



Directive Cadre sur l'Eau : les pressions anthropiques et leur impact sur les indicateurs de l'état écologique des masses d'eau littorales de la façade Manche-Atlantique

Synthèse bibliographique

Rapport final

Rémi Buchet - HOCER

Juin 2012

Contexte de programmation et de réalisation

Dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), l'évaluation de l'état des eaux littorales est fondée sur la qualité chimique et sur la qualité écologique de chaque masse d'eau.

Les éléments de qualité permettant d'évaluer l'état écologique d'une masse d'eau sont constitués, entre autres, d'éléments de qualité biologiques (phytoplancton, macroalgues, angiospermes, invertébrés benthiques, poissons), pour chacun desquels les états membres ont développés des indicateurs quantitatifs.

Cette synthèse bibliographique constitue l'un des livrables 2012 d'une étude pluri-annuelle destinée à caractériser la sensibilité de ces indicateurs biologiques vis-à-vis des différentes pressions anthropiques s'exerçant sur le littoral Manche-Atlantique : l'objectif *in fine* est d'établir une relation quantitative et prédictive, statistiquement robuste, entre les indicateurs DCE utilisés sur la façade Manche-Atlantique française, et les différentes pressions anthropiques s'exerçant sur cette portion du littoral.

Les auteurs

Rémi Buchet
Ingénieur littoraliste (HOCER)
Remi.Buchet@hocer.com

23, boulevard Einstein
BP 92369
44323 NANTES Cedex 3

Les correspondants

Onema : Marie-Claude Ximénès, Direction de l'action scientifique et technique, marie-claude.ximenes@onema.fr

Référence du document :

Buchet, R., 2012. Directive Cadre sur l'Eau : les pressions anthropiques et leur impact sur les indicateurs de l'état écologique des masses d'eau littorales de la façade Manche-Atlantique. Synthèse bibliographique. Hocer/Ifremer. 143p.

Partenaire : Laurence Miossec, Ifremer, Laurence.Miossec@ifremer.fr

Droits d'usage :	Accès libre
Couverture géographique :	Littoral Manche/Mer du Nord/Atlantique
Niveau géographique :	National
Niveau de lecture :	Professionnels, experts
Nature de la ressource	Document

TITRE : DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU : LES PRESSIONS ANTHROPIQUES ET LEUR IMPACT SUR LES INDICATEURS DE L'ETAT ECOLOGIQUE DES MASSES D'EAU LITTORALES DE LA FAÇADE MANCHE-ATLANTIQUE

LIVRABLE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

AUTEUR : REMI BUCHET

Résumé

Dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), l'évaluation de l'état des eaux littorales est fondée sur la qualité chimique et sur la qualité écologique de chaque masse d'eau. Les éléments de qualité permettant d'évaluer l'état écologique d'une masse d'eau sont constitués, entre autres, d'éléments de qualité biologiques (phytoplancton, macroalgues, angiospermes, invertébrés benthiques, poissons) ; pour chacun desquels les états membres ont développés des indicateurs quantitatifs.

Ce document constitue l'un des livrables d'une étude pluri-annuelle destinée à caractériser la sensibilité de ces indicateurs biologiques vis-à-vis des différentes pressions anthropiques s'exerçant sur le littoral Manche-Atlantique : l'objectif *in fine* est d'établir une relation quantitative et prédictive, statistiquement robuste, entre les indicateurs DCE utilisés sur la façade Manche-Atlantique française, et les différentes pressions anthropiques s'exerçant sur cette portion du littoral français.

Le but de la DCE est en effet de reconquérir ou de maintenir une bonne qualité chimique et biologique des eaux littorales, et donc de limiter l'impact des activités humaines potentiellement responsables d'une dégradation des écosystèmes. Cette compréhension des liens et interactions entre les pressions anthropiques et l'état écologique des masses d'eau est dès lors fondamentale pour définir des priorités d'action (enjeux, substances...), hiérarchiser les actions à mettre en œuvre dans les programmes de mesures (techniques, fiscales, financières), mais aussi afin de pouvoir communiquer de manière constructive et convaincante dans les échanges entre les gestionnaires et les divers usagers du littoral.

Au travers de la méthodologie DPSIR, cette analyse bibliographique a permis de définir, pour chaque élément de qualité biologique DCE (sauf les poissons), quelles sont les pressions (ou les typologies de pressions) potentiellement pertinentes au regard de leur impact sur les indicateurs de l'état écologique des masses d'eau. Certaines métriques et indicateurs de pressions anthropiques utilisés dans la littérature pour caractériser la sensibilité des éléments de qualité biologiques dans le cadre d'approches quantitatives, ont par ailleurs été identifiés.

Il ressort de cette analyse que les éléments de qualité biologiques peuvent être particulièrement sensibles aux conditions intrinsèques du milieu, et donc à certaines évolutions tout à fait naturelles ou liées à des phénomènes intervenant à large échelle (changement climatique, épisodes climatiques paroxysmiques...). Aussi, lorsque l'on s'intéresse à la sensibilité des indicateurs biologiques aux différentes pressions anthropiques, deux facteurs peuvent compliquer l'analyse et sont de nature à affaiblir les relations statistiques résultantes : d'une part la variabilité des réponses biologiques en fonction du contexte naturel et, d'autre part, les interactions (on parle d'effets synergétiques) entre différents types de pressions anthropiques et les altérations qu'elles peuvent générer.

Mots clés (thématique et géographique)

DCE, Manche-Atlantique, élément de qualité biologique, indicateur, métrique, DPSIR, pressions anthropiques, forçages naturels, impact

TITLE: WATER FRAMEWORK DIRECTIVE: ANTHROPOGENIC PRESSURES AND THEIR IMPACT ON THE INDICATORS OF THE ECOLOGICAL STATUS OF LITTORAL WATER BODIES OF THE FRENCH CHANNEL AND ATLANTIC COASTLINE

DELIVERABLE 1 : REVIEW OF LITERATURE

AUTHOR: REMI BUCHET

Abstract

Within the European water framework directive (WFD), the status assessment of littoral waters is based both on the chemical quality and on the ecological quality of each water body. Quality elements enabling to assess the ecological status of a water body are, among other things, biological quality elements (phytoplankton, macroalgae, angiosperms, benthic invertebrates, fish), for each of which the member states have developed quantitative indicators.

This document is one of the deliverables of a multi-annual study intended to characterize the sensitivity of these biological indicators towards the various anthropogenic pressures exerted on the French Atlantic and Channel coast: ultimately, the goal is to establish a quantitative and predictive relationship, statistically robust, between the WFD indicators used along the French channel and Atlantic coastline, and various anthropogenic pressures acting on these coasts.

The aim of the WFD is indeed to restore or maintain a good chemical and biological quality of coastal waters, and thus to limit the impact of human activities potentially responsible for the degradation of ecosystems. This understanding of the linkages and interactions existing between anthropogenic pressures and ecological status of water bodies is therefore essential to identify priorities for action (challenges, substances ...), prioritize actions to implement within restoration programs (technical, fiscal, financial), but also to be able to communicate constructively and persuasively in talks between managers and the various stakeholders of coastal regions.

Using the DPSIR methodology, this literature analysis has permitted to identify, for each WFD biological quality element (except fish), which pressures (or pressure types) are potentially relevant in the light of their impact on the indicators of the ecological status of water bodies. Some metrics and indicators of anthropogenic pressures used in the literature to characterize the sensitivity of the biological quality elements, within quantitative approaches, were also identified.

It is also clear from this review that the biological quality elements can be particularly sensitive to intrinsic environmental conditions, and therefore to certain changes related to natural phenomena occurring at large scales (e.g. climate change, paroxysmal climate episode...). Therefore, when one is interested in the sensitivity of biological indicators to different anthropogenic pressures, two factors can complicate the analysis and are likely to weaken the resulting statistical relationships: on the one hand, the variability of biological responses depending on the natural context and, on the other hand, interactions (so called synergistic effects) between different types of anthropogenic pressures and the alterations they can generate.

Key words (thematic and geographical area)

WFD, Atlantic and Channel coastline, biological quality element, indicator, metric, DPSIR, anthropogenic pressures, natural constraints, impact

TITRE : DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU : LES PRESSIONS ANTHROPIQUES ET LEUR IMPACT SUR LES INDICATEURS DE L'ETAT ECOLOGIQUE DES MASSES D'EAU LITTORALES DE LA FAÇADE MANCHE-ATLANTIQUE

LIVRABLE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

AUTEUR : REMI BUCHET

SYNTHÈSE POUR L'ACTION OPERATIONNELLE

L'application de la méthodologie DPSIR a permis d'identifier les forces motrices et les principales pressions anthropiques qui leur sont associées, à l'échelle de la façade Manche-Atlantique française.

Ce travail préliminaire a permis de recenser de manière exhaustive les pressions qui doivent être considérées sur ce secteur littoral, dans l'optique d'une recherche d'impact potentiel sur les éléments de qualité biologiques suivis dans le cadre de la DCE (cf. tableau 20 du présent rapport).

Conformément au guide du ministère de l'écologie (2003), ces pressions ont été regroupées selon la typologie suivante, qui se base sur le type de perturbation engendré :

- pressions polluantes,
- pressions « physiques » ou morphologiques,
- pressions sur la ressource et le régime hydrologique,
- pressions directes sur le vivant.

Cette typologie est toutefois relativement arbitraire dans la mesure où une pression peut à la fois être physique et polluante (par exemple les travaux de dragages affectent à la fois l'intégrité physique du substrat, mais peuvent aussi être à l'origine du relargage de polluants dans la colonne d'eau).

Les interactions entre les éléments de qualité biologiques de la DCE et les pressions anthropiques sur la façade Manche-Atlantique ont ensuite été étudiées au travers d'une analyse de la bibliographie existante. Cette analyse a permis de définir, pour chaque élément de qualité, quelles sont les pressions (ou les typologies de pressions) les plus pertinentes au regard de leur impact sur les indicateurs de l'état écologique des masses d'eau. En outre, certaines métriques et indicateurs de pressions anthropiques utilisés pour caractériser la réponse des éléments de qualité biologiques ont été identifiés.

Le tableau des pages suivantes réalise la synthèse de ce travail d'analyse bibliographique, et met notamment l'accent sur certaines relations quantitatives établies à ce jour. Il ressort par ailleurs de cette synthèse bibliographique que les éléments de qualité biologiques peuvent être particulièrement sensibles aux conditions intrinsèques du milieu, et donc à certaines évolutions tout à fait naturelles, ou liées à des phénomènes intervenant à large échelle (changement climatique, épisodes climatiques paroxysmiques,...).

Aussi, lorsque l'on s'intéresse à la sensibilité des indicateurs biologiques aux différentes pressions anthropiques, deux facteurs viennent compliquer l'analyse et sont de nature à affaiblir les relations statistiques résultantes : d'une part la variabilité des réponses biologiques en fonction du contexte naturel et, d'autre part, les interactions (on parle d'effets synergétiques) entre différents types de pressions anthropiques et les altérations qu'elles peuvent générer.

Afin de s'en affranchir, plusieurs « pistes » ressortent de cette étude :

- La nécessité de regroupement des masses d'eau ou des stations de suivi en fonction de leurs caractéristiques naturelles, qui auront nécessairement une influence sur la relation statistique potentiellement existante entre pressions et indicateurs biologiques. A cette fin, la typologie des masses d'eau définie pour la DCE en fonction de critères hydrodynamiques et sédimentologiques, peut constituer un outil pertinent,

- L'analyse de séries temporelles de données biologiques et de pressions collectées sur un même site, qui permettra de s'affranchir de la variabilité inter-sites des conditions naturelles,
- L'utilisation de paramètres d'état du système. Par exemple, les concentrations en azote inorganique dissous, l'oxygénation des eaux de fond ou la turbidité peuvent être considérés comme des estimateurs (*proxy*) des rejets de nutriments ou de matière organique dans les masses d'eau,
- La construction d'indicateurs reposant sur des données quantitatives relatives aux forces motrices (ex : % occupation du sol par une activité économique). En effet celles-ci, une fois agrégées pour une certaine zone, se révèlent généralement plus simples à obtenir par rapport aux données quantitatives sur les pressions. Elles sont en outre généralement plus intégratrices de l'ensemble des pressions qu'elles génèrent, mais ne fournissent cependant que peu d'informations au gestionnaire sur les véritables mesures à mettre en œuvre et les « robinets » à actionner en réponse à une dégradation observée du milieu.
- L'utilisation d'approches multi-pressions telle que celle décrite par Aubry et Elliott (2006). Celles-ci, largement développées dans le cadre du dernier exercice européen d'intercalibration, permettent de considérer (de manière semi-quantitative) l'ensemble des pressions identifiées comme potentiellement impactantes pour les éléments de qualité biologiques.

En parallèle des indicateurs biologiques, il est nécessaire de bâtir des indicateurs de pressions pertinents, c'est-à-dire qui permettent de caractériser celles-ci à des échelles spatiales et temporelles adaptées à la sensibilité de l'élément de qualité considéré, et à sa fréquence d'échantillonnage.

EQB	Type de pression	Métrique/indicateur biologique	Effet (+/-)	Métrique/indicateur pression (ou forces motrices)	Référence
Phytoplancton	Eutrophisation / Apports nutriments	p90 [Chl-a]	+	log moyenne [NID hivernal]	Best, 2011
		p90 [Chl-a]	+	p90 [NH ₄], p90 [PO ₄]	Revilla <i>et al.</i> , 2010
		Moyenne [Chl-a] (mai-août)	+	moyenne [P _T] (janvier à avril)	Carstensen <i>et al.</i> , 2007
		Fréquence blooms (dépassement seuil biomasse, mai-août)	+	moyenne [P _T] (janvier à avril), moyenne [N _T] (janvier à avril)	
		EQR indicateur phyto FR	-	log p90 [NID hivernal]	Buchet, 2012
		Production primaire (g C. m ⁻² .an ⁻¹)	+	Flux molaire annuel NID (rapporté à la surface de la masse d'eau)	Nixon <i>et al.</i> , 1996
		[Chl-a] estivale	+	Flux annuel (tonnes)	Carstensen <i>et al.</i> , 2004
		Fréquence blooms estivaux	+		
		Métrique biomasse FR	+	LUSI index (Méditerranée)	Buchet, 2012
		Métrique blooms FR	+		
	Pressions affectant les conditions d'éclairement / apports MES				
Apports phytosanitaires					
Apports métaux					
Herbiers de zostères	Eutrophisation / Apports nutriments et matière organique	% couverture herbiers	-	Nombre de logements sur le BV Flux azote en kg/an/km ² BV	Short et Burdick, 1996
		% régression herbier	+	Flux azote en kg/an/km ² ME	Hauxwell <i>et al.</i> , 2003 ; Valiela et Cole, 2002
		Densité herbiers (nb pieds/m ²)	-	Flux azote en kg/an	Deegan, 2002
	Pressions affectant les conditions d'éclairement / apports et remise en suspension MES / ex : apports fluviaux, dragages, navigation...	EQR indicateurs herbiers de zostères du GIG NEA	-	Indice pression composite semi-quantitatif type Aubry & Elliott (2006) intégrant : - Quantité (tonnes) de matériaux dragués annuellement dans la ME - Quantité (tonnes) de matériaux de dragages clapés annuellement dans la ME - Turbidité (transparence Secchi)	<i>in</i> Buchet, 2012
		% couverture	-	Nombre de déplacements de bateaux/année et longueur du trait de côte dans la masse d'eau	Garcia Novoa <i>et al.</i> , 2011

Herbiers de zostères	Atteintes physiques / ex : infrastructures, dragages, clapage, plaisance...	Densité	-	Longueur de trait de côte artificialisé/Longueur du trait de côte dans la masse d'eau	Garcia Novoa <i>et al.</i> , 2011
		% couverture	-	Volume de sable déposé/ Longueur du trait de côte dans la masse d'eau	
		Densité, % couverture	-	Nombre d'anneaux/ Longueur du trait de côte dans la masse d'eau	
	Pollution « thermique »				
	Pollution « haline »				
Pollution micropolluants / HAP, herbicides, peintures antifouling, métaux)					
Espèces invasives / ex : <i>Sargassum muticum</i>					
Macroalgues de substrats durs	Eutrophisation / Apports nutriments et matière organique	EQR indicateur macroalgues intertidales MarMAT, intercalibré avec CCO	-	Indice pression composite semi-quantitatif intégrant : - Nombre d'habitants (x10 ³) - Occupation du sol par l'industrie (ha) - Occupation du sol par l'agriculture/forêt + emprise activités de pêche (ha)	Gaspar <i>et al.</i> , 2012
		Richesse spécifique	-		
		% opportunistes	+		
		EQR CCO	-	Indice pression composite semi-quantitatif intégrant, en fonction de la distance : - Rejets potentiels STEP (E/H) - Rejets potentiels industrie (E/H) - Pollution diffuse (dire expert)	Buchet, 2012
	Pressions affectant les conditions d'éclairement / apports et remise en suspension MES / ex : apports fluviaux, dragages, navigation...				
	Pollution thermique / ex : rejets centrales thermiques				
	Pollution micropolluants / HAP, herbicides, peintures antifouling, métaux				
	Atteintes physiques / ex : exploitation industrielle, pêche à pied, pêche arts traïnants...				
	Espèces invasives / ex : <i>Sargassum muticum</i> , <i>Celtodoryx girardae</i> ...				

Macroalgues opportunistes	Eutrophisation / Apports nutriments azotés	Tonne poids frais ulves	+	Flux azote journalier au mois de juin (kg N/jour)	Menesguen, 2003
		EQR TW-OGA	-	log concentration NID hivernale (normalisée salinité 25‰)	in Buchet, 2012
		EQR CW-OGA	-	log concentration NID hivernale (normalisée salinité 32‰)	
	Pressions affectant les conditions d'éclairement / apports et remise en suspension MES				
Pressions affectant les conditions hydrodynamiques / confinement					
Invertébrés benthiques	Eutrophisation / Apports nutriments masse d'eau et matière organique au sédiment	AMBI	+	% MO dans le sédiment	Muxica <i>et al.</i> , 2005
		EQR AMBI	-		Labrune (<i>comm. pers.</i>)
		M-AMBI	+	% saturation en O ₂ des eaux de fond	Borja <i>et al.</i> , 2009
		M-AMBI	-	Densité de coquillages en élevage	Callier <i>et al.</i> , 2009
	Atteintes physiques / ex : pêche arts traînants, dragages, clapages, extraction matériaux,	M-AMBI	+ / -	Analyse avant-après perturbation	Borja <i>et al.</i> , 2009
		AMBI	+ puis atténuation	Suivi temporel en continu après les travaux de dragage	Muxica <i>et al.</i> , 2005
		AMBI	+	Indice pression composite semi-quantitatif type Aubry & Elliott (2006) intégrant : - Les pollutions diffuses : apports d'eau douces, apports d'origine agricole, assainissement non collectif, etc... - Les pollutions ponctuelles : rejets urbains, industriels ou agricoles, - Les terres gagnées sur la mer : polders agricoles, etc... - L'activité industrielle : emprise industrielle, prélèvement d'eau, production d'énergie, - L'activité portuaire : navigation, dragages, - La pêche : poissons, coquillages	Borja <i>et al.</i> , 2011
		indice Shannon-Wiener	-		
		Richesse spécifique	-		
		M-AMBI	-		
	Pollution micropolluants (HAP, métaux, peintures antifouling)	AMBI	-	Gradient d'éloignement au forage pétrolier	Muxica <i>et al.</i> , 2005
			+	Teneur du sédiment en hydrocarbures totaux (en mg/kg)	



Ifremer

Directive Cadre sur l'Eau : les pressions anthropiques et leur impact sur les indicateurs de l'état écologique des masses d'eau littorales de la façade Manche-Atlantique



Synthèse bibliographique

Rémi BUCHET, juin 2012

Siège Social
23 boulevard Einstein – BP 92369
44323 NANTES Cedex 3
☎ 02 40 94 19 00 - 📠 02 40 94 19 05

mail : contact@hocer.com
web : www.hocer.com

Site de Brest
1, Place de Strasbourg
29200 BREST
☎ 02 98 41 34 35 - 📠 02 98 42 39 20

S.A.S. au capital de 556 614 € - RCS Nantes B 440 300 556
N° SIRET: 440 300 556 00022 Code NAF: 742 C – FR 09 440 300 556



SOMMAIRE

1. INTRODUCTION	7
1.1. Contexte et objectif de l'étude	7
1.2. Approche méthodologique : l'intérêt du modèle DPSIR	7
2. PRESENTATION GENERALE DU SECTEUR D'ETUDE	9
2.1. Caractéristiques topographiques	9
2.2. Caractéristiques marégraphiques et hydrodynamiques	10
2.3. Caractéristiques hydrologiques	10
2.4. Caractéristiques sédimentaires	11
2.5. Considérations biogéographiques	12
2.6. La DCE sur la façade Manche-Atlantique (et mer du Nord)	12
3. LES INDICATEURS BIOLOGIQUES DEVELOPPES DANS LE CADRE DE LA DCE SUR LA FACADE MANCHE-ATLANTIQUE FRANCAISE	17
3.1. Indicateur « phytoplancton » (masses d'eau côtières et de transition)	17
3.1.1. Métriques	17
3.1.2. Conditions de référence et grilles d'évaluation des métriques	17
3.1.3. Calcul de l'EQR phytoplancton et grilles d'évaluation	18
3.2. Indicateur « herbiers de zostères » (masses d'eau côtières et de transition)	19
3.2.1. Métriques	19
3.2.2. Conditions de référence et grilles d'évaluation des métriques	19
3.2.3. Calcul de l'EQR et grille d'évaluation	20
3.3. Indicateur « macroalgues intertidales » (masses d'eau côtières)	21
3.3.1. Métriques	21
3.3.2. Conditions de référence	22
3.3.3. Calcul de l'EQR et grilles d'évaluation	22
3.4. Indicateur « macroalgues subtidales » (masses d'eau côtières)	23
3.4.1. Métriques	23
3.4.2. Conditions de référence, calcul de l'EQR et grille d'évaluation	25
3.5. Indicateur « blooms de macroalgues » (masses d'eau côtières)	26
3.5.1. Métriques	26
3.5.2. Conditions de référence	27
3.5.3. Calcul de l'EQR et grille d'évaluation	27
3.6. Indicateur « blooms de macroalgues » (masses d'eau de transition)	28
3.6.1. Métriques	28
3.6.2. Conditions de référence	29
3.6.3. Calcul de l'EQR et grilles d'évaluation	29

3.7. Indicateur « invertébrés benthiques de substrats meubles » (masses d'eau côtières)	30
3.7.1. Métriques	30
3.7.2. Conditions de référence	31
3.7.3. Calcul de l'EQR et grilles d'évaluation	32
4. INVENTAIRE DES PRESSIONS ANTHROPIQUES SUR LES ECOSYSTEMES LITTORAUX DE LA FACADE MANCHE-ATLANTIQUE FRANCAISE	33
4.1. Les forces motrices sur le littoral Manche-Atlantique, et les principales pressions associées	33
4.1.1. Population et urbanisation littorale	33
4.1.2. Ports et navigation maritime	34
4.1.3. Industrie	36
4.1.4. Production d'énergie	37
4.1.5. Extraction de matériaux	38
4.1.6. Pêche professionnelle	39
4.1.7. Aquaculture	41
4.1.8. Agriculture	42
4.1.9. Tourisme littoral	43
4.2. Synthèse des pressions recensées sur les masses d'eau littorales	44
4.3. Considérations d'échelles pour la caractérisation des pressions	46
4.3.1. Echelle spatiale	47
4.3.2. Echelle temporelle	47
5. ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE : LES PRESSIONS SUSCEPTIBLES D'IMPACTER SIGNIFICATIVEMENT LES ELEMENTS DE QUALITE BIOLOGIQUE DE LA DCE	49
5.1. Pressions affectant les communautés phytoplanctoniques	49
5.1.1. Le phytoplancton, descripteur primaire du processus d'eutrophisation	49
5.1.2. Rôle des pressions affectant les conditions d'éclairement	55
5.1.3. Pollution chimique (micro-polluants)	55
5.1.4. Sensibilité aux pressions : aspects quantitatifs	57
5.2. Pressions affectant les herbiers de zostères	62
5.2.1. Eutrophisation et autres pressions affectant les conditions d'éclairement	62
5.2.2. Atteintes physiques	65
5.2.3. Impact des rejets affectant la température et/ou la salinité	66
5.2.4. Pollution chimique (micro-polluants)	68
5.2.5. Espèces invasives	69
5.2.6. Perturbations naturelles	69
5.2.7. Sensibilité aux pressions : aspects quantitatifs	69
5.3. Pressions affectant les communautés macroalgales de substrats durs (intertidales et subtidales)	74
5.3.1. Eutrophisation et autres pressions affectant les conditions d'éclairement et la sédimentation	74
5.3.2. Pollution thermique	76
5.3.3. Pollution chimique (micro-polluants)	77

5.3.4.	Atteintes physiques	79
5.3.5.	Espèces invasives	81
5.3.6.	Perturbations naturelles	82
5.3.7.	Aspects quantitatifs : intérêt des approches multi-pressions	82
5.4.	Pressions responsables des proliférations massives (blooms) de macroalgues opportunistes	85
5.4.1.	Les proliférations de macroalgues opportunistes : un autre symptôme du processus d'eutrophisation	85
5.4.2.	Importance des conditions hydrodynamiques locales	86
5.4.3.	Importance des conditions d'éclairement	87
5.4.4.	Aspects quantitatifs : la responsabilité des apports d'azote inorganique	88
5.5.	Pressions affectant les communautés de macro-invertébrés benthiques de substrats meubles	91
5.5.1.	Eutrophisation et perturbations induites sur le sédiment	91
5.5.2.	Atteintes physiques	94
5.5.3.	Pollution chimique (micro-polluants)	98
5.5.4.	Perturbations naturelles	100
5.5.5.	Aspects quantitatifs	101
	CONCLUSION GENERALE	106
	REFERENCES	111





1. INTRODUCTION

1.1. Contexte et objectif de l'étude

Dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE¹), l'évaluation de l'état des eaux littorales est fondée sur la qualité chimique et sur la qualité écologique de chaque masse d'eau.

Les éléments de qualité permettant de définir l'état écologique d'une masse d'eau sont constitués, entre autres, d'éléments de qualité biologiques (EQB) : phytoplancton, macroalgues, angiospermes, invertébrés, poissons. Chaque état membre a donc développé dans le cadre de la DCE des protocoles d'échantillonnages, identifié des métriques et défini des indicateurs chargés de rendre compte de l'état de santé des différents EQB en réponse aux pressions anthropiques qui s'exercent sur les masses d'eau.

A ce jour, la sensibilité des indicateurs biologiques vis-à-vis des différentes pressions anthropiques s'exerçant sur le littoral n'a bien souvent été caractérisée « que » qualitativement et à dire d'experts : il est donc important d'établir une relation quantitative et prédictive, statistiquement robuste, entre ces indicateurs et les différentes pressions anthropiques s'exerçant sur le littoral.

L'objectif de la DCE est en effet de reconquérir ou de maintenir une bonne qualité chimique et biologique des eaux littorales, et donc de limiter l'impact des activités humaines potentiellement responsables d'une dégradation des écosystèmes. Cette compréhension des liens et interactions entre les pressions anthropiques et l'état écologique des masses d'eau est dès lors fondamentale pour définir des priorités d'action (enjeux, substances...), hiérarchiser les actions à mettre en œuvre dans les programmes de mesures (techniques, fiscales, financières), mais aussi afin de pouvoir communiquer de manière constructive et convaincante dans les échanges entre les gestionnaires et les différents usagers du littoral.

Deux facteurs viennent cependant compliquer cet enjeu : d'une part la variabilité des réponses biologiques en fonction du contexte naturel et, d'autre part, les interactions (on parle d'effets synergétiques) entre différents types de pressions anthropiques et entre les altérations qu'elles peuvent générer.

