins sont introduites. Il est estimé que 74% de ces espèces non indigènes sont également introduites dans l'étang de Thau. Hormis les introductions anciennes, c'est-à-dire antérieures aux années 1970, les transferts d'huîtres d'élevage entre les bassins ostréicoles semblent jouer un rôle important dans la dissémination de ces espèces. Sur les 19 espèces recensées, huit sont classées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes et présentent un risque élevé de dissémination et de prolifération.

Tableau 45 : Liste des espèces non indigènes problématiques sur la sous-région marine golfe de Gascogne (d'après Pierre Noel MNHN EI EE ; CMA = culture marine, FOU = Biosalissures, EAB = eaux de ballast, ? = inconnu ou incertain ; ha = impact sur les habitats, ne = impact sur les niches écologiques, fe = impact sur les fonctions écologiques, bi = impact sur le biotope).

WoRMS ID	Nom scientifique	Classe	Groupe eco fonctionnel	Nom vernaculaire	Année probable d'introduction dans la sous-région	Vecteur probable d'introduction	Statut	Impact connu	Source
246871	<i>Bonamia ostreae</i>	Haplosporidia	endoparasite	_	1979	CMA	naturalisé	parasite	Gouletquer et al. 2002
458994	<i>Anguillicoloides crassus</i>	Nematoda Secernentea	endoparasite	_	1980s	CMA	invasive	parasite	Gouletquer et al. 2002, Pagny et al. 2010
145086	<i>Codium fragile</i> var. <i>fragile</i>	Chlorophyta Bryopsidophyceae	phytobenthos	_	1946	EAB	naturalisé	ha, ne	Gouletquer et al. 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny et al. 2010
234072	<i>Spartina alterniflora</i>	Magnoliophyta Equisetopsida	phytobenthos	spartine a feuilles alternes	1803	EAB	naturalisé	?	Gouletquer et al. 2002, Marchant 1967
234041	<i>Spartina anglica</i>	Magnoliophyta Equisetopsida	phytobenthos	spartine anglaise	1924	intro. délibérée	naturalisé	ha, bi	Gouletquer et al. 2002, OSPAR QSR 2010, Baumel et al. 2001
494791	<i>Sargassum muticum</i>	Ochrophyta Phaeophyceae	phytobenthos	sargasse	1982	CMA	prob. invasive	ha, ne	Gouletquer et al. 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny et al. 2010
145721	<i>Undaria pinnatifida</i>	Ochrophyta Phaeophyceae	phytobenthos	wakame	1983	CMA	invasive	ne	Gouletquer et al. 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny et al. 2010
144442	<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	Rhodophyta Florideophyceae	phytobenthos	algue à crochet	1898	FOU	naturalisé	ha, ne	Gouletquer et al. 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny et al. 2010
130988	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	Annelida Polychaeta	zoobenthos	mercierelle	1936	FOU	invasive	ha, ne	Gouletquer et al. 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny et al. 2010, Rullier 1964
181372	<i>Palaemon macrodactylus</i>	Arthropoda Crustacea Decapoda	zoobenthos	crevette orientale	1998	EAB	invasive	ne	Pagny et al. 2010, Lavesque et al. 2010
106209	<i>Austrominius modestus</i>	Arthropoda Crustacea Cirripedia	zoobenthos	_	1953-54	FOU ou EAB	naturalisé	ne	Bishop et al. 1957
345943	<i>Acartia tonsa</i>	Arthropoda Crustacea Copepoda	zoobenthos	_	<1983	EAB	naturalisé	ne	David et al. 2007
389288	<i>Hemigrapsus takanoi</i>	Arthropoda Crustacea Decapoda	zoobenthos	crabe à pinceaux	1994	EAB	invasive	ha, ne	OSPAR QSR 2010, Pagny et al. 2010
107451	<i>Eriocheir sinensis</i>	Arthropoda Malacostraca	zoobenthos	crabe chinois	1954	EAB	?	ha, fe, ne	Gouletquer et al. 2002, OSPAR QSR 2010, Herborg et al. 2003
250126	<i>Didemnum vexillum</i>	Chordata Ascidiacea	zoobenthos	_	2007	FOU	invasif	ha, ne, bi	Lambert 2009
103829	<i>Styela clava</i>	Chordata Ascidiacea	zoobenthos	ascidie massue	1977	FOU	invasive	ha, ne	Gouletquer et al. 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny et al. 2010, Bachelet et al. 1980
117428	<i>Cordylophora caspia</i>	Cnidaria Hydrozoa	zoobenthos	cordylophore caspienne	1901	FOU	invasive	?	Gouletquer et al. 2002, Pagny et al. 2010
141607	<i>Teredo navalis</i>	Mollusca Bivalvia	zoobenthos	taret naval	1730	FOU	naturalisé	ha	OSPAR QSR 2010, Pagny et al. 2010
140656	<i>Crassostrea gigas</i>	Mollusca Bivalvia	zoobenthos	huître creuse du Pacifique	1966	CMA	invasive	bi, ha, ne, fe	Gouletquer et al. 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny et al. 2010
140470	<i>Musculista senhousia</i>	Mollusca Bivalvia	zoobenthos	moule-datte asiatique	2002	FOU ou CMA	invasive	ha, bi	Bachelet et al. 2009
231750	<i>Ruditapes philippinarum</i>	Mollusca Bivalvia	zoobenthos	palourde japonaise	1973	CMA	invasive	ne	Gouletquer et al. 2002, Pagny et al. 2010
138963	<i>Crepidula fornicata</i>	Mollusca Gastropoda	zoobenthos	crépidule américaine	1956	CMA	invasive	bi, ha, ne, fe	Blanchard 1995, Gouletquer et al. 2002, OSPAR QSR 2010, Pagny et al. 2010
403745	<i>Ocenebra inornata</i>	Mollusca Gastropoda	zoobenthos	bigorneau perceur	1993-94	CMA	invasive	ne	Gouletquer et al. 2002, Filipozzi 2007
140416	<i>Rapana venosa</i>	Mollusca Gastropoda	zoobenthos	rapana veiné	1997	CMA	prob. Naturalisé	ne	Gouletquer et al. 2002, OSPAR QSR 2010
140429	<i>Urosalpinx cinerea</i>	Mollusca Gastropoda	zoobenthos	_	1960	CMA	naturalisé	ne	Gouletquer et al. 2002, Pagny et al. 2010
234173	<i>Celtodoryx ciocalyptoides</i>	Porifera Demospongiae	zoobenthos	_	1996	CMA	invasif	?	G. Bachelet com. pers.

1.4. Discussion sur les vecteurs d'introduction et les impacts des espèces non indigènes

1.4.1. Tendances et perspectives

La période 1970 à 1980 a présenté un maximum historique d'introduction d'espèces non indigènes en Manche et Atlantique. Actuellement, à l'échelle française et mondiale, le rythme des introductions d'espèces reste soutenu. Cependant, malgré l'existence de nouvelles introductions régulièrement signalées, la phase critique d'introduction est sans doute passée. On peut penser que la majorité des espèces facilement et accidentellement transportables par le transport maritime l'ont déjà été entre la seconde moitié du XX^{ème} siècle et aujourd'hui. Ces espèces sont, soit déjà naturalisées dans nos régions receveuses, soit ne survivent pas encore, car les conditions de transport et/ou les conditions environnementales de la région receveuse n'ont pas été jusqu'à présent favorables. Concernant les cultures marines et dans le schéma contemporain de cette activité en France, on peut également penser que la majorité des espèces pouvant être introduites l'ont déjà été. Sauf en cas de reconstitution du cheptel à partir de stocks exotiques provenant de nouvelles régions donneuses, ou en cas d'importations illicites, il est peu probable que des introductions importantes d'espèces non indigènes aient lieu.

Cependant, les vecteurs de dissémination des espèces non indigènes sont actifs et permettent d'exporter ces espèces entre les sous-régions marines et entre les Etats, notamment européens. Il s'agit notamment du transport maritime, des cultures marines, de la plaisance. Les eaux de ballast et les transferts entre les différents bassins conchylicoles entraînent sans doute l'essentiel des disséminations. De plus, le changement climatique en marche profite dans certains cas aux espèces non indigènes en leur offrant des conditions plus propices à leur naturalisation et éventuellement à leur invasion. Sur la base de ces deux paramètres, une période d'impacts croissants et cumulatifs à venir peut être supposée, qui se manifesteront par des écosystèmes nouveaux ou au moins modifiés et dont les fonctionnements nouveaux auront des incidences sur les activités humaines.

1.4.2. Le suivi des espèces non indigènes, des vecteurs et des impacts

Excepté le travail de synthèse réalisé par Gouletquer et al. en 2002, il n'existe pas actuellement, de synthèse plus récente, permettant d'établir une liste exhaustive, documentée et à jour, des vecteurs d'introduction et des impacts éventuels à l'échelle des trois sous-régions marines de l'arc Atlantique. Il existe de nombreuses initiatives et sources de données, soit à l'échelle européenne (DAISIE¹²⁰, IMPASSE¹²¹, etc.), soit aux échelles régionales ou locales. Les publications scientifiques et la littérature grise sont disponibles et constituent des sources importantes et primordiales d'information. Au niveau européen et international, il faut noter l'existence et l'intérêt des travaux menés dans le cadre du Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) et du Working Group on Ballast and Other Ship Vectors (WGBOSV) du Conseil International pour l'Exploration de la Mer. Mais il faut noter qu'à l'échelle de la sous-région marine, il n'existe pas d'études et de suivis récents sur l'introduction via le transport maritime. De même, il n'y a pas d'informations, scientifiques et/ou officielles, permettant de décrire la dissémination via les transferts d'huîtres. Il n'y a pas d'informations

¹²⁰ DAISIE : Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe, www.europe-aliens.org/

¹²¹ IMPASSE : Environmental impacts of alien species in aquaculture, www2.hull.ac.uk/science/biological_sciences/research/hifi/impasse.aspx

précises disponibles décrivant ces transferts en termes de fréquences, de tonnages, de bassins concernés.

Au niveau national, il n'existe pas de suivis coordonnés sur la problématique des espèces non indigènes, malgré l'existence de quelques projets concernant le milieu marin et conduits dans le cadre de programmes de recherches nationaux ou régionaux. Ainsi, la connaissance des espèces non indigènes semble hétérogène et parcellaire, à la fois thématiquement et géographiquement. Cette réflexion résulte aussi sans doute de la dispersion et de la multiplication des sources d'information. La connaissance des vecteurs d'introduction est assez imparfaite et repose sur des études ponctuelles ne permettant pas de réellement quantifier l'importance de ces vecteurs. La connaissance des impacts, le sujet le plus complexe, nécessite un investissement sur le long terme pour être en mesure d'apporter des réponses et d'anticiper les évolutions à venir. Des initiatives et synthèses régionales permettent localement de répondre en partie à ces questions.

Cependant, ces échelles de travail régionales ne sont pas les plus adaptées aux enjeux. Les vecteurs d'introduction et de dissémination majoritaires opèrent des mouvements d'espèces non indigènes entre les régions administratives, entre les sous-régions marines, entre les Etats et entre les mers et les océans.

Ces considérations - les processus d'introduction et de dissémination, l'influence du changement climatique - nécessitent une approche coordonnée à l'échelle nationale et intégrée dans une démarche européenne. Des recommandations sur les axes de travail, les besoins et l'intérêt de cette approche existent déjà. Concernant le suivi des espèces non indigènes, des vecteurs d'introductions et des impacts, ce réseau coordonné pourrait s'appuyer sur l'ensemble de la communauté scientifique impliquée sur le milieu marin, sur les professionnels des activités humaines impliquées, sur les aires marines protégées, sur les associations naturalistes et d'usagers impliqués, notamment au travers des sciences participatives. Concernant la mise à disposition de l'information et sa synthèse, le réseau pourrait alimenter l'Observatoire National de la Biodiversité et l'Observatoire National de la Mer et du Littoral (ONB et ONML), notamment au travers du SINP Mer puis du Tableau de Bord des Mers Françaises.

A retenir

A l'échelle de la sous région golfe de Gascogne, mais plus généralement à l'échelle européenne, il semble que notre territoire soit l'un des plus touchés par l'introduction d'espèces non indigènes. Il semble également qu'au moins la moitié des introductions d'espèces marines non indigènes en Europe ait eu la France pour source de dissémination. Pour répondre aux objectifs de la Directive cadre stratégie pour le milieu marin et notamment pour limiter les impacts et effets néfastes transfrontaliers, il conviendrait de mettre en œuvre un suivi et un contrôle, à l'échelle nationale des vecteurs d'introduction et de dissémination.

IX. EXTRACTION SELECTIVE D'ESPECES

Il s'agit ici d'analyser la pression de l'activité de pêche, correspondant à la mortalité par pêche des espèces ciblées ou accessoires, et à l'évaluation de la biomasse détruite des espèces ou individus non sélectionnés par la pêche (rejets, captures accidentelles y compris les mammifères marins, tortues, oiseaux etc.).

Dans une première partie de cette section, l'évaluation des captures et des rejets est décrite ainsi que l'état des ressources exploitées.

Dans une seconde partie, les captures accidentelles sont étudiées.

Enfin, les impacts sur les populations, sur la structure des communautés et sur le réseau trophique sont traités à la fin de cette section.

Cette section dresse un bilan des captures, rejets et prises accessoires à partir de données actuellement disponibles, en quantité significative, obtenues selon divers protocoles et campagnes essentiellement axés sur les poissons commercialisables ou les espèces à fort affect sociétal (mammifères marins, tortues, oiseaux). Il faut être conscient cependant que la pression "extraction sélective d'espèces" s'exerce sur l'ensemble des espèces présentes et capturées lors du passage de l'engin de pêche. La capture et le rejet d'espèces telles que les oursins, étoiles de mers, algues ou certains poissons et coquillages non consommés par l'homme (gobies, blennies, dragonnets, crépidules, etc.) peuvent éventuellement être significatifs et avoir un impact plus ou moins local sur ces populations ainsi que sur le réseau trophique. Des études sont en cours, mais compte-tenu du manque de connaissances actuelles sur l'étendue spatiale et temporelle de cette pression à laquelle peuvent être soumise l'ensemble des espèces et communautés concernées, il n'est actuellement pas possible de quantifier ces impacts éventuels pour la majorité de ces espèces.

Les impacts causés par les engins de pêche sur la faune et flore benthiques associées au substrat (faune fouisseuse, espèces sessiles, etc.) n'est pas traitée ici mais dans le chapitre « Abrasion ».

1. Captures, rejets et état des ressources exploitées

Ce chapitre traite de l'extraction d'espèces à la fois ciblées et accessoires par la pêche. Ces activités sont régies par le cadre de la Politique Commune des Pêches (PCP)* dont les principaux fondements figurent dans le chapitre « Pêche professionnelle » de l'analyse économique et sociale de l'évaluation initiale, ainsi que l'état des lieux des activités de pêche et leur évolution.

Le golfe de Gascogne est une zone de pêche très fréquentée par les navires français. On y trouve également une activité de flottilles étrangères : quelques navires belges ou hollandais ciblant la sole au chalut à perche, et surtout une flottille espagnole importante ciblant le merlu à la palangre, au chalut et au filet, et des bolincheurs cherchant les petits pélagiques, et plus au large des canneurs à thon. Concernant la pêche récréative, peu de données sont disponibles.

En 2009, environ 1 700 navires français avaient une activité de pêche dans cette zone. Ces navires sont de petite taille : environ la moitié mesurent moins de 10 m et la moyenne est de 12 m pour une puissance de 170 kW. La part des navires de taille supérieure à 25 m est très faible.

La plus grande part des captures provient des secteurs très côtiers. Dans la partie nord du golfe de Gascogne, près de 60 % des débarquements proviennent d'une activité de chalutage de fond (avec des chaluts simple ou jumeaux) et un quart provient de la senne coulissante (bolinche) ; cette dernière activité concerne néanmoins peu de navires. En ce qui concerne les espèces débarquées, la sardine (*Sardina pilchardus*) domine, suivie par le merlu (*Merluccius merluccius*), les baudroies (*Lophius* sp.), le maquereau (*Scomber scombrus*) et le chinchard (*Trachurus trachurus*). Dans le sud, l'activité de chalutage de fond est plus réduite (environ un tiers des débarquements) et les filets fixes (maillants ou trémails) contribuent à environ un quart des débarquements totaux, le reste étant capturé à l'aide de casiers ou de palangres. Les espèces principales sont également différentes puisque la sole (*Solea solea*) et le merlu se partagent un quart des débarquements. A noter que l'anchois (*Engraulis encrasicolus*), très présent dans les débarquements jusqu'au début des années 2000, n'apparaît pas dans les débarquements de 2009 du fait de la fermeture de cette pêche.

Les captures dans cette sous-région marine sont détaillées ci-dessous. Elles sont constituées d'une partie débarquée et de rejets.

1.1. Débarquements

A l'échelle de la sous-région marine golfe de Gascogne (Figure 98) la sardine domine largement les débarquements des navires français en terme de tonnage avec près de 20 000 t en 2009. Le merlu (*Merluccius merluccius*) vient en deuxième position avec plus de 8 000 t ; puis les baudroies (*Lophius* sp.) (5 000 t) et la sole (4 000 t). Le bar (*Dicentrarchus labrax*) et la langoustine (*Nephrops norvegicus*), deux espèces à forte valeur commerciales, sont respectivement en 6 et 7^{ème} position dans les apports en tonnage.

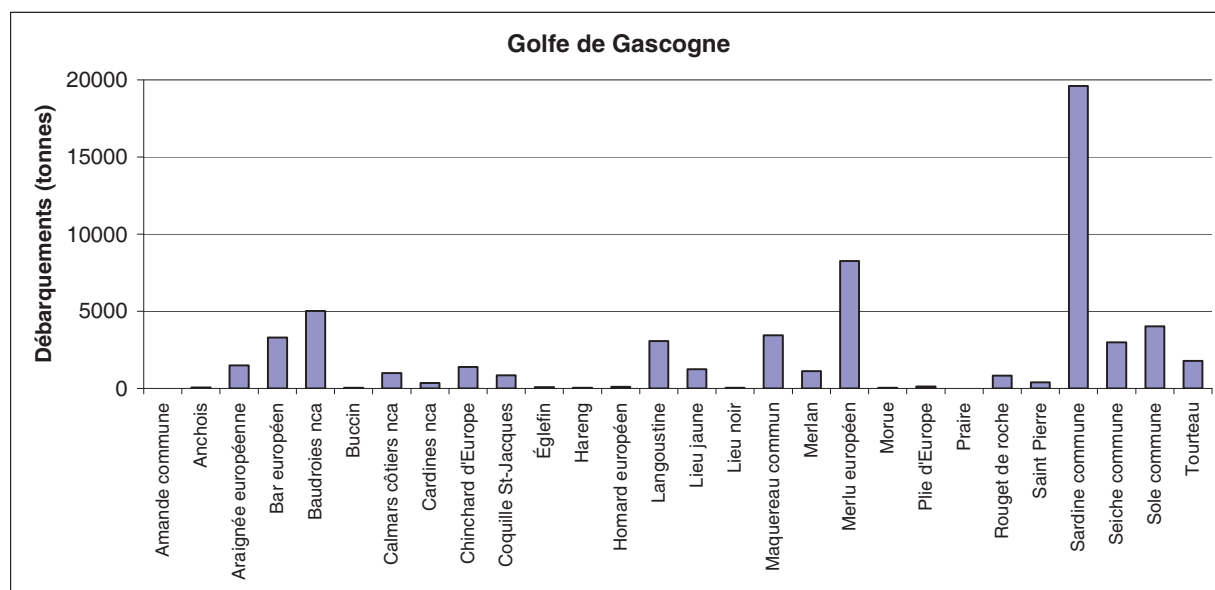


Figure 98 : Débarquements français des principales espèces en 2009 dans la sous-région marine golfe de Gascogne (source DPMA/Ifremer).

1.2. Etat des ressources exploitées

1.2.1. Méthodologie

Les données permettant d'évaluer l'état initial sont constituées des indicateurs issus des évaluations réalisées sous l'égide du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM), de la Commission Internationale pour la Conservation des Thonidés de l'Atlantique (CICTA) ou par l'Ifremer seul pour les principaux stocks exploités par les navires français (mortalité par pêche et biomasse). Ces indicateurs sont évalués à l'échelle des stocks (zone large englobant une ou plusieurs sous-régions marines françaises). Les données sont complétées par des indicateurs construits à partir des données des campagnes scientifiques (EVHOE* pour le golfe de Gascogne).

Des indicateurs plus globaux (évolution de la taille moyenne de l'ensemble des poissons capturés au cours d'une campagne) constituent une autre série d'informations qui sont présentées et développées dans le chapitre « Impacts sur les populations, les communautés et les réseaux trophique dans le chapitre « extraction sélective d'espèces ».

Le Tableau 46 liste les principaux stocks exploités par les navires français dans le golfe de Gascogne. Parmi ceux-ci, 14 sont examinés par le CIEM, 2 par la CICTA et 4 par l'Ifremer. Ces 20 stocks représentent environ 2/3 des débarquements français dans la sous-région marine en 2009. La : Divisions CIEM et sous-régions marines. Figure 99 indique la répartition des divisions CIEM ainsi que leurs chevauchements avec les sous-régions marines.

Tableau 46 : Liste des stocks considérés dans la sous-région marine golfe de Gascogne.

Espèce	Nom latin	Zone	Divisions CIEM	Diagnostic
Baudroie blanche	<i>Lophius piscatorius</i>	Mer Celtiques + Golfe de Gascogne (GdG)	Divisions VIIb-k, VIIIabd	CIEM
Baudroie noire	<i>Lophius budegassa</i>	Mer Celtiques + GdG	Divisions VIIb-k, VIIIabd	CIEM
Cardine	<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>	Mer Celtiques + GdG	Divisions VIIb-k, VIIIabd	CIEM
Merlu	<i>Merluccius merluccius</i>	Mer Celtiques + GdG	Sous-zones II-VII, Divisions VIIIabd	CIEM
Tourteau	<i>Cancer pagurus</i>	Mer Celtiques + GdG	Divisions VIIe, gh, VIIIa	Ifremer
Langoustine	<i>Nephrops norvegicus</i>	Golfe de Gascogne	Divisions VIIIab	CIEM
Sole	<i>Solea solea</i>	Golfe de Gascogne	Divisions VIIIab	CIEM
Bar	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Golfe de Gascogne	Division VIIIa	CIEM
Rouget barbet	<i>Mullus surmuletus</i>	Golfe de Gascogne	Divisions VIIIab	Ifremer
Coquille St-Jacques	<i>Pecten maximus</i>	Pertuis charentais	Division VIIIb	Ifremer
Palourde	<i>Ruditapes philippinarum</i>	Golfe du Morbihan	Division VIIIa	Ifremer
Palourde	<i>Ruditapes philippinarum</i>	Bassin d'Arcachon	Division VIIIb	Ifremer
Anchois	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Golfe de Gascogne	Sous-zone VIII	CIEM
Sardine	<i>Sardina pilchardus</i>	Golfe de Gascogne	Divisions VIIIab	CIEM
Thon rouge	<i>Thunnus thynnus</i>	Atlantique nord + Méd.		CICAT
Germon	<i>Thunnus alalunga</i>	Atlantique nord		CICAT
Maquereau	<i>Scomber scombrus</i>	Atlantique NE		CIEM
Chinchard	<i>Trachurus trachurus</i>	Atlantique NE		CIEM
Merlan bleu	<i>Micromesistius poutassou</i>	Atlantique NE		CIEM
Anguille	<i>Anguilla anguilla</i>	Atlantique NE + Méd.		CIEM

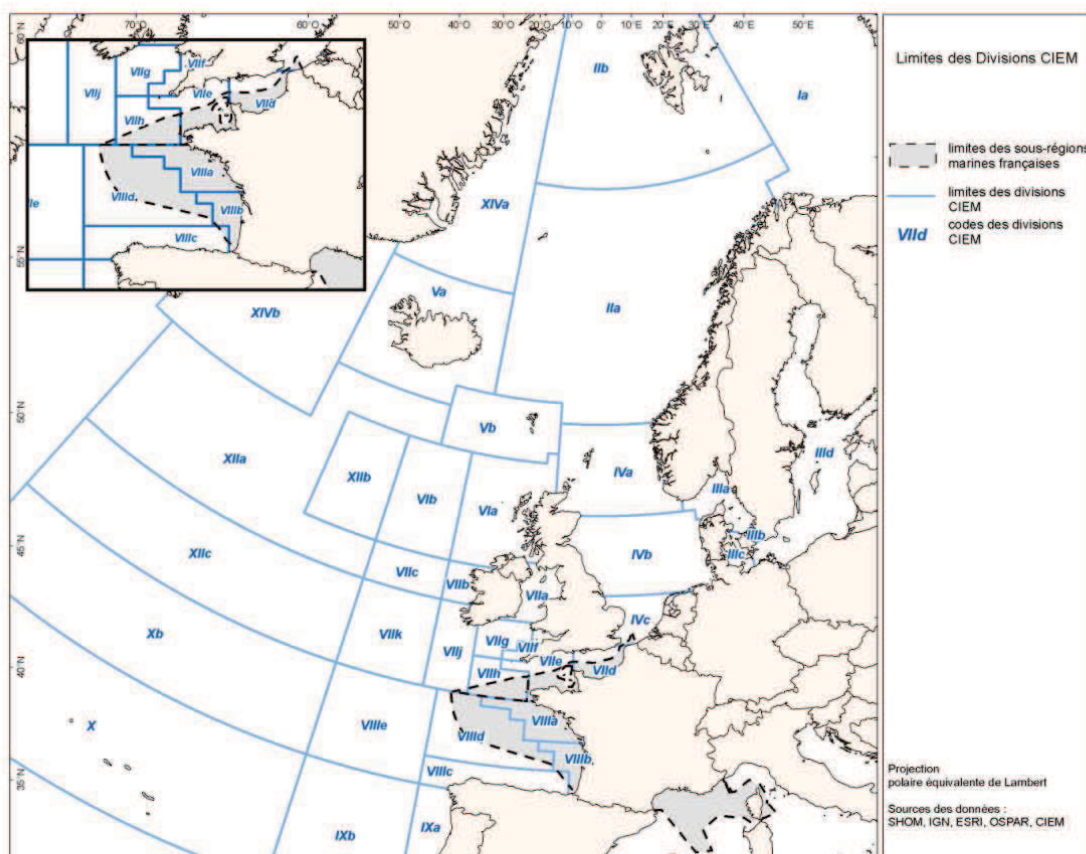


Figure 99 : Divisions CIEM et sous-régions marines.

Dans la mesure où les données disponibles le permettent, la réalisation de diagnostics conduit à des estimations de quelques indicateurs permettant de suivre l'évolution des ressources et de leur exploitation au fil du temps. Les deux principaux indicateurs sont :

- a. la mortalité par pêche (F), qui donne une estimation de la pression que la pêche fait subir à un stock ;
- b. la biomasse de reproducteurs (B) qui mesure la capacité d'un stock à se reproduire.

L'évolution de ces indicateurs au cours de la période étudiée donne les premières informations sur l'état des ressources et de leur exploitation. La situation de ces indicateurs par rapport à des seuils de référence, lorsque ces derniers ont été définis, complète le diagnostic. Ainsi pour chaque stock, deux seuils doivent être estimés : un seuil de précaution (Pa : Bpa et Fpa) et un seuil de rendement maximal durable (Fmsy).

On considère qu'un stock est exploité de manière durable lorsque la biomasse des reproducteurs est supérieure à Bpa et le taux de mortalité par pêche inférieur à Fpa.

Lors du sommet de Johannesburg en 2002 puis en Europe dans le cadre de la Politique Commune des Pêches (PCP), il a été convenu de définir comme objectif pour les pêcheries l'atteinte du rendement maximal durable (RMD* ou MSY en anglais). Le RMD est la plus grande quantité de biomasse que l'on peut en moyenne extraire continûment d'un stock dans les conditions

environnementales existantes sans altérer le recrutement¹²². Ainsi pour chaque stock, le RMD implique une mortalité par pêche F_{msy} en général largement inférieure à F_{pa} . Lorsque la mortalité F est inférieure à F_{msy} , il existe une marge de gain ; si au contraire F est supérieur à F_{msy} , le stock est exploité au-delà de ses capacités productives.

De plus amples informations sur ces indicateurs sont disponibles sur le site du CIEM¹²³, sur le site pêche de l'Ifremer¹²⁴ et dans Biseau (2011).

1.2.2. Etat des principaux stocks exploités

Les indicateurs présentés sont déterminés à l'échelle de chaque stock examiné qui, dans beaucoup de cas, dépasse le cadre de la sous-région marine. Par ailleurs, compte tenu du fait que la plupart de ces stocks font l'objet d'une exploitation par plusieurs pays, les flottilles françaises ne peuvent être seules tenues responsables de l'état de ces ressources.

Le Tableau 47 fournit, pour chaque stock, l'écart (ratio) entre l'estimation 2010 de l'indicateur et le point de référence considéré : B_{pa} , F_{pa} et F_{msy} et la tendance de B et F . La couleur rouge signifie que le ratio B est trop faible ou que F est trop fort par rapport aux seuils concernés. La couleur est verte dans le cas contraire.

En l'absence d'évaluation quantitative, l'évolution d'indicateurs issus des campagnes scientifiques (indices d'abondance) ou – à défaut – de rendements commerciaux permet d'estimer la tendance.

¹²² Arrivée des jeunes poissons sur les lieux de pêche, après le processus de reproduction de la population

¹²³

<http://www.ices.dk/committe/acom/comwork/report/2011/2011/General%20context%20of%20ICES%20advice.pdf>

¹²⁴ <http://wwz.ifremer.fr/peche/Le-role-de-l-Ifremer/Diagnostics>

Mer Celtique + Golfe de Gascogne – Pêcheur du plateau (et eaux côtières)

Stock	B ₂₀₁₀ /B _{pa}	Tendance B	F ₂₀₀₉ /F _{pa}	Tendance F	F ₂₀₀₉ /F _{msv}
Baudroie blanche	?B?	?↗-?	?F?	?	?
Baudroie noire	?B?	?↗-?	?F?	?	?
Cardine	?B?	?→?	?F?	?	?
Merlu	?B?Ref?	↗	?F?Ref?	↘	?
Tourteau	?B ?Ref ?	? →?	?F ?Ref ?	→?	?

Golfe de Gascogne – Pêcheur du plateau (et eaux côtières)

Stock	B ₂₀₁₀ /B _{pa}	Tendance B	F ₂₀₀₉ /F _{pa}	Tendance F	F ₂₀₀₉ /F _{msv}
Langoustine	?Ref?	→+	?Ref?	→-	?
Sole	1.09	↗	0.78	↘	1.3
Bar	?B?Ref?	?	?F?Ref?	↗	?
Rouget barbet	?B?Ref?	→	?F?Ref?	?	?

Golfe de Gascogne – Pêcheur des eaux côtières

Stock	B ₂₀₁₀ /B _{pa}	Tendance B	F ₂₀₀₉ /F _{pa}	Tendance F	F ₂₀₀₉ /F _{msv}
Coquille StJacques Pertuis Charentais	?	→	?	→	?
Palourde Golfe du Morbihan	?B?Ref?	→	?F?Ref?	?	?
Palourde Bassin d'Arcachon	?Ref?	↘+ ?	?F?Ref?	?	?

Golfe de Gascogne – Pêcheur de petits pélagiques

Stock	B ₂₀₁₀ /B _{pa}	Tendance B	F ₂₀₀₉ /F _{pa}	Tendance F	F ₂₀₀₉ /F _{msv}
Anchois	1.56	↗	?Ref?	↗	?
Sardine	?B?Ref?	→	?F?Ref?	↗ ?	?

Atlantique – Pêcheur de petits pélagiques

Stock	B ₂₀₁₀ /B _{pa}	Tendance B	F ₂₀₀₉ /F _{pa}	Tendance F	F ₂₀₀₉ /F _{msv}
Maquereau	1.27	↗	~1.0	→	1.1
Chinchard	?Ref?	→	?Ref?	↗	0.7
Merlan bleu	0.58	↘	1.25	→-	2.2

Atlantique Nord - Pêcheur de grands pélagiques

Stock	Tendance B	Tendance F	F ₂₀₀₇ /F _{msv}	B ₂₀₀₇ /B _{msv}
Germon	→-	→-	1.05 [0.8-1.2]	0.62 [0.4-0.8]











Méditerranée + Atlantique Est - Pêcheur de grands pélagiques

Stock	Tendance B	Tendance F	F ₂₀₀₉ /F _{msv}	B ₂₀₀₉ /B _{msv}
Thon rouge	→	↘ (adultes) incertaine (juvéniles)	2.9	0.35 [0.19-0.51]

Méditerranée + Atlantique – Pêcheur littorale

Stock	B ₂₀₁₀ /B _{pa}	Tendance B	F ₂₀₀₉ /F _{pa}	Tendance F	F ₂₀₀₉ /F _{msv}
Anguille	?B ?Ref ?	↘ ?	?F ?Ref ?	↘ ?	?

Tableau 47 : Etat des principaux stocks considérés (la légende du tableau est expliquée ci-dessous).

<p>B : estimation de la biomasse de reproducteurs Bpa : Biomasse de précaution en dessous de laquelle le risque de non renouvellement du stock est fort F : estimations de la mortalité par pêche Fpa : Mortalité par pêche de précaution au dessus de laquelle le risque de faire diminuer la biomasse de reproducteurs en-dessous de Bpa est fort</p> <p>Fmsy : Mortalité par pêche permettant le Rendement Maximum Durable</p>
<p> $B_{2010} < B_{lim} (< B_{pa})$ ou $F_{2009} > F_{lim} (> F_{pa})$ ou $F_{2009} > F_{msy}$  $B_{lim} < B_{2010} < B_{pa}$ ou $F_{lim} > F_{2009} > F_{pa}$  $B_{2010} > B_{pa}$ ou $F_{2009} < F_{pa}$ ou $F_{2009} < F_{msy}$</p>
<p>?Ref? : pas de point de référence ?Ref? : pas de point de référence, mais situation jugée préoccupante ?B? ou ?F? pas d'estimation en 2010 de B ou F ?B+Ref? ou ?F+Ref? pas d'estimation en 2010 de B ou F ET pas de point de référence</p> <p>(l'éventuelle coloration reflète une forte présomption)</p>
<p> tendance générale à la hausse (sur les 10 dernières années)  - tendance générale à la hausse mais diminution au cours des deux dernières années  - ? tendance générale à la hausse mais diminution estimée au cours de la dernière année (à confirmer)</p> <p> tendance générale à la baisse (sur les 10 dernières années)  + tendance générale à la baisse mais augmentation au cours des deux dernières années  + ? tendance générale à la baisse mais augmentation estimée au cours de la dernière année (à confirmer)</p> <p> pas de tendance - stabilité</p>

La part des stocks pour lesquels le diagnostic n'est pas possible est très importante (de 75 à 85 % selon les indicateurs).

Le Tableau 47 montre que parmi les stocks évalués, le maquereau, le thon rouge, le merlan bleu, le germon et la sole sont exploités au-delà du RMD. L'anguille est, elle, dans une situation très préoccupante.

1.3. Rejets

Les rejets* sont évalués à l'échelle de la sous-région marine golfe de Gascogne de façon plus exhaustive dans le chapitre « Captures, rejets et état des ressources exploitées » ; le détail du diagnostic sur les rejets étant présenté dans ce chapitre, à savoir la nature des espèces rejetées, la fraction de la capture totale rejetée et les causes des rejets. Néanmoins, ci-dessous sont exprimées quelques particularités.

Dans le golfe de Gascogne, les taux de rejets sont très variables selon les métiers et les espèces.

Les fileyeurs qui représentent la majorité de la flottille en nombre de navires, et environ 25 % des débarquements en valeur n'occasionnent que peu de rejets quelle que soit l'espèce considérée. Une exception doit être faite pour le tourteau (*Cancer pagurus*) qui est fortement rejeté par les fileyeurs utilisant un trémail. Par ailleurs, le trémail peut entraîner beaucoup de rejet de poissons surtout si les filets sont levés tous les deux jours et ou s'ils sont posés dans les secteurs propices aux crustacés charognards attirés par un poisson maillé. L'état de la mer peut également faire fortement varier les rejets.

Les métiers du chalutage de fond engendrent des rejets plus ou moins importants suivant les espèces considérées. Les tacauds présentent à la fois de forts taux de rejets et des quantités

importantes rejetées. Le vocable tacauds regroupe trois espèces (le petit tacaud (*Trisopterus minutus*), le tacaud (*T. luscus*) et le tacaud norvégien (*T. esmarkii*)) ; l'espèce dominante dans les rejets est le petit tacaud, espèce non commerciale et de petite taille. Le merlan bleu a été une espèce à fort taux de rejets et fortement capturée par les chalutiers langoustiniers jusqu'à la mise en place, en 2006 de la réglementation imposant un dispositif sélectif à mailles carrées. Dans les années récentes, bien que toujours rejetées, les captures de cette espèce ont fortement chuté. Il en est de même pour les captures de chinchard, espèce également fortement rejetée par cette flottille.

Les espèces les plus rejetées en poids et en nombre demeurent la langoustine et le merlu capturées par les chalutiers langoustiniers. Leurs taux de rejet sont variables selon les années et les saisons mais élevés : 80-90 % pour le merlu, 60-65 % pour la langoustine¹²⁵. La langoustine représente l'espèce cible pour cette flottille, le merlu est une espèce accessoire dont les jeunes individus fréquentent les vasières qui constituent les zones de pêche à la langoustine.

Les raies (*Raja* sp.), les cardines (*Lepidorhombus* sp.), la sole perdrix (*Microchirus variegatus*) sont des espèces rejetées en quantités non négligeables par les métiers du chalutage de fond dans le golfe, les rejets sont constitués de petits individus qui n'ont pas atteint la taille de première commercialisation.

1.3.1. Méthodologie

Le diagnostic ci-dessous est établi sur la base de données du programme d'observation à la mer, OBSMER (cf. explications dans le chapitre « Captures accidentelles ») collectées de 2003 à 2008. La flottille langoustinière française du golfe de Gascogne fait l'objet depuis 2003 d'un effort d'échantillonnage soutenu. Le programme national a pris un nouvel essor en 2009 ; chaque année le plan national d'échantillonnage prévoit l'observation d'environ 2000 marées. En 2009 et 2010 moins de la moitié de cet objectif a été atteint, mais on peut espérer une amélioration dans les années à venir. En principe, ce programme devrait suffire à produire les données nécessaires pour le suivi des rejets dans les pêcheries françaises. Dans le golfe de Gascogne cette augmentation de l'effort va bénéficier en particulier à la connaissance des flottilles autres que les langoustiniers.

1.3.2. Fraction de la capture totale rejetée par métier

Les chalutiers ciblant la langoustine aux chaluts jumeaux ou simples rejettent en moyenne de 55 à 60 % de leur capture totale en poids ; la même proportion est rejetée par les navires ciblant la crevette grise en zone côtière. Les chalutiers ciblant les poissons démersaux aux chaluts jumeaux rejettent en moyenne 32 % de leur capture, avec une grande variabilité inter-annuelle. Les trémailleurs, principal métier aux arts dormants, pratiqué en zone côtière, génèrent en moyenne 27 % de rejets. Les fileyeurs localisés en Sud Cornouaille et le long de la côte landaise, recherchant rouget barbet, merlu, lieu jaune, bar, sparidés et divers poissons, présentent un taux de rejet moyen de 13 %.

1.3.3. Espèces rejetées

Dans le golfe de Gascogne, les espèces les plus rejetées en poids et en nombre sont la langoustine et le merlu. Une à deux mille tonnes de merlu et deux à cinq mille tonnes de langoustine sont rejetées chaque année alors que les débarquements de langoustine fluctuent autour de trois mille

¹²⁵ Les dispositifs sélectifs 'langoustine' sont mis en place à partir du 1^{er} avril 2008.

tonnes Ces espèces, capturées principalement par les chalutiers langoustiniers, ont des taux de rejet variables selon les métiers (Figure 100), les années et les saisons. La langoustine représente l'espèce cible pour cette flottille, le merlu est une espèce accessoire dont les juvéniles fréquentent les zones de pêche à la langoustine (vasières). Des rejets abondants persistent malgré l'effort consacré depuis plusieurs années au développement d'engins plus sélectifs, et en dépit de l'évolution de la réglementation qui comporte un nombre croissant de mesures techniques.

Raies, cardines et sole perdrix sont des espèces rejetées en quantités non négligeables par les métiers du chalutage de fond ; les rejets sont constitués de petits individus qui n'ont pas atteint la taille de première commercialisation. Les tacauds sont capturés en quantités abondantes dont une grande proportion est rejetée. Le terme tacauds regroupe trois espèces, l'espèce dominante dans les rejets est le petit tacaud, espèce non commerciale de petite taille. Merlan bleu et chinchard ont fait l'objet de captures et rejets élevés par les chalutiers langoustiniers jusqu'à la mise en place, en 2006, de la réglementation imposant un dispositif sélectif à mailles carrées. Dans les années récentes, les captures de ces espèces ont chuté et donc les rejets aussi.

Les fileyeurs ne produisent que peu de rejets, sauf pour le tourteau qui est rejeté en grande quantité par les trémailleurs.

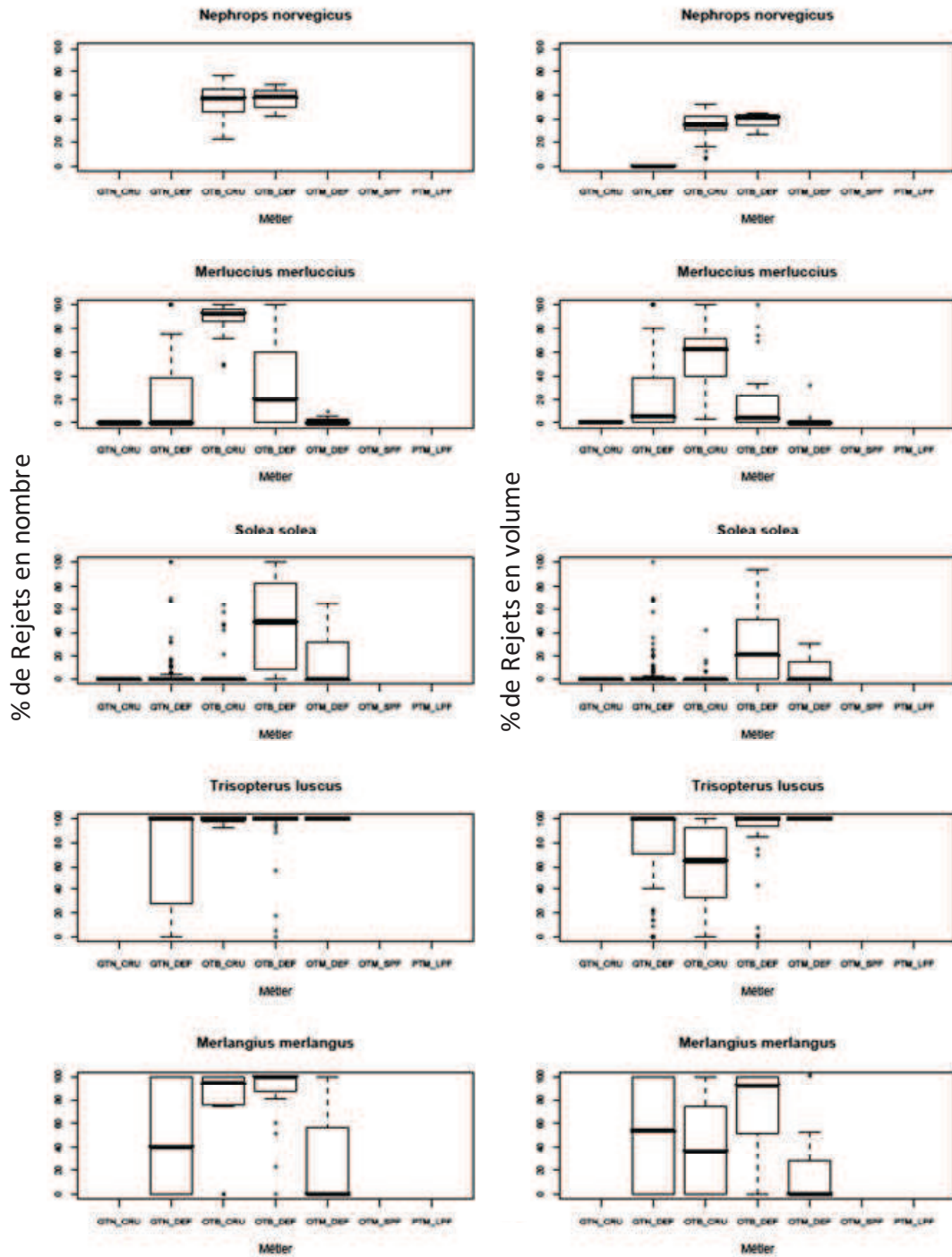


Figure 100 : Fraction rejetée par métier en nombre (à gauche) et en poids (à droite) pour les principales espèces commerciales : langoustine (*Nephrops norvegicus*), merlu (*Merluccius merluccius*), sole (*Solea solea*), tacaud (*Trisopterus luscus*) et merlan (*Merlangius merlangus*) dans le golfe de Gascogne. Glossaire des métiers : GTN_CRU : Filets maillants à crustacés, GTN_DEF : Filets maillants à démersaux, OTB_CRU : Chaluts de fond à panneaux à crustacés, OTB_DEF : Chaluts de fond à panneaux à démersaux, OTM_DEF : Chaluts pélagiques à panneaux à démersaux, OTM_SPF : Chaluts pélagiques à panneaux à petits pélagiques, PTM_LPF : Chaluts boeufs pélagiques à grands pélagiques.