L'objectif de cette analyse bibliographique est d'identifier les pressions pertinentes au regard de leur impact sur les éléments de qualité biologiques, ainsi que les approches quantitatives (indicateurs, métriques) existantes qui pourrait permettre de caractériser cette sensibilité aux pressions anthropiques.

1.2. Approche méthodologique : l'intérêt du modèle DPSIR

Dans le cadre de la DCE, le modèle DPSIR² a été retenu par la Commission Européenne (IMPRESS, 2002 ; EEA, 2003) pour conceptualiser et représenter les relations entre (i) les **forces motrices** et les usages de la ressource, (ii) les **pressions anthropiques** et (iii) leurs **impacts** sur (iv) l'**état** des masses

¹ Directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000

² Driving forces, pressures, state, impact, response (OECD, 1993)

d'eau et les milieux, mais également les (v) **réponses** technico-économiques qui peuvent être apportées par les gestionnaires en vue d'obtenir ou de préserver le bon état des milieux aquatiques.

Bien que cette approche méthodologique ne propose que des lignes directrices relativement « générales », sa souplesse d'interprétation a autorisé de nombreuses applications dans le contexte des eaux marines européennes et mondiales : Elliott (2002), Ledoux et Turner (2002), Casazza *et al.* (2002), Bowen et Riley (2003), Bricker *et al.* (2003), Cave *et al.* (2003), Newton *et al.* (2003), Islam et Tanaka (2004), Elliott et Cutts (2004), Scheren *et al.* (2004), Xu *et al.* (2004), Pirrone *et al.* (2005), Borja *et al.* (2006), Aubry et Elliott (2006)...

Le schéma présenté en figure 1 rappelle l'organisation théorique du modèle DPSIR, qui peut se décomposer fondamentalement de la manière suivante en :

- Forces motrices (« Driving forces ») qui sont représentées par les acteurs économiques et les activités associées, et sont les causes fondamentales des pressions anthropiques (agriculture, industrie, population/urbanisation, ports, etc.),
- Pressions anthropiques (« Pressures ») qui sont la traduction de ces forces motrices (rejets de systèmes d'assainissement, pratiques de pêche, artificialisation/protection du littoral, dragage des chenaux de navigation, etc...) et peuvent être à l'origine d'un changement d'état dans l'espace et/ou dans le temps,
- Etat (« State ») qui est la description du milieu au travers de la mesure de différents paramètres biologiques, physiques, chimiques, géologiques, hydrologiques, etc...,
- Impacts (« Impacts ») qui correspondent aux changements d'état du fait des pressions et des réponses sur les milieux. Les valeurs d'EQR (Ratio de Qualité Ecologique) utilisées dans le cadre de la DCE traduisent ces impacts dans la mesure où elles induisent un rapport de l'état mesuré à un état de référence.
- Réponses (« Responses ») qui sont les différentes actions correctrices qui peuvent être entreprises (appelées aussi « mesures »), et qui peuvent s'exercer sur l'une ou l'autre des entrées du modèle : sur les pressions (ex : optimisation des performances de stations d'épuration pour réduire les émissions de pollutions, politiques agro-environnementale menées à l'échelle du bassin versant...), ou sur les forces motrices (ex : gestion halieutique de la ressource, planification de l'aménagement du territoire...).

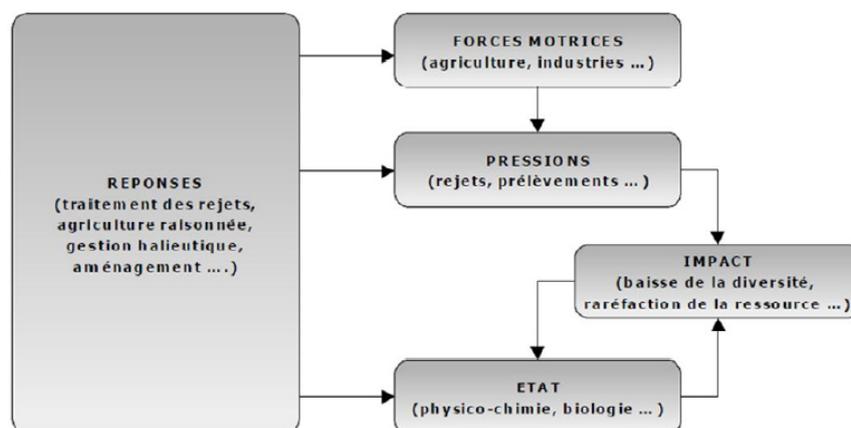


FIGURE 1 : Le modèle DPSIR, d'après le document MEDD-AQUASCOP (2003)

Dans le cadre de cette étude, **le modèle DPSIR va nous permettre d'ordonner les éléments de l'analyse et de conceptualiser le travail de recensement des pressions les plus pertinentes à l'échelle de la façade Manche-Atlantique.**

Ainsi, à partir de la documentation disponible concernant leur impact sur les indicateurs biologiques chargés de décrire l'état des masses d'eau littorales, le modèle DPSIR nous permettra de remonter de manière logique et structurée jusqu'aux pressions anthropiques, que l'on peut conceptualiser comme des « robinets » sur lesquels les gestionnaires peuvent/doivent agir afin de reconquérir ou préserver le bon état écologique.

L'impact en termes socio-économique, qui est également sous-tendu par le modèle DPSIR (ex : fermeture des zones conchylicoles et de baignade, altérations des services environnementaux, etc...) ne sera pas traité dans étude.

2. PRESENTATION GENERALE DU SECTEUR D'ETUDE

2.1. Caractéristiques topographiques

La longueur du trait de côte métropolitain français atteint au total 5533 km, dont 3830 km soit près de 70 % pour la façade maritime occidentale : Atlantique, Manche et Mer du Nord. Sur cette façade, les côtes se caractérisent par une importante diversité géomorphologique, liée à la nature des substrats et accentuée par celle du relief (baies, golfes, rias, abers, estuaires...). Une mosaïque d'habitats y est ainsi représentée : estrans sableux ou rocheux, plages de sable ou de galets, blocs de rochers, dunes fixées ou mobiles, marais littoraux, vasières salées ou saumâtres, prés-salés, lagunes, falaises plus ou moins hautes... De manière schématique, on estime que le littoral de la façade peut être décomposé en 30 % de côtes rocheuses, 40 % de côtes sableuses et 30 % de marais et vasières (Castel *et al.*, 1997).

En Manche ouest, le littoral présente un découpage très marqué sur le littoral breton, où les côtes rocheuses dominent car le massif armoricain se prolonge en mer sous la forme d'une zone pré-littorale taillée dans un socle hercynien. La partie orientale de la Manche se caractérise quant à elle par l'alternance de grandes portions de plages sableuses (Basse Normandie, Picardie) avec des falaises quelquefois très hautes (ex : falaises de craie du Crétacé du Pays de Caux, falaises du Portlandien vers Boulogne ^s/mer).

En Atlantique (golfe de Gascogne), le littoral est plus diversifié dans la partie nord, avec une alternance des côtes rocheuses et sableuses, pointes, baies, îles ; tandis que dans la partie sud de la Gironde on rencontre une côte sableuse rectiligne sur 250 km de long, puis les falaises du Pays Basque plus au sud.

Le plateau continental est pratiquement inexistant le long des côtes espagnoles, puis s'élargit au niveau des côtes françaises pour atteindre une largeur de 200 km environ au nord du 45^{ème} parallèle. Au sud de cette latitude et du fait de sa largeur réduite, il présente une pente plus forte que dans la partie nord et se trouve ainsi plus exposé à l'action de la houle (Castaing, 1981).



2.2. Caractéristiques marégraphiques et hydrodynamiques

L'ensemble du littoral atlantique est soumis à l'action des marées, mais celles-ci présentent toutefois des amplitudes variables selon les secteurs considérés. Grossièrement, l'amplitude des marées de vives eaux varie de 5 mètres sur les côtes des Flandres, atteint 8 mètres le long des côtes de Picardie (baie de Somme) et retombe à 5 mètres au nord du Cotentin à Cherbourg. Cette amplitude augmente ensuite dans le golfe Normano-breton où elle dépasse les 12 mètres dans la baie du Mont Saint Michel et autour des îles anglo-normandes, puis s'atténue vers l'ouest aux abords de la pointe de Bretagne où elle atteint 6 mètres en rade de Brest. Au niveau de l'embouchure de la Loire, le marnage atteint 4 mètres et est encore de 4,5 m à la pointe de Grave (Gironde), puis il se réduit entre 3,8 et 4 mètres aux environs de Saint Jean de Luz (Pays Basque).

En Manche, les courants ont tendance à être plus forts le long des côtes françaises que le long des côtes anglaises, du fait de l'influence de la force de Coriolis. Leurs vitesses peuvent dépasser les 3 nœuds par exemple au large des côtes nord de Bretagne et du Cotentin, et en Manche orientale au large des caps d'Antifer et de Gris Nez. La vitesse des courants peut même atteindre les 10 nœuds en vive eau d'équinoxe dans le Raz Blanchard, entre la Hague et l'île d'Aurigny. Dans les baies telles que la baie de Saint Briec ou celle du Mont Saint Michel les vitesses s'atténuent, ce qui permet aux particules fines de se déposer. La marée constitue le facteur majeur déterminant la circulation générale des eaux de l'Atlantique vers la Mer du Nord. Cependant, des vents d'est soufflants durant plusieurs jours dans le Pas de Calais peuvent engendrer une inversion complète du sens de circulation générale des eaux, et les eaux de la Mer du Nord se déverseront alors vers la Manche.

Les courants de marée sont beaucoup plus faibles au sud de la Bretagne, où les vitesses maximales ne dépassent généralement pas 1,5 nœud (exceptions faites du golfe du Morbihan, des estuaires ou des pertuis charentais). Bien souvent, les vitesses sont inférieures à 0,5 nœud et n'ont alors qu'une incidence faible vis-à-vis du transport sédimentaire. A la différence de ce qui est observé en Manche où les courants sont de type alternatifs, les courants observés en Atlantique sont rotatifs et l'action du vent devient alors dominante par rapport à celle de la marée (Castel *et al.*, 1997).

Les houles présentent également une variabilité importante selon que l'on se trouve en Manche, le long des côtes bretonnes, en Vendée ou le long du littoral aquitain. Les houles enregistrées dans le golfe de Gascogne sont les plus importantes des côtes françaises, avec une hauteur maximale moyenne annuelle de 9,5 mètres. Vers la pointe de la Bretagne, on retrouve les houles fortes de l'Atlantique de l'ordre de 7,5 mètres, tandis qu'entre Dieppe et la frontière belge, la hauteur de houle croît du sud vers le nord, où elle atteint un maximum de 4,7 mètres au large de Dunkerque.

2.3. Caractéristiques hydrologiques

A partir du mois de juin et jusqu'à la fin du mois de septembre, une thermocline s'établit à l'entrée de la Manche et sépare les eaux stratifiées à l'ouest des eaux brassées à l'est. La Manche est ainsi soumise aux fluctuations saisonnières des eaux littorales (minimums hivernaux et maximum estivaux), auxquelles s'additionnent en baie de Seine et en Manche orientale les apports d'eaux douces de la Seine et d'autres fleuves plus modestes tels que la Somme. Un gradient thermique marqué existe entre les eaux occidentales de la Manche qui sont thermiquement « tamponnées »



par l'influence des eaux atlantiques, et les eaux orientales qui présentent un gradient thermique prononcé (4°C en hiver et plus de 20°C en été).

Les biocénoses atlantiques sont pour leur part sous l'influence de trois masses d'eaux caractérisées par des variations thermiques étalées dans le temps et dans l'espace : l'onde thermique continentale estivale, l'onde thermique continentale hivernale et, plus au large, l'onde thermique homotherme (Castel *et al.*, 1997).

Sur l'ensemble du littoral Manche-Atlantique, des apports fluviaux directs provoquent notamment une dessalure des eaux côtières et augmentent leur turbidité. L'estuaire de la Seine (débit moyen de $380 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), dont le bassin versant de 78000 km^2 draine une région où vit notamment le quart de la population française, est une source d'apports polluants considérable en Manche orientale. Les apports annuels en matériel en suspension en provenance de la Seine sont modérés, de l'ordre de $0,5 \times 10^6$ tonnes.

En Atlantique, les eaux côtières sont essentiellement influencées par deux grands estuaires : au Sud l'estuaire de la Gironde (bassin versant de 85000 km^2 ; débit moyen de $800 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), et au Nord l'estuaire de la Loire (bassin versant de 122000 km^2 ; débit moyen de $840 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Les cinq plus grands fleuves du littoral atlantique (Vilaine, Loire, Charente, Gironde, Adour) apportent en moyenne annuelle $2,4 \times 10^6$ tonnes de matériel en suspension à l'océan, la Gironde contribuant pour environ 70 % à ce bilan (Castel *et al.*, 1997).

2.4. Caractéristiques sédimentaires

La pointe de la Bretagne délimite deux ensembles géomorphologiques et biosédimentaires aux caractéristiques contrastées.

En Manche d'une part, les caractéristiques sédimentaires peuvent être mises en perspective avec l'importance des gradients de courants de marée. Ainsi, la séquence sédimentaire peut aller de fonds caillouteux à épibioses sessiles dans les zones à très forts courants, jusqu'aux sédiments fins confinés dans les baies et estuaires (Larsonneur *et al.*, 1982). Entre les deux extrémités de ce gradient on retrouve des cailloutis, des graviers, des graviers sableux et sables grossiers, des sables moyens le plus souvent dunaires, des sables fins et enfin des sables fins vaseux. Cependant, une grande partie de la Manche est caractérisée par des fonds de cailloutis et de sédiments grossiers.

Dans le golfe de Gascogne d'autre part, entre le domaine de la « Grande Vasière » (qui occupe la partie centrale du plateau continental entre 70 m et 100 m de profondeur) et la côte, trois régions pré-littorales sont identifiées (Castel *et al.*, 1997) : le sud Bretagne, le secteur compris entre la Loire et la Gironde, et la région Aquitaine.

Au sud de la Bretagne se trouve une épine rocheuse portant les îles (Glénan, Groix, Houat, Hoedic, Quiberon, Belle-Île), qui permet la sédimentation des éléments fins en provenance des estuaires et ainsi la formation de vasières pré-littorales. Ces dernières sont alimentées par les estuaires et les petites mers intérieures, caractéristiques du littoral breton du nord-Gascogne : rivière de Pont l'Abbé, Odet, rade de Lorient, Morbihan, Mor Bras-Baie de Vilaine. La côte sud bretonne ne possède ainsi que peu de grands ensembles de sables fins (en dehors des tombolos de Quiberon et du



Croisic), à la différence de la Manche (baie du Mont Saint-Michel ou de Lannion) ou de l'Iroise (baie d'Audierne ou de Douarnenez).

Dans le secteur côtier compris entre l'estuaire de la Loire et celui de la Gironde, les massifs rocheux qui portent les îles de Noirmoutier, d'Yeu, de Ré et d'Oléron permettent également la constitution de vasières littorales (baie de Bourgneuf et pertuis Charentais). Une grande partie de la zone située entre ces vasières pré-littorales et la Grande Vasière se caractérise par des immenses plaines de sables grossiers et de graviers riches en débris coquilliers. En vis-à-vis de l'estuaire de la Gironde, qui est constitué de sables dunaires puis de sables fins, plusieurs vasières se sont constituées notamment au sud de l'île d'Oléron.

Dans le secteur aquitain du golfe de Gascogne, les formations se succèdent de manière parallèle à la côte, le long d'une pente faible (0,3 % en moyenne) : les dunes se prolongent en mer par un sable moyen dunaire qui est limité aux environs de 50 mètres de profondeur par un axe de graviers et de sables plus grossiers. Cet axe laisse ensuite place à une étroite bande de sables fins gris jusqu'à la grande vasière.

2.5. Considérations biogéographiques

Pour certains auteurs (ex : Ekman, 1953), la pointe bretonne constitue une frontière biogéographique entre la province lusitanienne au sud et la province boréale au nord. En effet, tant d'un point de vue géomorphologique que biosédimentaire, la Manche et l'Iroise se distinguent clairement du golfe de Gascogne.

Cependant, le fait qu'il n'existe pas de grands ensembles envasés en Manche ne semble pas justifier le positionnement de cette limite biogéographique pour les espèces vasicoles, que l'on retrouve également en Mer d'Irlande. De même pour Le Danois (1948), le seuil du Poitou constituerait une limite entre la région armoricaine et la Vendée d'une part, et la région charentaise et l'Aquitaine d'autre part.

2.6. La DCE sur la façade Manche-Atlantique (et mer du Nord)

La Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE s'applique à l'ensemble des pays membres de l'Union Européenne et « établit un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau en vue d'une meilleure gestion des milieux aquatiques ». Elle fixe comme objectif général l'atteinte, à l'horizon 2015, d'un bon état écologique et chimique des masses d'eau souterraines et de surface, ces dernières incluant les eaux côtières et de transition (estuaires en particulier).

Les états membres se doivent donc de prévenir toute dégradation supplémentaire et d'améliorer le cas échéant l'état des écosystèmes aquatiques.

Les masses d'eau côtières et de transition sont les unités géographiques cohérentes de la DCE. Elles ont été définies sur la base de considérations physiques ayant une influence avérée sur la biologie. Ces critères, qui ont également permis d'établir une typologie des masses d'eau, sont d'ordre :

- hydrodynamique (courant, marnage, stratification, profondeur...),
- sédimentologique (sable, vase, roche...).

A l'échelle de la façade Manche-Atlantique (et Mer du Nord), le littoral est ainsi découpé en 74 masses d'eau côtières et 53 masses d'eau de transition (cf. figure 2), qui se répartissent administrativement entre 4 grands bassins hydrographiques : Artois-Picardie, Seine-Normandie, Loire-Bretagne et Adour-Garonne.

Pour ces différentes masses d'eau, 17 typologies de MEC (cf. tableau 1) et 8 typologies de MET (cf. tableau 2) ont été définies à l'échelle de la façade. Au niveau européen, la façade se divise en 2 types de masses d'eau côtières : NEA 1/26a en Manche-Atlantique et NEA 1/26b en mer du Nord. En revanche, l'ensemble des MET françaises de la façade appartiennent au type européen baptisé « NEA 11 ».

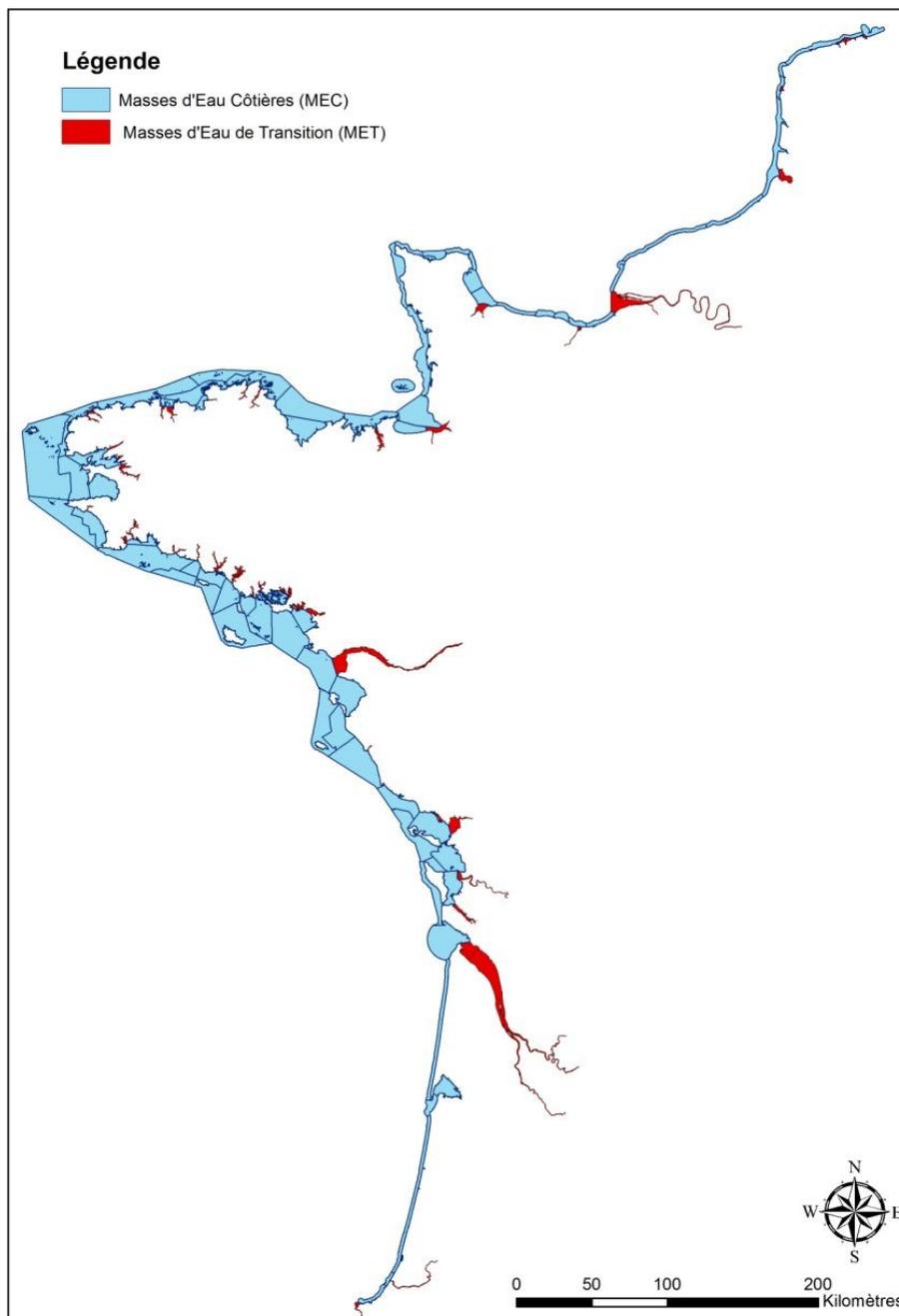


FIGURE 2 : Le découpage en masses d'eau du littoral Manche-Atlantique - mer du Nord

n° du type	Nom du type
C1	Côte rocheuse, méso- à macrotidale, peu profonde
C2	Masse d'eau au large, rocheuse et profonde
C3	Côte vaseuse modérément exposée
C4	Côte vaseuse exposée
C5	Lac marin
C6	Côte principalement sableuse très exposée
C7	Côte à grande zone intertidale et à dominante vaseuse
C8	Côte sableuse mésotidale mélangée
C9	Côte à dominante sableuse macrotidale mélangée
C10	Côte sableuse partiellement stratifiée
C11	Côte principalement sableuse macrotidale
C12	Côte vaseuse abritée
C13	Côte sableuse stratifiée
C14	Côte rocheuse mésotidale peu profonde
C15	Côte rocheuse macrotidale profonde
C16	Rade de Cherbourg (macrotidale, profonde, à sédiments mixtes)
C17	Côte à grande zone intertidale et à mosaïque de substrats

TABLEAU 1 : Liste des types de masses d'eau côtières définis pour l'Atlantique, la Manche et la Mer du Nord

n° du type	Nom du type
T1	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide
T2	Grand port macrotidal
T3	Petit estuaire à petite zone intertidale et à faible turbidité
T4	Estuaire mésotidal, très peu salé et à débit moyen
T5	Estuaire, petit ou moyen, macrotidal, fortement salé, à débit moyen
T6	Grand estuaire très peu salé et à fort débit
T7	Grand estuaire moyennement à fortement salé et à fort débit
T8	Petit estuaire à petite zone intertidale et à turbidité moyenne à forte
T9	Petit estuaire à grande zone intertidale fortement salé et peu turbide

TABLEAU 2 : Liste des types de masses d'eau de transition définis pour l'Atlantique, la Manche et la Mer du Nord

Afin de connaître l'état de ces masses d'eau, l'article 8 de la DCE prévoit la mise en œuvre d'un programme de surveillance, de manière à « dresser un tableau cohérent et complet de l'état des eaux au sein de chaque bassin hydrographique ». Ce programme est mené sur la durée d'un plan de gestion d'une durée de 6 ans.

Afin de répondre à cette demande, chaque bassin hydrographique a ainsi défini différents réseaux de contrôles dans le cadre des Schémas Directeurs des Données sur l'Eau (SDDE), prévus par la circulaire du 26 mars 2002 du Ministère en charge de l'environnement.

Le programme de surveillance défini par la circulaire DCE 2007/20 comprend quatre types de contrôles :

- le contrôle de surveillance qui porte depuis 2007 sur l'ensemble des paramètres biologiques et physico-chimiques précisés par l'arrêté du 25 janvier 2010, modifié par l'arrêté du 28 juillet 2011 ;

- le contrôle opérationnel, mis en place sur les masses d'eau à risque de non respect des objectifs environnementaux et qui porte sur les paramètres responsables de la mauvaise qualité des masses d'eau ;
- le contrôle d'enquête, mis en œuvre pour rechercher les causes d'une mauvaise qualité en l'absence de réseau opérationnel, voire pour évaluer l'ampleur et l'incidence d'une pollution accidentelle ;
- le contrôle additionnel, destiné à vérifier les pressions qui s'exercent sur les zones « protégées », c'est-à-dire les secteurs ou activités déjà soumis à une réglementation européenne (ex : zones conchylicoles, Natura 2000, baignades).

Le contrôle de surveillance, défini par la circulaire DCE 2007/20 et plus récemment par l'arrêté du 25 janvier 2010, a pour ambition :

- d'apprécier l'état écologique et chimique des masses d'eau côtières et de transition ;
- de compléter et valider le classement en risque de non respect des objectifs environnementaux (RNROE) ;
- d'évaluer à long terme les éventuels changements du milieu liés à l'activité humaine ;
- de contribuer à la définition des mesures opérationnelles à mettre en place pour atteindre le bon état écologique.

Ces derniers textes définissent les **éléments de qualité** à suivre au titre du contrôle de surveillance dans les masses d'eau côtières et de transition de l'Atlantique, de la Manche et de la mer du Nord, et préconisent des **fréquences d'échantillonnage** pour chacun de leurs paramètres (cf. tableaux 3 et 4).

Eléments suivis	Nombre d'années de suivi par schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux	Fréquence des contrôles par année
Biologie		
Phytoplancton	6	- 8 (biomasse) - 12 (abondance, composition)
Angiospermes	2	1
Macro-algues (blooms)	2	1
Macro-algues (intertidal)	2	1
Macro-algues (subtidal)	1	1
Invertébrés	6 (sites d'appui) 2 (autres sites)	1
Physico-chimie		
Température Salinité turbidité	6	En fonction des besoins de la physico-chimie et de la biologie
Oxygène dissous	6	De juin à septembre en même temps que phytoplancton
Nutriments	2 (OSPAR sans problème) 6 (autres)	4 (de novembre à février)
Hydromorphologie		
Hydromorphologie	1	1

TABLEAU 3 : Eléments de qualité à suivre et fréquences correspondantes, pour les masses d'eau côtières de l'Atlantique, la Manche et la mer du Nord

Éléments suivis	Nombre d'années de suivi par schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux	Fréquence des contrôles par année
Biologie		
Phytoplancton	6	- 8 (biomasse) - 12 (abondance, composition)
Angiospermes	2	1
Macro-algues (blooms)	2	1
Macro-algues (intertidal)	2	1
Macro-algues (subtidal)	1	1
Invertébrés	2	1
Ictyofaune	3	2
Physico-chimie		
Température Salinité turbidité	6	En fonction des besoins de la physico-chimie et de la biologie
Oxygène dissous	6	De juin à septembre en même temps que phytoplancton
Nutriments	2 (OSPAR sans problème) 6 (autres)	4 (de novembre à février)
Hydromorphologie		
Hydromorphologie	1	1

TABLEAU 4 : Éléments de qualité à suivre et fréquences correspondantes, pour les masses d'eau de transition de l'Atlantique, la Manche et la mer du Nord

De cette manière, la surveillance génère des données qui permettent de calculer la valeur d'un indicateur pour chaque élément de qualité. Cette valeur d'indicateur est ensuite transformée en un Ratio de Qualité Ecologique (« EQR » en anglais), qui est le rapport entre la valeur calculée et une valeur de référence.