NB : Représentation par des box plots (ou boîtes à moustaches) : le rectangle tracé va du percentile 25 au percentile 75 et est coupé par la médiane (représentée par un trait plus épais). A ce rectangle est ajouté des segments qui mènent aux extrémités aux valeurs minium et maximum. Les points en dehors du rectangle et des segments représentent les « outliers » (valeurs exceptionnelles)

1.3.4. Causes des rejets de merlu

La structure en classes de taille des individus de rejets de merlu (Figure 101) illustre la diversité des causes de rejet de cette espèce dans le golfe de Gascogne : captures essentiellement sous-taille par un engin à petite maille ciblant une autre espèce et rejet de la quasi-totalité de la capture (chalut à langoustines, Figure 101A), captures en partie sous-taille par un engin non-sélectif ciblant la communauté démersale (chalut de fond, Figure 101B), captures débarquées en quasi-totalité pour un engin non-sélectif opéré dans la colonne d'eau où seuls les merlus de grande taille sont présents (chalut pélagique, Figure 101C), rejets de tailles diverses quand les temps d'immersion peuvent causer des dommages aux captures (filet maillant, Figure 101D).

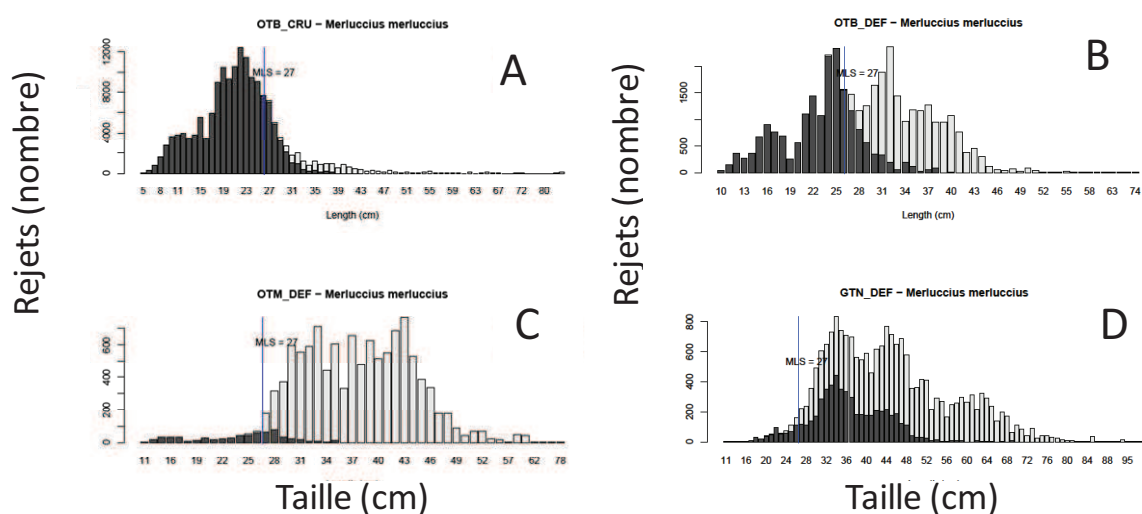


Figure 101 : Structure en classes de taille des individus de merlu (*Merluccius merluccius*) par les chaluts de fond à crustacés (OTB_CRU, A), chaluts de fond à démersaux (OTB_DEF, B), chaluts pélagiques à démersaux (OTM_DEF, C) et filets maillants à démersaux (GTN_DEF, D). En blanc : les individus débarqués, en gris : les rejets. MLS = Minimum Landing Size (taille commerciale minimum).

1.3.5. Impacts des rejets

Les rejets, dont la déclaration n'est pas obligatoire dans les journaux de bord (excepté pour ceux de plus de 50 kg, cf. règlement CE n°404/2011 du 8 avril 2011), peuvent avoir un impact important sur l'état des ressources exploitées qui est caractérisé dans le chapitre « Extraction sélective d'espèces ». Les captures non débarquées de langoustine et de merlu contribuent de façon significative à la mortalité par pêche de ces deux espèces, ce qui contribue à l'incertitude sur l'évaluation de ces stocks. Une étude dans le golfe de Gascogne suggère que les rejets de merlu ne constitueraient pas une perturbation pour le réseau trophique benthique, car les quantités rejetées sont négligeables par rapport au bilan de production de l'écosystème du fond ; ce résultat est à confirmer car les compartiments de l'écosystème ont été analysés à des échelles différentes.

En résumé, en dépit des efforts pour améliorer leur sélectivité, les chalutiers langoustiniers rejettent plus de la moitié de leur capture, ce qui a un impact significatif sur les stocks de langoustine et de merlu. D'autres espèces comme le tacaud ou le tourteau subissent également une forte mortalité induite par les rejets. Malgré le développement des programmes d'observation à la mer, il faut cependant souligner que l'information sur les rejets repose sur un nombre limité d'échantillons suggérant ainsi une incertitude (non quantifiée à ce jour) quant à leur représentativité.

1.4. Synthèse

La Figure 102 présente un résumé de la situation des principaux stocks exploités dans le golfe de Gascogne par rapport aux seuils définis dans le cadre de l'approche de précaution (Bpa, Fpa), c'est à dire pour éviter les risques de non-renouvellement des stocks.

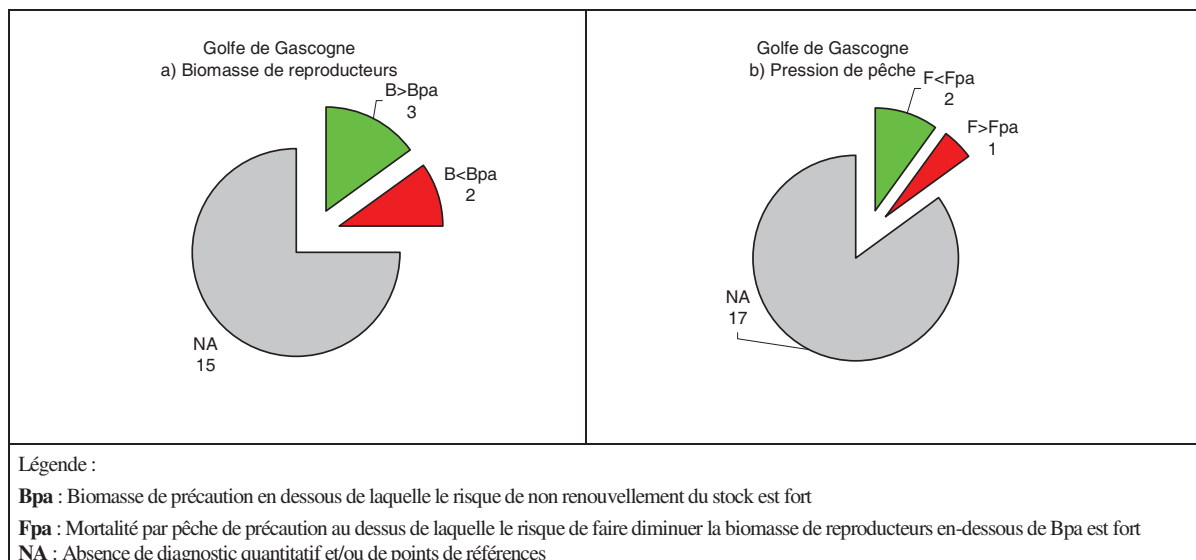


Figure 102 : Etat des principaux stocks exploités (20) par les pêcheries françaises dans la sous-région marine golfe de Gascogne en 2010, par rapport aux seuils de précaution.

Pour les stocks pour lesquels des indicateurs sont disponibles, la part de ceux qui satisfont les critères de précaution ($F < Fpa$ et $B > Bpa$) est légèrement supérieure.

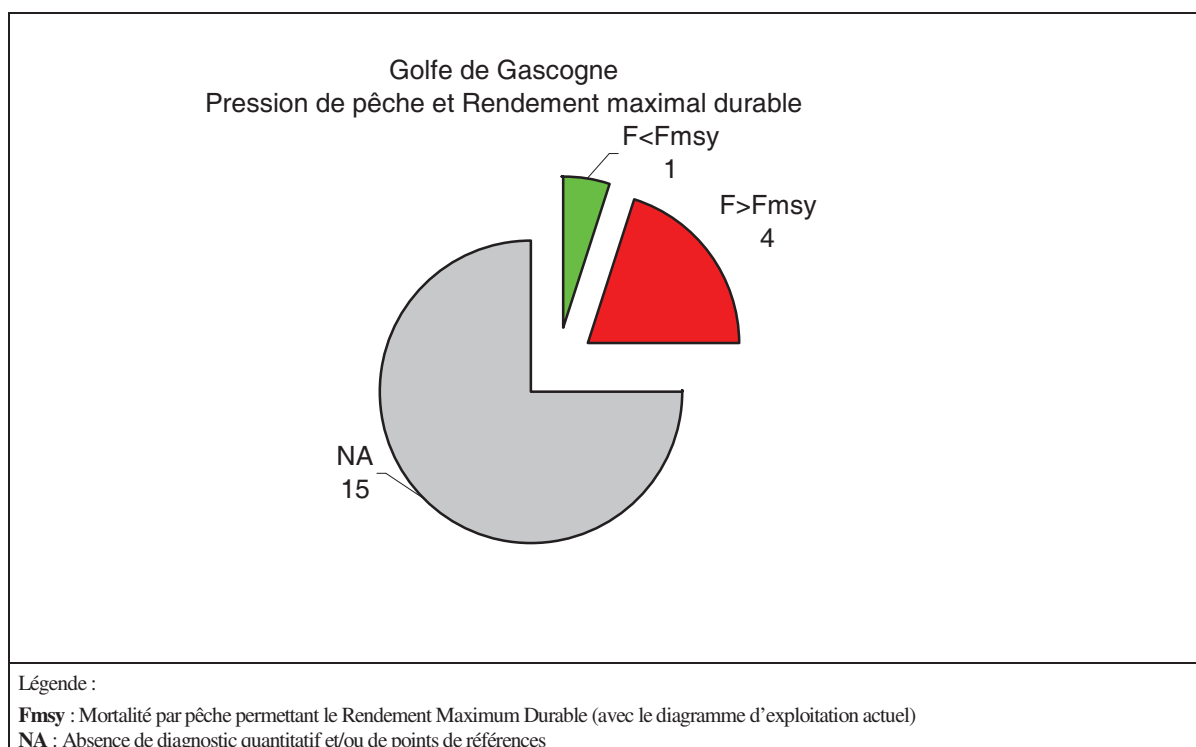


Figure 103 : Etat des principaux stocks exploités (20) par les pêcheries françaises dans la sous-région marine golfe de Gascogne en 2010, par rapport au rendement maximal durable.

20 % des stocks ont une mortalité excessive par rapport au rendement maximal durable contre 5 % qui sont exploités au RMD (Figure 103).

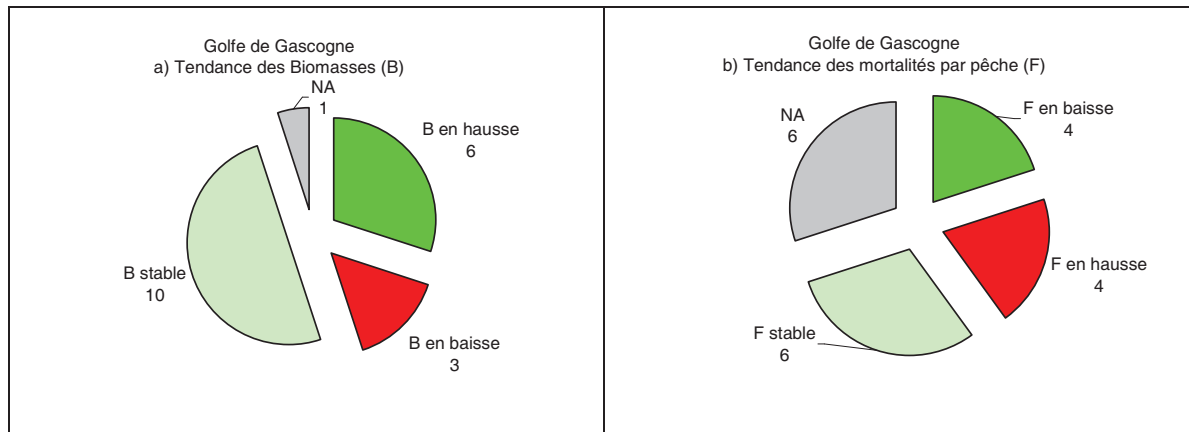


Figure 104 : Evolution des principaux stocks exploités (20) par les pêcheries françaises dans la sous-région marine golfe de Gascogne en 2010.

Si, comme le montre le Tableau 47, pour beaucoup de stocks, les seuils de précaution et l'objectif d'exploitation au rendement maximal durable ne sont pas encore atteints, la Figure 104 montre que pour une très grande majorité des stocks examinés, la biomasse de reproducteurs est stable sur les dix dernières années (50 %) ou en hausse (30 %), et 50 % des stocks présente une mortalité par pêche stable ou en baisse.

A retenir

Les espèces les plus fortement capturées en termes de biomasse sont respectivement la sardine, le merlu, la baudroie, la sole, le bar et la langoustine. Concernant les rejets, les chalutiers langoustiniers rejettent plus de la moitié de leur capture, ce qui a un impact significatif sur les stocks de langoustine et de merlu. D'autres espèces comme le tacaud ou le tourteau subissent également une forte mortalité induite par les rejets.

Pour de nombreux stocks, l'objectif d'exploitation au RMD n'est pas atteint. Cependant l'étude des tendances suggèrent qu'une majorité de stock voit sa biomasse de reproducteurs stable sur les 10 dernières années et présentent une mortalité par pêche stable ou en baisse.

2. Captures accidentelles

On entend par « captures accidentelles » les espèces capturées involontairement et dont l'occurrence est faible. L'attention portée aux captures accidentelles se focalise principalement sur les espèces protégées ou à fort intérêt sociétal, notamment mammifères marins, oiseaux et tortues.

Deux rapports de synthèse sur la problématique des captures accidentelles de petits cétacés dans les pêches européennes ont été produits par le Comité Scientifique, Technique et Economique de l'Union Européenne en 2001 et 2002. Ce sont surtout les chaluts pélagiques et les filets qui ont fait l'objet d'observations pour les captures accidentelles de mammifères marins. Ce thème est aussi régulièrement suivi par l'accord international ASCOBANS qui concerne la conservation des cétacés en Atlantique Nord-Est. La sous-région marine mers celtiques est incluse dans le périmètre de compétences de cet accord depuis l'adhésion de la France en 2006. La directive Européenne 92/43/CEE « Habitats, Faune, Flore » du conseil du 21 mai 1992, impose aux états membres de surveiller l'état de conservation de toutes les espèces de cétacés considérées comme des « espèces d'intérêt communautaire » et exige, entre autres, une surveillance des prises accessoires dans les pêches. Le Règlement (CE) n° 812/2004 du Conseil du 26 avril 2004 établit des mesures relatives aux captures accidentelles de cétacés dans les pêcheries, et cela dans le cadre de la Politique commune des pêches (PCP). Il concerne pour certaines zones au nord du 48ème parallèle, l'utilisation de répulsifs acoustiques sur les filets des navires de plus de 12 m et le suivi scientifique de leur efficacité. Les états membres doivent aussi mettre en œuvre des programmes de surveillance des captures accidentelles de cétacés dans certaines pêcheries. Ainsi, pour les navires d'une longueur supérieure ou égale à 15 m, les programmes de surveillance sont menés grâce à la présence d'observateurs à bord des navires; pour les navires d'une longueur inférieure à 15 m, le recueil de données est effectué par le biais d'études ou de projets pilotes. Chaque état membre doit fournir un rapport annuel sur la mise en œuvre du règlement et les résultats de la surveillance.

Les captures accidentelles de tortues marines sont parfois considérées comme une menace pour la conservation des tortues marines. Elles constituent un thème de réflexion prioritaire pour le Groupe Tortues Marines France (GTMF).

Les captures accidentelles d'oiseaux marins suscitent de grandes préoccupations aux niveaux communautaire et international. Face à cette situation, une première démarche a été initiée en 1999 par le comité des pêches (COFI) de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) qui a adopté un Plan d'Action International (PAI) visant à réduire les captures d'oiseaux marins par les palangriers, en invitant les Etats à amorcer sa mise en œuvre (par le biais de plans d'action nationaux – PAN). En 2007, ce comité a convenu que le PAI-oiseaux marins devrait s'étendre à d'autres engins de pêche. En tant qu'instance représentant l'action de l'Union européenne dans le cadre du PAI de la FAO, la Commission européenne est, semble-t-il, aujourd'hui en voie de proposer un plan d'action de l'UE. Les mesures mises en place au titre de ce plan d'action en faveur des oiseaux marins contribuera ainsi à remplir les objectifs de la directive « Oiseaux » 2009/147/CE.

Le groupe de travail WGBYC du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) établit annuellement l'état des connaissances scientifiques autour du phénomène des captures accidentelles des espèces protégées (mammifères, oiseaux, etc.). Ce dernier, ainsi que la Commission OSPAR (Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est) au titre des régions III (mers celtiques) et IV (golfe de Gascogne), recommandent, à cet égard, d'améliorer la surveillance et l'évaluation des captures accidentelles. Les captures

accidentelles sur la sous-région marine ont été nettement plus étudiées sur les mammifères marins que sur les oiseaux et les tortues.

2.1. Description des programmes d'observations des captures accidentelles de mammifères marins dans les pêches professionnelles françaises

Les informations concernant les pêches professionnelles sont plus abondantes et plus structurées que celles qui concernent les pêches récréatives, nettement moins bien étudiées.

2.1.1. Les engins et métiers concernés

Sur cette sous-région marine, les chaluts pélagiques en bœuf¹²⁶ sont plus nombreux que les navires pélagiques à panneaux. Les espèces cibles sont le bar en hiver et le thon en été. Les petits poissons pélagiques sont aussi exploités (sardine et anchois). Toutes ces pêcheries ont fait l'objet d'observations à la mer.

Il existe aussi sur cette sous-région marine une importante flotte de fileyeurs qui exploite les espèces benthiques comme la sole au sud, la baudroie et les raies au nord. Beaucoup de ces navires sont de taille inférieure à 15 mètres. Quelques navires hauturiers de plus de 15 mètres travaillent dans les zones au large et ciblent parfois le merlu ; ils peuvent remonter vers le nord dans la zone des mers celtiques. Les fileyeurs opérant sur la zone CIEM VIII (golfe de Gascogne, cf. carte en annexe) ont fait l'objet d'observations à la mer.

2.1.2. Les programmes de collecte et leur spécificité

Les informations disponibles sur la sous-région marine golfe de Gascogne reposent sur les projets Chapel (chalut pélagique), Petracet, Procet, les programmes Obsmam et Obsmer développés dans le cadre de l'application du règlement européen 812/2004¹²⁷ et visant sur cette zone uniquement les chaluts pélagiques et les filets ancrés (Tableau 48). Ce sont des projets dont l'objectif était l'évaluation des captures accidentelles de cétacés par la méthode de l'observateur embarqué en utilisant des plans d'échantillonnage (Tableau 48). Les captures accidentelles de phoques ont été aussi enregistrées par les programmes Obsmam et Obsmer-mutualisé.

Le programme Obsmer a, en plus, intégré les captures accidentelles de sélaciens. Quelques informations sur les oiseaux peuvent exister dans un champ « Commentaires », mais la collecte de ces informations n'a pas été systématique.

Tableau 48 : Les métadonnées relatives aux captures accidentelles et à l'observation à la mer.

Programme	Années d'observation	Cible du programme sur la zone	Plan de sondage	Animateur	Références des rapports
Bioéco/Chapel	juillet 1994-juillet 1995	Chalut pélagique (en bœuf)	Une année Stratification géographique pour un focus sur maximum de pêcheries	Ifremer-Brest	Morizur et al., 1997 ; Morizur et al. 1999 ;
Petracet	juillet 2004-	Chalut pélagique à bar	5% de l'effort de pêche	Ifremer	Northridge et al.,

¹²⁶ Le chalutage en bœuf est caractérisé par le remorquage d'un grand chalut par une paire de navires. Les chaluts à panneaux sont, par contre, tractés par un seul navire, les panneaux servant à l'ouverture du filet remorqué.

¹²⁷ Règlement (CE) n°812/2004 du Conseil du 26 avril 2004 établissant des mesures relatives aux captures accidentelles de cétacés dans les pêcheries et modifiant le règlement (CE) n°88/98

	juillet 2005	(en bœuf)			2006
Procet	juillet 2004- novembre 2005	Chalut pélagique à bar (en bœuf)	5 % de l'effort de pêche	CNPMEM ¹²⁸	Fossecave et al., 2007
Obsmam	2006-2008	Chalut pélagique en bœuf Filets ancrés	Chalut : 10 % de nov à mars ; 5% d'avril à oct. Filets : 5 % pour navires >15m, et 1% pour navires <15m	Ifremer-Brest	Rapports annuels Anon., 2007; Anon., 2008; Anon., 2009
Obsmer mutualisé	A partir de juillet 2009	Chaluts pélagiques Filets ancrés	Idem Obsmam pour chalut pélagique et filets	Ifremer-Lorient	Rapport annuel Anon., 2010

2.1.3. Localisation des pêcheries analysées

Les métiers du chalut de fond à grande ouverture verticale ciblant les espèces pélagiques sont principalement exercés par des navires de plus de 15 m. Ces navires ont été inclus dans le segment de flotte opérant au chalut pélagique et ont donc aussi fait l'objet d'observations. Ces navires travaillent aussi parfois sur le merlu.

Des observations existent depuis juillet 2006 sur la sous-région marine du golfe de Gascogne. Deux segments de flottes sont considérés par la réglementation européenne : les navires de 15 m et plus qui opèrent plus au large et les navires de moins de 15 m qui sont plus côtiers.

2.2. Les captures accidentelles de mammifères marins

2.2.1. Les espèces capturées

Dans la sous-région marine, le nombre de marsouins *Phocoena phocoena* capturés au filet a été estimé entre 300 et 600 individus par an depuis 2006 ; des dauphins communs *Delphinus delphis* sont également capturés, au chalut pélagique et parfois au filet. L'estimation annuelle varie, ce qui nécessite d'avoir plusieurs années pour estimer une année moyenne. Des captures de dauphins bleu et blanc *Stenella coeruleoalba* se produisent aussi au sud du golfe et près des accores*. Ils peuvent être capturés avec les deux engins. Globicéphales noirs (*Globicephala melas*), dauphin de Risso (*Grampus griseus*) et grands dauphins (*Tursiops truncatus*) ont aussi été signalés dans les captures accidentelles des chaluts pélagiques.

Aucune capture de phoques n'a été recensée à ce jour dans les programmes d'observation de cette sous-région marine alors que quelques captures ont parfois été signalées dans le nord du golfe de Gascogne.

2.2.2. Taux de captures observés dans les pêcheries françaises de la sous-région marine

Les taux présentés ci-dessous ont été observés pour les filets sur la sous-région marine concernée ; pour les chaluts pélagiques ; ils résultent d'observations du métier avec des plans d'observation conçus parfois à l'échelle des zones CIEM VIII & VII (cf. carte en annexe).

¹²⁸ Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins

- Dauphin commun/Chalut : Dans les études Petracet et Procet, le taux de captures au chalut pélagique en bœuf est de 0,25 par opération de pêche (OP) en globalisant les pêcheries de thon et de bar sur les zones CIEM VIII & VII sur la période observée de juillet 2004 à septembre 2005. Le taux est plus élevé dans la pêcherie de bar que dans la pêcherie de thon (0,31 dauphin par OP pour le bar contre 0,07 dauphin par OP pour le thon) ;
- Dans les rapports annuels relatifs aux périodes suivantes (années 2006 à 2009), les taux de captures apparaissent variables selon les années pour la pêcherie de thon. La pêcherie de bar montre une variabilité nettement plus faible. Pour la pêcherie de thon, des taux moyens calculés sur quatre années intégrant l'année 2009 présentant des captures exceptionnellement élevées donnent des valeurs comprises entre 0,13 et 0,21 dauphin commun par OP selon la méthode de calcul utilisée ;
- Les rapports annuels ne permettent pas toujours de séparer les zones VII et VIII. Environ 90 % des captures accidentelles de la pêcherie de thon se produirait dans le golfe de Gascogne. Pour la pêcherie de bar, le rapport annuel portant sur l'année 2009 indique pour le golfe de Gascogne un taux de captures de 0,5 dauphin commun par OP ;
- Marsouin/Filets : Pour les navires de plus de 15 m, le taux observé de captures de marsouins varie selon les années entre 1 pour 30 jours de mer et 1 pour 124 jours de mer. Pour les navires compris entre 8 et 15 m, le taux varie entre 1 pour 132 jours et 1 pour 26 jours sans que les variations observées soient synchrones dans les deux segments de flottes (<15m ; >=15m) ;
- Dauphin bleu et blanc/Filets : l'espèce *Stenella coeruleoalba* est capturée dans le sud du golfe au filet et au chalut pélagique à thon ; les captures peuvent atteindre certaines années 1 pour 30 jours de mer au filet et 1 pour 110 jours de mer au chalut à thon ;
- Globicéphales et Grands dauphins ont été aussi recensés dans les captures des chalutiers pélagiques au sud du golfe. Elles sont plus sporadiques que celles relatives aux espèces précédemment citées.

La limitation du nombre de personnes embarquées, pour raisons de sécurité, sur des fileyeurs de moins de 8 mètres n'a pas permis d'observation ; cela pouvant ainsi introduire un biais dans les estimations de captures accidentelles si ces navires ne pêchent pas dans les mêmes zones que les autres.

2.2.3. Les estimations annuelles disponibles

2.2.3.1. Les estimations françaises

Les estimations fournies par sous-région marine sont un ordre de grandeur des captures accidentelles par espèce fourni à titre d'expert à partir des estimations annuelles disponibles dans les rapports nationaux ou les rapports des groupes de travail du CIEM , et se rapportant parfois à des échelles spatiales plus vastes que la sous-région marine, et en intégrant à la fois la répartition géographique des activités halieutiques qui génèrent ces captures ainsi que la distribution connue des cétacés.

Les estimations annuelles fournies par la France reposent sur des observations à bord de navires commerciaux; les observateurs ont subi des formations ; l'échantillonnage est réalisé avec un taux de couverture généralement compris entre 1 à 10 % de l'effort de la flotte à observer ; l'extrapolation est réalisée par l'effort de pêche en utilisant la meilleure estimation possible. Les coefficients de variation des observations françaises sont élevés et le plus souvent compris entre 0,5 et 1.

Les extrapolations à la sous-région marine ont été réalisées en utilisant les données d'effort de pêche contenus dans les livres de bord européens ainsi que les fiches de pêche obligatoires pour les navires de moins de 10 m. Un ordre de grandeur des pressions peut être obtenu à l'échelle de la sous-région marine en utilisant la répartition de l'effort de pêche et des observations.

La localisation géographique des captures accidentelles révèle que 90 % des captures annuelles de dauphins communs dans la pêcherie de thons se produisent dans cette sous-région marine golfe de Gascogne. Cette sous-région marine intègre aussi l'ensemble de la pêcherie de bar au chalut en zone CIEM VIII (cf. carte en annexe). L'estimation annuelle varie, notamment dans la pêcherie du thon, ce qui nécessite d'avoir plusieurs années pour estimer une année moyenne. Les quantités annuelles moyennes au chalut pélagique en bœuf sont de l'ordre de 200 et 400 dauphins communs *Delphinus delphis* par an sur la partie territoriale française du golfe, avec une grosse majorité en provenance de la pêcherie de bars.

Les captures annuelles estimées au filet calé sont de l'ordre de 300 à 500 marsouins *Phocoena phocoena* pour la pêche professionnelle réparties le long du golfe et pour beaucoup d'espèces cibles de poissons.

L'espèce dauphin bleu et blanc, *Stenella coeruleoalba*, est capturée dans le sud du golfe au filet et au chalut pélagique à thon dans des quantités annuelles de l'ordre de 50 animaux.

L'arrêté du 1^{er} juillet 2011 fixant la liste des mammifères marins protégés sur le territoire national et les modalités de leur protection implique qu'à partir du 1^{er} janvier 2012, les captures accidentelles dans les engins de pêche devront être déclarées, en vue de contribuer au suivi scientifique des populations, ce qui permettra d'avoir des données plus robustes sur les captures accidentelles.

2.2.3.2. Les estimations étrangères sur la sous-région marine

Des flottilles étrangères travaillent et génèrent également des captures accidentelles. Le chalutage de fond à grande ouverture verticale (appelé parfois Naberan) qui se pratique en bœuf pour pêcher le merlu est connu pour générer des captures accidentelles (cf projet européen Necessity). Le rapport d'un groupe de travail du CIEM mentionne des captures accidentelles de 400 dauphins communs dans les années 2001-2002. Néanmoins le rapport 2010 de l'Espagne sur la mise en œuvre du règlement 812/2004 ne mentionne aucune capture dans les échantillons 2009 correspondant à ces chaluts. Ce rapport mentionne par contre des captures de cétacés au filet ancré dirigé sur le merlu à partir d'observations à la mer menées avec des taux de couverture de l'ordre de 3 à 4 % pour les navires de 15 m et plus. Les données d'effort de pêche du rapport conduisent pour l'année 2009, pour ces navires, à une estimation de 372 marsouins dont 300 en zone CIEM VIIIa (cf. carte en annexe) ainsi que 789 dauphins communs sur cette zone. Ces zones de pêche font partie des eaux territoriales françaises. Les informations fournies indiquent qu'au filet les captures accidentelles sont surtout singulières et non pas multiples, même pour les dauphins communs.

Le taux de capture de marsouins des fileyeurs espagnols (taux de 0.11-0.15 par jour de pêche) est bien supérieur à celui observé dans les filets français (facteur 8). Cela est probablement dû (i) à la différence dans la taille moyenne des navires observés, (ii) à une hauteur des files espagnols dirigés sur le merlu bien supérieure aux filets ciblant les espèces benthiques et mis en œuvre par les navires français (différence d'un facteur 5). Les taux de capture des dauphins communs sont aussi nettement plus élevés dans les pêches espagnoles au filet que dans les pêches françaises, probablement pour la même raison.

Ces résultats permettent d'évoquer l'hypothèse d'une distribution large des marsouins sur l'ensemble du plateau continental.

2.2.3.3. Les données d'échouage

Les populations de mammifères marins des côtes françaises sont suivies en termes d'abondance relative, de distribution, de paramètres démographiques et écologiques et de causes de mortalité au moyen du Réseau National Echouages (RNE) coordonné par le Centre de Recherche des Mammifères Marins (CRMM)-Université de La Rochelle. Les différentes espèces présentes dans les échouages et l'évolution de leur abondance sont décrites dans le chapitre « Impacts cumulatifs et synergiques : l'exemple des mammifères marins ».

Même si les échouages n'ont pas pour seule origine les activités de la pêche, il est toujours intéressant d'examiner ces statistiques par façade maritime. Elles permettent aussi d'avoir un aperçu de l'évolution de l'abondance locale des mammifères marins dès lors que l'effort de pêche n'a pas évolué sur la période de ces 10 dernières années. C'est le cas des marsouins capturés uniquement dans les filets calés.

Le marsouin commun, qui était quasi-absent sur la sous-région jusqu'en 1996, est maintenant nettement plus abondant dans les échouages (Figure 105) suite à un déplacement des populations vers le sud. Sa réapparition est bien antérieure au projet d'évaluation SCANS II qui n'avait pas permis de dénombrer cette espèce dans le golfe de Gascogne en été 2005, probablement en raison de la saisonnalité de la fréquentation du marsouin sur le plateau du golfe de Gascogne (échouages surtout en hiver et printemps).

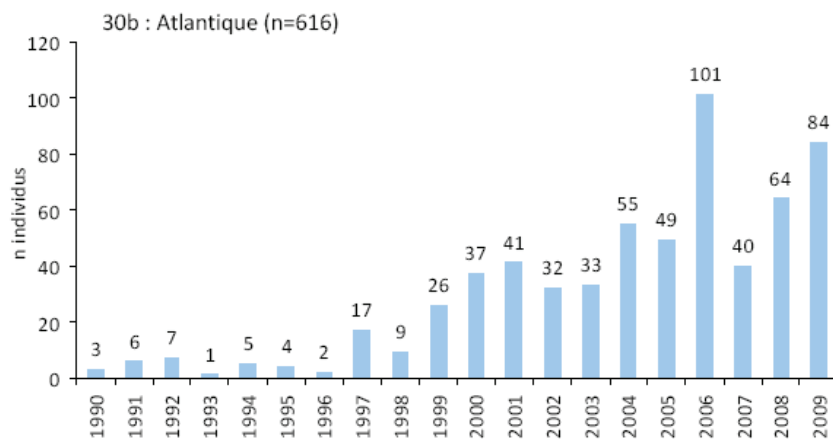


Figure 105 : Evolution des échouages de marsouin dans le golfe de Gascogne (Van Canneyt et al., 2010).

Quant aux dauphins communs, les données révèlent des pics d'échouages multiples en hiver, entre janvier et mars depuis les années 1980. Les examens ont montré que 80 % des dauphins échoués portaient des traces de captures accidentelles évidentes.

2.2.3.4. Les impacts

Il est internationalement reconnu que les captures de cétacés ne doivent pas excéder les 1,7 % de la population. Ces populations sont évaluées à des échelles spatiales concernées qui dépassent largement la sous-région marine golfe de Gascogne. Pour le marsouin du Nord Atlantique et le dauphin commun d'Atlantique les seuils respectifs sont de 2617 animaux et 5841 animaux ; aucune pêcherie à l'échelle de chacun de ces stocks ne dépasse ces seuils. La somme des pressions sur chacun des stocks, en l'état des connaissances actuelles, ne dépasse pas non plus ce seuil ; l'impact demande à être régulièrement actualisé notamment en fonction des nouvelles connaissances sur les entités populationnelles du dauphin commun.

2.3. Les captures accidentelles de tortues marines

Les données collectées de façon standardisée sont centralisées par l' Aquarium de La Rochelle/ CESTM (Centre d'études et de soins pour les tortues marines) qui coordonne le Réseau Tortues Marines français d'Atlantique Est (RTMAE). La base de données inclut des données d'échouage collectées depuis 1925 et des données de captures accidentelles et d'observation en mer collectées depuis 1979. Les synthèses annuelles transmises au Ministère chargé de l'environnement sont publiées régulièrement voire annuellement dans la revue *Ann. Soc. Sci. nat. Charente-Maritime* depuis 1987 par Duguy et collaborateurs¹²⁹. Seules certaines de ces nombreuses publications figurent dans la liste des références. Aucune synthèse à une échelle pluriannuelle n'existe pour la sous-région marine. Aucune capture de tortue marine n'a été rapportée sur la période 2003-2010 par les observateurs embarqués des programmes Pelgas, Evhoe, Obsmam, Obsmer, ce dernier programme intégrant spécifiquement les espèces de tortues marines aux fiches d'observation depuis 2009.

Les observations de captures accidentelles sur la sous-région marine sont très rares. 102 observations de captures accidentelles ont été enregistrées dans la base du RTMAE depuis 1925. Un traitement analytique, mettant en évidence les facteurs de mortalité observés chez les tortues marines dans le golfe de Gascogne, n'a été réalisé à ce jour que pour les données concernant les tortues Luth entre 1978 et 1995, espèce majoritairement concernée par la sous-région marine. Cette analyse révèle que 82 tortues Luth sur 125 sont mortes du fait des activités de pêche, soit près de 5 individus par an en moyenne. La mortalité est attribuée dans la plupart des cas à une noyade syncopale (pas d'eau présente dans les poumons). Parmi les données de capture de Luth on observe que 40 % des cas sont liés à des orins majoritairement de casiers, 34 % sont liés aux filets, 23 % aux chaluts et 3 % aux lignes et aux palangres. Les individus étaient majoritairement des adultes (longueur droite de la dossière de 112 cm à 176 cm).

A un phénomène rare, se superposent des informations insuffisantes sur les circonstances de la capture et sur le stade biologique des tortues marines. A ce stade des connaissances, il est difficile d'évaluer l'impact réel de la pêche et d'envisager des mesures d'atténuation de ces captures accidentelles dans les pêches.

2.4. Les captures accidentelles d'oiseaux

Les espèces d'oiseaux qui interagissent avec les pêches appartiennent principalement aux Familles suivantes : Alcidae (ex. : guillemot de Troil, pingouin torda), Phalacrocoracidae (i.e. cormorans), Sulidae (i.e. fou de Bassan), Laridae (i.e. goélands, mouettes, sternes), Gaviidae (i.e. plongeurs) et Procellariidae (i.e. fulmar, puffins). Cependant aucune information n'est disponible sur les captures accidentelles d'oiseaux. Quelques informations existent parfois dans Obsmer en commentaires. La procédure Obsmer n'intègre pas à ce jour la collecte et la saisie des observations relatives aux espèces d'oiseaux à bord des navires de pêche.

Les observateurs embarqués sur les chalutiers pélagiques dans le cadre des programmes Procet-Petracet ont signalé des captures d'alcidés en hiver (principalement, le guillemot de Troil *Uria* *algae* et le pingouin torda *Alca* *torda*).

Les filets calés en zone très côtière sont susceptibles de capturer des oiseaux plongeurs. La saison de reproduction des oiseaux peut influencer les taux de captures en certains endroits.

¹²⁹ <http://www.aquarium-larochelle.com/centre-des-tortues/le-centre/les-publications-du-centre>

Les palangres utilisant des appâts peuvent aussi capturer des oiseaux si un certain nombre de précautions ne sont pas mises en œuvre. Les alcidés (principalement, le guillemot de Troil *Uria algae* et le pingouin torda *Alca torda*), le fou de Bassan *Morus bassanus* et le fulmar boréal *Fulmarus glacialis* sont des espèces collectées sur les côtes françaises d'Atlantique et de Manche pour lesquelles la présence d'un hameçon dans la partie antérieure du tube digestif est souvent constatée. Des taux de capture inférieurs à 1 oiseau pour 1000 hameçons sont couramment évoqués (métier : palangrier espagnol, grande Sole, 2006-2007). Des solutions existent pour limiter efficacement les captures accidentelles provoquées par les palangres. On ne sait si ces résultats sont applicables à la sous-région marine. Il est difficile aussi de savoir si des pratiques permettant de limiter les captures accidentelles sont mises en œuvre lors des manœuvres d'engins de pêche.

2.5. Les pêches récréatives

Quelques captures de pinnipèdes, de cétacés ou d'oiseaux sont occasionnellement rapportées lors de la mise en œuvre de filets par des plaisanciers ; l'usage de palangres peut aussi induire des captures d'oiseaux mais aucune estimation n'est disponible à ce jour. Il convient de noter que toute la pêche récréative est encadrée en nombre d'engins.

A retenir

Les captures de dauphins communs sont liées à la pratique du chalutage de type pélagique et de type nabéran (à très grande ouverture verticale). Les captures sont souvent multiples (plusieurs animaux lors d'une même opération de pêche) ; l'impact relativement bien connu est inférieur à 1,7 % dans chacune des populations aux échelles spatiales concernées et qui dépassent largement la sous-région marine ; mais cet impact demande à être régulièrement réactualisé en fonction notamment des connaissances sur les entités populationnelles du dauphin commun.

Les captures de marsouins ont probablement augmenté depuis 1996 comme en témoignent les échouages sur la sous-région marine. Cela est expliqué par le retour de cette espèce dans le golfe de Gascogne. Les captures de marsouins se produisent uniquement au filet (jamais au chalut). Toute la zone du golfe et du plateau semble concernée ; les captures sont rarement multiples. Quelques captures de dauphins bleu et blanc au chalut à thon ou au filet calé sont relevées au sud de la sous-région marine. Des solutions techniques basées sur la répulsion acoustique existent pour diminuer les impacts. Elles dépendent de l'espèce de cétacé concernée et du type d'engin de pêche (filet remorqué ou ancré). Des travaux sont menés pour les améliorer et pour mieux circonscrire l'aire d'exclusion générée.

En zone très côtière, les filets peuvent aussi générer des captures d'oiseaux plongeurs. Certains sites (proximité d'îles) seraient plus propices à ce phénomène et une gestion spatiale permettrait de limiter les impacts. Les palangres sont aussi des engins de pêche connus pour être en interaction avec les oiseaux. Des solutions techniques peuvent être mises en œuvre pour réduire significativement les captures. Quant aux tortues, notamment la tortue Luth, elles peuvent être capturées également par orins de casier, filets, chaluts et lignes mais dans la sous-région marine, peu d'interactions sont recensées, probablement du fait d'une faible abondance, et/ou d'une pression d'observation faible.

Les impacts de la pêche récréative de la sous-région marine demeurent moins bien connus.

3. Impacts sur les populations, les communautés et les réseaux trophiques

La communauté de poissons et d'invertébrés marins du plateau du golfe de Gascogne est soumise à une multitude de pressions, parmi lesquelles la pêche et l'augmentation de la température de l'eau sont des facteurs importants. La pêche exerce une pression directe sur les populations ainsi que des effets indirects via le réseau trophique. Le réseau trophique transmet aussi l'effet des variations environnementales. En toile de fond se trouve l'augmentation de la température de l'eau qui défavorise les espèces d'affinité boréale.

3.1. Données

Les études de l'impact de la pêche et des changements environnementaux reposent sur l'utilisation des données issues de la campagne de chalutage de fonds Evhoe (Evaluation halieutique de l'Ouest Européen) qui couvre le plateau du golfe de Gascogne de 20 m à 600 m en octobre-novembre tous les ans depuis 1987 (avec années manquantes). Ces données permettent le calcul d'indicateurs de populations et de communautés basés sur la taille, le nombre et le poids des individus par espèce, permettant d'appréhender l'impact de l'extraction sélective d'espèces.

3.2. Impacts de l'extraction sélective d'espèces sur les populations et tendances

Toutes les populations de poissons du golfe de Gascogne sont impactées dans une certaine mesure par la pêche, soit par mortalité directe soit indirectement via les atteintes sur le réseau trophique. La biomasse d'une population exploitée de façon durable (approche rendement maximal durable RMD ou MSY) doit être d'au moins 40 % de celle de la même population en l'absence d'exploitation, ce qui implique qu'un impact visible soit possible, même dans des conditions de pêche durable. Ce paragraphe identifie les tendances des impacts sur les populations au cours des 20 dernières années et les impacts excessifs (non soutenables) qui ont mené au placement d'espèces sur la liste rouge de l'IUCN (International Union for Conservation of Nature).

La structure en taille et en âge, l'abondance et la biomasse renseignent sur l'état et la dynamique d'une population à savoir sur le recrutement, la croissance et la mortalité. Les populations de différentes espèces ont été suivies lors des campagnes Evhoe et la variation de plusieurs indicateurs a été étudiée au cours de la période 1995-2006 : taille et abondance. Au cours de la période 1995-2006, l'augmentation de l'abondance et une diminution de la taille pour 14 espèces de poissons prédateurs piscivores¹³⁰ indiquent globalement une augmentation des recrutements des stocks. Pour 22 espèces de proies¹³¹, les variations de taille et d'abondance observées ne

¹³⁰ Congre (*Conger conger*), bar (*Dicentrarchus labrax*), pristiure à bouche noire (*Galeus melastomus*), cardine (*Lepidorhombus boscii*, *Lepidorhombus whiffiagonis*), raie lisse (*Leucoraja naevus*), baudroie (*Lophius budegassa*, *Lophius piscatorius*), merlan (*Merluccius merluccius*), raie bouclée (*Raja clavata*), petite roussette (*Scyliorhinus canicula*), dorade grise (*Spondyliosoma cantharus*), grande vive (*Trachinus draco*), Saint-Pierre (*Zeus faber*)

¹³¹ Lançon équille (*Ammodytes tobianus*), *Argentina silus*, *Argentina sphyraena*, élédone commune (*Eledone cirrhosa*), anchois (*Engraulis encrasicolus*), rascasio rubo (*Helicolenus dactylopterus dactylopterus*), calmar rouge (*Illex coindetii*), calamar (*Loligo forbesi*, *Loligo vulgaris*), merlan (*Merlangius merlangus*), merlan bleu (*Micromesistius poutassou*), sardine (*Sardina pilchardus*), maquereau (*Scomber japonicus*, *Scomber scombrus*), seiche

peuvent être attribuées sans ambiguïté à une seule cause (par exemple diminution de la pêche ou des conditions environnementales favorables). Pour conclure, les indicateurs des campagnes Evhoe ont été interprétés comme montrant une augmentation du recrutement de plusieurs populations de prédateurs piscivores et des variations non interprétables de façon univoque pour les espèces proies. Ces indicateurs ne permettent pas de mettre en évidence un changement de l'effet de la pêche sur les populations.