La valeur de cet EQR, comprise entre 0 et 1, est ensuite comparée à une grille définissant les différents états de qualité afin d'établir le classement des masses d'eau. L'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation, ainsi que l'arrêté modificatif du 28 juillet 2011, précisent les grilles de qualité à appliquer pour les différents éléments de qualité.

A noter que sous réserve d'une validation par la commission européenne des résultats issus du second exercice d'intercalibration européenne qui s'est achevé début 2012, certaines de ces grilles de qualité pourraient prochainement évoluer (Buchet, 2012).

3. LES INDICATEURS BIOLOGIQUES DEVELOPPES DANS LE CADRE DE LA DCE SUR LA FACADE MANCHE-ATLANTIQUE FRANCAISE

3.1. Indicateur « phytoplancton » (masses d'eau côtières et de transition)

3.1.1. Métriques

L'indicateur développé par la France est composé à ce jour de deux métriques relatives aux paramètres « biomasse » et « abondance » du phytoplancton (cf. tableau 5). Aucun indice de composition n'est validé à ce jour.

Paramètres requis par la DCE (annexe V) Elément de qualité « phytoplancton »	Paramètre	Métrique
Biomasse	Concentration en chlorophylle-a (spectrophotométrie ou fluorimétrie)	Percentile 90 (prélèvement mensuel de mars à octobre, en sub-surface) – données sur 6 ans
Abondance	Blooms phytoplanctoniques toutes espèces (dénombrements floristiques)	% d'échantillons avec blooms d'un taxon unique (prélèvement mensuel tout au long de l'année, en sub-surface) - données sur 6 ans : <ul style="list-style-type: none"> • grandes cellules : > 100 000 cellules /L • petites cellules : > 250 000 cellules /L
Composition	Aucun	Aucune

TABLEAU 5 : Synthèse des métriques composant l'indicateur « phytoplancton » français en MEC et MET Manche-Atlantique

3.1.2. Conditions de référence et grilles d'évaluation des métriques

Pour chacune des métriques utilisées, des valeurs de référence ont été définies pour la Manche/Atlantique (MEC et MET), à dire d'expert et sur la base de séries historiques (1992-2006) précédemment collectées sur 8 sites côtiers français : Cherbourg port, Donville, Chausey, Bréhat, Ouessant – Cale de Porz Arlan, Groix Nord, Port Joinville et Bouée 7.

Ces sites ont été retenus car ils ne présentaient *a priori* pas de problèmes d'enrichissement en sels nutritifs. De plus, les concentrations mesurées en chlorophylle-a sont généralement faibles, avec un faible nombre de pics dans l'année. Le nombre d'efflorescences phytoplanctoniques n'y est pas supérieur à 2 blooms annuels, occurrence considérée comme une situation de référence : une floraison au printemps et une autre en automne, principalement dominée par les diatomées.

En ce qui concerne les MEC et MET de Mer du Nord, la valeur de référence en chlorophylle-a a également été définie à dire d'expert, mais à partir de séries historiques (1992-2006) disponibles sur deux sites situés au large de Dunkerque d'une part et de Boulogne d'autre part.

Les grilles d'évaluation pour les métriques constituant l'indicateur et leurs EQR correspondants (cf. figures 3 et 4) sont à la fois issues du jugement d'experts (calibration selon un pré-classement de sites d'échantillonnage), et des limites arrêtées lors du 1^{er} exercice d'intercalibration européen des métriques phytoplanctoniques (décision CE du 30 octobre 2008).

Type ME		très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
Valeur de référence						
MEC – 1/26 a	$\mu\text{g/l}$	0 – 5	5 – 10	10 – 20	20 – 40	> 40
3.33	EQR	1 – 0.67	0.67 – 0.33	0.33 – 0.17	0.17 – 0.08	< 0.08
MEC – 1/26 b	$\mu\text{g/l}$	0 – 10	10 – 15	15 – 22.5	22.5 – 45	> 45
6.67	EQR	1 – 0.67	0.67 – 0.44	0.44 – 0.3	0.3 – 0.15	< 0.15
MET – Manche et Atlantique	$\mu\text{g/l}$	0 – 5	5 – 10	10 – 20	20 – 40	> 40
3.33	EQR	1 – 0.67	0.67 – 0.33	0.33 – 0.17	0.17 – 0.08	< 0.08
MET – Mer du Nord	$\mu\text{g/l}$	0 – 10	10 – 15	15 – 22.5	22.5 – 45	> 45
6.67	EQR	1 – 0.67	0.67 – 0.44	0.44 – 0.3	0.3 – 0.15	< 0.15

FIGURE 3 : Conditions de référence et grilles d'évaluation pour la métrique de biomasse phytoplanctonique (percentile 90 [Chl-a]), pour les différents types de MEC et MET Manche-Atlantique

Valeur de référence MEC et MET		très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
16.7	%	0 – 20	20 – 39	39 – 70	70 – 90	> 90
	EQR	1 – 0.83	0.83 – 0.43	0.42 – 0.24	0.24 – 0.19	< 0.19

FIGURE 4 : Conditions de référence et grilles d'évaluation pour la métrique d'abondance (% blooms d'un taxon unique), pour les différents types de MEC et MET Manche-Atlantique

3.1.3. Calcul de l'EQR phytoplancton et grilles d'évaluation

Au stade actuel de développement de l'indicateur, un EQR « phytoplancton » est obtenu en calculant la moyenne équipondérée des EQR de biomasse et d'abondance. La qualité des masses d'eau en fonction des différentes typologies de masses d'eau est évaluée selon la grille présentée en figure 5.

Type ME		très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
MEC – 1/26 a	EQR	1 – 0.75	0.75 – 0.38	0.38 – 0.2	0.2 – 0.13	< 0.13
MEC – 1/26 b	EQR	1 – 0.75	0.75 – 0.44	0.44 – 0.27	0.27 – 0.17	< 0.17
MET – Manche et Atlantique	EQR	1 – 0.75	0.75 – 0.38	0.38 – 0.2	0.2 – 0.13	< 0.13
MET – Mer du Nord	EQR	1 – 0.75	0.75 – 0.44	0.44 – 0.27	0.27 – 0.17	< 0.17

FIGURE 5 : Grilles d'évaluation pour l'EQR « phytoplancton » (i.e. biomasse + abondance), pour les différents types de MEC et MET Manche-Atlantique

3.2. Indicateur « herbiers de zostères » (masses d'eau côtières et de transition)

3.2.1. Métriques

L'indicateur se compose de trois métriques (cf. tableau 6) :

- L'extension spatiale de l'herbier : état de l'extension actuelle par rapport à la plus grande extension historique connue (post épidémie des années 1930 qui a décimé la *Zostera marina*),
- La densité des herbiers (estimée *via* l'abondance et/ou la biomasse et/ou le recouvrement) : état de la densité actuelle par rapport à la plus grande densité connue,
- L'évolution du nombre d'espèces au cours du temps : 2 espèces sont prises en compte, *Zostera noltii* et *Zostera marina* (métrique qualitative : présence/absence).

Paramètres requis par la DCE (annexe V) – Elément de qualité « Flore autre que phytoplancton »	Métrique
Abondance	Extension spatiale & densité de l'herbier
Taxa sensibles aux perturbations	<i>Zostera noltii</i> (intertidale) & <i>Zostera marina</i> (intertidale et subtidale)
Composition taxonomique	Evolution du nombre d'espèces au cours du temps (<i>Zostera noltii</i> , intertidale & <i>Zostera marina</i> , intertidale et subtidale)

TABLEAU 6 : Synthèse des métriques composant l'indicateur macrophytes (herbiers de zostères) français en MEC et MET Manche-Atlantique

3.2.2. Conditions de référence et grilles d'évaluation des métriques

Les herbiers de zostères des côtes françaises diffèrent en termes d'extension, de densité/biomasse et de composition. Ces paramètres dépendent de facteurs géographiques, édaphiques, bathymétriques et hydrodynamiques s'appliquant à chaque masse d'eau.

De ce fait, les conditions de référence sont spécifiques aux herbiers de chaque masse d'eau : elles correspondent au meilleur état possible des herbiers au cours de la période historique pour laquelle des informations sur leur état sont disponibles.

Ces choix nécessitent de récolter et d'analyser toutes les informations historiques existantes sur les herbiers des masses d'eau. Lorsque ces informations n'existent pas, le dire d'expert intervient, voire la modélisation (en projet dans le cadre du développement de l'indicateur).

Les limites de classes actuelles pour les différentes métriques résultent des travaux du premier round

d'intercalibration européenne (2004-2006), avec certaines adaptations issues du jugement des experts français de la thématique.

La grille d'interprétation (EQR) des métriques d'abondance est présentée en figure 6, celle de la métrique de composition taxinomique en figure 7.

	très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
Densité (perte) /extension (perte)	0 – 10%	11 - 20%	21 – 30%	31 – 50%	> 70%
EQR	1 – 0,8	0,78 – 0,6	0,59 – 0,5	0,49 – 0,3	0,295 – 0

FIGURE 6 : Grille pour les métriques d'abondance de l'indicateur herbiers Manche-Atlantique

	très bon	bon	moyen	Médiocre/mauvais
Composition	Espèces apparues ou perte d'aucune espèce	Perte d'une espèce – <i>Zostera marina</i>	Perte d'une espèce – <i>Zostera noltii</i>	Perte de 2 espèces
EQR	1	0,7	0,5	0

FIGURE 7 : Grille d'interprétation pour la métrique de composition taxinomique de l'indicateur herbiers Manche-Atlantique

3.2.3. Calcul de l'EQR et grille d'évaluation

A l'image de la plupart des indicateurs développés en Europe sur les herbiers de zostères en Atlantique Nord-est (à l'exception de la méthode utilisée par la Hollande qui retient le plus mauvais EQR), l'EQR « final » pour une masse d'eau est obtenu en calculant la moyenne équipondérée des EQR obtenus par chaque métrique composant l'indicateur.

La grille d'interprétation de l'état écologique à partir de la valeur de cet EQR « final » est présentée en figure 8.

Statut écologique	très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
EQR "angiospermes"	1 – 0,8	0,79 – 0,6	0,59 – 0,4	0,39 – 0,2	< 0,19

FIGURE 8 : Grille d'interprétation de l'EQR obtenu pour l'indicateur « herbiers de zostères » français

3.3. Indicateur « macroalgues intertidales » (masses d'eau côtières)

3.3.1. Métriques

L'indicateur français, baptisé «CCO » (Cover, Characteristic species, Opportunistic species), est composé de 3 métriques (cf. tableau 7) caractérisant l'abondance des communautés macroalgales intertidales, leur diversité, mais aussi l'abondance au sein de celles-ci des espèces sensibles aux perturbations (plus particulièrement les espèces dites « opportunistes »).

Paramètres requis par la DCE (annexe 5) – Élément de qualité « Flore autre que phytoplancton »	Métriques
Abondance	% de recouvrement global/ceinture
Diversité	% de recouvrement par les espèces caractéristiques/ceinture
Taxa sensibles aux perturbations	% de recouvrement des espèces opportunistes/ceinture

TABLEAU 7 : Synthèse des métriques composant l'indicateur macroalgues intertidales français en MEC Manche-Atlantique

Le pourcentage de recouvrement global par ceinture permet de caractériser l'abondance des communautés macroalgales intertidales. Une note globale (sur 40) pour cette métrique est obtenue en calculant la somme des notes pour chaque niveau bathymétrique représenté (cf. tableau 8). Lorsqu'il y a moins de 6 ceintures sur l'estran, une règle de trois est utilisée.

% couverture	rang 1	rang 2	rang 3	rang 4	rangs 5 / 6
0 - 2,5	0	0	0	0	0
2,5 - 5	2	2	1	1	1
5 - 10	4	3	2	2	2
10 - 25	5	5	3	3	3
25 - 50	6	6	5	4	3
50 - 75	7	7	6	5	4
75 - 100	9	8	7	6	5

TABLEAU 8 : Tableau indiciel pour la couverture végétale globale par niveau bathymétrique

La seconde métrique du CCO est le pourcentage de recouvrement des espèces dites « caractéristiques » par type de ceinture macroalgale, avec un nombre d'espèces caractéristiques variable selon la ceinture et le secteur biogéographique considéré en Manche/Atlantique (cf. tableau 9).

	<i>Pelvetia</i> + <i>Fucus spiralis</i>	<i>Ascophyllum</i> / <i>F. vesiculosus</i>	<i>Fucus</i> <i>serratus</i>	<i>Himantalia</i> / <i>Bifurcaria</i>	<i>Laminaria</i> <i>digitata</i>
Bretagne (Vendée - Cotentin)	7	13	15	19	17
Charentes	7	12	11	14	17
Manche Orientale	7	13	15	15	14
Pays Basque	<i>Corallina</i> spp. + <i>Caulacanthus</i> (médio-littoral supérieur)		<i>Stypocaulon scoparium</i> + <i>Gelidium</i> spp. (médio-littoral inférieur)		
	7		12		

TABLEAU 9 : Nombre d'espèces caractéristiques retenues par ceinture et par zone biogéographique française

En fonction du pourcentage de recouvrement des espèces caractéristiques rencontrées dans chaque ceinture macroalgale, une note sur 30 est attribuée à celle-ci (cf. tableau 10). Sachant qu'il y a théoriquement 5 ceintures, le maximum de points obtenu est 150. Cette note sur 150 est ramenée sur 30 pour la note finale de cette métrique. Enfin, lorsqu'il y a moins de 5 ceintures algales sur l'estran, une règle de 3 est utilisée.

pourcentage d'espèces retenues par ceinture	note par ceinture
> 50	30
[35 - 50]	20
[20 - 35]	10
[5 - 20]	5
0	0

TABLEAU 10 : Tableau indiciel pour le nombre d'espèces caractéristiques par ceinture (recouvrement par espèce \geq 2,5 %)

La troisième métrique composant le CCO est définie comme le pourcentage de recouvrement des espèces opportunistes, qui est calculé pour chaque ceinture. La note finale pour cette métrique (sur 30) est obtenue en additionnant les notes obtenues pour chaque niveau bathymétrique (cf. tableau 11). Lorsqu'il y a moins de 5 ceintures algales sur l'estran, une règle de 3 est utilisée.

espèces opportunistes par ceinture (échantillonnage par quadrats)	
valeur	recouvrement
6	< 5 %
4	5 – 25 %
2	25 – 50 %
1	50 – 75 %
0	75 – 100 %

TABLEAU 11 : Tableau indiciel pour le pourcentage de recouvrement des espèces opportunistes par ceinture

3.3.2. Conditions de référence

Les valeurs de référence pour les différentes métriques ont été établies, à dire d'expert, à partir des valeurs obtenues sur des sites de référence ou réputés peu impactés. Ces sites de référence ont été identifiés par les experts en prenant en compte la faible influence locale des principales pressions anthropiques qui affectent les communautés macroalgues de substrat dur : l'eutrophisation, la pêche à pied professionnelle et récréative, l'exploitation industrielle ou encore la turbidité.

Les sites ainsi désignés pour définir les conditions de référence sont les suivants : Kallot, Bréhat, Delleg, Portsall, et Abbadia, sur lesquels des données sont disponibles depuis 2007 dans le cadre du réseau REBENT Bretagne (sauf Abbadia).

3.3.3. Calcul de l'EQR et grilles d'évaluation

L'EQR final pour un site donné est obtenu en additionnant les notes obtenues pour chaque métrique (note totale sur 100), puis en divisant cette note par 100.

La limite entre les états « Très Bon » et « Bon » pour cet indicateur a été déduite de la variabilité des métriques sur les sites de référence, tout en considérant les résultats issus du 1^{er} round d'intercalibration en termes de limites d'EQR.

La limite entre l'état « Bon » et l'état « Moyen » a été calibrée selon une approche *a priori* (dire d'expert) de classification des sites selon ce « sous-élément de qualité », en tenant compte des conclusions du 1^{er} round d'intercalibration (décision CE du 30 octobre 2008).

L'état écologique est alors interprété sur la base de la grille présentée en figure 9.

	très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
Note finale sur 100	100 - 81	80 - 61	60 - 41	40 - 20	< 19
EQR	1 - 0,81	0,80 - 0,61	0,60 - 0,41	0,40 - 0,20	< 0,19

FIGURE 9 : Grille d'évaluation de l'état écologique avec le CCO (note finale et EQR)

3.4. Indicateur « macroalgues subtidales » (masses d'eau côtières)

3.4.1. Métriques

L'indicateur développé sur la façade Manche-Atlantique française se compose de 8 métriques (cf. tableau 12) destinées à caractériser l'abondance des communautés macroalgues subtidales, leur diversité, ainsi que l'abondance au sein de celles-ci des espèces sensibles aux perturbations.

Paramètres requis par la DCE (annexe5) – Élément de qualité « Flore autre que phytoplancton »	Métriques
Abondance	Limites d'extension en profondeur des différentes ceintures algales (m C.M. ³) Densité des espèces d'algues définissant l'étagement (nb. individus / m ²) Longueur moyenne des stipes de <i>Laminaria hyperborea</i> (cm) Surface de stipes de <i>Laminaria hyperborea</i> couverte par des épibioses (surface/ml)
Diversité	Nombre d'espèces d'algues caractéristiques ayant une occurrence > 10% (nb) Richesse spécifique algale totale (nb)
Taxa sensibles aux perturbations	Densité d'espèces d'algues opportunistes (nb. individus / m ²) Présence d'espèces d'algues indicatrices de bon état écologique (oui/non)

TABLEAU 12 : Synthèse des métriques composant l'indicateur macroalgues subtidales français en MEC Manche-Atlantique

³ Côte Marine = Profondeur corrigée et rapportée au zéro des cartes marines françaises du SHOM

Ces différentes métriques sont calculées à partir de relevés réalisés en domaine infralittoral (supérieur et inférieur), à trois niveaux de profondeur (-3 m, -8 m et -13 m lorsque les macroalgues sont suffisamment représentées).

Les valeurs mesurées sont transformées en classes (notes), selon une grille définie respectivement pour les niveaux de 1-2 d'une part, et pour le niveau 3 d'autre part (cf. tableau 13).

Les métriques sont *in fine* assemblées comme suit :

- limite des ceintures (métrique 1) : note sur 30
- densité des espèces définissant l'étagement (métrique 2) : note sur 20
- composition spécifique (moyenne des métriques 3 et 4 à laquelle on ajoute le score de la métrique 5) : note sur 21
- richesse spécifique totale (métrique 6) : note sur 10
- épibioses (moyenne des métriques 7 et 8) : note sur 20

L'indicateur du site est finalement obtenu en rapportant sur 100 (règle de 3) la moyenne des notes des niveaux 1-2 et 3 (cf. figure 10).

Métrique	Notes
Métrique 1. Limites d'extension en profondeur des différentes ceintures algales (m C.M.)	/ 30
Métrique 2. Densité des espèces d'algues définissant l'étagement (nb. individus / m ²)	/ 20
Métrique 3. Nombre d'espèces d'algues caractéristiques ayant une occurrence > 10% (nb)	/ 20
Métrique 4. Densité d'espèces d'algues opportunistes (nb. individus / m ²)	/ 20
Métrique 5. Présence d'espèces d'algues indicatrices de bon état écologique (oui/non)	0 ou 1
Métrique 6. Richesse spécifique algale totale (nb)	/ 10
Métrique 7. Longueur moyenne des stipes de <i>Laminaria hyperborea</i> (cm)	/ 20
Métrique 8. Surface de stipes de <i>Laminaria hyperborea</i> couverte par des épibioses (surface/ml)	/ 20

TABLEAU 13 : Barème de notation pour les 8 métriques composant l'indicateur macralgues subtidales

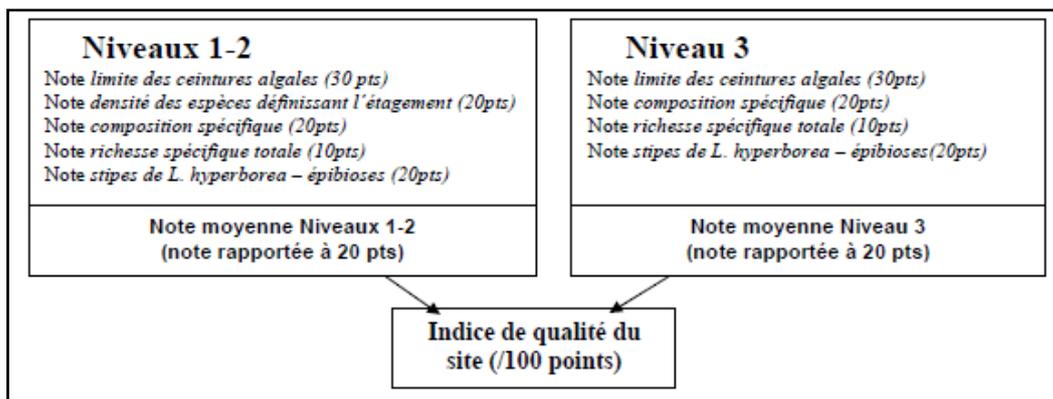


FIGURE 10 : Règles d'agrégation des métriques pour l'obtention de la note finale du site

3.4.2. Conditions de référence, calcul de l'EQR et grille d'évaluation

Des valeurs de référence de l'indice ont été définies en s'appuyant sur des séries de données (REBENT Bretagne notamment) disponibles sur des sites peu ou pas impactés, et cela pour chacun des « super-types » identifiés dans le cadre de l'indicateur. Cette « super-typologie » considère à la fois la nature du substrat et la turbidité naturelle des masses d'eau évaluées (cf. figure 11).

L'EQR d'un site est obtenu en divisant la note (sur 100) obtenue sur le site, par l'indice de qualité de référence. La qualité écologique du site vis-à-vis du « sous-élément de qualité » macroalgues subtidales est finalement déduite de la grille d'évaluation présentée en figure 11.

Valeurs de référence de l'indice			EQR	Qualité écologique
Côte rocheuse peu turbide	Côte sablo-vaseuse peu turbide	Côte rocheuse ou sablo-vaseuse turbide		
77	56.8	80.8	[1-0,85]	Très Bon
]0,85-0,65]	Bon
]0,65-0,45]	Moyen
]0,45-0,25]	Médiocre
]0,25-0]	Mauvais

FIGURE 11 : Conditions de référence par super-type, et grille d'évaluation de l'état écologique selon la valeur de l'EQR calculé

3.5. Indicateur « blooms de macroalgues » (masses d'eau côtières)

3.5.1. Métriques

L'indicateur français pour les blooms de macroalgues en masses d'eau côtières Manche-Atlantique, baptisé « CW-OGA », est composé de trois métriques relatives à l'abondance d'espèces macroalgales opportunistes (cf. tableau 14).

Paramètres requis par la DCE (annexe V) – Élément de qualité « Flore autre que phytoplancton »	Métriques
Abondance	3 métriques : % maximum de l'aire potentiellement colonisable recouverte par les ulves, % moyen de l'aire colonisable recouverte par les ulves, fréquence des blooms
Taxa sensibles aux perturbations	Algues opportunistes du genre <i>Ulva</i>
Composition taxonomique	Paramètre limité à un faible nombre d'espèces opportunistes à développement rapide, possédant une forte capacité d'utilisation de la lumière et des nutriments.

TABLEAU 14 : Synthèse des métriques composant l'indicateur « blooms de macroalgues opportunistes » français en MEC Manche-Atlantique

Les trois métriques composant l'indicateur, ainsi que leur mode de calcul, sont les suivantes :

- Le pourcentage maximum de l'aire colonisable recouverte par les ulves (maximum sur les 3 campagnes aériennes annuelles) : surface maximale d'ulves (ha équi100) / aire colonisable (substrat meuble découvert par coefficient 120),
- Le pourcentage moyen de l'aire colonisable recouverte par les ulves (moyenne sur les 3 campagnes aériennes annuelles) : surface moyenne d'ulves (ha équi100) / aire colonisable (substrat meuble découvert par coefficient 120),
- La fréquence des blooms (%) : 100 x (nombre de campagnes aériennes où un bloom est observé sur une superficie supérieure à 1,5 % de l'aire colonisable) / (nombre total de campagnes aériennes).

Pour chacune des trois métriques, un «EQR » est calculé grâce à la formule suivante et en se référant à la grille d'interprétation présentée en figure 12.

$$EQR_{\text{métrique}} = \frac{\text{limite supérieure } EQR_{\text{classe}} - [(valeur \text{ mesurée} - \text{limite inférieure métrique}_{\text{classe}})]}{(\text{largeur de la classe}_{\text{métrique}}) \times \text{largeur de classe}_{EQR}}$$

Statut écologique	très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
% max de l'aire colonisable recouverte par les ulves	0 - 0,5	0,5 - 1,5	1,5 - 4	4 - 10	10 - 100
% moy de l'aire colonisable recouverte par les ulves	0 - 0,25	0,25 - 0,75	0,75 - 2	2 - 5	5 - 100
Fréquence de blooms	0 - 10	10 - 30	30 - 60	60 - 90	90 - 100
EQR	1 - 0,8	0,8 - 0,6	0,6 - 0,4	0,4 - 0,2	0,2 - 0

FIGURE 12 : Grille d'interprétation et de calcul des EQR pour les différentes métriques de l'indicateur « blooms de macroalgues opportunistes » en MEC

3.5.2. Conditions de référence

Pour les 3 métriques composant l'indicateur, les conditions de référence ont été déterminées à partir du dire d'expert et de données historiques. Elles correspondent peu ou prou à une situation où les algues vertes opportunistes sont absentes de la masse d'eau, à savoir :

- Pourcentage maximum de l'aire colonisable recouverte par les ulves < 0.5 %,
- Pourcentage moyen de l'aire colonisable recouverte par les ulves < 0.25 %,
- Occurrence de blooms < 10%.

3.5.3. Calcul de l'EQR et grille d'évaluation

L'EQR « final » est obtenu en calculant la moyenne des EQR obtenus pour chacune des métriques, puis l'évaluation de l'état écologique est réalisée au moyen de la grille présentée en figure 13. Les limites de classes d'EQR ont été définies par une division régulière du gradient d'EQR (d'où une amplitude de classe de 0,2).

Statut écologique	très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
EQR "blooms macroalgues en MEC"	1 - 0,8	0,8 - 0,6	0,6 - 0,4	0,4 - 0,2	< 0,2

FIGURE 13 : Grille d'évaluation de l'EQR obtenu pour l'indicateur « blooms de macroalgues opportunistes » en MEC

3.6. Indicateur « blooms de macroalgues » (masses d'eau de transition)

3.6.1. Métriques

L'indicateur français pour les blooms de macroalgues en masses d'eau de transition Manche-Atlantique, baptisé « TW-OGA », est composé de deux métriques relatives à l'abondance d'espèces macroalgales opportunistes (cf. tableau 15).

Paramètres requis par la DCE (annexe V) – Élément de qualité « Flore autre que phytoplancton »	Métriques
Abondance	2 métriques : Pourcentage de l'aire potentiellement colonisable recouverte par les algues vertes et Aire affectée
Taxa sensibles aux perturbations	Algues opportunistes du genre <i>Ulva</i>
Composition taxonomique	Paramètre limité à un faible nombre d'espèces opportunistes à développement rapide, possédant une forte capacité d'utilisation de la lumière et des nutriments.