L'exploitation par la pêche réalisée au-delà du RMD a fortement réduit certaines populations ; notamment plusieurs espèces de grands élasmobranches, ce qui pose ainsi des problèmes de conservation (Tableau 49).

Tableau 49 : Populations de grands élasmobranches du golfe de Gascogne évaluées par l'IUCN (2008) ou lors d'inventaires nationaux. CR: en danger critique d'extinction; EN: en danger; VU: vulnérable.

Espèce	Nom commun	Evaluation IUCN	Maurin (1994) ¹³²	De Beaufort et Lacaze (1987) ¹³³	Quéro et Cendredo (1996) ¹³⁴
Carcharodon carcharias	requin blanc	VU			
Cetorhinus maximus	requin pèlerin	EN			
Dipturus batis	pocheteau gris	CR	VU	Disparition des débarquements	EN
Dipturus oxyrinchus	pocheteau noir	NT	VU	Disparition des débarquements	EN
Echinorhinus brucus	Squale bouclé	DD	VU	Disparition des débarquements	EN
Galeorhinus galeus	requin ha	VU			VU
Lamna nasus	requin-taube commun	CR			
Rostroraja alba	raie blanche	EN	EN	Disparition des débarquements	EN

(*Sepia elegans*, *Sepia officinalis*, *Sepia orbignyana*), toutenon (*Todarodes sagittatus*, *Todaropsis eblanae*), chinchard commun (*Trachurus trachurus*), tacaud commun (*Trisopterus luscus*),

¹³² Maurin, H. 1994. Inventaire de la faune menacée en France. MNHN, Nathan, Paris.

¹³³ De Beaufort F., Lacaze J.-C., 1987, Livre rouge des espèces menacées en France, tome 2, Espèces marines et littorales menacées. Secrétariat de la faune et de la flore, MNHN, Paris.

¹³⁴ Quéro, J. C., Cendrero, O. 1996. Effect of fishing on the ichthyological biodiversity of the Bassin d'Arcachon and the surrounding continental shelf. *Cybiu*. Paris, 20: 323-356.

Espèce	Nom commun	Evaluation IUCN	Maurin (1994) ¹³⁵	De Beaufort et Lacaze (1987) ¹³⁶	Quéro et Cendredo (1996) ¹³⁷
<i>Squalus acanthias</i>	aiguilla commun	CR			Raréfaction sévère
<i>Squatina squatina</i>	ange de mer	CR	VU	Disparition des débarquements	EN
<i>Scyliorhinus stellaris</i>	grande roussette		VU	Moindre abondance	
<i>Raja brachyura</i>	raie lisse		VU	Moindre abondance dans les débarquements	VU
<i>Dasyatis pastanica</i>	raie pastenague				VU
<i>Myliobatis aquila</i>	aigle commun				VU
<i>Mustelus asterias</i>	émissole tachetée				EN
<i>Mustelus mustelus</i>	chien de mer				EN

3.3. Impacts de l'extraction sélective d'espèces sur les communautés et le réseau trophique et tendances

Les communautés ont été suivies lors des campagnes Evhoe et la variation de quatre indicateurs a été étudiée au cours de la période 1995-2006 : abondance totale, moyenne géométrique des abondances des populations, proportion de grands individus et moyenne du quantile 95 % de la distribution en taille des populations. Ce suivi révèle pour les prédateurs une augmentation de l'abondance et diminution de la taille, suggérant ainsi une augmentation de la productivité du réseau trophique ou une diminution de la pression de la pêche. En effet, une augmentation de la productivité peut conduire à une augmentation du recrutement et donc à un déplacement de la structure de taille des individus de la communauté vers de plus petits individus. Les variations de ces indicateurs sont beaucoup moins évidentes pour les proies.

Globalement ces changements se sont traduits par une augmentation du nombre de poissons (toutes espèces confondues) et de leur biomasse et une réduction de la taille moyenne des individus (Figure 106). Ces changements devraient être considérés comme une situation transitoire. En effet, compte tenu de la longévité supérieure à 10 ans de la plupart des espèces, il est évident que dans un premier temps une diminution de la pêche ou une augmentation de la productivité induisent ces variations. En revanche, la diversité de la communauté de poissons n'a pas changé

¹³⁵ Maurin, H. 1994. Inventaire de la faune menacée en France. MNHN, Nathan, Paris.

¹³⁶ De Beaufort F., Lacaze J.-C., 1987, Livre rouge des espèces menacées en France, tome 2, Espèces marines et littorales menacées. Secrétariat de la faune et de la flore, MNHN, Paris.

¹³⁷ Quéro, J. C., Cendrero, O. 1996. Effect of fishing on the ichthyological biodiversity of the Bassin d'Arcachon and the surrounding continental shelf. *Cybiu*. Paris, 20: 323-356.

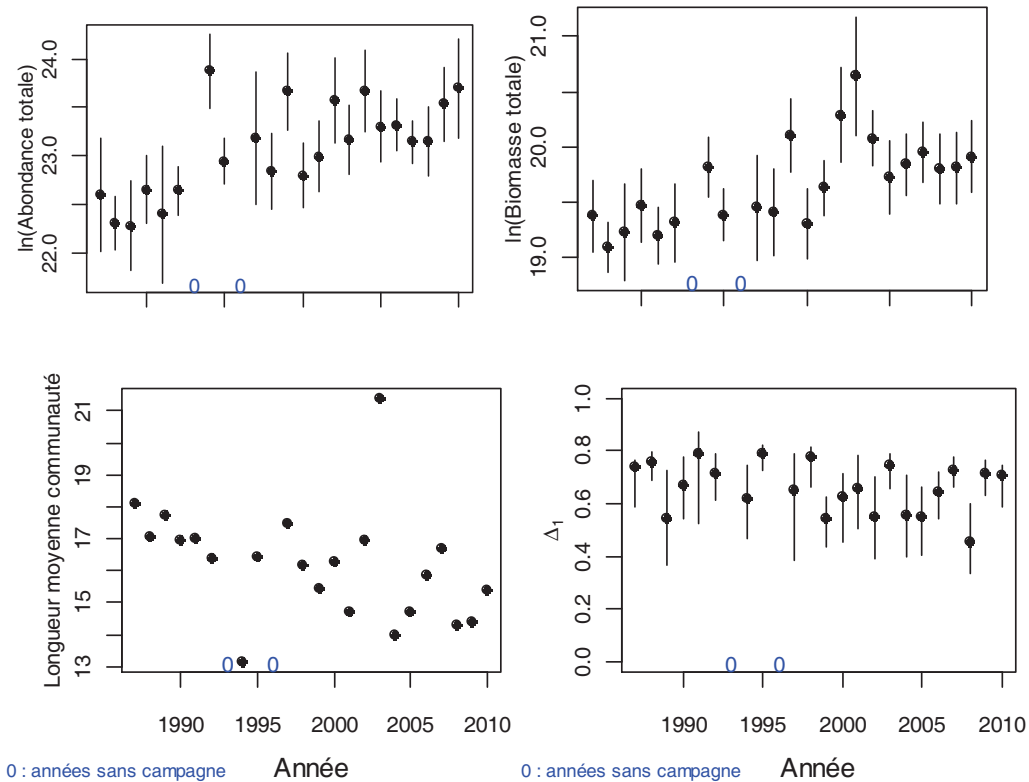


Figure 106 : Séries temporelles d'abondance, biomasse (échelles logarithmiques), taille moyenne (cm) et diversité des poissons (Δ_1 : probabilité de tirage de deux espèces différentes dans la communauté) estimées pour le golfe de Gascogne à partir des données de la campagne Evhoe.

A retenir

La communauté de poissons et d'invertébrés marins du plateau du golfe de Gascogne est soumise à une multitude de pressions, parmi lesquelles la pêche et l'augmentation de la température de l'eau sont des facteurs importants. On ne note pas d'effets de l'extraction sélective d'espèces sur les populations. Les variations de taille et d'abondance des populations chez les piscivores suggèrent une augmentation du recrutement sur la période 1995-2006 tandis que les variations de ces mêmes indicateurs chez les proies ne sont pas interprétables. Concernant les communautés, une diminution de la pression de la pêche ou une augmentation de la productivité du réseau trophique est observée pour les prédateurs, sur la période 1995-2006.

PARTIE 4 - ELEMENTS DE SYNTHESE

L'évaluation initiale des pressions et impacts a été décomposée en thèmes distincts selon trois grandes familles de pression : les perturbations physiques, chimiques et biologiques. Or en milieu naturel, les composantes de l'écosystème sont soumises à de multiples pressions qui peuvent engendrer un impact supérieur à celui d'une action seule (impact cumulatif).

La quatrième partie de l'analyse est articulée autour de deux sections :

- la synthèse récapitulative des activités humaines générant les différentes pressions considérées ;
- l'analyse des impacts par composante de l'écosystème, y compris cumulatifs et synergiques : cette question est illustrée par l'exemple des mammifères marins et celui d'une espèce démersale, la sole.

X. Synthèse des activités sources de pressions

L'analyse des pressions et impacts identifie les principales activités humaines qui sont les sources des pressions considérées. Par ailleurs, les contributions thématiques ayant servi de socle à la partie « Utilisation de nos eaux » (Partie 1) de l'analyse économique et sociale, identifient pour chaque activité les interactions qu'elles ont avec le milieu, y compris les pressions générées.

L'objet de cette section est de présenter une synthèse de l'ensemble des activités sources des différentes pressions, en croisant, et le cas échéant en complétant, ces deux sources d'information. Cette synthèse est présentée dans le Tableau 50 ci-dessous. Les activités, sources de pressions, y sont présentées en ligne, et les pressions en colonne. Les activités sont classées dans le même ordre que dans l'analyse économique et sociale, mais la liste et les intitulés ont été ajustés pour présenter au mieux les activités ou sous-activités qui sont sources des différentes pressions.

A l'intersection des lignes et des colonnes, un symbole représente l'importance relative des différentes activités pour chaque pression, avec la convention suivante :

X = contribution significative de l'activité à la pression

x = contribution mineure de l'activité à la pression

o = contribution positive : limitation de la pression par l'activité

() = activité inexistante dans la sous-région marine, contribution potentielle en cas de développement. Une case vide signifie que l'activité ne contribue pas à la pression.

Cette représentation des importances relatives, qui se lit verticalement (importance relative des activités pour une pression donnée), ne préjuge pas de l'importance de la pression considérée et de ses impacts, sur l'écosystème. En d'autres termes, deux « X » ne sont pas d'importance équivalente pour l'écosystème, et le nombre de « X » ou de « x » dans une colonne n'indique en rien si la pression considérée est importante ou non. L'analyse de l'importance relative des pressions et de leurs impacts sur les différentes composantes de l'écosystème est présentée dans la « synthèse des impacts par composante de l'écosystème ».

Tableau 50 : Synthèse activités/pressions dans la sous-région marine golfe de Gascogne

Analyse pressions et impacts – « Synthèse des activités sources de pressions »

Pressions	N° chapitre AES couvrant l'activité	pertes physiques		Dommages physiques		Autres perturbations physiques			Interférence avec hydrologie		Introduction de substances dangereuses		Enrichiss ¹ par nutriments et MO		Perturbations biologiques			
		Erouffement	Colmatage	Modification sédiment/turbidité	Abrasion	Extraction sélective (matériaux)	Perturbation sonore sous marine	Déchets marins	Dérangement faune, collision	Modif. régime thermique	Modif. régime salinité	Introduction composés synthétiques	Introduction substances non synthétiques	Enrichissement en nutriments	Enrichissement en matière organique	Introduction de pathogènes	Introduction espèces non indigènes	Extraction - mortalité d'espèces
Transport maritime	1			x	x		X	X	X	x		x	X	X	x	x	X	
Dragage / clapage		X		X	X	X	x					x	x		X			x
Travaux publics maritimes	2	X	X	x		X	x	x	x		x	x						x
Génie civil fluvial, barrages				X						x	X							
Pose de câbles	5		x	x	x		x		x									
Extraction de matériaux marins	6	x		X	X	X	x		x									X
Production électrique littorale	7			x						x								
Exploitation éolienne et hydrolienne offshore								(x)		(x)								
Exploration pétrolière ou minière	8, 6				x		X											
Exploitation pétrolière offshore	8		(x)				(x)	(x)	(x)			(x)	(X)		(x)			
Pêche pro par engins trainants de fond	9			X	X		x	x+o				x			x			X
Autre pêche professionnelle						x		x	X						x			X
Pisciculture	10	x		x				x					x	X	x	x		
Conchyliculture		x		x	x				x					o	x	x	X	
Agriculture	12			x							X		X	x				
Industrie	13							x		x	X	X	x	x				
Habitation littorale, artificialisation des sols, vie courante	14			x				X	x			x	x	x	X	x		
Tourisme littoral, activités balnéaires	15				x			x	X						x	x		x
Pêche de loisir	17				x		x	x	x									X
Navigation de plaisance, sports nautiques	18				x		x	x	x						x	x	x	
Surveillance, sécurité, contrôle public en mer	19				o		x		x+o									o
Défense	20						X	x	x		x	x					x	x
Recherche marine - campagnes	22					x	X		x			x						x

XI. Impacts par composante de l'écosystème

L'objet de cette section est d'analyser conjointement les pressions principales et leurs impacts cumulés sur les composantes de l'écosystème, de manière générale et synthétique sur un ensemble de grandes composantes, ainsi que de manière détaillée à partir de deux exemples : les mammifères marins et une espèce démersale* de poisson, la sole.

1. Synthèse des impacts par composante de l'écosystème

1.1. Préambule

L'évaluation initiale des pressions et impacts a été décomposée selon une liste de pressions, issue de l'annexe III, tableau 2 de la DCSMM, et d'impacts écologiques découlant de ces pressions.

La lecture complète des chapitres précédents du volet pressions/impacts ne fait toutefois pas ressortir de manière synthétique l'ensemble des impacts touchant chaque composante de l'écosystème, ni l'importance relative de ces impacts.

C'est pourquoi est proposé dans le présent chapitre un exercice de synthèse, mené en septembre 2011 à l'issue de la phase de rédaction préliminaire de l'évaluation initiale, avec la participation d'une bonne part des experts français ayant contribué à cette évaluation. Cet exercice s'inspire de ce qui a été réalisé dans le cadre de la convention OSPAR et qui s'est traduit par les tableaux de synthèse des impacts publiés dans le bilan de santé 2010 d'OSPAR. Ce tableau a été soumis à concertation au niveau de la sous région marine au moment du travail sur la définition des objectifs environnementaux (identification des enjeux environnementaux pour la sous région marine).

Parmi les attendus de la DCSMM, un tel travail :

- Contribue à l'identification des principaux enjeux, pour une sous-région marine ;
- Matérialise la notion d'approche « écosystémique », article 1.3 de la Directive (prise en compte de l'ensemble des pressions et impacts sur l'ensemble des composantes) ;
- Contribue à répondre à l'exigence d'analyse des impacts « cumulatifs et synergiques » (article 8.1 b.ii) ;
- Permet de croiser et de faire la synthèse des analyses « état écologique » et « pressions-impacts » ;
- Apporte de nouvelles informations issues de l'expertise scientifique (y compris du « dire d'expert »), là où une connaissance référencée manque.

1.2. Méthodologie

La synthèse des impacts prend la forme d'un tableau ou « matrice d'impact », qui croise les principales pressions et les principales composantes de l'écosystème considérées dans l'évaluation initiale.

Les lignes du tableau adopté reprennent les composantes de l'écosystème couvertes par les « descripteurs d'état » associés au bon état écologique (annexe I de la Directive): descripteurs 1, 3, 4 et 6. Elles sont organisées de la façon suivante :

- Les espèces sont organisées suivant les groupes listés par l'annexe III, tableau 1, auxquelles s'ajoute le phytobenthos. On y distingue les poissons démersaux des poissons pélagiques, conformément au sommaire de l'analyse de l'état écologique (mais sans aller jusqu'au découpage fin de ce volet). Les céphalopodes sont associés aux poissons ;

- Les espèces exploitées, qui font l'objet du descripteur 3, sont déclinées en trois groupes : poissons et céphalopodes, coquillages, et crustacés. Les diagnostics concernant les coquillages incluent les coquillages d'aquaculture. Les considérations sur les poissons et céphalopodes sont en partie redondantes avec celles de la première partie du tableau, mais focalisées sur les espèces exploitées par la pêche ;
- Les habitats benthiques sont considérés au travers des impacts sur leurs biocénoses, organisées par strate bathymétrique¹³⁸, et lorsque la distinction est nécessaire, par type de substrat (dur ou meuble). Cette organisation reprend à la fois celle de l'analyse des caractéristiques et de l'état écologique, et celle d'OSPAR (en ajoutant à cette dernière l'étage médiolittoral) ;
- Les impacts sur les réseaux trophiques (descripteur 4) sont décrits par une ligne spécifique, mais également par certaines composantes ayant une forte identité trophique : phytoplancton et zooplancton ;
- Enfin, les impacts sanitaires sont reportés sur une ligne « santé humaine » qui inclut les impacts sanitaires des contaminants chimiques (descripteur 9).

Les colonnes du tableau reprennent les familles ou types de pressions du sommaire du volet pressions-impacts, et couvrent les descripteurs 2, 5, 6, 7, 8, 9, 10 et 11.

Au croisement des lignes et des colonnes, les experts se sont prononcés sur l'intensité (connue ou pressentie) des impacts de chaque pression sur chaque composante dans la sous-région marine, selon le barème suivant (inspiré de l'approche OSPAR mentionnée plus haut) :

	Impact élevé
	Impact significatif
	Impact faible
	Pas d'impact (pas d'interaction, ou absence de la pression dans la SRM)
+	Interaction existante, mais impact non déterminé
	Interaction méconnue, impact non déterminé

Figure 107 : Barème d'évaluation des impacts

L'échelle de couleurs permet de visualiser d'un seul coup d'œil les résultats, mais un autre code (couleurs, lettres, ou notes chiffrées) aurait pu être choisi. Ce barème n'est pas associé à une grille de critères analytiques avec des seuils chiffrés. L'exercice mené dans OSPAR s'appuyait en principe sur la grille de critères adoptés par la Commission européenne pour évaluer l'état de

¹³⁸ **Étage médiolittoral** (partie de l'espace littoral comprise entre les niveaux des plus hautes et des plus basses mers. En Méditerranée, il s'agit de la zone battue par les vagues), **infralittoral** (correspond à l'espace compris entre les basses mers de vive-eau et la limite compatible avec la vie des phanérogames marines (Zostéracées) et des algues pluricellulaires photophiles (mers à marées), soit environ 15-20 mètres dans l'océan et 30 à 40 mètres de profondeur en Méditerranée), **circalittoral** (situé à plus de 20 m de profondeur, les fonds rocheux de cet étage n'hébergent que des espèces sciaphiles (espèces qui supportent des conditions d'éclairement faibles)), **bathyal** (étage océanique correspondant aux zones profondes du talus continental. Ici, on retient comme limite supérieure le bord du plateau continental (200 m environ) et comme limite inférieure des profondeurs de 2 000 à 2 700 m.), **abyssal** (correspond aux grandes plaines abyssales qui s'étendent au-delà du glacis du talus continental, et sont généralement majoritairement situées vers 4000 ou 5000 m de profondeur).

conservation des habitats et espèces d'intérêt communautaire (Directive Habitats, Faune, Flore), tout en étendant l'application de cette grille à l'évaluation des impacts par type de pression ; le processus d'élaboration de tableaux a reposé, dans les faits, sur du dire d'experts appliquant le jugement qualitatif relevé dans le tableau de barème ci-dessus (Figure 107). La notion qualitative d'« élevé », « significatif », ou « faible » appliquée aux impacts pour les lignes « espèces » et « habitats » (lignes A à N) est à associer à la notion de risque pour la préservation de la biodiversité, pour tout ou partie de la composante concernée. Par exemple, « impact significatif » appliqué à la composante « mammifères marins » et à une pression X signifie que la pression X fait subir à une ou plusieurs espèces de mammifères marins, ou à la diversité génétique d'une espèce, un risque significatif (non négligeable). L'échelle d'analyse est celle de la sous-région marine (impacts dans les eaux françaises), mais des impacts plus localisés dans l'espace peuvent être renseignés dès lors que ce sont ces impacts qui affectent la composante X dans la sous-région marine. Les analyses portant sur les stocks halieutiques s'appuient sur des évaluations à l'échelle des stocks, donc sur des zones plus vastes que les eaux françaises des sous-régions marines.

Ces informations sont accompagnées :

- d'un « indice de confiance » (Figure 108) pour chaque évaluation d'impact, allant de « * » (faible confiance) à « *** » (forte confiance) ; une case grise (impact non déterminé) correspond à un niveau de confiance nul. Il s'agit ici d'un indice de confiance sur le diagnostic, matérialisé par la couleur de la case (et pas seulement sur la qualité ou complétude des données ayant permis ce diagnostic) ;

*	faible confiance dans le diagnostic
**	confiance moyenne dans le diagnostic
***	forte confiance dans le diagnostic

Figure 108 : indices de confiance associés à chaque évaluation d'impact.

- Et d'un texte explicatif pour chaque voyant orange ou rouge, s'appuyant sur les résultats présentés dans l'évaluation initiale.

La méthode complète utilisée pour définir et remplir les tableaux est présentée dans le rapport de l'atelier scientifique de synthèse de l'évaluation initiale.

La plupart des informations sont qualitatives, car l'utilisation de valeurs seuils d'impact n'est pas possible pour tous les sujets (valeurs non disponibles).

Un tel tableau permet de visualiser les sujets à enjeu, c'est-à-dire les problèmes majeurs dont souffre l'écosystème marin, et donc les axes d'efforts prioritaires à fournir.

1.3. Résultats

Les résultats de l'exercice de synthèse des impacts par composante de l'écosystème, pour la sous-région marine golfe de Gascogne, sont présentés dans les tableaux 50 et 51.

Tableau 51 : Tableau de synthèse des impacts par composante de l'écosystème de la sous-région marine golfe de Gascogne

			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
		Pression												
		Impact sur :	Pertes physiques d'habitats (étouffement, colmatage)	Domages physiques : abrasion, extraction de matériaux	Modification turbidité et sédiment	Perturbations sonores sous-marines	Déchets marins	Dérangement, collisions	Modifications hydrologiques	Contamination par des substances dangereuses	Enrichissement excessif en nutriments et matière organique	Introduction de pathogènes microbiens	Introduction d'espèces non indigènes	Extraction d'espèces
A	Espèces	Mammifères marins	**	*		**	*	*	*	*	*	+	*	**
B		Oiseaux marins	**	*	*	+	+	**	*	*	**	+	**	+
C		Reptiles marins (tortues)	*	*	*	+	**	**	*	+	**		*	*
D		Poissons et céphalopodes (espèces démersales)	**	**	*	*	**	*	**	*	*	*	*	**
E		Poissons et céphalopodes (espèces pélagiques)	**	**	*	*	**	*	**	*	*		*	**
F		Zooplancton	**	**	*	**	*	**	**	+	*	+	*	**
G		Phytoplancton	**	*	**	**	**	**	**	**	**	*	**	**
H		Phytobenthos	*	*	*	**	*	**	**	+	*		*	*
I	Habitats	Biocénoses du médiolittoral meuble	**	*	*	**	**	*	*	+	**	+	**	**
J		Biocénoses du médiolittoral rocheux	**	*	*	**	*	*	*	+	*	+	*	*
K		Biocénoses de substrat dur, infra et circalittoral	**	*	*	+	**	*	*	+	**	+	**	*
		Biocénoses de substrat meuble, infralittoral	**	**	**	+	**	**	*	+	*	+	**	**
M		Biocénoses de substrat meuble, circalittoral	**	**	*	+	**	**	*	+	*	*	*	**
N		Biocénoses bathyales et abyssales	**	**	*	*	*	**	**	+	*	*	*	**
O	Espèces exploitées	Poissons et céphalopodes exploités	**	**	*	*	*	*	**	*	*	*	*	*
P		Crustacés exploités	*	*	*	**	*	*	*	*	*	*	*	*
Q		Coquillages exploités (y compris aquaculture)	*	*	*	**	**	**	*	*	**	**	**	*
R	Réseaux trophiques	*	*	*	**	*	*	*	*	*	**	*	*	**
S	Santé humaine	**	**	**	**	*	**	**	**	*	*	*	*	**

Tableau 52 : Explications des impacts jugés « significatifs » ou « élevés »

Case	Couleur	Explications pour la sous-région marine golfe de Gascogne
A8	*	L'exposition aux différents polluants organiques persistants provoque chez les mammifères marins dans le golfe de Gascogne des pathologies embryonnaires et fœtales, une diminution de la survie de nourrissons, diverses perturbations et lésions du cycle de reproduction et une suppression du système immunitaire. Ceci représente un risque pour les populations locales, notamment pour les populations de phoques veau marin et de grands dauphins.
A12	**	Les mortalités accidentelles liées à la pêche sont élevées chez plusieurs petits cétacés, notamment dauphins communs et marsouins, pour lesquelles elles représentent près de la moitié des causes de mortalité sur les individus retrouvés échoués. L'impact du chalut français et espagnol sur le dauphin commun est relativement suivi tout comme l'impact des filets sur les marsouins.
B6	**	Certains oiseaux marins (notamment les sternes) et certains limicoles côtiers, sont sensibles au dérangement visuel ou acoustique par des activités humaines, qui peuvent affecter leur succès de reproduction. L'impact est jugé « significatif » et non « élevé » en raison des mesures de prévention qui sont prises dans de nombreux espaces protégés.
B8	*	La contamination des oiseaux par les substances chimiques est considérée comme ayant un impact significatif sur le succès de reproduction de certaines espèces. Les oiseaux marins sont également touchés par les pollutions accidentelles. Chez les oiseaux marins certains polluants organiques persistants (POP) provoquent la diminution et le retard de la production d'œufs, une diminution d'épaisseur des coquilles d'œufs, l'augmentation de la mortalité et de la déformation d'embryons, une nette diminution d'éclosion etc. Ces impacts s'avèrent significatifs en zones contaminées par les POP.
C5	**	Des déchets ont été retrouvés dans 30 % des tortues autopsiées ; des cas d'occlusion ont été observés sur les tortues Luth, ainsi que des cas d'emmêlement, d'étranglement dans des orins de casier.
C12	*	L'impact des activités de pêche sur les tortues est important en proportion du nombre d'observations, notamment par la pêche fantôme.
D1	**	Des habitats fonctionnels (notamment, des vasières estuariennes servant de nurseries) de multiples espèces de poissons marins et céphalopodes, sont touchés par des pertes physiques dues à des constructions de génie civil et à de la poldérisation, des activités de dragage et d'immersion de matériaux de dragage (en amont des zones marines).
D8	*	La contamination des poissons par les substances chimiques est considérée comme ayant un impact significatif sur plusieurs espèces de poissons démersaux, notamment au sein des nurseries littorales. La forte variation de niveau de la contamination est liée à une disparité comportementale chez la même espèce et entre les espèces, et à plusieurs facteurs ontogéniques tels que le sexe, l'âge, la reproduction, ainsi que le régime alimentaire.
D12	**	Les captures par pêche de plusieurs espèces démersales (ex : sole, seiche, baudroie, merlu) sont importantes, et les rejets d'espèces commerciales et non commerciales peuvent également être importants (ex : merlu).
E8	*	La contamination des poissons par les substances chimiques est considérée comme ayant un impact significatif sur plusieurs espèces de poissons pélagiques, notamment les Clupéidés au sein des nurseries littorales. La forte variation de niveau de la contamination est liée à une disparité comportementale chez la même espèce et entre les espèces, et à plusieurs facteurs ontogéniques tels que le sexe, l'âge, la reproduction, ainsi que le régime alimentaire.
E12	**	Les captures par pêche de plusieurs espèces pélagiques (ex : maquereau, sardine, bar) sont importantes ; les rejets d'espèces commerciales et non commerciales peuvent également être importants (ex.: tacaud).
F9	*	L'enrichissement en nutriments et, en conséquence, en phytoplancton, a des conséquences sur les structures de populations et de communautés de zooplancton. L'impact sur le zooplancton se fait via le réseau trophique : l'eutrophisation peut entraîner des décalages temporels avec des

		conséquences en termes de transfert d'énergie d'un niveau trophique vers un autre. De même, la présence de certains taxons (Phaeocystis par exemple) peut modifier la voie de transfert de l'énergie et diminuer le rendement trophique.
G3	**	Le phytoplancton a besoin de lumière pour croître, il est donc affecté par des modifications de turbidité (productivité limitée par une augmentation de turbidité), notamment dans les zones d'extraction de granulats, de clapage de sédiments de dragage.
G8	**	Les métaux ont des effets notables sur le phytoplancton. En milieu pélagique, un faible changement dans la biodisponibilité des métaux engendre un changement de la structure phytoplanctonique. A l'inverse, dans des milieux fortement contaminés tels que les milieux côtiers, les espèces phytoplanctoniques développent une tolérance plus importante aux métaux. La toxicité des métaux est dépendante ainsi de nombreux facteurs (la forme chimique du métal étudié, l'espèce étudiée, la densité cellulaire) entraînant une réduction ou une inhibition partielle du taux de croissance de certaines espèces phytoplanctoniques. Des impacts liés aux apports fluviaux (Loire et Gironde et des fleuves côtiers) des produits phytosanitaires influencent localement les réponses et les structures des communautés phytoplanctoniques.
G9	***	L'enrichissement en nutriments provoque un développement anormal de certaines communautés phytoplanctoniques dont certaines sont nuisibles à l'homme et/ou à l'environnement (ex : blooms de pseudo-nitzschia et lepidodinium chlorophorum).
H3	*	Le phytobenthos a besoin de lumière pour croître et est donc affecté par des modifications de turbidité, notamment à proximité des zones d'extraction de matériaux marins, de chalutage en zone peu profonde (dragues à coquillages notamment) et de clapage de sédiments de dragage. Les herbiers de phanérogames, les ceintures d'algues, et les bancs de maërl, sont connus pour être sensibles à cette pression.
H9	*	L'enrichissement excessif en nutriments provoque des blooms phytoplanctoniques qui limitent les possibilités de photosynthèse des macroalgues subtidales. Cela provoque également des efflorescences massives de macroalgues opportunistes (rouges, brunes ou vertes), qui affectent les autres espèces de producteurs primaires benthiques. Dans ses stades ultimes, l'eutrophisation peut se traduire par une disparition des macroalgues benthiques.
H11	*	Les espèces non indigènes envahissantes, telles que les crépidules, certaines algues rouges (Heterosiphonia japonica, Gracilaria etc.), une éponge (Celtodoryx girardae, même si ce n'est que très local pour le moment), et plusieurs espèces de balanes, impactent les communautés de phytobenthos indigène.
H12	*	L'extraction de maërl a des impacts directs significatifs sur ces espèces. Il y a d'autres prélèvements d'algues localement qui sont réalisés parfois à échelle non négligeable : Ascophyllum, Palmaria (ormeaux), Corralina etc.
I1	**	Les constructions littorales empiétant le DPM, notamment ports et ouvrages de protection contre la mer, affectent principalement l'étage médiolittoral et ont un impact localisé mais définitif sur les biocénoses associées.
I5	***	Les biocénoses du médiolittoral meuble ne sont pas directement affectées par les déchets marins, mais elles sont fortement affectées par le ramassage de ceux-ci, lorsque celui-ci est réalisé de façon mécanique.
I9	***	Le médiolittoral meuble est par endroit le siège d'échouages massifs de macroalgues de type ulva sp. (marées vertes) qui affectent cette biocénose notamment par privation d'oxygène, de lumière etc. et par les opérations de ramassage mécanique des ulves.
I12	**	La pêche à pied, localement importante dans ces habitats (sédiments meubles à coquillages) a un impact sur les biocénoses associées. La pêche professionnelle de bivalves dans l'intertidal a des effets non négligeables sur les biocénoses de cet étage : palourdes (herbiers de zostère), coques (bancs à Lanice), donax (nurseries de poissons plats). Certaines de ces pêches se pratiquent par bateau et drague à marée haute.
J1	**	Les constructions littorales empiétant le DPM, notamment les ports et ouvrages de protection contre la mer, affectent principalement l'espace médiolittoral et ont un impact localisé mais définitif sur les biocénoses associées.
J9	*	Les biocénoses du médiolittoral rocheux sont affectées par l'enrichissement en nutriments et par

		l'eutrophisation : on observe localement des proliférations d'algues vertes sur les milieux rocheux intertidaux, dues à l'eutrophisation. Certaines algues brunes peuvent aussi se développer en excès pour les mêmes raisons.
J11	*	Le médiolittoral rocheux est impacté significativement par l'introduction d'espèces non indigènes telles que l'huître creuse, le bigorneau perceur du Pacifique, le parasite <i>Bonamia</i> de l'huître plate, diverses balanes notamment <i>B. amphitrite</i> etc.
K3	*	Les macroalgues, poussant sur substrat dur, ont besoin de lumière pour croître, et sont donc affectées par des modifications de turbidité. Des impacts de ces changements sur la profondeur de la limite basse des ceintures algales ont été relevés. De plus, toute la biocénose est affectée si le substrat rocheux s'envase (phénomène observé dans les estuaires de la Loire et de la Vilaine, entre autres).
K9	**	Les blooms phytoplanctoniques générés par les enrichissements en nutriments vont limiter les possibilités de photosynthèse des macroalgues subtidales.
K11	**	L'introduction d'espèces non indigènes est dangereuse pour la faune locale : l'éponge <i>Celtodoryx ciocalyptoides</i> recouvre tout type de substrat qu'il soit rocheux ou vivant (gorgones, anémones, hydraires etc.).
K12	*	La pêche professionnelle et de plaisance prélève de nombreuses espèces des habitats de substrat dur infra- et circalittoral (ex : bar, lieu jaune, dorade, crustacés etc.) et en modifie donc les biocénoses.
L2	**	Les biocénoses des habitats de substrat meuble infralittorales sont impactées par l'abrasion, notamment par les engins de pêche (impact modéré mais d'une très vaste échelle), et par l'extraction de matériaux marins tels que les matériaux siliceux et calcaires, les sables coquilliers et le maërl (impacts très localisés mais élevés).
L3	**	Les herbiers de zostères marines ont besoin de lumière pour croître, et sont donc affectés par des modifications de turbidité. Des impacts de ces changements sur la productivité et la profondeur de la limite basse des herbiers ont été relevés. Plus généralement, tout l'habitat est sensible à la nature de son substrat
L11	****	La crépidule américaine (<i>Crepidula fornicata</i>) colonise des territoires très importants de l'infralittoral, sur fonds meubles. Ceci entraîne une modification du substrat, une compétition spatiale et trophique voire l'homogénéisation des peuplements avec perte de biodiversité.
M2	**	Les biocénoses des habitats de substrat meuble circalittorales sont impactées (de façon modérée mais à très vaste échelle) par l'abrasion par les engins de pêche. Les extractions de matériaux touchent de manière localisée la frange supérieure de l'étage circalittoral.
M12	**	La pêche (notamment la pêche au chalut de fond) est intensive dans ces habitats (substrat meuble du circalittoral) et a un impact significatif sur les biocénoses associées.
N2	**	Les dommages physiques ont des impacts significatifs sur les coraux profonds.
N12	**	Les espèces profondes de la pente continentale (ex : hoplostète orange, grenadier, petit squal, etc.) ont été fortement exploitées par du chalutage profond. L'extraction de ces espèces a un impact significatif sur les populations dont certaines se renouvèlent lentement.
O1	**	Les habitats fonctionnels (notamment, des vasières estuariennes servant de nurseries) de plusieurs espèces de poissons et céphalopodes exploités (par exemple, la sole) sont touchés par des pertes physiques dues à des constructions de génie civil et à de la poldérisation (en amont des zones marines).
O12	*	La majorité des stocks évalués ne satisfont pas les critères de précaution et ne sont pas exploités au rendement maximal durable (évaluation CIEM à l'échelle des stocks). Cependant, pour une majorité des stocks, la biomasse des reproducteurs est stable ou en hausse.
P2	*	Les chalutages ont un impact significatif sur le substrat et sur les araignées de mer et les langoustines.
P8	*	Les crustacés accumulent facilement les métaux lourds et produits toxiques notamment dans les grands estuaires (Loire, Gironde).
P12	*	Les captures par pêche de plusieurs espèces de crustacés, comme l'araignée européenne, la

		langoustine, le tourteau sont importantes ; on observe également des rejets importants de langoustines.
Q8	*	Les coquillages concentrent de nombreuses substances chimiques (bioaccumulation) dont les impacts sont mal connus. Le tributylétain (TBT) modifie la physiologie de certains mollusques (ex : nucelle, <i>Nucella lapillus</i> qui n'est pas exploitée).
Q9	**	Les mollusques filtreurs peuvent être impactés positivement par un enrichissement en matière organique et en cellules phytoplanctoniques, mais aussi négativement par la présence de macroalgues de type ulves sur le fond et par d'éventuelles conditions hypoxiques.
Q10	**	L'émergence d'agents infectieux viraux (ex : Ostreid herpes virus, vibrio, <i>Bonamia</i> , <i>Mikrocytos</i>) entraîne des épisodes de mortalité chez l'huître creuse (<i>Crassostrea gigas</i>), l'huître plate (<i>Ostrea edulis</i>) et le flion tronqué (<i>Donax trunculus</i>).
Q11	***	La crépidule (voir L11) est nuisible aux populations de coquilles St Jacques. Par ailleurs, l'huître creuse du Pacifique (<i>Crassostrea gigas</i>) importée dans les années 70 est devenue localement envahissante. Sa forte densité peut entraîner une compétition spatiale et trophique importante avec les autres coquillages suspensivores. D'autre part, la présence de <i>Bonamia ostreae</i> , parasite de l'huître creuse a des conséquences désastreuses sur la production d'huître plate (<i>Ostrea edulis</i>).
R9	****	L'enrichissement en nutriments et ses conséquences sur les producteurs primaires (blooms de phytoplancton et d'ulves, notamment) ont un impact fort sur les réseaux trophiques des zones littorales affectées et également sur les fonctions de nurseries de zones peu profondes, desquelles les poissons ne peuvent pas fuir.
R12	**	L'extraction d'espèces a un impact sur les abondances et la structure en classe de taille des populations et communautés de proies et de prédateurs.
S8	**	En 2007, 9 % des mesures en cadmium dans les huîtres et les moules sont supérieures au seuil maximal réglementaire fixé à 5 mg/kg en poids sec. Ces concentrations en cadmium ont été notées en 3 points de suivi de l'estuaire de la Gironde avec des concentrations pouvant être 6 fois supérieures au seuil sanitaire (données du réseau RNO).
S9	**	Les phycotoxines produites par certaines espèces de phytoplancton sont susceptibles de s'accumuler dans les coquillages de provoquer un risque pour la santé humaine. Ces risques, sont actuellement en France liés à trois familles de toxines : (i) toxines lipophiles incluant les diarrhéiques ou DSP, (ii) toxines paralysantes ou PSP, (iii) toxines amnésiantes ou ASP. En 2009, 34 % des zones marines suivies dans le golfe de Gascogne montrent une toxicité lipophile avérée dans les coquillages. De plus, 8 % des zones marines suivies montrent une toxicité ASP avérée dans les coquillages (données du réseau REPHY).
S10	**	Les coquillages peuvent concentrer des organismes pathogènes pour l'homme. La qualité microbiologique des zones de production de coquillages, basée sur la contamination des coquillages par la bactérie <i>Escherichia Coli</i> , est en grande majorité classée « moyenne » (nécessitant purification ou reparcage avant mise sur le marché), avec très peu de zones de « bonne qualité ». Une dégradation de la qualité est observée sur ces dix dernières années sur les côtes du Morbihan tandis qu'une amélioration est notée sur les côtes de Charente-Maritime et de Vendée. Les introductions d'autres bactéries, pathogènes (présence de <i>Salmonella</i> , <i>Listeria</i> , <i>E.Coli</i> producteurs de toxines) sont également observées dans les coquillages, avec également des impacts sanitaires. Les eaux récréatives peuvent être également concernées par la contamination microbiologique (<i>E. Coli</i> et entérocoques intestinaux). Ces bactéries sont responsables de gastro-entérites et d'affections de la sphère ORL.

2. Impacts cumulatifs et synergiques : l'exemple des mammifères marins

2.1. Contexte général

On appellera 'pression' un mécanisme par lequel une activité humaine déjà déployée dans la sous-région marine a un impact avéré, mais pas nécessairement quantifié, sur les individus ou les populations de mammifères marins. En revanche, le terme 'menace' sera réservé aux mécanismes attendus d'activités nouvelles, en cours de développement, dont les effets ne sont pas encore démontrés. Les pressions et menaces qui concernent les mammifères marins sont multiples, ainsi que la nature et l'intensité de leurs effets avérés ou attendus.

Nous proposons de les classer en trois catégories déterminées selon les effets attendus. Les pressions et menaces primaires sont définies ici comme les mécanismes qui entraînent des mortalités additionnelles directes. Les pressions et menaces secondaires nuisent à l'état général des individus et génèrent ainsi des mortalités additionnelles indirectes par des pathologies opportunistes ou limitent les capacités reproductives. Enfin, les pressions et menaces tertiaires agissent sur la qualité des habitats et peuvent entraîner des remaniements de la distribution des animaux vers des habitats ou vers d'autres régions initialement moins favorables.

Dans la première catégorie, peuvent être rangées les causes de mortalité additionnelle par captures accidentelles dans les pêcheries, par emmêlement dans des engins de pêche perdus ou autres macro-déchets, par collision avec les navires, par piégeage dans des infrastructures immergées, par exposition à des sources sonores de fortes puissances ou par destruction volontaire. La deuxième catégorie de pressions inclut les contaminants transmis par voie alimentaire, qui peuvent perturber le système immunitaire ou agir sur la fertilité, les modifications quantitatives et qualitatives des ressources alimentaires, sous l'influence de la surexploitation ou des changements climatiques, et la pollution sonore qui, par effet de masquage acoustique, nuit au succès alimentaire ou reproducteur. La troisième catégorie de pression inclut également les modifications de disponibilité alimentaire, de qualité des habitats liée au changement climatique et la pollution sonore, auxquelles s'ajoute le dérangement en général, qui inclut par exemple les activités touristiques d'observation des mammifères marins, ainsi que les phénomènes tempétueux qui peuvent avoir un impact non négligeable. Ces listes ne sont pas limitatives. Des pressions multiples s'exercent simultanément et avec des intensités diverses et cumulatives, voire synergiques, sur les populations : les conséquences qui résultent de l'action conjointe de plusieurs pressions peuvent être supérieures à la somme des conséquences de chaque pression prise isolément.

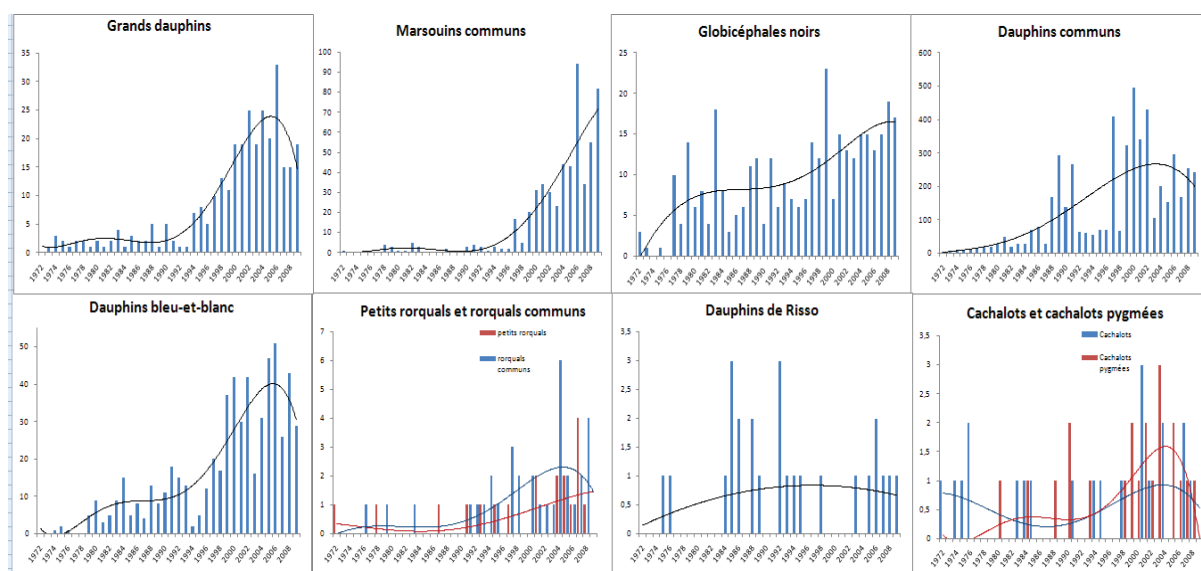
L'évaluation de l'impact des pressions et menaces primaires est assez directe et dépend largement de la capacité à estimer les mortalités additionnelles induites. Dans le cas des pressions et menaces secondaires, des analyses corrélatives démontrent leur existence, mais les capacités à évaluer leurs conséquences démographiques sont encore limitées. Toutefois des modélisations individus-centrées permettent d'envisager l'estimation du coût démographique des charges en contaminants chez les petits cétacés. Enfin, l'existence de pressions et menaces tertiaires est également suggérée par l'observation, mais les relations causales et effets démographiques sont difficiles à quantifier.