TABLEAU 15 : Synthèse des métriques composant l'indicateur « blooms de macroalgues opportunistes » français en MET Manche-Atlantique

Les deux métriques composant l'indicateur, ainsi que leur mode de calcul, sont les suivantes :

- Pourcentage total de l'aire colonisable recouverte par les algues vertes = $[\sum(\text{aires des polygones} \times \text{taux de recouvrement}) / \text{aire colonisable}] \times 100$
- Aire affectée (ha) = somme des aires des polygones

Pour chacune de ces métriques est calculé un EQR, grâce à la formule suivante et en se référant à la grille d'interprétation présentée en figure 14.

$$\text{EQR}_{\text{métrique}} = \frac{\text{limite supérieure EQR}_{\text{classe}} - [(valeur mesurée - \text{limite inférieure métrique}_{\text{classe}})]}{(\text{largeur de la classe}_{\text{métrique}}) \times \text{largeur de classe}_{\text{EQR}}}$$

Statut écologique	très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
% de l'aire colonisable recouverte par les algues vertes	0 - 5	5 - 15	15 - 25	25 - 75	75 - 100
Aire affectée	0 - 10	10 - 50	50 - 100	100 - 250	250 - 6000
EQR	0,8 - 1	0,6 - 0,8	0,4 - 0,6	0,2 - 0,4	0 - 0,2

FIGURE 14 : Grilles d'interprétation et de calcul des EQR pour les différentes métriques de l'indicateur blooms de macroalgues opportunistes en MET

3.6.2. Conditions de référence

Les conditions de référence ainsi que les limites de classes pour les différentes métriques ont été calquées sur celles utilisées par la méthode anglo-irlandaise⁴ : les experts anglo-saxons avaient originellement dérivé les conditions de référence de leur méthode à partir de sites peu, voire non impactés, et de données historiques.

Ainsi, les conditions de référence utilisées pour les 2 métriques de l'indicateur français sont les suivantes :

- Pourcentage total de l'aire colonisable recouverte par les algues vertes < 5 %,
- Aire affectée < 10 ha.

3.6.3. Calcul de l'EQR et grilles d'évaluation

L'EQR « final » est obtenu en moyennant les EQR obtenus pour chacune des 2 métriques, puis l'interprétation de l'état écologique est réalisée selon la grille présentée en figure 15.

Statut écologique	très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
EQR "blooms macroalgues en MET"	1 - 0,8	0,8 - 0,6	0,6 - 0,4	0,4 - 0,2	< 0,2

FIGURE 15 : Grille d'évaluation de l'EQR obtenu pour l'indicateur « blooms de macroalgues en MET »

⁴ Scanlan *et al.*, 2007

3.7. Indicateur « invertébrés benthiques de substrats meubles » (masses d'eau côtières)

3.7.1. Métriques

L'indicateur retenu par la France en MEC Manche-Atlantique est le M-AMBI (Muxika *et al.*, 2007). Cet indicateur multimétrique (*cf.* tableau 16) est une version « améliorée » de l'indice AMBI précédemment développé par Borja et son équipe (Borja *et al.*, 2000, Borja & Muxika, 2005).

Paramètres requis par la DCE (annexe5) - Élément de qualité « Invertébrés benthiques »	Métriques
Abondance	Abondance relative de groupes de différents niveaux de polluo-sensibilité
Composition taxonomique	Sous la forme de groupes de différentes sensibilités, de richesse spécifique et de diversité (Shannon)
Taxa sensibles aux perturbations	AMBI

TABLEAU 16 : Synthèse des métriques composant l'indicateur « invertébrés benthiques de substrats meubles » français en MEC Manche-Atlantique

L'indice M-AMBI possède 3 composantes (métriques) :

- **AMBI** : indice basé sur le classement des espèces constitutives des communautés benthiques parmi cinq groupes écologiques de polluo-sensibilité différentes, tels que proposés par Hily en 1984 (*cf.* tableau 17). Le calcul de l'AMBI pondère chaque groupe écologique par une constante qui représente le niveau de perturbation auquel les espèces sont associées, selon la formule :

$$AMBI = \{(0 \times \%GI) + (1,5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4,5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)\} / 100$$

⇒ avec GI, GII, GIII, GIV et GV = proportion d'individus de chacun des groupes écologiques.

Groupe	Type d'espèces	Caractéristiques	Groupes trophiques
I	sensibles à une hypertrophisation	- largement dominantes en conditions normales - disparaissent les premières lors de l'enrichissement du milieu. - dernières à se réinstaller	- suspensivores, carnivores sélectifs, quelques déposivores tubicoles de subsurface
II	Indifférentes à une hypertrophisation	- espèces peu influencées par une augmentation de la quantité de MO	- carnivores et nécrophages peu sélectifs
III	Tolérantes à une hypertrophisation	- naturellement présentes dans les vases, mais, leur prolifération étant stimulée par l'enrichissement du milieu, elles sont le signe d'un déséquilibre du système	- déposivores tubicoles de surface profitant du film superficiel de chargé de MO
IV	Opportunistes de second ordre	- cycle de vie court (souvent <1 an) proliférant dans les sédiments réduits	- déposivores de subsurface
V	Opportunistes de premier ordre	- prolifèrent dans les sédiments réduits sur l'ensemble de leur épaisseur jusqu'à la surface	- déposivores

TABLEAU 17 : Groupes écologiques de polluosensibilités différentes (d'après Hily, 1984)

- **Richesse spécifique**, ou nombre d'espèces (RS). La richesse spécifique se définit classiquement comme le nombre d'espèces recensées, à une échelle d'espace déterminée.

- **Indice de diversité de Shannon-Wiener :**
$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Avec : S = nombre d'espèces

p_i = fréquence relative de l'espèce i dans le prélèvement

L'indice de diversité H' intégrant d'une part la richesse spécifique, et d'autre part l'abondance relative des espèces, reflète un équilibre dynamique et permet d'estimer le degré d'évolution entre les stades pionnier et mature d'un assemblage d'espèces. L'indice le plus couramment utilisé en écologie est celui de Shannon (1948), par analogie avec la théorie de l'information. Ce dernier exprime la diversité d'une communauté en fonction du nombre d'espèces récoltées et du nombre d'individus de chaque espèce (Frontier & Pichot-Viale, 1991).

3.7.2. Conditions de référence

Les stations de substrats meubles échantillonnées se réfèrent à trois types d'environnements hydro-sédimentaires (sables fins plus ou moins envasés subtidaux, sables fins plus ou moins envasés intertidaux, sables fins à moyens exposés). En conséquence, trois conditions de référence distinctes (états très bon et très mauvais) ont été définies sur la base des données historiques et du premier exercice européen d'intercalibration (cf. tableau 18).

A ce jour, seules les conditions de référence relatives aux habitats de sables fins plus ou moins envasés subtidaux ont été validées à l'échelle européenne au moyen de cet exercice d'intercalibration (décision CE du 30 octobre 2008).

Environnement hydro-sédimentaire	Etat	Richesse spécifique	Diversité de Shannon-Weaver	AMBI
Sables fins plus ou moins envasés subtidaux	Très bon	58	4	1
	Très mauvais	1	0	6
Sables fins plus ou moins envasés intertidaux	Très bon	35	4	1
	Très mauvais	1	0	6
Sables (fins à moyens) exposés	Très bon	15	3,5	1
	Très mauvais	1	0	6

TABLEAU 18 : Conditions de référence retenues pour le calcul de la valeur de M-AMBI dans les masses d'eau côtière (d'après Desroy et al., 2010)

3.7.3. Calcul de l'EQR et grilles d'évaluation

Les 3 composantes (métriques) sont d'abord calculées pour toutes les stations, puis, à l'aide du jeu de données résultant⁵, une analyse factorielle des correspondances est menée. Celle-ci détermine alors trois axes perpendiculaires qui minimisent le critère des moindres carrés.

La projection dans ce nouveau repère des deux points de référence correspondant à l'état le plus dégradé et l'état le meilleur permet de définir un nouvel axe sur lequel sont projetés l'ensemble des points des stations (cf. figure 16). Pour chacun d'eux la distance qui le sépare du point le plus dégradé est calculée, en considérant que le segment de droite reliant le point le plus dégradé à celui du meilleur état possède une longueur de 1. Cette distance, bornée par le 0 et le 1 et donc équivalente à un EQR, est le M-AMBI. Des conditions de validité concernant le nombre d'espèces par station, leur position de vie épigée ou endogée (Borja & Muxika, 2005) ainsi que le nombre de stations analysées (Borja *et al.*, 2008) sont néanmoins requises pour assurer d'une part la représentativité des résultats, et d'autre part leur validité statistique.

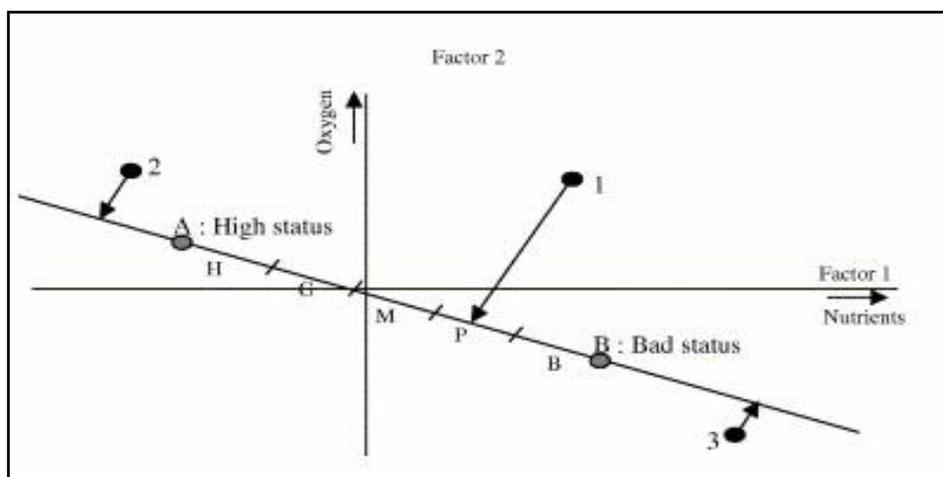


FIGURE 16 : Définition du statut des stations échantillonnées par projection sur l'axe factoriel défini par les conditions de référence, d'après Bald *et al.*, 2005

La grille de lecture du M-AMBI, telle qu'adoptée par la France au sein du GIG NEA, est présentée en figure 17.

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

FIGURE 17 : Grille d'EQR retenue pour l'évaluation de l'élément de qualité « invertébrés benthiques » dans les masses d'eau côtière (arrêté du 25/01/2010)

⁵ Les résultats étant susceptibles de différer légèrement en fonction du nombre de stations utilisées dans le jeu de données utilisé du fait de l'intégration d'une analyse factorielle des correspondances dans le calcul de l'indicateur (voir les recommandations de Borja *et al.*, 2008), le calcul du M-AMBI est effectué par façades du littoral (NEA) français : Manche d'une part, et Atlantique d'autre part.

4. INVENTAIRE DES PRESSIONS ANTHROPIQUES SUR LES ECOSYSTEMES LITTORAUX DE LA FACADE MANCHE-ATLANTIQUE FRANCAISE

4.1. Les forces motrices sur le littoral Manche-Atlantique, et les principales pressions associées

Le guide IMPRESS (2002) définit les forces motrices comme « les secteurs d'activités qui peuvent produire une série de pressions, qu'elles soient ponctuelles ou plus diffuses ». Ces forces motrices peuvent être caractérisées par des données, **agrégées pour une certaine zone**, qui se révèlent généralement plus simples à obtenir (*ex* : nombre d'hectares de terres arables, densité de population, *etc...*) par rapport aux données sur les pressions.

Reprenant les critères du guide IMPRESS et suivant une approche similaire à celles utilisées dans d'autres secteurs littoraux (Bowen et Riley, 2003 ; Cave *et al*, 2003 ; Newton *et al*, 2003 ; Borja *et al*, 2006...), les forces motrices les plus significatives sur le littoral Manche-Atlantique sont recensées et sommairement décrites dans ce chapitre, de même que les principales pressions qui leur sont associées.

4.1.1. Population et urbanisation littorale⁶

Du fait de la forte densité humaine, les territoires artificialisés tiennent une place importante et croissante dans l'occupation du sol des communes littorales françaises. De plus, à mesure que l'on se rapproche du rivage, ce constat est d'autant plus marqué : à moins de 500 mètres des côtes, les territoires artificialisés sont 5,5 fois plus importants que la moyenne métropolitaine.

Sur la façade Manche - Mer du Nord, la densité de population est de 353 habitants par km² et est supérieure à la moyenne du littoral métropolitain (x 1,25). Cela cache cependant d'importantes disparités au sein de cette façade puisque les densités sont plus élevées dans les communes littorales du Nord /Pas-de-Calais et de Haute-Normandie, par rapport à celles de la Picardie et de la Basse-Normandie.

Sur la façade Atlantique, la densité de population est de 194 habitants par km², ce qui représente une densité inférieure à la moyenne littorale nationale. Cette densité est toutefois très forte sur le littoral des Pyrénées-Atlantiques (823 hab./km²) et forte en Loire-Atlantique (391) et en Ile-et-Vilaine (327). A l'inverse, elle est faible en Gironde et dans les Landes (67).

De ce fait, la pression de construction dans les communes littorales est 3 fois plus forte pour les logements et près de 2 fois pour les locaux non résidentiels, par rapport à la moyenne hexagonale.

Concernant les locaux non résidentiels, les communes littorales sont marquées par une forte proportion d'équipements collectifs, de parkings, d'hébergements (hôtels) et de commerces. Près de 10 % des surfaces des équipements collectifs construits en métropole l'ont été en bord de mer entre 1990 et 2007. Cela traduit la part croissante de l'économie résidentielle en bord de mer.

⁶ Sources : INSEE et <http://www.onml.fr/fiches/theme/21/>



En outre, la croissance de la population des départements littoraux constatée jusqu'à présent ne devrait pas s'essouffler. D'après les dernières estimations publiées par l'Insee et si l'on prend comme hypothèse le maintien des tendances démographiques récentes, la population des départements littoraux devrait croître nettement plus que celle des départements non littoraux entre 2007 et 2040. En effet, la population des départements littoraux devrait augmenter de 3,9 millions d'habitants en métropole (+ 17 %). Cette croissance démographique ne serait pas homogène selon les façades maritimes. La population des départements littoraux de la façade Manche - Mer du Nord n'augmenterait que de 4,2 % alors que la hausse serait très forte sur le littoral Atlantique (+ 26,8 %).

La façade Manche - Mer du Nord comporte le niveau d'artificialisation le plus élevé des trois façades maritimes métropolitaines : 17,8 % de la surface des communes littorales sont concernés (surtout sur les rivages du Nord - Pas-de-Calais et de Haute-Normandie), contre 13,8 % du territoire sur la façade maritime Atlantique (l'artificialisation des littoraux est toutefois élevée sur les côtes d'Ille-et-Vilaine, de Loire-Atlantique et surtout dans les Pyrénées-Atlantiques).

Par ailleurs, près du quart (23,4 %) du linéaire côtier de la façade Manche – mer du Nord est artificiel (essentiellement dans le Nord – Pas-de-Calais et en Haute-Normandie) contre un peu plus de 15 % du linéaire côtier de la façade Atlantique (phénomène plus marqué en Poitou-Charentes et dans les Pays de la Loire du fait de l'endiguement). Cette artificialisation répond notamment au besoin de gérer le trait de côte, afin de protéger contre les inondations et la submersion marine les populations et les installations de toutes natures implantées sur le littoral.

Du fait de la très faible évolution démographique des communes littorales de la Manche et de la mer du Nord sur la période récente, l'augmentation de la surface des territoires artificialisés a été relativement faible sur cette façade entre 2000 et 2006 (+ 1155 ha), ce qui contraste avec la façade Atlantique (+ 3718 ha en Atlantique).

Ce dynamisme démographique dans les communes littorales génère des pressions importantes sur les masses d'eau littorales, et notamment :

- Des rejets polluants (apport de nutriments, de matières organiques, de micropolluants, de MES), qui peuvent être localisés ou plus diffus : rejets de STEP et lagunages, débordements/transfert des eaux de ruissellement sur les surfaces imperméabilisées, rejets d'assainissement non collectif, macro-déchets, dépôts atmosphériques...
- Des pressions impactant les caractéristiques hydrologiques et morpho-sédimentaires des masses d'eau littorales : artificialisation du trait de côte, infrastructures de protection, prélèvements d'eau douce pour l'alimentation en eau potable...

4.1.2. Ports et navigation maritime

Les activités portuaires sont classiquement catégorisées en fonction du type de navigation concernée : fret/marchandises, transport de passagers, plaisance, pêche professionnelle ou défense.

Le transport maritime de marchandises est à l'heure actuelle le principal mode de transport utilisé pour le transit intercontinental des marchandises : 90 % des marchandises transportées dans le monde le sont en effet par voie maritime. Les principaux ports maritimes de la façade Manche-



Atlantique pour le **trafic de fret** sont les ports de : Bayonne, Bordeaux, La Rochelle, Nantes Saint-Nazaire, Lorient, Saint Malo, Rouen, Le Havre, Boulogne sur Mer et Dunkerque (Cumunel *et al.*, 2011).

Le port de Calais, avec 10,2 millions de mouvements de **passagers** en 2010 (presque exclusivement des passagers de ferries assurant des liaisons journalières avec Douvres en Angleterre), représente à lui seul un peu plus du tiers du total des mouvements de passagers enregistrés en France métropolitaine. Les autres ports de passagers majeurs de la façade Manche-Atlantique sont ceux de Dunkerque, Caen-Ouistreham, Saint Malo, Cherbourg, Roscoff, Le Havre, Boulogne et Dieppe (Cumunel *et al.*, 2011). Par ailleurs, en dehors du pic d'activité estivale observé sur les liaisons entre le continent et les nombreuses îles au large de la côte Atlantique, ce type de trafic de passagers est relativement limité.

La façade Manche-Atlantique française dispose d'un total de 282 ports et installations de **plaisance** (Cumunel *et al.*, 2011), répartis essentiellement entre le Finistère (78), les Côtes d'Armor (36) et le Morbihan (43). Compte tenu de la difficulté de trouver de nouveaux sites pour la construction de ports de plaisance, liée à un littoral de plus en plus restreint par le cumul des usages, les principaux enjeux d'avenir pour les ports de plaisance résident notamment dans l'optimisation de l'espace sur les sites existants, la création de ports à sec et la reconversion des bassins portuaires existants.

Le port de Brest ainsi que la base de défense de Lorient sont les deux ports **militaires** majeurs de la façade Manche Atlantique française.

Par ailleurs, de nombreux ports de **pêche** sont également en activité sur le littoral Manche-Atlantique (*cf.* § 4.1.6. sur la pêche professionnelle).

Les principales pressions liées à la construction, à l'exploitation portuaire ainsi qu'à la navigation maritime sont les suivantes :

- L'artificialisation du domaine maritime du fait des infrastructures (protection, ancrage, accès routiers...),
- Le dragage portuaire en estuaires ou en côte, qui peut être effectué en routine (maintenance des canaux de navigation) ou de manière plus occasionnelle (travaux d'aménagement), et le clapage en mer des matériaux dragués. Ces pressions affectent notamment la transparence de la colonne d'eau (turbidité) et l'intégrité des fonds marins (Alzieu, 1999).
- Des rejets polluants, localisés (ports) ou plus diffus (navigation) :
 - Rejets chroniques dans le milieu de composés synthétiques, non synthétiques, de substances biologiquement actives et d'autres substances dangereuses, notamment de métaux lourds, d'hydrocarbures, de PCB et de composés organostanniques présents dans les revêtements antisalissures des coques de navires (bien que leur utilisation soit désormais interdite) (SOeS, 2011). Certaines de ces substances peuvent être remises en suspension lors des activités de dragage et lors de l'immersion des sédiments prélevés (Alzieu, 1999). Elles peuvent également être réintroduites dans le milieu lors du déversement des effluents de carénage dans les ports de plaisance.

- Rejets accidentels ou illicites d'hydrocarbures, notamment lors des marées noires ou lors de dégazages « sauvages » (nettoyage des citernes des transporteurs d'hydrocarbures) effectués en mer. A noter que la somme d'un grand nombre de rejets licites d'hydrocarbures ou d'autres substances (eaux de lavage des citernes traitées...) est également susceptible d'engendrer une dégradation du milieu, notamment dans des espaces géographiquement restreints ou hydrodynamiquement confinés.
 - Rejet d'eaux usées responsables de l'introduction d'organismes pathogènes microbiens, de nutriments et de matières organiques dans le milieu.
 - Rejet de macro-déchets dans le milieu en lien avec les activités portuaires.
 - Emissions de matière particulaire provenant des gaz d'échappement des machines et des citernes, qui peuvent être transportés sur de longues distances (OSPAR, 2010).
- La dissémination d'espèces non-indigènes et de pathogènes *via* le rejet des eaux de ballast ou les coques des navires (Molnar *et al.*, 2008).

4.1.3. Industrie

Des activités industrielles⁷ importantes et variées sont développées à l'échelle des 4 grands bassins hydrographiques administratifs qui concernent la façade maritime Manche-Atlantique (Artois-Picardie, Seine-Normandie, Loire-Bretagne et Adour-Garonne). En outre sur le littoral, des zones industrialo-portuaires (ZIP) majeures sont implantées au Havre, à Dunkerque, Rouen, Saint-Malo, Brest, Nantes-Saint Nazaire, la Rochelle, Bordeaux ou encore Bayonne (AAMP, 2011).

Ces ZIP sont le siège d'activités industrielles diversifiées comme la chimie et la pétrochimie, l'agrochimie (*ex* : production de bio-carburant), l'industrie du bâtiment (cimenteries ...), la trituration d'oléagineux, la construction et la réparation navale ou encore l'industrie métallurgique⁸...

Les principales pressions liées aux activités industrielles sont les rejets polluants qu'elles émettent, ou qu'elles ont pu émettre par le passé. En effet, les substances rejetées peuvent parfois rester stockées durant de longues années dans les sédiments.

La variabilité des activités induit une grande disparité dans la nature et la composition des rejets polluants. Ceux-ci peuvent être liquides, mais aussi sous forme de déchets pâteux, boueux ou solides. La nature de ces rejets varie énormément d'un secteur industriel à l'autre, tant en volumes qu'en nocivité, et peut connaître de fortes variations temporelles (notamment dans le cas des industries agroalimentaires). Ces rejets peuvent être chroniques ou accidentels.

Les flux de rejets industriels dans le milieu concernent principalement les matières organiques (MO) les matières en suspension (MES) et les métaux toxiques. L'industrie est également une source de pollutions azotée (par la papeterie, la chimie organique et le raffinage du pétrole notamment) et phosphorée.

⁷ Du fait de sa spécificité, la production d'énergie fera l'objet du paragraphe suivant

⁸ Voir ISEMAR (2011)



Ces différentes pollutions ont des effets immédiats et/ou différés dans le temps sur le milieu (sols pollués, sédiments pollués dans les cours d'eau, estuaires et canaux).

L'interaction des activités industrielles avec le milieu comprend également d'autres pressions comme les prélèvements d'eau, les rejets d'eaux chaudes, l'utilisation des produits phytosanitaires et les risques de pollutions accidentelles (notamment pour les sites classés « Seveso »). En France métropolitaine, on dénombrait 134 sites Seveso sur le territoire des communes littorales fin 2008 (AAMP, 2011).

A noter également qu'une partie des rejets industriels transite par les stations d'épuration des collectivités.

4.1.4. Production d'énergie

La production d'électricité sur le littoral peut utiliser les eaux marines comme source froide (centrales thermiques « classiques » et thermonucléaires), et contribue de ce fait à l'utilisation du milieu marin. Sur le littoral Manche-Atlantique, les centrales électriques suivantes utilisent les eaux marines à des fins de refroidissement : Dunkerque et Gravelines (Nord), Penly, Paluel et Le Havre (Seine-Maritime), Flamanville (Manche), Cordemais (Loire-Atlantique) et le Blayais (Gironde).

Les principales pressions liées à ce type de production énergétique sont :

- Les prélèvements d'eau dans le milieu, utilisée pour le refroidissement des centrales, ainsi que le rejet d'eau chaude correspondant qui engendre une pollution thermique,
- Les rejets de biocides (ex : morpholine) destinés à éviter la prolifération de biomasse à l'intérieur du réseau de circulation d'eau,
- Les rejets d'effluents radioactifs en mer.

La production d'électricité en mer est pour l'heure quasi-inexistante (Kalaydjian, 2011), à l'exception de la centrale marémotrice de la Rance (Ille-et-Vilaine) mise en service dans les années 1960. En revanche, les « énergies renouvelables marines », à savoir les nouvelles techniques de production électrique en mer (éoliennes en mer, hydroliennes, houlomoteurs...), font l'objet de nombreux projets suite aux objectifs d'émissions de CO2 et de contribution croissante des énergies renouvelables à la production électrique.

Ainsi la production d'énergie marine renouvelable, avec un retard certain par rapport à plusieurs pays européens, devrait évoluer fortement à court et moyen termes en fonction des projets en cours et de l'appel d'offres national pour la création de parcs éoliens en mer. Notamment, différents secteurs ont d'ores et déjà été retenus ou sont identifiés comme propices à des projets de parcs éoliens en mer au large de Veulettes-sur-Mer, Dieppe - Le Tréport (Seine Maritime), Fécamp, Courseulles-sur-Mer (Calvados), Saint-Brieuc (Côtes d'Armor) et Saint-Nazaire (Loire-Atlantique).

Ces installations de production d'électricité ainsi que les infrastructures associées (câbles, plateformes, postes de transformation) constitueront des pressions en mer et sur le littoral. De plus, leur construction, exploitation et démantèlement génèreront des pressions non négligeables (ex : rejets d'hydrocarbures, antifouling, turbidité...).

A noter le cas particulier des systèmes marémoteurs, notamment de première génération, comme l'usine de la Rance, qui posent d'importants problèmes environnementaux : envasement, modification de la chaîne trophique, etc...

4.1.5. Extraction de matériaux

Les produits extraits dans les masses d'eau littorales sont principalement utilisés dans le BTP (granulats siliceux), l'amendement des sols agricoles (granulats calcaires et maërl), le rechargement des plages menacées d'érosion et, dans des proportions moindres, dans le maraîchage (sables siliceux) ou le traitement de l'eau potable et la chirurgie osseuse (maërl). A noter que l'arrêt de l'exploitation du maërl est programmé pour 2013.

La France prélève chaque année 6 430 000 m³ de granulats marins, exclusivement en Atlantique et en Manche. A noter que la demande en granulats marins risque d'augmenter dans les années à venir (OSPAR, 2010), les nouvelles zones de concessions ou de prospections soulignent d'ailleurs cette réalité (cf. figure 18). En effet, en raison de l'accès de plus en plus difficile aux ressources alluvionnaires terrestres et de l'interdiction de prélèvements dans les eaux continentales, les granulats marins apparaissent comme une solution partielle à ce problème : les gisements semblent importants et les caractéristiques de ces granulats permettent de les employer dans tous les domaines où des granulats alluvionnaires sont nécessaires.