2.2. Espèces présentes dans le golfe de Gascogne

La distribution des différentes espèces de mammifères marins dans le golfe de Gascogne est décrite dans l'analyse des caractéristiques de l'état écologique, chapitre « Mammifères marins ».

Les données d'échouages expriment des différences de distribution générale des espèces dans la sous-région marine. Ainsi le dauphin commun, le grand dauphin, le marsouin commun, le globicéphale noir et le dauphin bleu-et-blanc sont présents sur l'ensemble de la sous-région marine. Les phoques gris sont également présents en échouages sur l'ensemble de la sous-région marine. Certaines espèces en revanche sont signalées sur des secteurs plus spécifiques, à l'instar du dauphin de Risso, du cachalot, de la baleine à bec de Cuvier et du cachalot pygmée. Ces espèces sont peu ou pas présentes en échouages dans la partie nord du golfe et signalées presque exclusivement dans le centre et le sud de la côte atlantique française. Ces informations basées sur les échouages sont corroborées par des observations en mer qui montrent également une large distribution à l'échelle du golfe pour le dauphin commun et le grand dauphin. Les globicéphales et les dauphins bleu-et-blanc sont essentiellement observés sur le talus continental, tout comme les cachalots, les baleines à bec de Cuvier et les dauphins de Risso. Les espèces côtières sont ainsi plus exposées aux pressions et menaces anthropiques que les espèces vivant en domaine océanique.

Le suivi des échouages produit une série temporelle permettant de visualiser les tendances dans les mortalités concernant les espèces principales. Le marsouin, le grand dauphin et le phoque gris ont montré un accroissement rapide de leur taux d'échouage à partir de 1995-98, période qui correspond à une inflexion nette des trajectoires de nombres d'échouages (Figure 109). Les échouages de dauphins communs et dauphins bleu-et-blanc ont nettement augmenté à partir des années 1990. Les échouages de globicéphales noirs, cachalots, rorquals et dauphins de Risso sont relativement stables, même si les séries présentent des fluctuations.



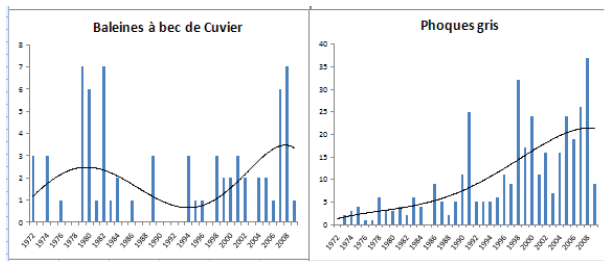


Figure 109 : Evolution temporelle des échouages de grands dauphins, marsouins communs, globicéphales noirs, dauphins communs, dauphins bleu-et-blanc, rorquals, dauphins de Risso, cachalots, cachalots pygmées, baleines à bec de Cuvier et phoques gris (données du Réseau National d'Echouages (RNE) animé par le Centre de Recherche sur les Mammifères Marins (CRMM)).

2.3. Activités anthropiques dans le golfe de Gascogne

La sous-région marine est une zone largement anthropisée, avec une économie maritime très développée (Figure 110).

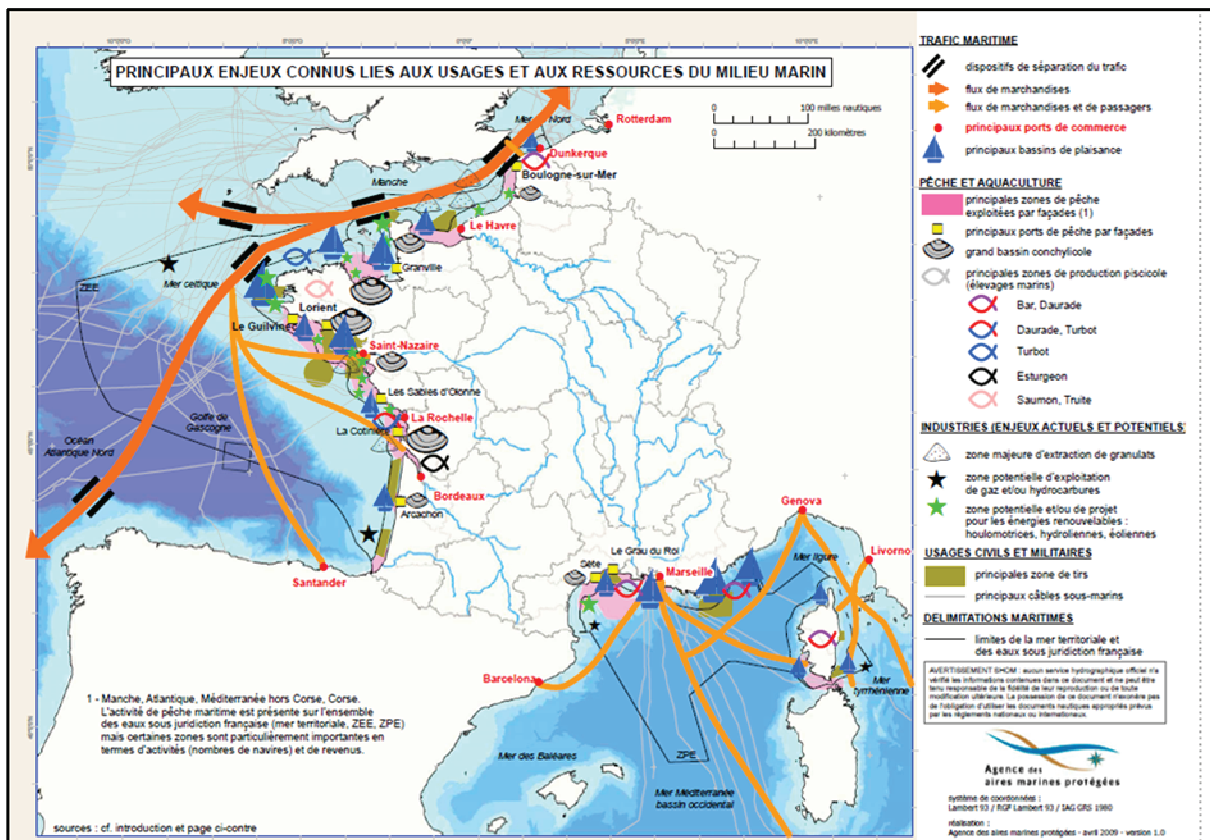


Figure 110 : Les activités anthropiques sur les côtes françaises (document AAMP).

Le trafic maritime y est très abondant, avec les ports de commerce de la façade Atlantique et leurs activités. Les activités nautiques et de plaisance sont également importantes sur la sous-région marine, intensifiant encore un trafic maritime déjà fort. Des zones militaires d'essais et de tirs sont également à noter dans les Landes et en Bretagne Sud. Enfin, la pêche y est très développée, en particulier sur certains secteurs côtiers du Guilvinec aux Sables d'Olonne, à la Rochelle, des pertuis Charentais à la Gironde et Arcachon, et du sud des Landes à la côte Basque.

Au-delà des perturbations engendrées par la circulation des bateaux et l'importance du trafic maritime, ces activités de navigation entraînent également l'utilisation de sonars et de sondeurs, augmentant encore le bruit ambiant généré par les activités maritimes et par les industries implantées en zone côtière.

Les activités industrielles sont nombreuses, avec notamment l'extraction de granulats marins dans l'estuaire de la Loire, et la prospection pétrolière dans le sud des Landes. La sous-région marine considérée est également concernée par le développement des énergies marines. Une des 5 zones propices à l'implantation d'éolienne offshore a été désignée au large de Saint-Nazaire. Un autre projet concerne la zone entre l'île de Noirmoutier et l'île d'Yeu. D'autres types d'énergies sont également à l'étude sur la sous-région marine, notamment par des démonstrateurs et des sites d'essais au large du Croisic. Ces projets concernent principalement l'éolien flottant, l'hydrolien et l'houlomoteur.

L'augmentation des activités humaines dans la sous-région marine entraîne un certain nombre de conséquences, comme d'importantes concentrations de déchets ou macro-débris sur l'ensemble de la sous-région marine (voir le chapitre « Déchets marins »), l'augmentation du bruit ambiant (voir le chapitre « Perturbations sonores sous-marines d'origine anthropique »), les risques de collision, les risques de pollutions accidentelles (voir le chapitre « Pollutions accidentelles et rejets illicites ») ou chroniques d'origine maritime ou terrestre, les captures accidentelles (voir le chapitre « Captures accidentelles ») ou la pression sur les ressources marines (voir le chapitre « Captures, rejets et état des ressources exploitées »).

2.4. Pressions et menaces

2.4.1. Pressions et menaces primaires

Les pressions primaires signalées dans la sous-région marine incluent principalement les captures accidentelles de marsouins, de dauphins communs et de dauphins bleu-et-blanc et les essais de sonars basse fréquence ou prospections sismiques.

Les estimations des captures accidentelles se font à partir d'observations à bord des bateaux de pêche (programme OBSMER-OBSMAM, voir le chapitre « Captures accidentelles ») et par les échouages. Le protocole sur les campagnes OBSMER-OBSMAM consiste à observer les captures accidentelles de mammifères marins dans les engins de pêche, et à collecter le maximum de données lorsque cela est possible (date et heure, fiche de mesure, lieu de capture, espèce ciblée, etc.) ainsi qu'à réaliser quelques prélèvements. Les biais tiennent principalement au caractère volontaire du programme, puisqu'il n'y a pas d'obligations pour les pêcheurs d'embarquer des observateurs. Concernant les échouages, il est possible de déterminer les traces de capture accidentelle sur les carcasses peu décomposées (caudale tranchée, traces de filet particulières, etc.). Cette détermination n'est pas toujours possible, et fait donc l'objet de mention concernant l'indice de confiance de la détermination sur les fiches échouages.

Les proportions de captures accidentelles, parmi les animaux retrouvés échoués, sont déterminées sur des carcasses dont le code de décomposition (DCC) est inférieur à « putréfié ». En effet, à partir de cet état de décomposition, le diagnostic de capture ne peut plus être établi.

En Atlantique, les échouages de dauphins communs présentent des fluctuations importantes avec des effectifs généralement assez élevés (279 en moyenne par an ($\pm 122,9$)). La proportion moyenne interannuelle d'animaux échoués portant des traces de captures accidentelles est de 43 % (± 10). Les fluctuations du nombre d'animaux échoués chaque année seraient à mettre en relation avec les captures accidentelles dans les engins de pêche. Ces niveaux de mortalités additionnelles font l'objet actuellement d'études en modélisation de dynamique de populations. Ces études indiqueraient que ces mortalités additionnelles ne sont pas négligeables à l'échelle locale (pêcherie) qui ne correspond pas forcément à l'échelle de gestion de la population.

Concernant les marsouins, les échouages sont en augmentation de 2000 à 2010 (Figure 111). La proportion moyenne interannuelle d'animaux échoués portant des traces de captures accidentelles est de 35 % ($\pm 8,49$). Le déplacement de la population de marsouins vers les zones françaises de pêche nécessite une attention particulière afin de cerner au mieux l'impact de la pêche et son évolution.

Concernant le dauphin bleu-et-blanc, la proportion d'animaux échoués portant des traces de captures accidentelles est de 37 % (± 10). Une augmentation est enregistrée depuis 2000, jusqu'à atteindre 52 % des effectifs en 2008. Cette tendance ne diminue pas (50 % en 2010) (Figure 111).

Les captures accidentelles restent une pression majeure pour les populations de mammifères marins en France. Chez le marsouin et le dauphin commun, la mortalité par capture correspond au minimum à 30-40 % de l'effectif d'échouage observé, ce qui confère un caractère localement aigu à la problématique des captures accidentelles. La question du maintien des populations doit être analysée à l'échelle des populations unités.

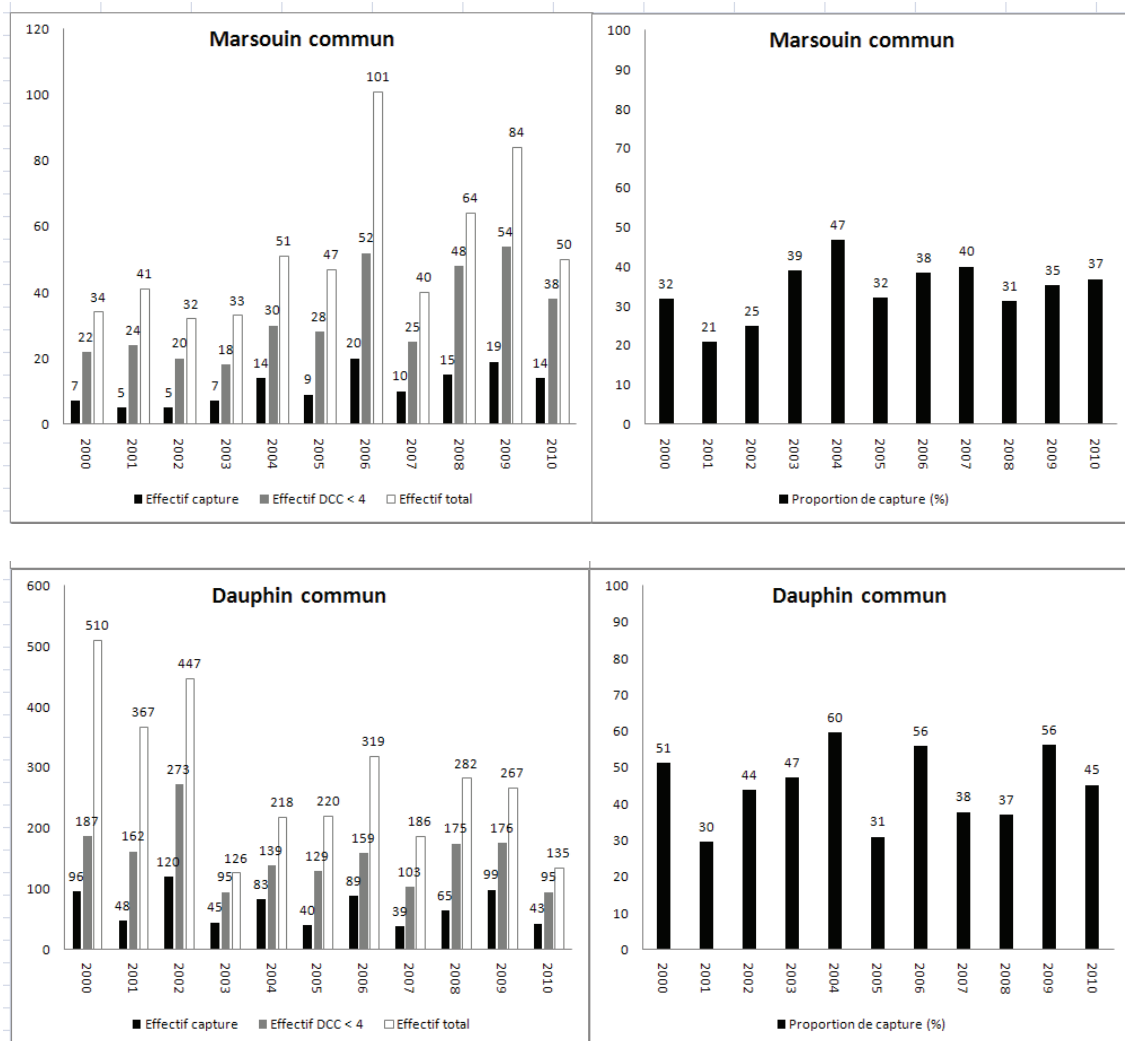
Dans les risques anthropiques identifiés sur la sous-région marine golfe de Gascogne, l'usage de sonars basse fréquence à visée est une source de mortalité potentielle pour les grands plongeurs. Les prospections sismiques/pétrolières peuvent également rentrer dans cette catégorie, et causer des dommages irréversibles aux mammifères marins.

Les baleines à bec sont identifiées dans l'ensemble des eaux mondiales comme le groupe de mammifères marins le plus sensible aux sons basses fréquences. Le talus continental du golfe de Gascogne est bordé de nombreux canyons, qui constituent à la fois l'habitat préférentiel des baleines à bec et, de par sa topographie, une zone propice aux essais de sonars militaires. Les prospections sismiques à des fins topographiques ou scientifiques, ainsi que les prospections pétrolières qui ont lieu dans le sud du golfe de Gascogne et en mers celtiques, peuvent également provoquer des dommages aux mammifères marins.

Dans la série d'échouages des baleines à bec en Atlantique, on observe un « bruit de fond » des effectifs d'échouage de 1 à 3 individus sur l'ensemble de la période (Figure 111). 3 événements révèlent des échouages en masse, c'est-à-dire des animaux échoués sur un même secteur géographique et dans une courte période de temps. Ces événements suspects sont renforcés par le fait qu'aucune cause de mortalité évidente n'a pu être révélée sur les animaux examinés. Il n'est toutefois pas possible aujourd'hui d'affirmer que ces événements sont le reflet de mortalité liée à l'usage de sonar basse fréquence. Il est indispensable de développer des protocoles de mitigation avec la Marine Nationale afin de limiter les risques liés à l'usage de ces sonars. L'embarquement d'observateurs de mammifères marins qualifiés pourrait également diminuer le risque lors des exercices de prospection sismique.

Concernant les collisions avec des navires, la mortalité additionnelle semble plus faible qu'en Manche ou qu'en Méditerranée. Seuls deux cas sont avérés dans le golfe de Gascogne, mais il est probable que de nombreux animaux ne soient jamais retrouvés. Les ferries, bateaux de commerces ou autres paquebots naviguent loin des côtes, les animaux touchés ne sont pas forcément retrouvés échoués.

Enfin, les projets de développement des énergies renouvelables en mer constituent également une menace primaire, principalement dans les phases de construction et de démantèlement des éoliennes, ainsi que les phases d'exploitation pour les hydroliennes. La construction d'éoliennes offshore peut entraîner des effets néfastes pour les mammifères marins. La construction peut provoquer des nuisances sonores de forte intensité, pouvant causer des dommages physiques aux mammifères marins si des précautions ne sont pas prises lors de la construction. Pour les hydroliennes, les interactions directes sont également possibles. L'intensification du trafic lié à la construction est également à prendre en compte dans ces menaces.



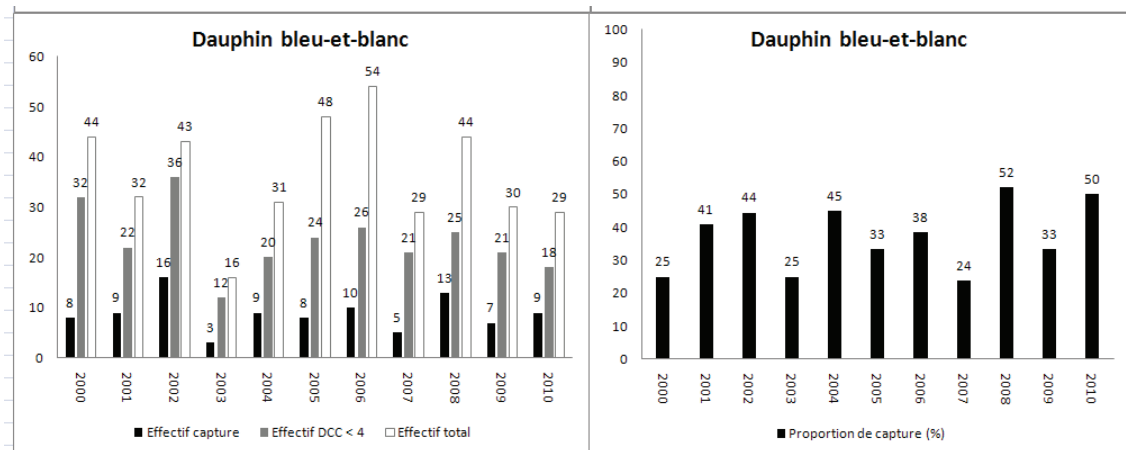


Figure 111 : Proportion des mortalités par captures accidentelle pour le marsouin commun, le dauphin commun et le dauphin bleu-et-blanc et échouages en masse de ziphiidae (DCC<4 signifie que la décomposition de l'animal est inférieur à « très putréfié » selon le système de code mis en place par Kuiken (1994)).

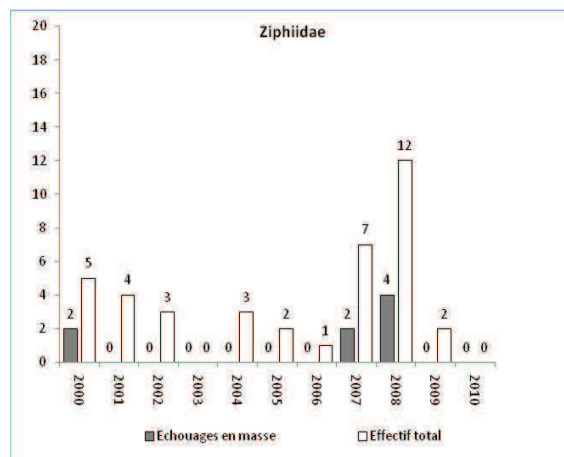


Figure 111 (suite) : Proportion des mortalités par captures accidentelles pour le marsouin commun, le dauphin commun et le dauphin bleu-et-blanc et échouages en masse de ziphiidae.

2.4.2. Pressions et menaces secondaires

Les pressions secondaires sont suggérées par la condition corporelle de certains animaux et les pathologies opportunistes qu'ils présentent (parasites, pathologies respiratoires, etc.). Les mammifères marins du golfe de Gascogne sont largement contaminés par les polluants organiques transmis par voie alimentaire. Les relations de causalité sont difficiles à mettre clairement en évidence entre le taux de polluants organiques et l'impact sur les animaux. Les effets principaux concerneraient une faiblesse du système immunitaire et de la fertilité des animaux.

La pollution sonore générée par les différentes activités anthropiques peut également entrer dans les pressions secondaires dans la mesure où le bruit ambiant peut engendrer un masquage acoustique. Les nuisances acoustiques peuvent empêcher les mammifères marins de s'alimenter, de s'orienter ou de se reproduire en masquant leurs signaux de communication ou d'écholocation.

2.4.3. Pressions et menaces tertiaires

Enfin, les pressions tertiaires, qui conduisent à des changements de distribution, sont connues dans la sous-région marine sous plusieurs formes. Localement, la pression touristique peut être une source de dérangement pour les colonies de phoques et de dauphins résidents de Sein et de Molène. Il n'existe pas de groupes résidents ailleurs sur la façade atlantique. La fréquentation de certaines zones côtières par les plaisanciers et les touristes peut induire un dérangement des animaux, notamment autour des îles de la façade atlantique.

Certaines pressions ou menaces tertiaires proviennent également de l'industrie, avec notamment l'extraction de granulats marins et les chantiers en mer. Ces activités provoquent des nuisances sonores pouvant engendrer des changements comportementaux, mais ont aussi pour conséquence de modifier le milieu, notamment par la remise en suspension de sédiments.

Enfin, une généralisation des dispositifs acoustiques déployés dans le cadre de l'application du règlement CE n°812/2004 du Conseil du 26 avril 2004, établissant des mesures relatives aux captures accidentelles de cétacés dans les pêcheries et modifiant le règlement CE n°88/98, pourraient également constituer une menace tertiaire par éloignement des animaux de certaines zones favorables à leur alimentation, vers des zones moins favorables. Ces effets néfastes doivent être bien pesés en face d'une diminution de la mortalité par pêche que doivent générer ces dispositifs acoustiques.

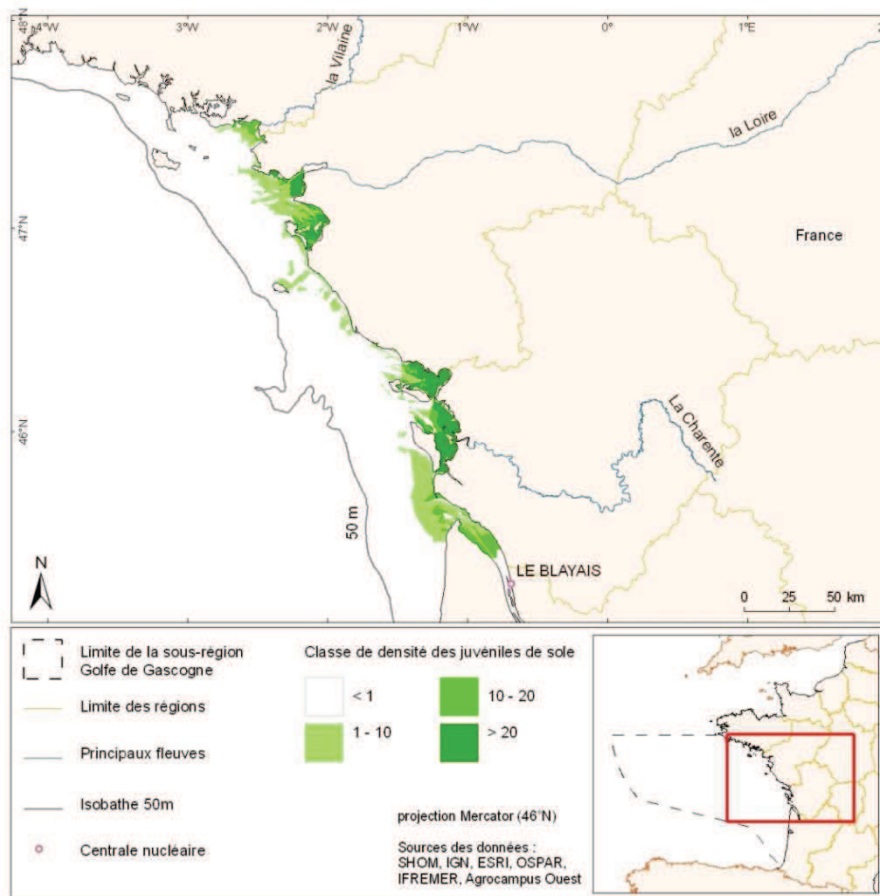
A retenir

En bilan, si les pressions primaires apparaissent parfois difficiles à estimer correctement par l'analyse des échouages en raison des limites décrites précédemment (état des carcasses notamment), la situation pour les pressions secondaires et tertiaires l'est d'autant plus que les effets sont indirects. Il est très difficile de quantifier l'impact démographique lié à ces pressions. Il n'est donc pas possible de chiffrer ces impacts, contrairement à ce qui peut être fait pour les pressions primaires. De plus, les effets synergiques des différentes pressions sont également très difficiles à appréhender, et surtout à quantifier. De ce fait, les mortalités liées aux activités anthropiques sont certainement sous-estimées.

3. Impacts cumulatifs et synergiques sur les espèces démersales : le cas de la sole

3.1. Contexte général

La sole commune, *Solea solea* (L., 1758), est une espèce benthique dont la répartition s'étend des côtes ouest africaines à la mer Baltique, sur des fonds meubles (vase et sable) de bathymétrie comprise entre 0 et 150 m. Le cycle de vie de la sole comporte une phase larvaire pélagique, suivie d'une phase juvénile benthique se déroulant dans les nurseries côtières et estuariennes (Figure 112). A maturité, les jeunes soles âgées de 2 à 3 ans se déplacent vers le plateau continental et participent annuellement à la reproduction. La sole se nourrit presque exclusivement d'invertébrés benthiques. D'une valeur commerciale élevée, elle fait l'objet d'une exploitation halieutique conséquente (voir le chapitre « Captures, rejets et état des ressources exploitées »). Cette espèce est en effet une composante importante des peuplements ichtyologiques et son intérêt économique est majeur. De plus, elle a fait l'objet de nombreuses études, notamment au sein de la sous-région marine. Il s'agit donc d'un modèle approprié à l'analyse des impacts cumulés des pressions anthropiques sur les ressources halieutiques.



Ce chapitre présente une synthèse des connaissances sur les impacts de ces différentes pressions (altération physique du milieu, eutrophisation, pollution chimique, espèces envahissantes, pêche, etc.) sur le cycle de vie des soles (croissance, survie, reproduction) dans le golfe de Gascogne.

3.2. Pressions anthropiques et impacts sur la sole

3.2.1. Perte physique

La longueur, et par conséquent la surface de l'estuaire de la Vilaine (Figure 112) ont largement diminué depuis la construction du barrage d'Arzal en 1970, à 8 km de son embouchure : l'estuaire est ainsi passé de 50 km à 10 km. Le barrage entraîne également le comblement rapide de l'estuaire dû à phénomène d'envasement. De même, la zone intertidale de l'estuaire de la Loire a perdu 64 % de sa surface depuis 1820. D'autres secteurs de la nurricerie du golfe de Gascogne, et notamment les estuaires de la Gironde et de la Charente, ont aussi subi des réductions de surface. Ces pertes d'habitats favorables à la colonisation des juvéniles de sole entraînent une diminution de leur capacité de nurricerie, comme estimée en estuaire de Seine, et ont certainement des conséquences sur la population de soles au sein de cette sous-région marine.

3.2.2. Dommage physique : extraction sélective de ressources non biologiques

L'extraction de sédiments marins dans le secteur de dragage, ainsi que le colmatage et l'envasement (clapage de sédiments portuaires) peuvent directement impacter les ressources halieutiques et peuvent également perturber les relations trophiques en modifiant la composition spécifique de leurs proies (invertébrés) et/ou de leurs prédateurs (poissons).

Il existe quatre sites d'extraction de sables et graviers siliceux, un site d'extraction de maërl et un site d'extraction de sables coquillers dans la sous-région marine golfe de Gascogne, avec plus de cinq millions de tonnes de granulats extraits chaque année sur la façade. Les sites de production de matériaux siliceux sont situés sur des zones peu profondes, inférieures à 30 m. Tous les sites d'exploitations situés sur la façade Loire-Gironde sont proches des habitats essentiels pour la sole, nurriceries ou frayères, et représentent donc une menace pour cette population. Il a été observé en Manche – mer du Nord que l'impact négatif des extractions sur l'abondance et la biomasse des espèces halieutiques est nettement moins important que celui observé pour les invertébrés benthiques, même si une diminution globale de la richesse spécifique et de l'abondance de la plupart des espèces a été observée. Des études menées dans le cadre du suivi de sites d'extraction dans le Golfe de Gascogne pourraient conduire à relativiser cette observation. L'extraction de sédiments marins n'a pas d'incidence sur le régime alimentaire des soles, capables de s'adapter aux modifications de disponibilité des proies. Cependant, la mortalité directe peut être localement importante lors d'extractions dans des zones de concentrations, comme les zones de nurricerie mais aussi sur les frayères, en périodes de ponte.

3.2.3. Interférence avec des processus hydrologiques : centrales électriques

Il n'existe pas de centrale électrique littorale sur la sous-région marine golfe de Gascogne. La centrale du Blayais (Figure 112) est localisée dans l'estuaire de la Gironde en amont d'une importante nurricerie de sole. Les pontes se faisant en mer, la présence d'œufs et larves en

quantité significative au niveau de la centrale de Blayais susceptibles d'être entraînés dans les circuits paraît peu probable¹³⁹.

Des juvéniles provenant de la nourricerie sont arrêtés par les tambours filtrants, ceux-ci sont en grande partie récupérés et renvoyés dans l'estuaire par le système de récupération des filtres. De ce fait, l'impact sur la sole de l'aspiration dans les prises d'eau peut-être considéré comme quasi nul.

3.2.4. Contamination par des substances dangereuses : introduction de composés synthétiques et non synthétiques

Les activités humaines (industrie, agriculture, rejets urbains) sont à l'origine du rejet en mer de plus de 100 000 composés chimiques dont beaucoup sont potentiellement toxiques. Les xénobiotiques (composés organiques, métalliques ou organométalliques) sont des substances dont beaucoup possèdent des propriétés toxiques, même à de très faibles concentrations. Le site le plus contaminé de la sous-région marine est l'estuaire de la Gironde.

Les conséquences néfastes des xénobiotiques sur les êtres vivants peuvent aller de la modification du génome jusqu'à une limitation de la croissance, une altération de la fécondité ou encore une augmentation de la mortalité. La concentration particulièrement forte en Eléments Traces Métalliques (ETM) en Gironde y correspond notamment à des performances de croissance limitées. Une forte biodisponibilité des ETM accompagnée d'une hypoxie peut réduire la croissance, la condition et la diversité génétique de soles. Les xénobiotiques peuvent avoir un impact à l'échelle des populations en diminuant le nombre d'individus qui les composent. Dans les nourriceries contaminées, les sédiments sont de moins bonne qualité ce qui se répercute sur le stockage des réserves énergétiques, la croissance et la densité des juvéniles de sole.

3.2.5. Perturbations biologiques

3.2.5.1. Extraction sélective d'espèces : la pêche professionnelle ciblée sur la sole

De par les prélèvements de biomasse d'espèces cibles ou accessoires et le passage d'engins trainants sur le fond, l'exploitation halieutique a des conséquences sur les ressources vivantes marines, et plus particulièrement sur les espèces comme la sole dont l'intérêt commercial est important.

Impacts directs

Le chapitre « Captures, rejets et état des ressources exploitées » synthétise les résultats de l'état des stocks, notamment pour le stock de sole du golfe de Gascogne.

Les débarquements de sole commune du golfe de Gascogne sont évalués à 3 600 t en 2009. Au niveau international, la France est le plus gros contributeur avec près de 90 % des captures. La biomasse des géniteurs est en augmentation depuis 2004 et se situe actuellement à la limite du

¹³⁹ Les pontes se font en mer et compte tenu de la faible salinité au droit du Blayais, il est peu probable qu'il y ait des remontées des stades planctoniques de sole (larves ou œufs) en quantité significative du fait des marées.

seuil de biomasse de précaution¹⁴⁰. Après une forte baisse de la pression de pêche en 2002 et 2003 et un plan pluriannuel de restauration mis en place au niveau européen dans le cadre de la Politique Commune des Pêches (PCP), la mortalité par pêche est désormais inférieure au seuil limite de précaution¹⁴¹. Les recommandations du CIEM (Conseil International pour l'Exploration de la Mer) sont de réduire cette mortalité afin de permettre une exploitation maximale durable.

Impacts indirects

Croissance et reproduction : La pression de sélection exercée par la pêche qui prélève les individus au delà d'une taille minimale de capture a une incidence sur la croissance ainsi que sur la taille et l'âge à maturité des espèces exploitées. Sur le stock de sole de mer du Nord, la taille moyenne des femelles âgées de trois ans est passée de 28,6 cm pour un poids de 251 g en 1960 à 24,6 cm et un poids de 128 g en 2002). En Manche-mer du Nord, les soles d'une même classe d'âge sont de plus en plus petites et sont matures plus tôt, car davantage d'énergie est allouée à la reproduction, au détriment de la croissance. Bien qu'aucune étude de ce type n'ait été menée pour la population du golfe de Gascogne, la pression de pêche a très probablement des effets sélectifs similaires sur la population de sole dans le golfe de Gascogne.

Modification du réseau trophique : Le passage des chaluts engendre des changements de communautés benthiques en faveur d'espèces opportunistes de petite taille. Leur abondance est bénéfique pour les espèces comme la sole, en forte interaction avec le fond et se nourrissant de ces invertébrés.

3.2.5.2. Introduction d'espèces non indigènes

La qualité de l'habitat favorable aux poissons plats dépend de divers facteurs biotiques et abiotiques, dont la nature du sédiment. En effet, un substrat meuble est plus favorable à l'enfouissement des poissons plats, juvéniles ou adultes, et offre notamment une meilleure protection contre les prédateurs.

La crépidule, *Crepidula fornicata*, mollusque gastéropode envahissant, a été introduite accidentellement sur la façade atlantique à la fin des années 1960. Depuis, les conditions favorables à son développement et l'absence de prédateurs, ont permis son expansion. L'amoncellement de coquilles modifie la nature du substrat, le rendant inadapté au développement de certaines communautés benthiques. Dans les nurseries du golfe de Gascogne, les densités de juvéniles de sole sont négativement influencées par la présence des crépidules. Cette pression s'exerce sur tout le littoral, puisque les crépidules sont largement établies dans la sous-région marine, dans la baie de Quiberon, le golfe du Morbihan, les baies de Bourgneuf et de Marennes-Oléron et le bassin d'Arcachon.

3.2.6. Enrichissement par des nutriments et des matières organiques

3.2.6.1. Proliférations algales

De récentes études ont montré que les juvéniles de poissons plats (flet et plie), sont moins abondants dans les zones avec macro-algues. Même si aucune étude n'a été réalisée sur l'impact

¹⁴⁰ Biomasse en dessous de laquelle le risque de non renouvellement du stock est fort.

¹⁴¹ Mortalité au dessus de laquelle le risque de faire diminuer la biomasse de reproduction en dessous de la biomasse de précaution est fort.

des macro-algues sur les juvéniles de sole, il est raisonnable de penser que la qualité d'habitats favorables pour ces juvéniles pourrait être altérée par leur accumulation. Les proliférations massives de macro-algues vertes sont récurrentes sur de nombreux sites de cette sous-région marine : développement d'*Ulva* spp. dans la baie de Concarneau et dans la bassin d'Arcachon de *Monostroma obscurum* dans le bassin d'Arcachon et d'*Enteromorpha* sp. sur toute la façade atlantique. Ces sites sont des secteurs potentiels de nurserie de sole et peuvent donc être menacés par ces proliférations.

3.2.6.2. Anoxie

En juillet 1982, la baie de Vilaine a subi une forte mortalité de poissons et d'invertébrés benthiques, conséquence directe d'un déficit en oxygène des eaux de fond. Les anoxies* ont entraîné un retard de croissance chez les juvéniles de sole présents sur la nurserie de la baie. Cet épisode ne s'est pas reproduit mais des phénomènes d'hypoxie estivale sont régulièrement observés. Bien que la construction du barrage d'Arzal ne soit pas la seule cause de ces conditions hypoxiques, elle y a contribué, en lien avec l'enrichissement en sels nutritifs. Durant l'été, l'estuaire de la Loire subit régulièrement des crises d'anoxie au niveau du bouchon vaseux, provoquant ainsi des mortalités de poissons. Le même phénomène est observé dans le bouchon vaseux de la Gironde mais la taille de l'estuaire offre un espace de fuite important, limitant ainsi les mortalités piscicoles.

3.2.7. Changements globaux

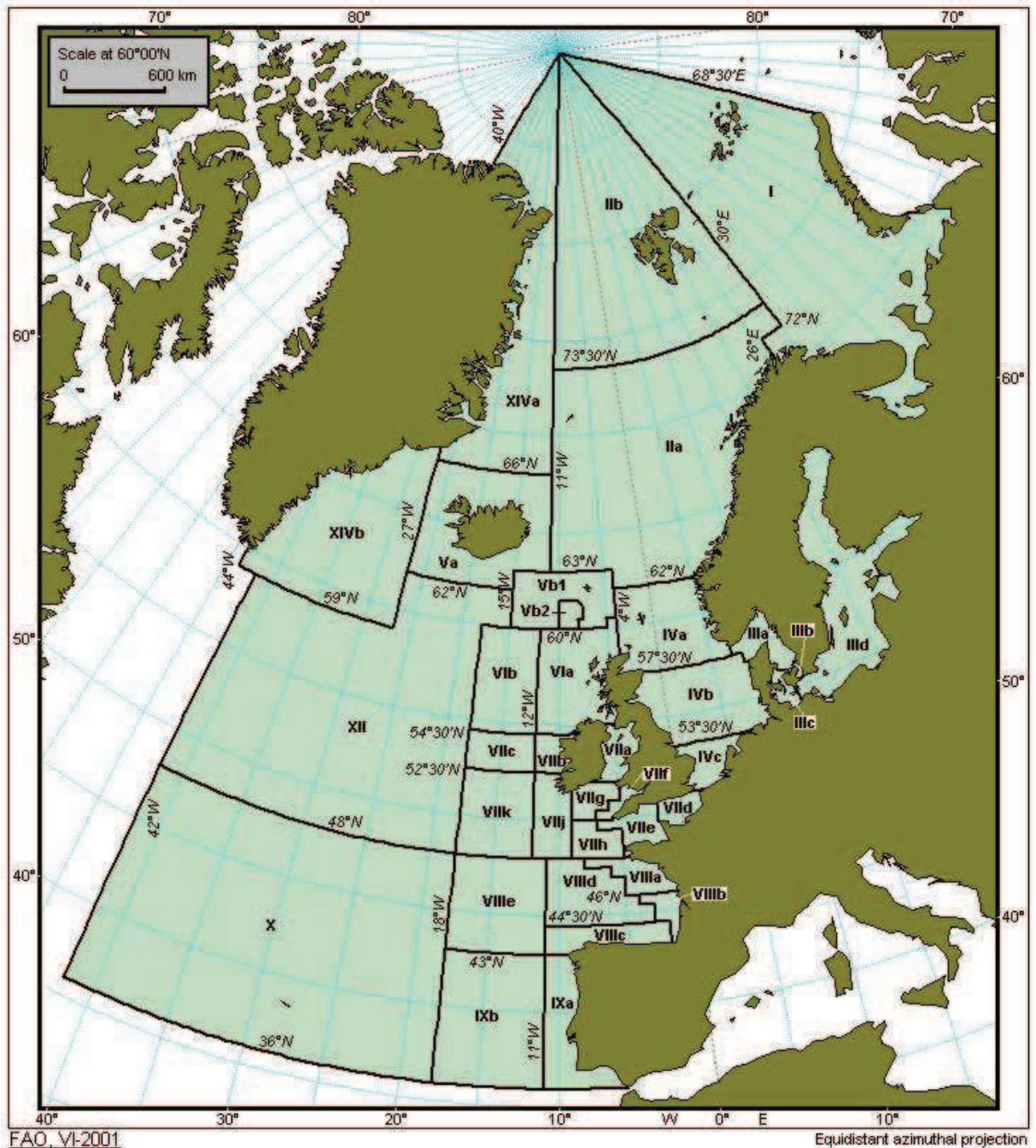
L'impact de l'augmentation de la température sur l'occurrence et l'abondance des poissons plats a été étudié dans le golfe de Gascogne. La population de sole commune, située au centre de son aire de répartition, n'y est pas menacée par le réchauffement.

A retenir

Les effets de la perte physique des habitats (aménagement des zones côtières, espèces envahissantes) et de la dégradation de la qualité des secteurs résiduels (eutrophisation, contamination chimique, invasions biologiques) se cumulent avec les effets de la pêche. Pour gérer durablement les populations de soles, il est donc indispensable de prendre en compte l'ensemble des pressions anthropiques pouvant agir sur les habitats essentiels au renouvellement de l'espèce, lors des différentes phases du cycle de vie des populations. Plus particulièrement, les écosystèmes côtiers et estuariens jouent un rôle essentiel pour le renouvellement de la sole dont le cycle de vie impose, au stade juvénile, de séjourner dans des aires de nurseries situées dans ces secteurs. L'augmentation des activités humaines le long des cours d'eau, des estuaires et des zones côtières affecte donc quantitativement (destruction) et qualitativement (dégradation de la qualité) ces habitats et, par conséquent, le renouvellement des populations.

ANNEXES

Annexe 1 : Divisions CIEM de la zone réglementaire de l'Atlantique Nord Est (Zone FAO 27)



Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie

Direction de l'eau et de la biodiversité
Sous-direction du littoral et des milieux marins
La Grande Arche
92055 La Défense cedex

Préfecture maritime de l'Atlantique

BP 46
29240 Brest Armées

Préfecture de la région Pays de la Loire

6, quai Ceineray
BP 33515
44035 Nantes cedex 1

Les autorités compétentes pour approuver par arrêté conjoint l'évaluation initiale des eaux marines de la sous-région marine golfe de Gascogne sont le préfet maritime de l'Atlantique et le préfet de la région Pays de la Loire.

Les renseignements sur l'évaluation initiale peuvent être obtenus auprès des directions interrégionales de la mer (DIRM) Nord Atlantique – Manche Ouest et Sud Atlantique à l'adresse suivante :
pamm-mc.gdg@developpement-durable.gouv.fr