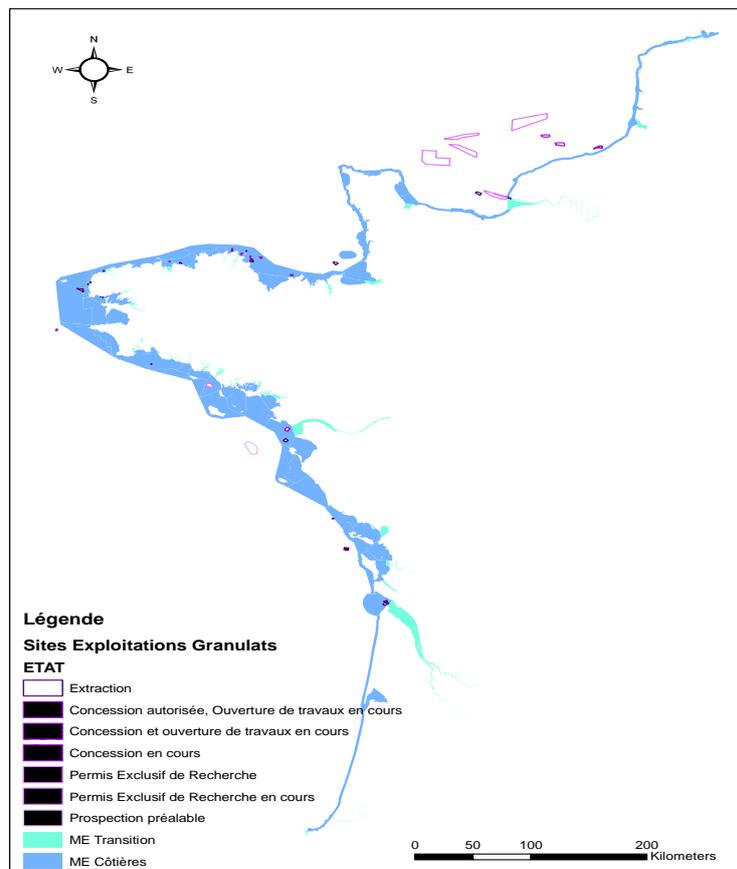


FIGURE 18 : Carte des sites d'exploitation de granulats marins et de leur état, en mars 2009 (Brivois et Vinchon, 2011)



L'extraction de granulats marins concerne principalement les masses d'eau côtières du bassin Loire-Bretagne, plus une zone d'extraction à l'embouchure de la Gironde (au niveau des Pertuis Charentais), ainsi qu'une autre située à l'embouchure de la Seine.

Ces granulats sont extraits par des méthodes à poste fixe (drague ancrée, plateforme), voire la plupart du temps par des systèmes d'aspiration hydraulique en marche (élinde), mis en œuvre par des navires spécifiques appelés dragues aspiratrices (Toupin, 2004). Les sédiments sont aspirés sur une dizaine de centimètres d'épaisseur et sur une largeur de l'ordre du mètre, puis sont stockés dans les cales. L'eau et les particules les plus fines sont ensuite rejetées dans le milieu (Scemama, 2010).

Outre les opérations d'extraction qui constituent en elles-mêmes des « pressions » sur le milieu en affectant localement la turbidité et « décapitent » les fonds marins (Alzieu, 1999), les rejets à partir des navires ou à terre (issus du lavage à terre des produits d'extraction) occasionnent également des apports en MES susceptibles de perturber localement les conditions d'éclairement de la colonne d'eau.

4.1.6. Pêche professionnelle

La France se situe au 3^{ème} rang des pays pêcheurs en Europe, derrière l'Espagne et l'Italie. Elle contribue à plus de 15 % de la production totale en valeur des pêches maritimes européennes (Daurès *et al.*, 2011).

Sur la façade Manche-Atlantique française, cette activité mobilise 3277 navires et 8466 marins embarqués, pour un chiffre d'affaire estimé en 2009 à 797 millions d'euros⁹ (navires regroupés en fonction de leur rattachement à terre). A noter qu'à elle seule, la région Bretagne concentre environ 30 % des navires de pêche et des effectifs de marins, et environ 50 % de la puissance motrice totale de la flotte de pêche métropolitaine.

Les navires de pêche français en activité sur la façade Manche-Atlantique utilisent divers engins dont les principaux sont le filet à petites mailles et le chalut de fond. La drague (coquille Saint Jacques) et le casier sont également fréquemment employés dans les eaux de Manche-Mer du Nord, ainsi que le tamis et la palangre en Atlantique. Les navires sont souvent toutefois polyvalents et mobilisent en général au moins 2 engins différents au cours d'une même année.

Les flottilles majeures de la façade dépendent essentiellement des quartiers maritimes de Boulogne sur Mer, Cherbourg, Caen, Saint-Brieuc, Le Guilvinec, Saint-Nazaire, les Sables d'Olonne et Bayonne. Des flottilles d'effectifs significatifs mais plus modérés sont également rattachées aux ports de Dieppe, Dunkerque, Fécamp, Le Havre, Saint Malo, Paimpol, Morlaix, Brest, Camaret, Douarnenez, Audierne, Concarneau, Auray, Vannes, Noirmoutier, Yeu, La Rochelle, Oléron, Marennes-Oléron, Arcachon et Bordeaux.

En termes d'effort de pêche de la flotte, celui-ci se concentre principalement dans les eaux côtières (limite des 12 miles), et notamment autour de la Bretagne (*cf.* figure 19).

⁹ d'après le fichier Flotte de Pêche Communautaire (FPC) pour le nombre de navires et : les données 2009 de la Data Collection Framework (DCF), la Direction des Pêches maritimes et de l'Aquaculture (DPMA), et le Système d'Informations Halieutiques (SIH) de l'Ifremer pour les indicateurs économiques.

A noter qu'au niveau des champs algaux du Finistère, depuis la pointe Saint Mathieu jusqu'à la partie ouest de la baie de Morlaix, une activité d'extraction d'environ 50 000 tonnes¹⁰ d'algues est pratiquée (majoritairement de l'espèce *Laminaria digitata*, mais également *Laminaria hyperborea*). Cette récolte, très saisonnière et concentrée entre juin et août, est le fait d'une trentaine de navires équipés de « scoubidou », possédant une capacité de charge très variable et dont la valeur médiane de débarquements journaliers se situe autour de 18 tonnes.

Les principales pressions liées à cette activité sont :

- les engins de type traînants (chaluts de fond, dragues...), qui perturbent l'intégrité des fonds marins (Hall, 1999). Notons que cette perturbation n'est pas uniforme en fonction de la nature du substrat (les fonds sableux soumis à un fort hydrodynamisme sont réputés pour être moins affectés),
- les rejets chroniques de substances (notamment hydrocarbures) et de macro déchets,
- les prélèvements effectués sur la ressource, intervenant sur des espèces ciblées ou non ciblées (prises accessoires), qui perturbent les réseaux trophiques.

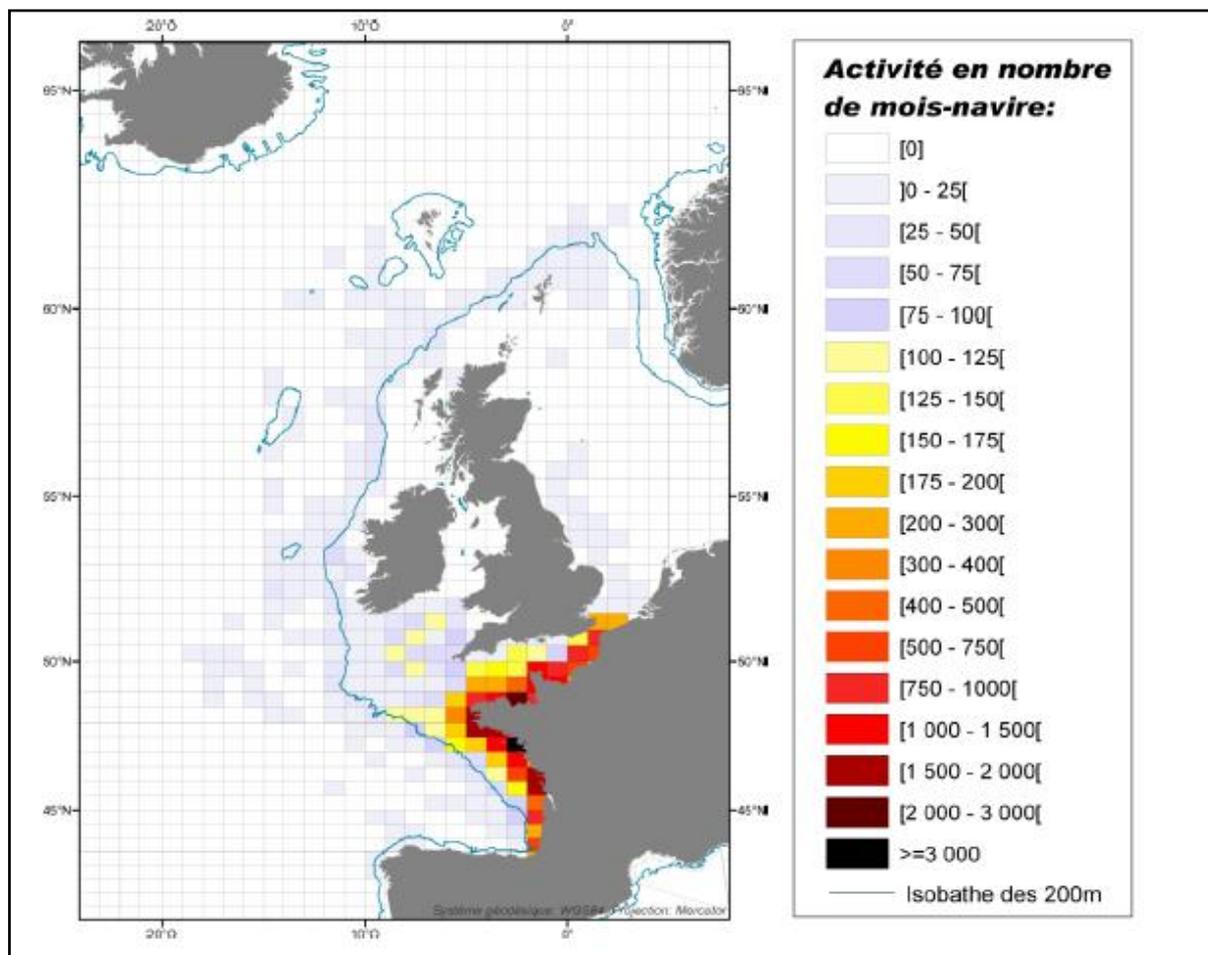


FIGURE 19 : Distribution spatiale de l'activité des navires en nombre de mois*navires passés dans chaque rectangle en 2009. Source : SIH Synthèse des flottilles.

¹⁰ Source Ifremer, d'après les déclarations d'achat des industries



4.1.7. Aquaculture

En France, la conchyliculture représente de loin le premier secteur d'aquaculture marine, avec 93 % du chiffre d'affaires et 95 % des emplois en 2009, si l'on considère à la fois les secteurs du grossissement et des écloséries¹¹. Les principales productions de coquillages sont issues de l'ostréiculture et de la mytiliculture, les productions d'autres coquillages étant plus marginales.

Le deuxième secteur aquacole concerne la pisciculture marine, qui a généré 7 % du chiffre d'affaires de l'aquaculture française en 2009¹. Les principales espèces produites sont le bar, la daurade, le maigre, le turbot et les salmonidés (saumons, truites). La pisciculture marine a démarré au début des années 1980 et a eu du mal à se développer compte tenu d'un contexte réglementaire et politique peu favorable (conflits d'usage avec le tourisme notamment).

La façade maritime Manche-Atlantique concentre 88 % des emplois aquacoles et environ 9/10^{ème} de la valeur ajoutée de l'aquaculture française. L'ostréiculture (élevage sur tables ostréicoles ou à plat) et la mytiliculture sur bouchots sont les deux productions majeures du point de vue économique sur le littoral Manche-Atlantique (cf. tableau 19).

Nombre d'emplois (ETP)	VA ¹² Aquaculture	VA Pisciculture	VA Conchyliculture		
8695	364	12 (3,3%)	352 (96,7 %)	dont VA Ostréiculture (%)	70
				dont VA Mytiliculture (%)	24
				dont VA Autres coquillages (%)	6

TABLEAU 19 : Données économiques sur l'aquaculture sur le littoral Manche-Atlantique (source DPMA-MAAPRAT, 2009)

Les principales pressions issues de l'aquaculture sont :

- les rejets, par les espèces en culture, de fèces (matière fécale) et pseudo-fèces riches en matière organique,
- les rejets dans le milieu de résidus d'élevages (ex : substances antibiotiques, épandage des coquillages non commercialisables sur l'estran...),
- les structures conchyloles qui se déploient sur le domaine public maritime,
- la dissémination d'espèces invasives et de pathogènes (ex : Marteiliose, Bonamiose).

La sédimentation des fèces et pseudo-fèces, riches en matière organique est favorisée par la présence des structures qui modifient les conditions hydrodynamiques locales en ralentissant et modifiant la direction des courants près du fond (Crawford *et al.*, 2003), et en réduisant la hauteur des vagues (Sornin, 1981). Or, les activités ostréicoles sont souvent pratiquées dans des zones abritées qui sont naturellement propices à la sédimentation, d'où l'accentuation des phénomènes d'envasement dans ces secteurs. Les sédiments sous-jacents aux structures ostréicoles et mytilicoles (Nugues *et al.*, 1996 ; Hartstein & Rowden, 2004) subissent ainsi un enrichissement en matière organique.

¹¹ Source : enquête aquaculture 2009 de la Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture (DPMA) du Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire (MAAPRAT)

¹² VA = Valeur ajoutée



La pisciculture engendre principalement des pollutions par les rejets et résidus d'élevage, ainsi que des risques de contamination et d'eutrophisation associés. Des phénomènes de pollution génétique et de dissémination de maladies sont également constatés. Toutefois, ces conséquences sur l'environnement sont *a priori* très réduites sur la zone d'étude compte tenu du faible développement de la pisciculture marine sur le littoral Manche-Atlantique.

4.1.8. Agriculture

Les différents types de productions agricoles (grandes cultures, polyculture, élevage, viticulture...) exercent des pressions sur la ressource en eau et les milieux aquatiques.

Les pratiques agricoles occasionnent en effet des rejets diffus de nutriments (azote et phosphore) vers les masses d'eau, du fait des apports d'engrais ou d'effluents organiques non utilisés par les plantes. Concernant les apports en phosphore, la répartition des rejets entre les différentes forces motrices (industries, population/urbanisation, agriculture) est nettement plus homogène que pour l'azote pour lequel la part de l'agriculture est majoritaire. Par ailleurs, on estime que l'agriculture est l'un des principaux contributeurs en termes de retombées atmosphériques en azote dans les eaux marines et littorales. Ceci s'explique par le niveau élevé des activités agricoles et industrielles dans les zones côtières (AAMP, 2011). L'azote réduit (NH₃, aérosols d'ammonium) est la forme prépondérante des émissions atmosphériques issues de l'agriculture.

L'agriculture est aussi une source d'apports diffus de substances dangereuses, du fait d'une utilisation non proportionnée de ces produits ou de leur dégradation incomplète dans les sols. La quantité totale de produits phytosanitaires utilisée en France métropolitaine par l'agriculture 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 pour sa part un total de 94 700 tonnes en 2000.

Trois types de substances dangereuses peuvent être distingués : (i) les pesticides ou produits phytosanitaires (et leur métabolites) destinés à lutter contre les parasites des cultures, (ii) les impuretés contenues dans les engrais (*ex* : cadmium), et (iii) certaines substances utilisées dans l'alimentation et les soins apportés aux animaux d'élevage (Cu, Ni), qui sont susceptibles de contaminer les effluents destinés à l'épandage et les sols (AAMP, 2011).

Le transfert vers les masses d'eau des produits phytosanitaires utilisés en agriculture et de leurs métabolites résulte de phénomènes complexes dans lesquels il convient de considérer :

- les pratiques agricoles,
- les propriétés des molécules utilisées,
- le contexte pluviométrique au moment des traitements phytosanitaires,
- les contextes topographiques et édaphiques qui influencent les phénomènes de ruissellement et de lessivage,
- le niveau de protection des cours d'eau par la ripisylve ou certains dispositifs limitant le ruissellement (haies, bandes enherbées), et éloignant le matériel de traitement du cours d'eau.



L'agriculture engendre également des rejets accrus de matières en suspension (MES) vers les masses d'eau, du fait des phénomènes d'érosion et de ruissellement qui peuvent être favorisés par les pratiques agricoles. Des améliorations ont cependant été enregistrées sur cette catégorie de rejets suite à la mise en œuvre des Programmes de Maitrise des Pollutions Agricoles (PMPOA).

La nécessité d'augmenter la quantité de surfaces cultivables a engendré au fil des siècles le phénomène de poldérisation, c'est-à-dire l'endiguement, le remblaiement et l'assèchement de secteurs appartenant initialement au domaine maritime afin de gagner des terres valorisables par l'agriculture.

Les prélèvements d'eau destinés à l'irrigation des cultures constituent également une pression sur la ressource. Ils peuvent localement et saisonnièrement (ex : Charente) influencer considérablement le régime hydrologique de certains fleuves, et ainsi avoir une incidence sur les caractéristiques halines « naturelles » des masses d'eau.

4.1.9. Tourisme littoral

Selon la définition retenue par l'organisation mondiale du tourisme, le tourisme est défini comme « les activités déployées par les personnes au cours de leurs voyages et de leurs séjours dans des lieux situés en dehors de leur environnement habituel à des fins de loisirs, pour affaires ou autres motifs ».

Le tourisme est un secteur essentiel de l'économie française, tant en termes de poids économique que de croissance. Le littoral reste en outre la destination principale des touristes français¹³ : il comptabilise 29 % de la consommation touristique intérieure en 2007, soit l'équivalent de 34 milliards d'euros, et 32 % de l'ensemble des nuitées touristiques des résidents en 2009 (hôtellerie touristique, campings...).

Les territoires littoraux, soumis à une forte pression démographique et foncière (cf. § 4.1.1.), doivent en conséquence faire face à une artificialisation accrue des espaces engendrée par le développement des infrastructures de services et de loisirs, d'hébergement marchand et non-marchand, de restauration, et plus globalement, d'équipements de bord de mer.

Le tourisme littoral se caractérise par sa forte saisonnalité, avec un pic d'activité lors de la période estivale (Guinguand et Quintrie-Lamothe, 2011). Il est également synonyme d'activités balnéaires particulièrement prisée des touristes (mais pas uniquement de ceux-ci) : baignade, plaisance et autres sports nautiques, pêche récréative...

Ainsi, outre les pressions liées à la concentration saisonnière des flux touristiques (cf. § 4.1.1.), les activités liées à cette fréquentation génèrent d'autres types de pressions :

- Sur les plages et zones de baignades, la présence de nombreux touristes et résidents sur un espace réduit et au cours d'une période restreinte peut être à l'origine d'apports en matière organique et de pollutions diverses (en lien notamment avec l'utilisation de crèmes solaires). De plus, les actions répétées de nettoyage (souvent mécanisé) de la couche superficielle de sable ainsi que les prélèvements et les apports de sable ou de galets (rechargement de plage) peuvent également représenter une pression susceptible d'impacter les hauteurs de sable,

¹³ Source INSEE

sa répartition à la surface, sa répartition granulométrique et, plus globalement l'équilibre physique et biologique de la plage (Wellhoff *et al.*, 2009).

- La pratique de la pêche récréative qui, sur le littoral Manche-Atlantique, porte principalement sur les coquillages : palourdes, coques, couteaux, lutraires sont quelques uns des bivalves prélevés par les amateurs. Les vers polychètes (*Nephtys*, *Nereis*, *Arenicola*) utilisés comme appât pour la pêche à la ligne sont également recherchés. Cette pêche récréative constitue une pression impactant le benthos de diverses façons : piétinement, affouillement, retournement du sédiment et de blocs sur les estrans, dégradation des habitats marins avec les ancrages et les pollutions (hydrocarbures ou déchets) pour les pêcheurs en bateau, participation à la surexploitation des stocks pour l'ensemble des modes de pêche...
- La pratique de la navigation de plaisance peut être à l'origine de l'introduction de composés synthétiques, non synthétiques et de substances biologiquement actives dans le milieu, notamment *via* le rejet des eaux grasses (eau de fond de cale et eau de refroidissement de l'échappement des moteurs), des eaux noires, provoquant ainsi l'enrichissement du milieu en matière organique, et des eaux grises, qui peuvent contenir détergents et d'autres produits peu biodégradables. De plus, l'ancrage et le piétinement lors des débarquements des plaisanciers peuvent également générer de multiples phénomènes de dégradation des organismes fixés et des habitats, principalement sur la zone d'estran. Plus généralement, la pratique des sports nautiques peut engendrer des dommages physiques sur le milieu : perte d'habitat liée à la mise en place de corps morts, mouillages, arrachage, piétinement, remise en suspension de sédiment...

4.2. Synthèse des pressions recensées sur les masses d'eau littorales

Considérant les différentes forces motrices et activités économiques développées sur le littoral Manche-Atlantique, une liste générique des pressions est proposée dans le tableau 20 sur le modèle de précédentes tentatives d'application de la méthodologie DPSIR en milieu marin (Borja, 2006 ; Vasconcelos, 2007).

Ce tableau inventorie de manière la plus exhaustive possible les pressions anthropiques à considérer dans le cadre d'une recherche d'impact potentiel sur les écosystèmes littoraux et les indicateurs biologique de la DCE.

Conformément au guide du ministère de l'écologie (2003), les pressions ont été regroupées suivant la typologie suivante :

- Pressions polluantes, qui affectent la qualité physico-chimique des masses d'eau.
- Pressions « physiques » ou morphologiques, qui ont une incidence sur la qualité des habitats littoraux,
- Pressions sur la ressource et le régime hydrologique,
- Pressions directes sur le vivant.

Type de pression	Groupe de pressions	Pressions « unitaires »	
Pressions polluantes/qualité physico-chimique	Pollution thermique	Rejets industriels	
		Rejets usines électriques (eaux de refroidissement)	
		Vidanges et chasses barrages	
	Modification de la salinité	Rejets industriels	
		Rejets usine électrique	
		Vidanges et chasses barrages	
		Gestion agricole des marais littoraux	
	Apports de matière oxydables (modifiant le bilan d'oxygène) et de nutriments	Rejets systèmes assainissement collectif (STEU) et autonomes	
		Eaux de ruissellement/surfaces imperméabilisées	
		Rejets industriels	
		Apports agricoles diffus	
		Apports par pollution accidentelle	
		Rejets aquaculture (féces, pseudo-féces)	
		Stocks sédimentaires	
		Apports fluviaux/amont bassin versant	
		Apports atmosphériques	
	Apports de MES /modification de la turbidité	Rejets industriels	
		Pratiques agricoles sur les bassins versants	
		Eaux de ruissellement/surfaces imperméabilisées et chantiers	
		Dragage/clapage	
		Extraction de matériaux et rejets associés	
		Rejets aquaculture (resuspension féces, pseudo-féces)	
		Construction/Génie civil maritime	
		Arts traînants	
		Vidanges et chasses barrages	
		Apports fluviaux/amont bassin versant	
		Apports de micropolluants	Rejets industriels (métaux...)
			Lixiviats sites et sols pollués
			Rejets domestiques (rejets urbains by-passés par temps de pluie)
	Rejets chroniques ports et navigation (antifouling, hydrocarbures...)		
	Eaux de ruissellement/surfaces imperméabilisées		
	Décharges		
Rejets aquaculture (antibiotiques...)			
Apports agricoles diffus (antibiotiques, résidus engrais...)			
Sites militaires			
Chantiers navals			
Stocks sédimentaires			
Dragage/clapage			
Apports atmosphériques			
Pollutions accidentelles			
Apports fluviaux/amont bassin versant			
Apports de pesticides	Apports agricoles diffus		
	Apports diffus entretien voiries		
	Apports diffus d'origine domestique (jardins)		
	Apports issus du déparasitage (démoustication)		
	Apports fluviaux/amont bassin versant		
Pressions sur la ressource et le régime hydrologique	Prélèvement d'eau	Prélèvement pour cultures irriguées	
		Prélèvement pour l'AEP	
		Prélèvement pour aquaculture	
		Prélèvement pour thalassothérapie	
		Prélèvement pour refroidissement centrales électriques	
		Prélèvement pour industrie	
	Modification de la courantologie / régime hydrologique	Brises-lames	
		Jetées	
		Ecluses, sas, barrages de marée	
		Canalisation, dérivation	
		Barrages	
Seuils			
Usine marémotrice			
Construction/Génie civil maritime			

Pressions « physiques » ou morphologiques	Récupération de terres sur la mer	Implantation urbaine
		Polders agricoles et aquacoles
		Implantation industrielle/portuaire
	Infrastructures portuaires/ voies navigables	Digues, jetées, renforcement du trait de côte
		Ports de plaisance/marinas
		Port de pêche
		Port de commerce
		Structures d'ancrage
		Structures de mouillage
		Dragages en estuaires et en côtes
		Clapage de matériaux dragués
		Signalisation
		Travaux génie civil
	Autres infrastructures et travaux	Batillage
		Piles de ponts
		Câbles sous-marins
Ancrages en mer (éoliennes, hydroliennes...)		
Installations conchylicoles (tables, bouchots...)		
Front de mer		
Tunnel		
Travaux génie civil		
Pratiques de pêche	Récifs artificiels	
	Arts traînants	
Autres	Pêche récréative et professionnelle (estrans)	
	Extraction matériaux siliceux et calcaires	
	Déversement de sables en côtes/rechargement plages	
Pressions directes sur le vivant	Exploitation ressource	Arts traînants
		Pêche à pied professionnelle et de loisir
		Extraction sélective d'espèces (laminaires, maërl...)
	Introduction espèces et pathogènes	Aquaculture
		Décharge eaux de ballast
	Récréation/plaisance	Aquariophilie/ aquariums
Zones de baignades		
	Mouillages/ancrages	

TABLEAU 20 : Liste générique des pressions anthropiques s'exerçant sur les masses d'eau littorales (adapté d'après Borja, 2006 et Vasconcelos, 2007)

4.3. Considérations d'échelles pour la caractérisation des pressions

Dans le cadre de la caractérisation de l'intensité des différentes pressions anthropiques et de leur impact potentiel sur le milieu environnant, les dimensions spatiale d'une part (ponctuelles/diffuses) et temporelle d'autre part (chroniques/accidentelles ou ponctuelles) sont importantes à prendre à compte (ex : les pressions polluantes, cf. figure 20).

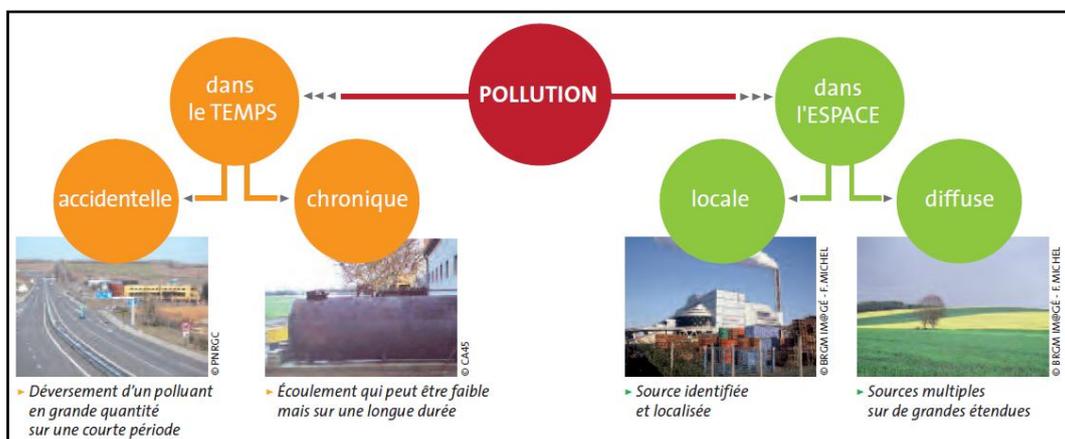


FIGURE 20 : Caractérisation spatio-temporelle des pollutions (Vernoux et Buchet, 2010)

4.3.1. Echelle spatiale

Au sens de la DCE, les masses d'eau sont les unités élémentaires d'analyse et c'est donc à cette échelle que l'intensité des pressions est généralement évaluée, notamment dans le cadre des états des lieux DCE (2004, mise à jour en 2013).

Cependant, il faut bien considérer que les pressions s'exerçant directement sur une masse d'eau (ou sur une station de suivi biologique) ne sont évidemment pas les seules à l'origine des impacts constatés, par exemple il peut exister un transfert des pollutions de l'amont vers l'aval (cas des MET) et des fleuves vers les masses d'eau côtières. De même, une information intégrée à l'échelle d'une masse d'eau entière ne permettra pas systématiquement de décrypter un impact plus local constaté à l'échelle d'une station de suivi particulière.

Il est donc important d'évaluer la pression considérée à une échelle territoriale pertinente, car le gestionnaire se doit de répondre à une dégradation de la qualité par des actions correctrices mises en œuvre sur des territoires adaptés. On comprend ainsi que les mesures prises en réponse à un impact causé par des pressions ponctuelles (rejets, infrastructures) et diffus (transferts depuis les bassins versants...) seront de natures différentes.

En résumé les pressions anthropiques doivent pouvoir, dans la mesure du possible, être caractérisées indépendamment des limites des masses d'eau.

4.3.2. Echelle temporelle

La caractérisation des pressions doit également être effectuée selon une échelle temporelle adaptée. On distinguera à ce titre les pressions qui sont concentrées sur un laps de temps réduit (*ex* : rejets accidentels ou travaux d'aménagement d'une digue), de celles dont l'intensité est répartie et peut être variable (voire cyclique) au cours du temps (*ex* : flux de pollution en provenance d'un fleuve, dragages de maintenance des chenaux de navigation). Le guide méthodologique du MEDD (2003) propose un pas de temps adapté à l'analyse des différents phénomènes (*cf.* tableau 21).

Type de variation	Echelle temporelle d'analyse	Pollutions	Morphologie	Biologie
Annuel constant ex : prélèvements pour l'AEP	Année	X		X
Annuel cyclique ex : rejets agricoles	Saison (cycle)	X		X
Annuel non cyclique (accidentel, événementiel) ex : by-pass de STEP	Année	X	X	X
Inter-annuel constant ex : aménagements	6 ans		X	
Inter-annuel dépendant des conditions climatiques ex : flux mesurés en aval des cours d'eau	Année et inter-annuel corrigé des variations climatiques	X		

TABEAU 21 : Echelles temporelles d'analyse préconisées en fonction du type de pression (MEDD, 2003)

Dans la problématique d'une recherche d'impact d'une pression donnée vis-à-vis des communautés biologiques, la caractérisation temporelle (date, périodicité) de l'intensité des pressions est d'autant plus importante. En effet, et particulièrement dans le cas des indicateurs biologiques reposant sur l'identification des peuplements d'espèces opportunistes (stratégie r) ou à cycle de vie plus long (stratégie K) comme par exemple les indicateurs basés sur les macroalgues de substrats durs ou les invertébrés benthiques, il convient de mettre en perspective le constat biologique avec les caractéristiques temporelles de la pression anthropique suspectée.

Ainsi, suite une pression ponctuelle telle qu'une extraction de matériaux liée à un aménagement (cf. figure 21), et en fonction du délai séparant la fin des travaux d'aménagement et l'échantillonnage biologique, on observera une proportion différente d'espèces opportunistes dans les peuplements étudiés et donc une valeur plus ou moins faible de l'indicateur. En revanche, si la pression est récurrente (ex : dragages de maintenance de chenaux de navigation), on se situera quasi-systématiquement dans la phase de recolonisation dominée par des espèces opportunistes et caractérisée par des scores plus faibles de l'indicateur.

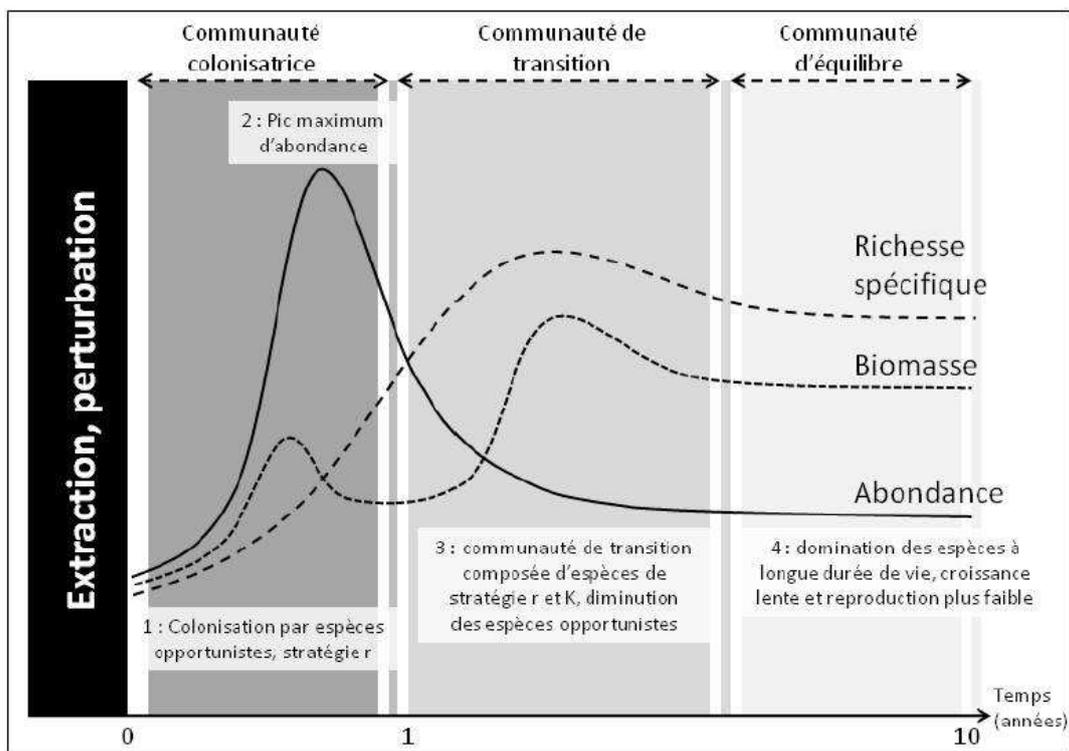


FIGURE 21 : Schéma théorique d'une succession écologique des communautés benthiques après une perturbation¹⁴ (d'après Pearson et Rosenberg, 1978)

¹⁴ NB : les temps n'ont qu'une valeur indicative

5. ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE : LES PRESSIONS SUSCEPTIBLES D'IMPACTER SIGNIFICATIVEMENT LES ELEMENTS DE QUALITE BIOLOGIQUE DE LA DCE

Ce chapitre est destiné à expliciter les interactions entre les éléments de qualité biologiques de la DCE et les pressions anthropiques sur la façade Manche-Atlantique, inventoriées dans le paragraphe précédent. Il s'agit ici de définir, pour chaque élément de qualité, quelles sont les pressions (ou les typologies de pressions) les plus pertinentes au regard de leur impact sur les indicateurs de l'état écologique des masses d'eau.

Une attention particulière sera apportée aux métriques et indicateurs utilisés, le cas échéant, pour caractériser la réponse des éléments de qualité biologiques (et les indicateurs et métriques associés), aux perturbations du milieu causées par les pressions anthropiques.

5.1. Pressions affectant les communautés phytoplanctoniques

5.1.1. Le phytoplancton, descripteur primaire du processus d'eutrophisation

a) Définition de l'eutrophisation

L'utilisation intensive des fertilisants en agriculture (engrais minéraux, lisiers) ainsi que l'accroissement des rejets urbains ont augmenté notablement, depuis une quarantaine d'années, les apports terrigènes d'éléments nutritifs au milieu aquatique. En de nombreux points du globe, cet enrichissement forcé en nitrates (issu principalement du lessivage des terres agricoles), en ammonium et en phosphates (très abondants dans les rejets urbains) a causé un déséquilibre du milieu aquatique, appelé eutrophisation.

Pour Ménesguen *et al.* (2001), un milieu « eutrophisé » est un milieu à la fois eutrophe (*sensu stricto*: « bien nourri »), mais qui a également atteint un niveau d'enrichissement tel que des dégradations ou des nuisances manifestes pour l'écosystème peuvent y être constatées. Cette définition opérationnelle privilégie ainsi les conséquences néfastes de l'enrichissement en nutriments telles que la désoxygénation des masses d'eau en profondeur résultant de la décomposition bactérienne de l'abondante matière organique produite, les nuisances dues aux macroalgues opportunistes, les blooms d'espèces phytoplanctoniques nuisibles, l'augmentation de la turbidité, les changements dans la dominance des groupes d'espèces, la perte de biodiversité de l'écosystème marin, la régression des herbiers, *etc...* (*cf.* figure 22).

D'après Ménesguen et ses collaborateurs (2001), les trois mécanismes fondamentaux qui conduisent à l'eutrophisation, tant macroalgale que phytoplanctonique, sont:

- un confinement de la masse d'eau: en mer ouverte, ce sont des phénomènes hydrodynamiques qui créent un confinement dynamique. Ainsi, le piégeage horizontal des masses d'eau dans les zones où le courant résiduel est très faible explique les proliférations phytoplanctoniques en Baie de Vilaine par exemple, mais aussi la présence des marées vertes dans de nombreuses baies bretonnes. Les fronts de densité, horizontaux ou verticaux, constituent également des zones d'accumulation favorables à certains dinoflagellés (*Gymnodinium mikimotoi*, *Dinophysis sp.*).

- un bon éclaircissement : dans les panaches de dilution de fleuves (ex : Vilaine, Loire, Seine), le confinement en surface d'une couche dessalée et riche en nutriments par un front de densité contribue à assurer au phytoplancton de surface un éclaircissement moyen plus élevé qu'en zone non stratifiée.
- des apports de nutriments terrigènes en excès par rapport à la capacité d'évacuation ou de dilution du site.

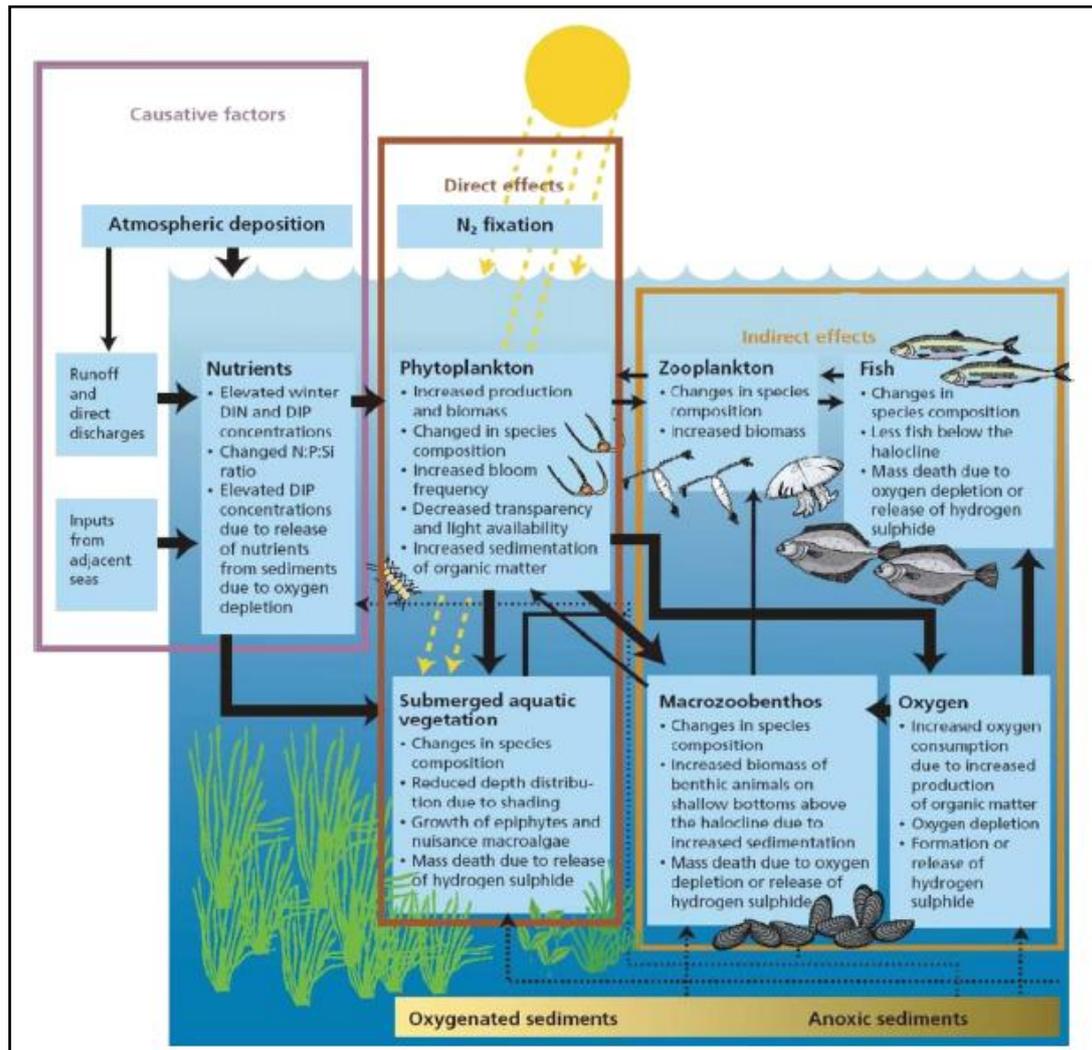


FIGURE 22 : Modèle conceptuel décrivant le phénomène d'eutrophisation (HELCOM, 2010).

Légende : les flèches indiquent les interactions entre les différents compartiments biologiques. Un écosystème « équilibré » est caractérisé par : (1) un réseau trophique pélagique (phytoplancton → zooplancton/zoobenthos → poissons) couplant production et consommation et minimisant ainsi la décomposition excessive de matière organique (2) la présence de population naturelles d'organismes planctoniques et benthiques, et (3) lorsque cela est pertinent, une distribution naturelle de la végétation aquatique submergée. L'enrichissement en sels nutritifs induit un changement dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins, matérialisé par les flèches en gras. Les flèches en pointillés matérialisent le dégagement d'hydrogène sulfuré (H₂S) et de phosphore, lorsque les conditions à l'interface eau-sédiment deviennent anoxiques. L'azote est de plus éliminé par dénitrification dans le sédiment anoxique.



b) Apports de nutriments et biomasse phytoplanctonique

Les producteurs primaires phytoplanctoniques sont les premiers organismes à réagir à des concentrations élevées en éléments nutritifs dans leur environnement. En effet, la plupart des espèces de phytoplancton (à l'exception des algues picoplanctoniques) répondent positivement et de façon prévisible à l'enrichissement en éléments nutritifs, et ce dans tous les milieux côtiers européens (Olsen *et al.*, 2001). Le phytoplancton réagit à l'augmentation de la disponibilité des nutriments dans le milieu avec une croissance (production primaire) accrue (Smayda, 2004).

Alors que la production primaire est directement liée à la disponibilité des éléments nutritifs, la biomasse et la composition du phytoplancton sont déterminées par l'équilibre entre la croissance et les processus de perte. Les processus de perte les plus importants sont les interactions trophiques (broutage par le zooplancton et la faune benthique) d'une part, et la dispersion hydrodynamique d'autre part. Ces contrôles trophiques et hydrodynamiques déterminent ainsi la destinée des apports en nutriments au système et de la croissance du phytoplancton qui y sera associée en zones côtières (Monbet, 1991 ; Kivi *et al.*, 1993 ; Le Pape *et al.*, 1996 ; Thomann et Linker, 1998 ; Olsen *et al.*, 2001 ; Perez-Ruzafa *et al.*, 2002). Par exemple, les bancs de moules situés dans les estuaires peuvent agir comme un « tampon » vis-à-vis d'une forte production phytoplanctonique, car celle-ci sera consommée par ces organismes suspensivores (Le Pape et Menesguen, 1997 ; Meeuwig *et al.*, 1998).

Une biomasse phytoplanctonique en grande quantité engendrera une plus grande quantité de matière organique qui sera dégradée par les bactéries et la faune benthique, ce qui peut conduire à une hypoxie voire une anoxie des eaux de fond (Richardson et Jørgensen, 1996). Cependant, le développement de l'hypoxie dépend en grande partie de l'hydrographie locale : les estuaires abrités, non soumis aux marées et avec des échanges d'eau restreints sont plus vulnérables à une carence en oxygène.

c) Limitation du phytoplancton par les nutriments

Le concept de limitation par les nutriments (loi du minimum de Liebig) a été extrapolé à partir de l'usage agricole vers les sciences aquatiques (de Baar, 1994). Selon ce concept, la croissance des algues ou des plantes supérieures est limitée par l'élément nutritif qui est le moins disponible par rapport à ceux qui sont requis dans leur préférendum trophique. Pour le phytoplancton, le ratio cellulaire optimal de l'azote par rapport au phosphore (N/P) a été estimé en moyenne à une valeur (en poids) égale à environ 7 (Redfield, 1958). La croissance phytoplanctonique est généralement considérée comme limitée par l'un des principaux éléments nutritifs : l'azote, le phosphore, ou la silice dans le cas des diatomées pour lesquelles elle constitue un macronutriment essentiel.

En principe, si le rapport molaire de l'azote et du phosphore disponibles pour la production primaire s'écarte de la valeur 16, la production primaire est limitée soit par l'azote (rapport N/P < 16), soit par le phosphore (rapport N/P > 16). Le rapport entre l'azote et le phosphore inorganique dissous (NID/ PID), peut ainsi être utilisé comme un indicateur potentiel de limitation par les nutriments. Son utilisation doit cependant être réservée aux valeurs de concentrations hivernales car pendant la période de croissance, les concentrations en nutriments inorganiques sont généralement inférieures aux limites de détection (la plupart des nutriments sont incorporés dans les phases particulaire et organique dissoute).



Dans les masses d'eaux côtières ouvertes, l'élément limitant pour le phytoplancton est principalement l'azote (Ryther et Dunstan, 1971), à la différence notable des eaux douces où le phosphore est considéré comme le principal nutriment limitant. Une exception à ce modèle est la Méditerranée qui a été jugée comme essentiellement limitée par le phosphore (Krom *et al.*, 1991 ; Thingstad *et al.*, 1998 ; Diaz *et al.*, 2001).

Dans les estuaires, les zones côtières et de transition des panaches fluviaux, le mode de limitation peut passer d'une limitation par le phosphore à une limitation par l'azote (ou même une co-limitation) au fur et à mesure que l'on se rapproche de la mer ouverte. En fonction de la saison, l'élément nutritif limitant peut également varier (Kivi *et al.*, 1993 ; Conley, 1999 ; Prins *et al.*, 1999).

Les estuaires et les eaux côtières très impactés par les apports d'azote passent d'une limitation par l'azote à une limitation par les éléments nutritifs secondaires : phosphore, silice, fer (Paerl, 1998).

d) Rôle de l'azote

Des relations positives entre l'azote total (N_T) et la biomasse phytoplanctonique ont pu être mises en évidence. Un exemple où la concentration en azote total et celle en chlorophylle-a montrent clairement une relation dose-réponse est une étude à long terme menée dans la mer Baltique, où les apports d'azote et de phosphore ont été modifiés dans une expérience à grande échelle (Elmgren et Larsson, 1997). De même, dans le cadre des travaux européens du second round d'intercalibration des indicateurs « phytoplancton » utilisés en lagunes méditerranéennes, une relation significative positive a pu être mise en évidence entre concentrations estivales en azote total et chlorophylle-a (cf. § 4.1.4). Des relations simples entre la chlorophylle-a et la concentration en azote total ont également été mises en évidence sur des petits estuaires non tidaux de la mer Baltique (Meeuwig *et al.*, 2000) et des eaux côtières écossaises (Gowen *et al.*, 1992).

La relation entre la charge en éléments nutritifs et la réponse de la biomasse n'est pas uniforme dans les différentes zones côtières européennes, ces différences étant attribuées à des spécificités géographiques des facteurs régulateurs que constituent le broutage par le zooplancton et l'exportation hydrodynamique (Olsen *et al.*, 2001 ; Duarte, 2004).

e) Composition du phytoplancton et abondance des taxons phytoplanctoniques

Tandis que le phénomène d'eutrophisation s'illustre au travers d'une augmentation de la production primaire phytoplanctonique et de la biomasse correspondante, les changements induits sur la structure des communautés phytoplanctoniques ne sont pas aussi évidents, en raison de la complexité et de la variabilité de celles-ci. Cette complexité s'explique par un broutage sélectif pratiqué par le micro et le méso-zooplancton, mais aussi par des facteurs physico-chimiques tels que la stratification, la turbulence, l'irradiation, ou encore la salinité (Wasmund, 1999).

Bien que cette relation ne soit pas simple à illustrer de manière quantitative, une augmentation d'origine anthropique des apports en éléments nutritifs se reflètera dans la composition de la communauté phytoplanctonique, du fait non seulement des plus importantes concentrations ambiantes en nutriments, mais aussi du fait de leurs ratios (N/P/Si). Ces changements en termes de concentrations et de ratio donnent en effet un avantage concurrentiel à certaines espèces de phytoplancton par rapport à d'autres (Officier et Ryther, 1980 ; Egge et Aksnes, 1992). La limitation

par les silicates (diminution du rapport Si/N comme conséquence de l'eutrophisation) peut par exemple influencer sur la communauté phytoplanctonique en diminuant la biomasse relative des diatomées par rapport à celle des flagellés, dont certains développent des efflorescences nuisibles (Sommer, 1995 ; Escaravage *et al.*, 1999).

En mer du Nord et sur le long-terme, le phénomène d'eutrophisation a non seulement conduit à une augmentation de la biomasse du phytoplancton (chlorophylle-a), mais également à des changements dans la structure de la communauté phytoplanctonique avec un décalage vers des espèces de diatomées de plus grande taille, et des blooms dominés par l'espèce *Phaeocystis pouchetii* (Philippart *et al.*, 2000 ; Cadée et Hegeman, 2002). Une tendance similaire a été observée dans le sud de la mer Baltique (Wasmund et Uhlig, 2003), où les données de surveillance à long terme ont montré une baisse de diatomées et une augmentation de dinoflagellés au cours de la floraison printanière.

f) Fréquence et intensité des blooms phytoplanctoniques

En conditions très favorables, une cellule phytoplanctonique peut se diviser entre 2 et 3 fois par jour, ce qui conduit rapidement à une accumulation de biomasse appelée « bloom ». A titre d'exemple, une espèce présente initialement à une concentration de 1 cellule par litre et qui se divise deux fois par jour atteindra une concentration de 16 877 cellules par litre après 1 semaine (en l'absence de perte par sédimentation ou broutage). Au fur et à mesure de l'épuisement du milieu en sels nutritifs, les taux de division des cellules phytoplanctoniques diminuent pour atteindre une seule division par semaine (Graham *et al.*, 2008).

Aux latitudes tempérées et hautes, une floraison phytoplanctonique constituée généralement de diatomées se produit chaque année au printemps. C'est un phénomène normal qui fait partie de la succession saisonnière du plancton (Smayda, 1997). Cette floraison printanière est essentielle dans la succession saisonnière, car elle constitue une ressource trophique importante pour le zooplancton et la faune benthique. Cependant, en conditions eutrophisées, l'intensité de la floraison printanière est augmentée, et la biomasse correspondante conduit à des quantités accrues de la matière organique qui décanse sur le fond. Cette décomposition de la matière organique par les bactéries consomme de l'oxygène, entraînant dans certains endroits la désoxygénation des sédiments et des eaux de fond, ainsi que des mortalités de la faune marine.

En revanche, des blooms estivaux épisodiques peuvent être le signe d'apports concentrés dans le temps (ou pulses) de « nouveaux » éléments nutritifs, ou refléter une réduction temporaire de la pression de broutage (Smayda, 1997). Ces blooms peuvent être nuisibles du fait de la quantité de biomasse produite, ou à cause de leur toxicité vis-à-vis de poissons et d'autres organismes. En outre, les proliférations d'algues toxiques posent un risque grave pour la santé humaine lorsque les toxines d'algues sont concentrées dans les coquillages cultivés (Cloern, 2001 ; Granéli, 2004).

Il existe des preuves scientifiques solides montrant que les développements d'efflorescences phytoplanctoniques ont augmenté en fréquence et en intensité ces dernières décennies (Smith, 2003). Bien qu'aucun lien de causalité direct entre l'eutrophisation et la fréquence accrue des efflorescences algales nuisibles n'ait pu être établi, il est généralement admis que leurs fréquences

ont augmenté dans le monde entier en raison de l'apport en nutriments croissant (Hallegraeff, 1993 ; Anderson *et al.*, 2002 ; Granéli, 2004).

Ce lien de causalité fait cependant toujours l'objet d'un débat au sein de la communauté scientifique (OSPAR, 2008), et Paerl et Huisman (2008) évoquent également une responsabilité des conditions estivales de plus en plus chaudes et sèches.

g) Le phytoplancton dans les méthodes d'évaluation de l'eutrophisation

La nécessité récente d'évaluer l'état d'eutrophisation des systèmes estuariens et côtiers afin de soutenir la définition des politiques publiques a conduit ces dernières décennies à l'élaboration de nombreuses méthodes au champ d'application plus ou moins local. Celles-ci utilisent le plus souvent une évaluation multi-paramétrique basée sur différents symptômes associés au phénomène d'eutrophisation.

De part leur capacité à répondre rapidement aux apports en nutriments, certaines caractéristiques associées aux communautés phytoplanctoniques font partie intégrante du jeu de descripteurs utilisés par certaines de ces méthodes (*cf.* tableau 22).

Région/Pays	Méthode	Composantes phytoplanctoniques de la méthode	Référence
Atlantique Nord-Est (NEA)	OSPAR Compréhensive Procédure (OSPAR COMPP)	- Biomasse phytoplanctonique : Concentration en chl- a - Abondance : blooms d'espèces nuisibles (<i>Phaecystis</i> , <i>Noctiluca</i> ...) et toxiques (intérêt comme descripteur contesté dans OSPAR, 2008) - Toxines algales (intérêt comme descripteur contesté dans OSPAR, 2008)	OSPAR (2005, 2008)
Baltique	HELCOM Eutrophication Assessment Tool (HEAT)	- Biomasse phytoplanctonique : Concentration en chl- a	HELCOM, 2009
Etats Unis, Europe, Asie, Australie	ASSETS (Assessment of Estuarine Trophic Status)	- Biomasse phytoplanctonique : Concentration en chl- a - Abondance : blooms d'espèces nuisibles et toxiques	Bricker <i>et al.</i> , 2003
Europe	TRIX (Trophic Index)	- Biomasse phytoplanctonique : Concentration en chl- a	Vollenweider, 1998
Europe/ Pays Basque	WFD-BC method	- Biomasse phytoplanctonique : Concentration en chl- a - Abondance : blooms d'un taxa unique (bloom)	Garmendia <i>et al.</i> , 2012

TABLEAU 22 : Synthèse des « composantes phytoplanctoniques » de méthodes multiparamétriques développées pour évaluer l'état d'eutrophisation d'écosystèmes littoraux

Rappelons que ces méthodes s'appuient généralement sur d'autres paramètres descripteurs des symptômes associés au phénomène d'eutrophisation (*ex* : flux de nutriments apportés par les fleuves, concentration en oxygène dissous dans l'eau, composition spécifique de la végétation submergée...), et donc pas exclusivement sur ces descripteurs phytoplanctoniques.

Si l'apport en éléments nutritifs est la principale cause d'eutrophisation, de nombreux autres facteurs déterminent le niveau ultime et le type d'expression des symptômes. Par exemple au sein d'un estuaire, l'amplitude de marée et les apports d'eau douce sont à prendre en compte particulièrement (Monbet, 1991 ; Cloern, 1999 ; NRC, 2000 ; Boesch, 2002).



Les pressions anthropiques à l'origine d'un enrichissement en nutriments englobent (OSPAR, 2008) : les apports provenant de sources ponctuelles (par exemple les rejets de stations d'épuration ou de l'industrie) et provenant de sources diffuses (agriculture, élevage, défaut de raccordement au réseau d'assainissement, débordements systèmes collecte eaux pluviales et apports atmosphériques). Zaldivar *et al.* (2008) citent également comme source d'apports significative le relargage de nutriments stockés dans les zones de dragages de sédiments.

5.1.2. Rôle des pressions affectant les conditions d'éclairement

Dans les estuaires turbides comme l'Escaut occidental, la limitation par la lumière de la production primaire peut prévaloir en toutes saisons (Cloern, 1999). En baie de Seine par exemple, le niveau de production phytoplanctonique semble être davantage contrôlé par la lumière que par la concentration en éléments nutritifs (Videau *et al.*, 1998). Dans de telles conditions d'éclairement, les concentrations en nutriments ou leurs rapports fournissent alors peu d'informations. Les pressions à l'origine d'une modification des conditions d'éclairement des masses d'eau (*ex* : apports de MES en provenance des bassins versants, *cf.* § 4.2.) auront donc un impact significatif sur la croissance phytoplanctonique.

5.1.3. Pollution chimique (micro-polluants)

a) Pesticides

Uensal (1992) a constaté un effet stimulateur de croissance du pesticide 2,4 D¹⁵ (herbicide) jusqu'à 5 mg/L sur deux espèces phytoplanctoniques (*Phaeodactylum tricornatum* et *Skeletonema costatum*), tandis que His et Seaman (1993) ont observé l'inhibition de *Chaetoceros calcitrans* et *Isochrysis galbana* par 25 µg/L d'aryloxyacides et de phenylurées.

Arzul et Durand (1999) ont montré, au moyen d'expérimentations *in vitro*, que la croissance de *Heterosigma Akashiwo* est stimulée par des teneurs élevées en atrazine, alors que celle de la diatomée *Chaetoceros Gracilis* est inhibée de façon significative par le diuron. En période de faible enrichissement en nutriments correspondant également à une plus grande diversité spécifique, l'impact des herbicides se manifeste par une sélectivité des espèces, dues à leurs différentes sensibilités. Les herbicides constituent donc un facteur de sélection et peuvent contribuer au déséquilibre des populations phytoplanctoniques. Il semble également qu'il existe (Stachowsky, 2008) une variabilité espèce-dépendante de la sensibilité, avec une tolérance plus élevée démontrée pour les communautés provenant des sites les plus pollués.

Les communautés phytoplanctoniques peuvent réagir assez rapidement à la présence d'un contaminant, mais elles peuvent aussi « récupérer » la fonction perturbée en quelques jours. Ainsi, Larsen *et al.* (2003) ont exposé une communauté naturelle de phytoplancton côtier à l'antifouling DCOI en microcosmes de 5 litres pendant 16 jours. Aux concentrations les plus élevées, les auteurs ont constaté une inhibition de la photosynthèse, mais celle-ci n'était plus visible à la fin de l'expérience. L'application de l'outil PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) leur a en outre

¹⁵ acide dichlorophénoxyacétique



permis de détecter une tolérance accrue de ces communautés, tolérance qui a persisté pendant les 15 jours suivants.

Dans l'environnement naturel, les organismes sont en général soumis à des cocktails de contaminants, qui peuvent avoir des effets additifs, synergiques ou antagonistes. Peu d'études se sont risquées à tester plusieurs pesticides en même temps, bien que tout le monde s'accorde à en relever la nécessité. Hartgers *et al.* (1998) ont testé un mélange de trois herbicides sur des communautés comprenant des organismes planctoniques et des macro-invertébrés, en microcosmes *indoor* de 600 litres pendant 28 jours. L'exposition chronique a conduit à un changement de la composition de la communauté phytoplanctonique, ainsi qu'à une perturbation temporaire de son métabolisme. En réalisant l'exposition simultanée de communautés zoo- et phytoplanctoniques à deux insecticides en microcosmes *indoor* pendant quatre semaines, Van den Brink *et al.* (2002) ont aussi montré des atteintes de la composition de la communauté phytoplanctonique aux plus fortes concentrations en insecticide.

Bérard *et al.* (1999) ont constaté que dans la communauté exposée à l'atrazine, l'une des espèces, *Oscillatoria limnetica*, était inhibée en conditions froides (début du printemps) alors qu'elle était stimulée en conditions chaudes (été). Cela illustre qu'une espèce donnée, en fonction des paramètres environnementaux et de la composition de la communauté à laquelle elle appartient, peut se comporter différemment face à un toxique.

A plus grande échelle sur la façade Manche-Atlantique, il semble que les apports fluviaux (Loire, Gironde et fleuves côtiers) de produits phytosanitaires influencent localement les réponses et la structure des communautés phytoplanctoniques (AAMP, 2011).

L'étude de l'impact des pesticides sur le phytoplancton révèle donc une grande diversité de réponses selon les espèces considérées (Stachowski, 2008), allant d'une grande sensibilité avec inhibition de croissance, à une tolérance importante avec stimulation de la croissance. La littérature scientifique sur ce sujet se concentre essentiellement autour d'expériences mono-spécifiques et mono-substances réalisées en micro voire en mésocosmes, qui fournit en définitive peu d'indications sur la réponse des communautés phytoplanctoniques dans les systèmes naturels.

b) Métaux

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 (AAMP, 2011). En outre, il a été démontré récemment que le fer (Fe) peut limiter la croissance du phytoplancton dans les eaux côtières eutrophisées (Stal *et al.*, 1999 ; Zhang, 2000) ainsi que dans les océans ouverts.

L'impact et la toxicité des métaux sont dépendants de nombreux facteurs (forme chimique du métal étudié, espèce, densité cellulaire), entraînant une réduction ou une inhibition partielle du taux de croissance de certaines espèces phytoplanctoniques (AAMP, 2011).

5.1.4. Sensibilité aux pressions : aspects quantitatifs

a) Données d'état : concentrations en nutriments

La plupart des relations quantitatives rencontrées dans la littérature scientifique illustrent l'augmentation de la production primaire phytoplanctonique (estimée le plus souvent au travers d'une métrique de concentration en chlorophylle-a), en réponse à l'augmentation de la disponibilité des nutriments dans la colonne d'eau. Dans la plupart des cas, l'azote constitue le facteur limitant la production phytoplanctonique, et sa disponibilité dans le milieu est quantifiée sous forme de différentes variables d'état (concentrations).

Best (2011) a établi par exemple, à partir d'un jeu de données européen et dans le cadre des travaux d'intercalibration du second round pour les indicateurs du GIG NEA¹⁶, une relation (cf. figure 23) entre le p90 [Chl-a] et la concentration moyenne (log-transformée) en azote inorganique dissous durant la période hivernale.

Revilla *et al.* (2010), dans le cas des estuaires basques, observent des relations satisfaisantes entre les percentiles 90 de concentrations en chlorophylle-a, en ammonium et en phosphates sur des stations estuariennes regroupées en fonction de leurs caractéristiques de salinité (cf. figures 24 et 25).

Utilisant une base de données conséquente issue du suivi régulier de 5 estuaires danois peu profonds (9 stations), Carstensen *et al.* (2007) n'observent pas de relations statistiques significatives entre l'intensité des blooms estivaux (assimilée à la concentration en chlorophylle-a) et les moyennes de concentration en azote total mesurées de janvier à avril. La significativité de ces relations s'améliore toutefois lorsque les auteurs utilisent les moyennes de concentrations en phosphore total pour des périodes équivalentes, et encore plus lorsque l'azote total est proposé comme paramètre explicatif de la fréquence des blooms estivaux (cf. figure 26).

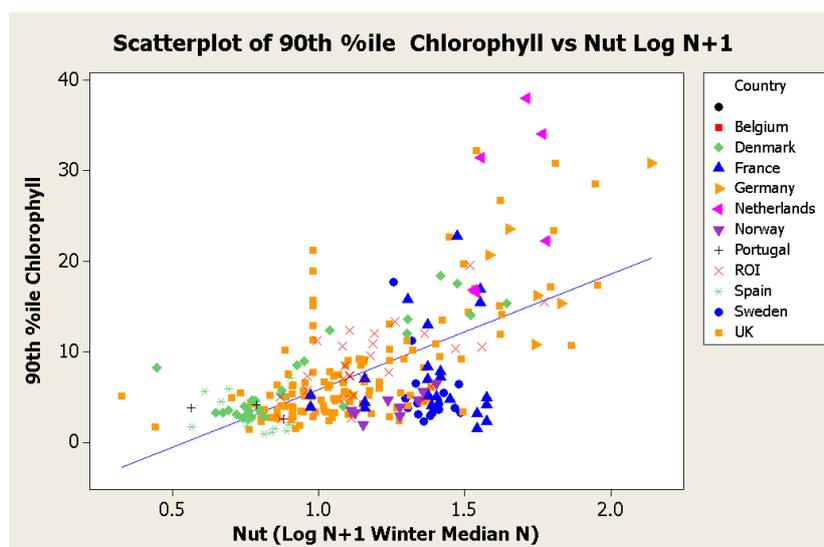


FIGURE 23 : Illustration de la sensibilité du percentile 90 de concentration en chlorophylle-a la concentration hivernale (log transformée) en azote inorganique dissous (Best, 2011)

¹⁶ Groupe d'Intercalibration Géographique Nord Est Atlantique

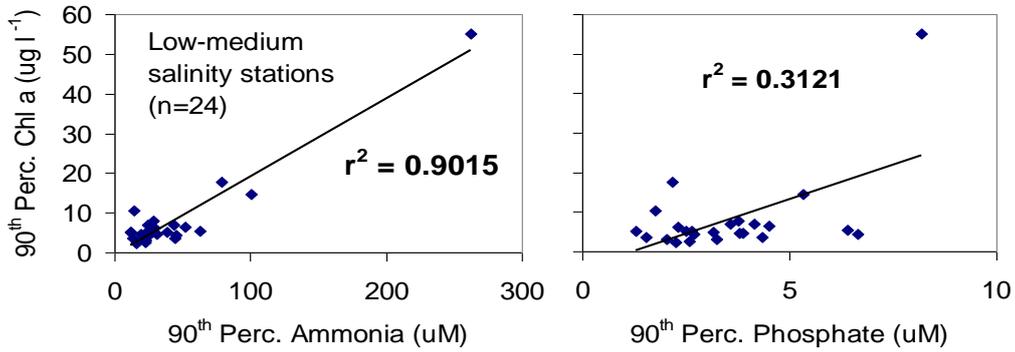


FIGURE 24 : Diagrammes de dispersion des percentiles 90 [Chl-a] mesurés au niveau de 24 stations estuariennes basses (salinité moyenne <25 psu), au cours de la période 2003-2008, par rapport aux concentrations en ammonium et en phosphates (percentiles 90) calculées pour la même période (Revilla *et al.*, 2010)

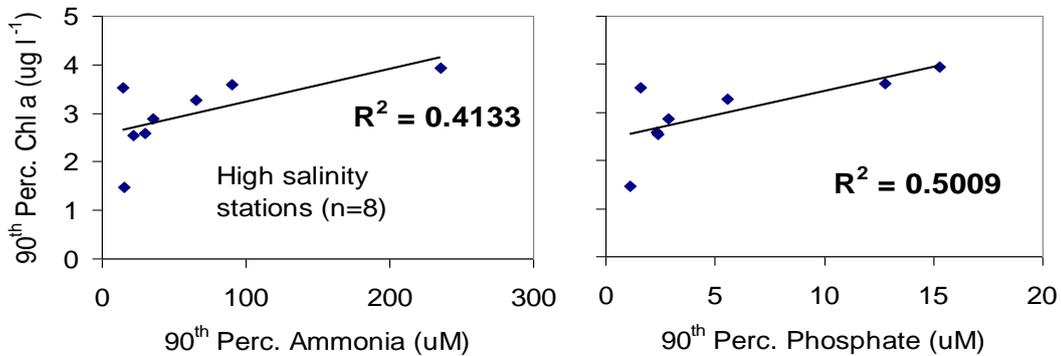


FIGURE 25 : Diagrammes de dispersion des percentiles 90 [Chl-a] mesurés au niveau de 8 stations estuariennes basses (salinité moyenne = 32,5 psu), au cours de la période 2003-2008, par rapport aux concentrations en ammonium et en phosphates (percentiles 90) calculées pour la même période (Revilla *et al.*, 2010)

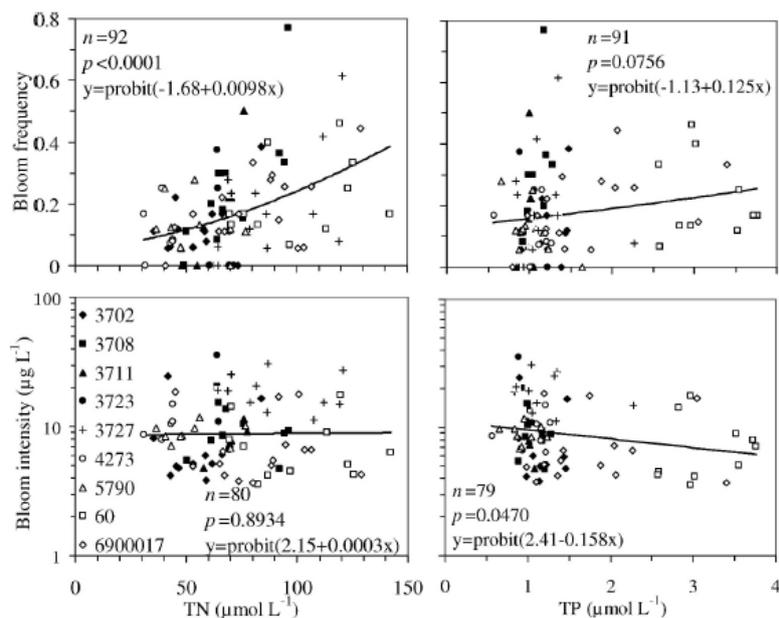


FIGURE 26 : Relations entre la fréquence et l'intensité des blooms estivaux dans 5 estuaires danois (9 stations), et les moyennes de concentrations en éléments nutritifs mesurées de janvier à avril (Carsentensen *et al.*, 2007).

Enfin, dans le cadre des travaux d'intercalibration européenne du second round, Buchet (2012) a observé une relation statistique significative entre l'EQR issu de l'outil français (agrégant les métriques de biomasse et d'abondance, cf. § 3.1.) obtenu sur 8 estuaires de la façade Manche-Atlantique française, et les concentrations (log-transformée) correspondantes en azote inorganique dissous hivernales (cf. figure 27). A noter qu'aucune relation de ce type n'a pu être établie pour les masses d'eau côtières, probablement du fait des disparités importantes existant entre ces masses d'eau en termes de paramètres déterminants vis-à-vis de la production phytoplanctonique (ex : confinement, turbidité, etc...).

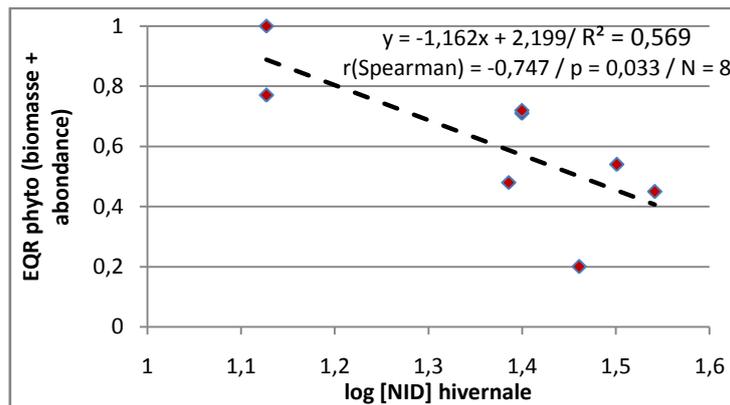


FIGURE 27 : Relation entre l'indicateur français utilisé en estuaires Manche-Atlantique et les concentrations hivernales (mois de novembre, décembre, janvier et février) en azote inorganique dissous (Buchet, 2012)

b) Flux d'azote parvenant aux systèmes

En réalisant une synthèse de différents travaux scientifiques relatifs à la production primaire phytoplanctonique (consommation de ¹⁴C) dans différents secteurs côtiers de l'Atlantique, Nixon *et al.* (1996) ont montré une corrélation significative entre cette production primaire annuelle et l'estimation des flux d'azote inorganique dissous parvenant aux systèmes (cf. figure 28). A noter que ces flux sont ici normalisés avec la superficie de ces masses d'eau (en mol.m⁻².an⁻¹).

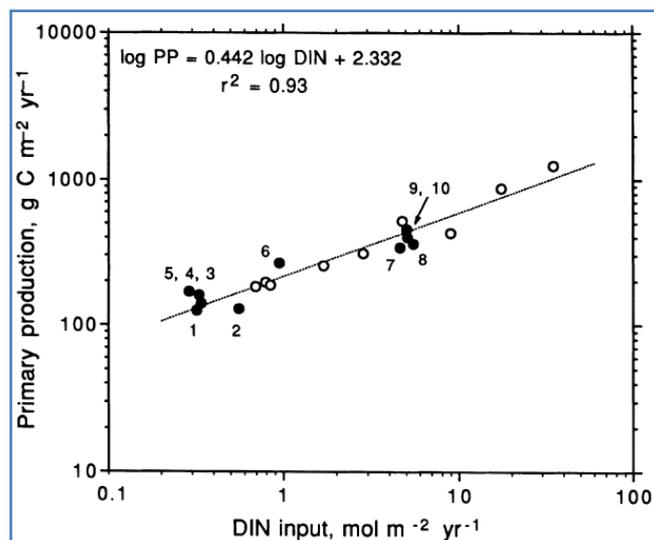


FIGURE 28 : Relation entre la production primaire annuelle phytoplanctonique et une estimation des apports en azote inorganique dissous (DIN) par unité de surface dans différents systèmes de l'Atlantique du Nord Est (d'après Nixon *et al.*, 1996)

Carstensen *et al.* (2004) ont étudié la relation existant entre les flux d'azote et la production phytoplanctonique dans le secteur du détroit de Kattegat reliant la Mer Baltique à la Mer du Nord. Ils observent des relations significatives entre les flux d'azote (exprimé en tonnes annuelles) et la moyenne estivale des concentrations en chlorophylle-a, ainsi qu'avec la fréquence des blooms dans ce même secteur (*cf.* figure 29).

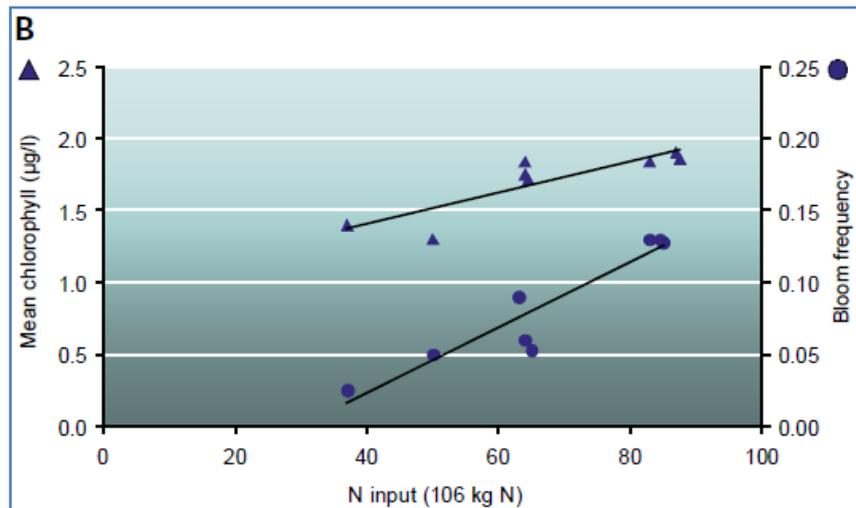


FIGURE 29 : Relation entre les apports annuels en azote (10⁶ kgN) et la moyenne estivale des concentrations en chlorophylle-a et la fréquence des blooms dans le secteur du détroit du Kattegat (d'après Carstensen *et al.*, 2004).

c) Le LUSI : un indice d'eutrophisation côtière orienté « forces motrices »

En Méditerranée occidentale et dans le cadre du second round d'intercalibration européenne, les métriques de l'outil français (semblables à celles de l'outil utilisé en Manche-Atlantique) ont pu être corrélés à l'indice d'eutrophisation LUSI (Land Uses Simplified Index ; Flo *et al.*, 2011).

Cet indice d'eutrophisation est calculé à partir de données relatives aux taux d'occupation du sol¹⁷ par certaines activités sources de pressions, dans une bande continentale de 1500 mètres à partir de la côte. L'indice LUSI prend également en compte les apports d'eau douce ainsi que le confinement de la masse d'eau (morphologie de la côte).

Les codes de la nomenclature « Corine Land Cover » susceptibles d'engendrer des apports en éléments nutritifs sont sélectionnés, leur pourcentage d'occupation du sol est calculé. Ces pourcentages sont ventilés par classes auxquelles un score est attribué. Les différents scores sont ensuite sommés à celui caractérisant les apports d'eau douce à la masse d'eau côtière, estimés à partir de classes de salinité (*cf.* tableau 23).

¹⁷ pour la France : utilisation de données Corine Land Cover 2006

% Urbain	% Agricole	% Industriel	Typologie (apports d'eau douce/salinité)	Score
CLC Code 11 : <i>Zones urbanisées</i>	CLC Code 21 : <i>Terres arables</i> CLC Code 22 : <i>Cultures permanentes</i> CLC Code 23 : <i>Prairies</i> CLC Code 24 : <i>Zones agricoles hétérogènes</i>	CLC Code 12 : <i>Zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication</i> CLC Code 13 : <i>Mines, décharges et chantiers</i>		
<10 %	<10%	<10%	Type III	0
10 - 33 %	10-40%	10-30%	Type II	1
33 - 66%	40-60%	≥30%	Type I	2
≥66%	≥60%			3

TABLEAU 23 : Barème applicable pour le calcul de l'indice d'eutrophisation « LUSI » (Flo et al., 2011)

Un facteur de correction dépendant de la morphologie côtière est ensuite pris en compte (multiplié par la somme des scores obtenue précédemment) afin d'obtenir l'indice LUSI correspondant à chaque masse d'eau côtière (cf. tableau 24).

Morphologie côtière (confinement)	Facteur de correction
Concave	1.25
Convexe	0.75
Droite	1.00

TABLEAU 24 : Valeurs du facteur de correction en fonction de la morphologie côtière

Les relations quantitatives établies entre l'indice de pression LUSI et chacune des métriques de l'indicateur phytoplancton méditerranéen sont présentées en figures 30 et 31 (Buchet, 2012).

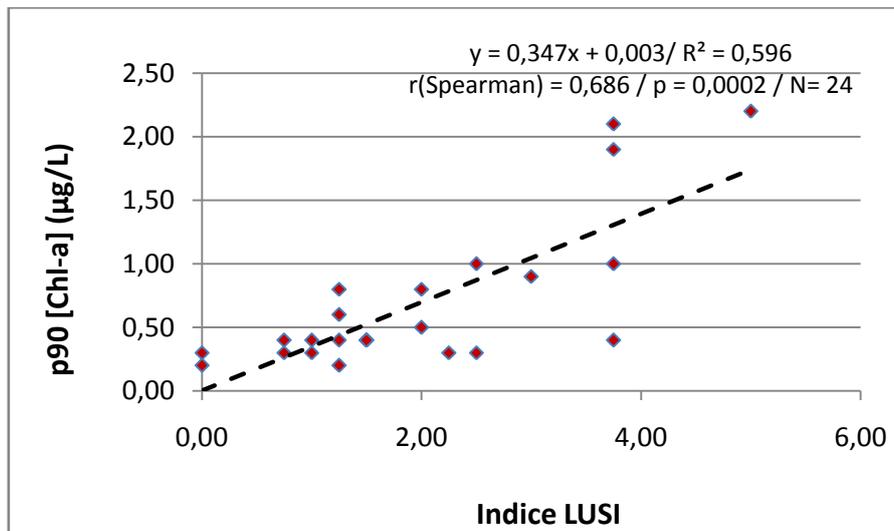


FIGURE 30 : Régression entre la métrique de biomasse phytoplanctonique et la pression d'eutrophisation, estimée via l'indice « LUSI »¹⁸

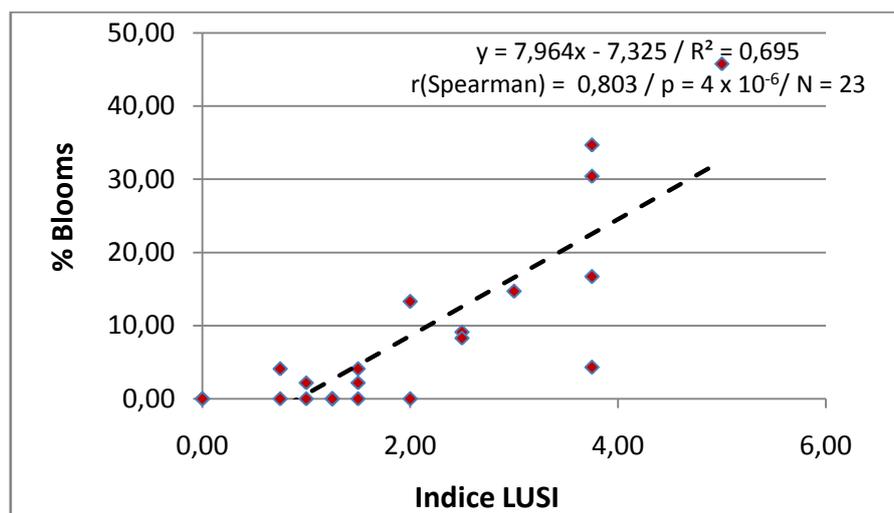


FIGURE 31 : Régression entre la métrique d'abondance phytoplanctonique et la pression d'eutrophisation, estimée via l'indice « LUSI »

5.2. Pressions affectant les herbiers de zostères

5.2.1. Eutrophisation et autres pressions affectant les conditions d'éclaircement

La lumière parvenant aux herbiers dépend à la fois de l'insolation qui arrive à la surface de l'eau (variable selon la saison et les conditions météorologiques), de la réflectance sur cette surface (variable selon la latitude, la saison et la hauteur des vagues) et de sa transmission dans l'élément liquide (Auby *et al.*, 2011). Cette transmission dépend du coefficient d'absorption de la colonne d'eau, que l'on peut décomposer comme la somme algébrique des absorptions dues à l'eau pure, à la

¹⁸ NB : le r^2 (coefficient de détermination) et le r (coefficient de corrélation) n'expriment pas la même chose. Le r exprime la corrélation entre les deux variables, alors que le r^2 exprime le pourcentage de variance de la variable x_2 expliquée par la variable x_1



matière organique dissoute et au matériel particulaire. L'absorption due au matériel particulaire peut elle-même être décomposée en deux contributions, celle du phytoplancton et celle des particules minérales et organiques en suspension.

Comme c'est le cas pour tous les végétaux chlorophylliens, la lumière est le principal facteur limitant pour les phanérogames (Dennison et Alberte, 1986 ; Dennison, 1987 ; Olesen et Sand-Jensen, 1993), la disponibilité en lumière déterminant notamment les limites bathymétriques inférieures des zones colonisées par celle-ci (Charpentier *et al.*, 2005). Les pressions à l'origine d'une modification des conditions d'éclairement de la colonne d'eau auront donc un impact significatif sur la distribution en profondeur et l'abondance des herbiers de zostères.

La transparence de la colonne d'eau dans les eaux côtières reflète de manière indirecte la charge du système en éléments nutritifs (Heiskanen et Solimini, 2005). L'augmentation des apports en nutriments engendre bien souvent une augmentation des biomasses d'algues phytoplanctoniques (systèmes plus profonds), de macroalgues opportunistes (systèmes peu profonds) et d'organismes épiphytes (Burkholder *et al.*, 2007), qui à leur tour affectent la transparence (*cf.* figures 32 et 33), diminuant la profondeur de la zone euphotique et par suite la quantité de lumière parvenant aux herbiers. Ainsi, dans le nord de l'Adriatique, Justic *et al.* (1995) ont constaté depuis 1960 une diminution de la transparence due à l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique, elle-même liée aux apports accrus en éléments nutritifs par l'intermédiaire du Pô.

Philippart *et al.* (1992) et Philippart (1994) attribuent le grave déclin des herbiers (à la fois *Zostera marina* et *Zostera noltii*) dans les eaux néerlandaises à une diminution de transparence de l'eau, conséquence des apports excessifs de nutriments ayant engendré un processus d'eutrophisation. Des régressions d'herbiers de *Zostera marina* pour des motifs similaires ont également été constatées par Nienhuis (1983) et den Hartog (1994) au Pays-Bas, par Neto *et al.* (2010) sur l'estuaire du Mondego (Portugal), et par Short et Burdick (1996) au moyen d'expériences réalisées en mésocosmes. Les herbiers marins et les différentes espèces d'algues ou groupes fonctionnels ont en outre des besoins différents en éléments nutritifs, et les changements intervenant dans les apports en nutriments sont susceptibles d'affecter la composition de la végétation benthique ainsi que les modèles de dominance entre les algues planctoniques et la végétation benthique (Sand-Jensen et Borum, 1991 ; Duarte, 1995 ; Pedersen, 1995).

Bien que les nutriments azotés et phosphorés soient nécessaires à la croissance de la végétation marine, ils peuvent dans certains cas s'avérer toxiques pour les plantes. Les relations entre teneur en nutriments et croissance des zostères ont été largement étudiées : la majorité de ces travaux mettent en évidence un effet positif de l'ajout de nutriments sur leur croissance, d'autres ne montrent aucun effet (voir bibliographie dans van Katwijk *et al.*, 1997), la nature de ces effets dépendant du stock d'azote et de phosphore contenus dans les tissus des populations testées (Duarte, 1990). D'autres travaux (voir bibliographie dans van Katwijk *et al.*, 1997 et van der Heide *et al.*, 2008) montrent une influence négative des formes réduites de l'azote minéral sur la survie et la croissance des zostères.

Un ensemble d'effets indirects de l'enrichissement en nutriments peut également accélérer la disparition des herbiers (Burkholder *et al.*, 2007) : les sédiments remis en suspension suite à la

disparition des herbiers qui augmentent encore la turbidité (cf. figure 32), la respiration accrue du système et le stress hypoxique qui en résulte, la diminution des échanges advectifs due à l'importante croissance macroalgale, l'altération des processus biogéochimiques tels que l'anoxie des sédiments avec une augmentation des concentrations en sulfure d'hydrogène, ou encore de forts apports en nutriments du fait du relargage depuis les sédiments vers la colonne d'eau (Howarth *et al.*, 2011).

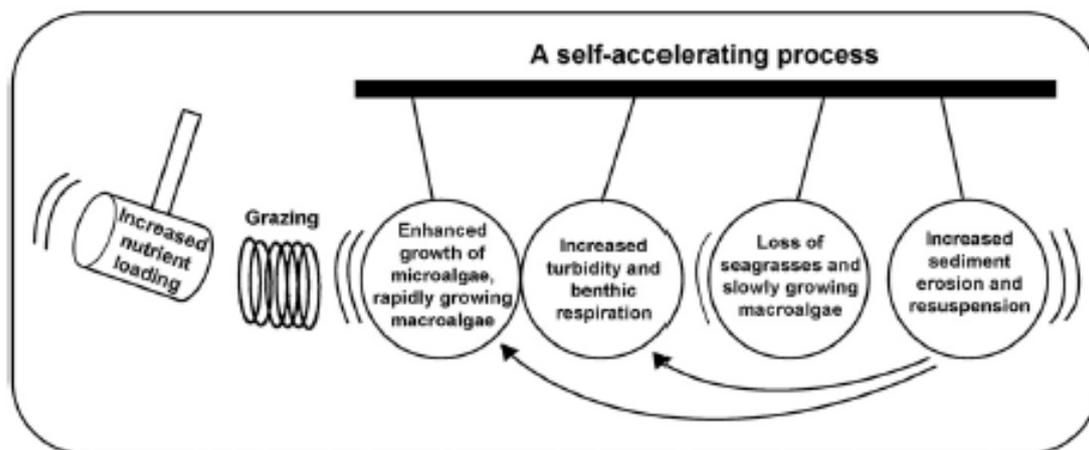


FIGURE 32 : Modèle conceptuel de l'effet des apports de nutriments sur les herbiers, soulignant le caractère auto-accélérateur du phénomène (d'après Duarte, 1995)

Plus généralement, toute pression anthropique pouvant localement avoir une incidence directe sur la transparence de l'eau est susceptible de menacer la survie et l'abondance des herbiers (Short et Wyllie-Echeverria, 1996). Les pressions à l'origine d'apports en MES et de phénomènes d'envasement (*i.e.* pratiques agricoles sur le BV, rejets eaux usées, clapages, rejets aquaculture) ou d'une remise en suspension des particules (*i.e.* extraction de matériaux, dragages, navigation) sont donc susceptibles d'être un facteur contributif à la régression des herbiers (Giesen *et al.*, 1990 ; de Boer, 2007 ; Erftemeijer et Lewis, 2006).

Les diverses espèces constituant les communautés macrophytiques benthiques ont des exigences différentes en termes d'éclairement, et donc les modifications de la transparence affecteront aussi la composition taxonomique de la végétation (Heiskanen et Solimini, 2005). Néanmoins, différents travaux ont montré que les zostères peuvent s'adapter à des conditions lumineuses très variées par le biais de réponses biochimiques (adaptation de l'équipement pigmentaire) et/ou structurelles (adaptation notamment de la longueur des feuilles) (Den Hartog, 1970 ; Jacobs, 1979 ; Perez-Llorens et Niell, 1993 ; Vermaat *et al.*, 1993 ; Auby *et al.*, 1999).

Pour Auby *et al.* (2010), la disparition de *Zostera noltii* dans une masse d'eau semble plus déclassante en terme de qualité de l'eau que celle de *Zostera marina*. En effet, de par sa position intertidale, *Zostera noltii* est moins sensible à la diminution de la transparence de l'eau.

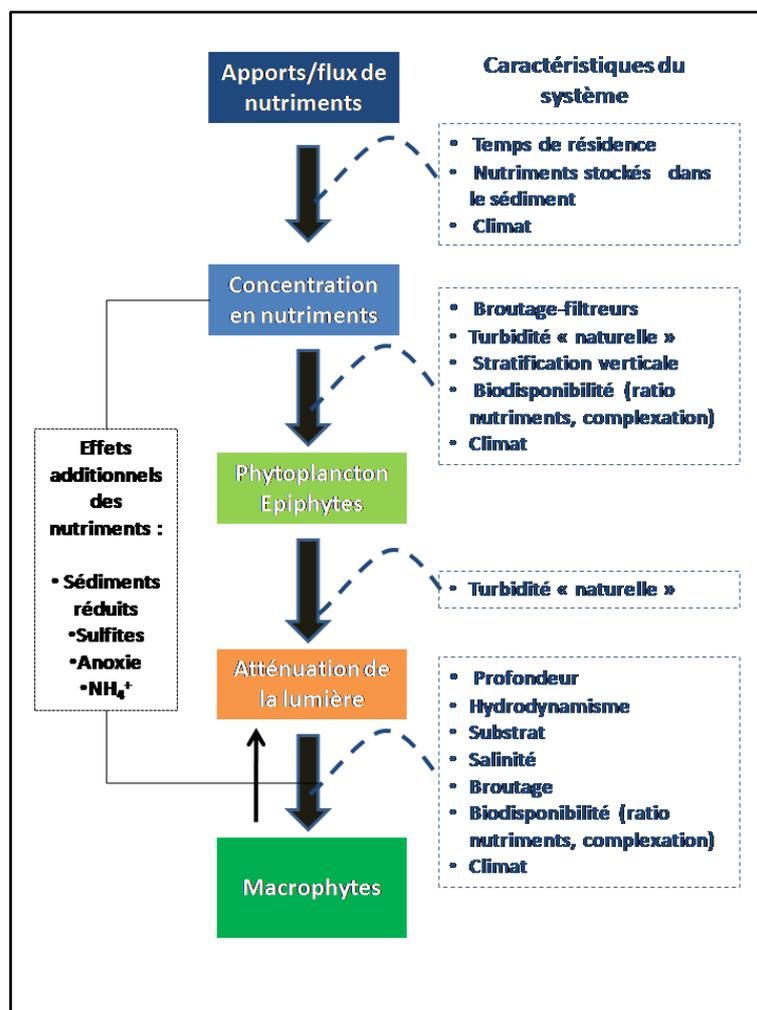


FIGURE 33 : Mécanismes de l'atténuation de la lumière liée à des apports en nutriments (d'après OSPAR, 2008)

5.2.2. Atteintes physiques

Au niveau mondial (Short *et al.*, 2011), les herbiers marins subissent des destructions du fait des aménagements et infrastructures côtières (Wyllie-Echeverria et Betcher, 1994), de l'implantation de structures aquacoles (Pergent-Martini *et al.*, 2006), de la bonification des terres pour l'agriculture ou l'industrie portuaire (poldérisation), ou encore du fait du renforcement des berges et des dragages (Erftemeijer et Lewis, 2006).

Foden et Brazier (2007) effectuent un inventaire plus exhaustif de pressions « physiques » susceptibles d'affecter l'abondance des herbiers marins :

- Les pratiques de pêche telles que la pêche à la drague, au chalut, ou la pêche à pied (Hily et Gacé, 2004) sur les estrans sableux (mollusques, appâts... : cf. figure 34). Par ailleurs, les prélèvements d'espèces par la pêche sont susceptibles de modifier les équilibres de la chaîne alimentaire, en diminuant la quantité d'herbivores qui consomment les épiphytes (Waycott *et al.*, 2009).

- Le mouillage des bateaux de plaisance (arrachement des pieds par les ancrs et destruction des feuilles par les chaînes), la navigation (hélices) et l'échouage des bateaux (Fonseca, 1992 ; Den Hartog et Hily, 1997 ; Hily et Peuziat, 2004) ;
- Les infrastructures de défense côtières : épis, digues, brise-lames, récifs artificiels ;
- Le rechargement des plages ;
- Les opérations de dragages et de clapages (boues, remblais, matériaux dragués...).

Le contexte économique difficile actuel a freiné considérablement les aménagements lourds en zone littorale Manche/Atlantique française. Les impacts liés à ces travaux qui ont dans les années 70 et 80 détruit de nombreux herbiers sont maintenant minimes en comparaison de ceux liés à des types d'activités émergentes : la pêche à pied des palourdes (particulièrement dans le Golfe du Morbihan et le bassin d'Arcachon) et le mouillage estival des bateaux de plaisance dans les abris naturels qui constituent également des zones de prédilection pour les herbiers (Den Hartog et Hily, 1997).



FIGURE 34 : Etat comparé d'un site d'étude témoin (à gauche) et d'un autre ayant subi récemment une récolte de palourdes par la technique du "malaxage" dans le bassin d'Arcachon (in Auby et al., 2011)

5.2.3. Impact des rejets affectant la température et/ou la salinité

a) Température

La température influe sur l'activité biologique des zostères comme sur celle de tous les organismes vivants et les fluctuations saisonnières de ce paramètre conditionnent fortement le cycle de production des zostères. Il existe une littérature abondante sur l'effet de la température sur la survie et la production de *Zostera marina*. Par exemple, d'après les expériences de Nejrup et Pedersen (2008), menées pendant 6 semaines en mésocosme à des températures variant entre 5 et 15°C, de fortes mortalités sont observées au dessus de 20°C (cf. figure 35). Selon ces auteurs, la température optimale pour la photosynthèse et la production de nouvelles pousses est de 10°C alors que cet optimum est un peu plus élevé (15-20°C) pour la production de nouvelles feuilles et leur croissance

(mesurée par marquage). Les valeurs atteintes par ces paramètres décroissent pour des températures inférieures et supérieures à cet optimum.

De manière générale, même si certaines des mesures de photosynthèse rapportées dans la littérature font état d'une bonne tolérance des zostères marines à de fortes températures, il semble que les températures élevées (>20°C – 25°C) leur sont préjudiciables, tant en terme de mortalité, de croissance que de multiplication végétative (Auby *et al.*, 2007). A ce titre, Zieman (1970) fait état d'une perturbation des herbiers et d'une élimination des populations locales dans la baie de Biscayne (Floride), du fait de rejets d'eaux chaudes d'origine industrielle.

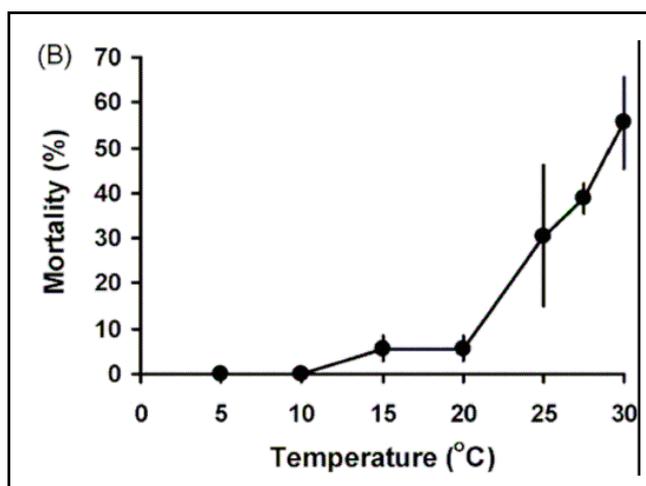


FIGURE 35 : Mortalités des pieds de zostères marines en fonction de la température (Neirup et Pedersen, 2008)

b) Salinité

Les deux espèces de zostères considérées dans le cadre de l'indicateur français sont euryhalines, ce qui leur permet de coloniser des milieux très variés sur le plan de la salinité : mer ouverte, baies, lagunes et estuaires. D'après Den Hartog (1970) et Giesen *et al.* (1990), *Zostera marina* est capable de coloniser des environnements dont la gamme de salinité s'étend de 5 à 42 psu.

De même, *Zostera noltii* se rencontre aussi bien dans des eaux très dessalées (6 à 7 psu : Iversen, 1931 ; Den Hartog, 1970 ; Rasmussen, 1973 ; Charpentier *et al.*, 2005) que dans des environnements sursalés, dont la salinité est supérieure à 35 (Mauritanie : Wolff *et al.*, 1993 ; étang de Thau : Plus *et al.*, 2005). Les deux espèces présentent cependant des préférences halines qui conditionnent à la fois leur survie et leur production.

Bien que des différences génétiques soient évoquées par Kamermans *et al.* (1999) pour expliquer d'éventuelles différences de préférences halines entre les zostères marines des différentes populations, il semble que l'on puisse résumer la littérature scientifique existante de la sorte (Auby *et al.*, 2011) :

- Au dessous d'une salinité de 15 psu, les zostères marines peuvent être affectées par des mortalités et leur production épigée être limitée,



- Au dessus d'une salinité de 30 psu, le développement hypogé des plantes (et la production de nouvelles pousses) serait réduit.

Dans le cas de *Zostera noltii*, Vermaat *et al.* (2000) ont mis en culture pendant 28 semaines deux populations de zostères naines (provenant du Danemark et de Catalogne), à des salinités de 35 psu (salinité moyenne mesurée dans les deux environnements de provenance des zostères) et de 15 psu. Cette étude a mis en évidence un effet négatif des fortes salinités (35 ‰) sur la survie (pour les deux populations) et la production de nouvelles pousses, cet effet étant particulièrement marqué pour la population de zostères néerlandaises.

Ces observations suggèrent donc une sensibilité potentielle des herbiers de zostères aux différentes pressions anthropiques susceptibles d'affecter la salinité du milieu (by-pass systèmes collecte eau-pluviales, prélèvements d'eau pour usages divers, systèmes d'écluses conduisant à l'artificialisation des apports, *etc...*).

5.2.4. Pollution chimique (micro-polluants)

Les connaissances actuelles sur les effets des substances toxiques sur les herbiers ont été résumées par Short et Wyllie-Echeverria (1996), par Hemminga et Duarte (2000), et pour le cas du biote de la Baltique par Szefer (2002).

Les hydrocarbures sont les seules substances pour lesquelles des effets à large échelle ont pu être observés sur les herbiers. Divers types de dommages ont été identifiés, que ce soit des mortalités, des diminutions de la couverture végétale, voire -éventuellement- aucune perte. Jacobs (1980) rapporte que l'extension spatiale des herbiers de *Zostera marina* sur les côtes bretonnes n'a pas été affectée suite au naufrage de l'Amoco Cadiz en 1978. En revanche suite à la marée noire de l'Exxon Valdez en 1989, au niveau de l'île Verte dans le détroit du Prince William (Alaska), Juday & Foster (1990) rapportent des pertes d'individus et des diminutions du taux de couverture des herbiers de *Zostera marina* et de *Phyllospadix serrulatus*.

Bien que plusieurs études aient démontré la capacité qu'ont de nombreuses espèces constituant des herbiers à bioaccumuler des métaux lourds présents dans l'eau ou les sédiments contaminés (Stenner & Nickless, 1975 ; Pulich *et al.*, 1976 ; Harris *et al.*, 1979 ; Brix *et al.*, 1983 ; Maher, 1986 ; Nienhuis, 1986 ; Tiller *et al.*, 1989 ; Ward, 1989 ; Güven *et al.*, 1993), il n'existe à ce jour aucune preuve d'effets délétères sur les herbiers de l'exposition aux métaux lourds. Brackup et Capone (1985) rapportent toutefois que les polluants organiques et métalliques tels que le mercure, le plomb ou le nickel, peuvent affecter les capacités de fixation de l'azote de *Zostera marina*.

La bibliographie contient peu de références relatives à l'effet des pesticides sur les zostères. En revanche, des effets particulièrement préjudiciables des herbicides ont été signalés pour les mangroves et les herbiers marins des écosystèmes marins tropicaux (Peters *et al.*, 1997). D'autres publications s'intéressent aux effets sur *Zostera marina* des molécules utilisées comme « boosters » dans les peintures antisalissures. Par exemple, Scarlett *et al.* (1999) rapportent un effet significatif de l'irgarol sur l'efficacité de la photosynthèse de *Zostera marina* pour des valeurs de concentration aqueuse de 200 ng.l⁻¹ au bout de seulement 36 jours. Chesworth *et al.* (2004) rapportent l'absence



d'effet additif significatif lorsque l'irgarol est combiné au diuron, probablement en raison du mode d'action similaire de ces deux molécules.

Les mesures de concentrations de certaines substances dans les tissus végétaux sont donc des indicateurs appropriés de la présence de substances toxiques dans l'habitat, mais semblent être inappropriés pour tester la «santé» des communautés benthiques car il est difficile de les relier à un effet sur la distribution, l'abondance, la composition ou la croissance des plantes (Heiskanen et Solimini, 2005).

5.2.5. Espèces invasives

L'algue brune envahissante *Sargassum muticum* (introduite par le biais de l'ostréiculture et l'importation de l'huître *Crassostrea gigas*) constitue une menace potentielle pour les herbiers de zostères dans les cuvettes littorales car elle interfère avec le cycle de régénération des herbiers sur les substrats mixtes hétérogènes (den Hartog & Hily, 1997).

5.2.6. Perturbations naturelles

Malgré leur abondance locale, les herbiers de zostères sont très vulnérables aux stress et perturbations naturelles. Ceci est apparu dramatiquement dans les années 1930, lorsque les herbiers de *Z. marina* furent presque totalement détruits par la maladie appelée « Wasting disease » dans tout l'Atlantique Nord (Den Hartog, 1987, 1996). Après avoir frôlé l'extinction, l'espèce s'est par la suite lentement réinstallée dans de nombreuses localités. L'explication de ce phénomène n'est toujours pas très claire, cependant il est maintenant admis que les flux et reflux des populations de zostères sont corrélés aux variations des paramètres environnementaux (den Hartog et Hily, 1997). Dans un premier temps, la maladie avait été attribuée à un micro-organisme pathogène *Labyrinthula zosterae* mais il semble maintenant établi que cette infestation était la conséquence d'un stress plutôt que la cause. L'explication réelle est très probablement le résultat d'une conjonction de variations climatiques à méga-échelle spatio-temporelle et de perturbations locales de l'environnement. C'est ainsi que pour une grande partie de l'Europe de l'ouest, il apparaît une corrélation entre la maladie et une forte réduction de l'insolation pendant la période de croissance durant deux années consécutives, phénomène climatique rare (Giesen, 1990 ; den Hartog, 1996). Dans la même période une élévation de la température moyenne de la mer de 1 à 3°C était observée au Danemark (Rasmussen, 1977). Par ailleurs Glémarec (1979) a mis en évidence un cycle d'accrétion/érosion de 55 ans dans le Golfe du Morbihan. Enfin, des aménagements portuaires ainsi que d'autres perturbations anthropiques auraient pu aggraver le stress et favoriser l'infestation. Il reste à remarquer que pendant toute cette période, aucun autre biotope majeur n'a été affecté, ce qui souligne la vulnérabilité des herbiers aux facteurs lumière, température et stabilité du sédiment.

5.2.7. Sensibilité aux pressions : aspects quantitatifs

a) Sensibilité à l'eutrophisation

La baie de Waquoit en Nouvelle-Angleterre (Etats-Unis) a fait l'objet de recherches importantes sur la réponse des herbiers de *Zostera marina* à l'eutrophisation. Ainsi, Short et Burdick (1996) ont pu établir, sur une période de 3 années, une relation significative entre la régression des herbiers et (i)

l'augmentation du nombre de logements et (ii) les quantités d'azote parvenant au système, rapportées à la surface du bassin versant (cf. figure 36).

La régression des herbiers de zostères de la baie de Waquoit, ainsi que d'autres herbiers du monde, a également été associée (cf. figure 37) à l'augmentation des apports d'azote aux systèmes, apports rapportés à la superficie des masses d'eau considérées (Hauxwell *et al.*, 2003 et Valiela et Cole, 2002).

Enfin, Deegan (2002) a établi une relation entre les densités de macroalgues parallèlement à celles des herbiers, en fonction des flux d'azote parvenant à la masse d'eau (cf. figure 38).

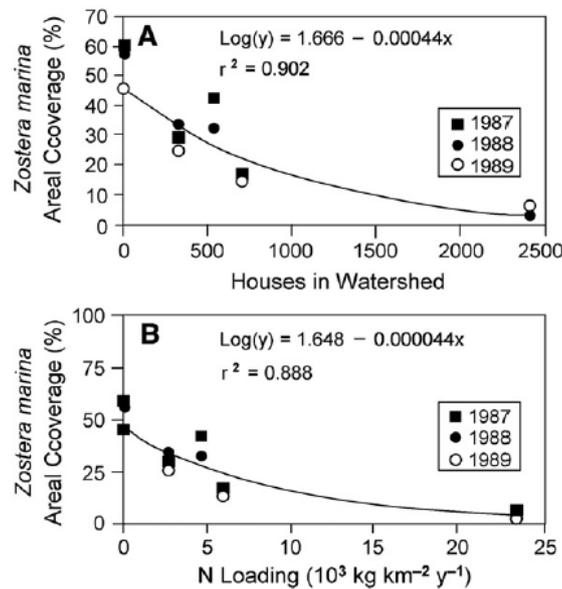


FIGURE 36 : Relation entre la couverture surfacique des herbiers (*Z. Marina*) dans la baie de Waquoit (USA) de 1987 à 1989 et (A) le nombre de maisons sur bassin versant, et (B) les apports d'azote rapportés à la surface du bassin versant (d'après Short et Burdick, 1996).

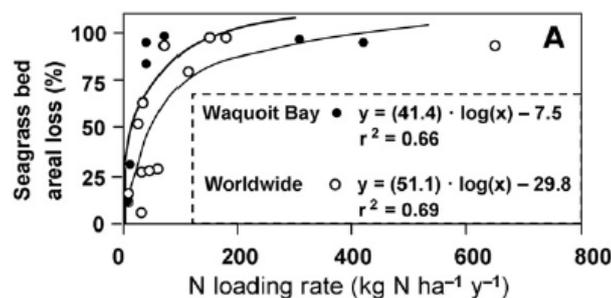


FIGURE 37 : Relation entre la régression des herbiers et les flux d'azote rapportés à la surface de la masse d'eau considérée : *Zostera marina* pour la baie de Waquoit entre 1987 et 1997 (adapté de Hauxwell *et al.*, 2003) ; à l'échelle mondiale adapté de Valiela et Cole (2002).

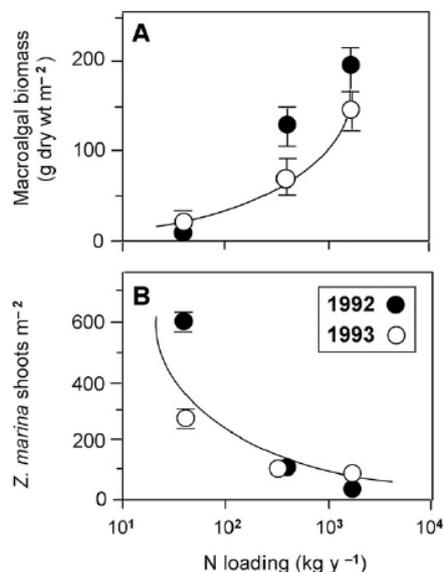


FIGURE 38 : Changements dans la densité des végétaux : (A) macroalgues (biomasse/m²) et (B) *Zostera marina* (nb de pieds/m²) en réponse aux flux d'azote estimés en fonction de la surface de la masse d'eau (d'après Deegan, 2002)

b) Approches multi-pressions

Garcia Novoa *et al.* (2011), dans le cadre du développement de l'indicateur POMI utilisé en Méditerranée pour caractériser l'état de santé des herbiers de Posidonies, ont étudié les relations entre les métriques de l'indicateur et 5 pressions susceptibles d'affecter les herbiers (*cf.* tableau 25), à partir de données collectées dans les provinces espagnoles de Catalogne et des Baléares.

Ces auteurs ont, notamment, établi des relations statistiques négatives (*cf.* tableau 26) entre : la densité et l'artificialisation du trait de côte, la couverture et la régénération de plages, la densité et la couverture et le développement de la navigation de plaisance, la couverture et le trafic maritime.

Pression	Formule	Unité
Artificialisation du trait de côte	Longueur de trait de côte artificialisé/Longueur du trait de côte dans la masse d'eau	%
Régénération de plage	Volume de sable déposé/Longueur du trait de côte dans la masse d'eau	m ³ de sable. km ⁻¹ de trait de côte
Ports de plaisance	Nombre d'anneaux/ Longueur du trait de côte dans la masse d'eau	anneaux. km ⁻¹ de trait de côte
Trafic maritime	Nombre de déplacements de bateaux/année et longueur du trait de côte dans la masse d'eau	bateaux. km ⁻¹ de trait de côte.an ⁻¹
Demande chimique en oxygène (DCO)	(Somme des flux quotidiens x DCO) / longueur du trait de côte dans la masse d'eau	kg. km ⁻¹ de trait de côte. jour ⁻¹

TABLEAU 25 : Pressions et modes d'estimation des pressions utilisés par Garcia Novoa *et al.* (2011)

Region	Pressure	Metric	n	r ²	p	Intercept	Slope	Intercept Sterr	Slope Sterr
GLOBAL	Pressure Coastal Rigidification	N_epiphytes	58	0.09	≤0.05	0.69	0.003	0.09	0.002
CATALONIA	Pressure Coastal Rigidification	Pb_rhizome	29	0.29	≤0.01	0.28	0.005	0.07	0.003
GLOBAL	Pressure Coastal Rigidification	d15N_rhizome	58	0.19	≤0.001	3.81	0.02	0.47	0.01
GLOBAL	Pressure Coastal Rigidification	Shoot Leaf Area	61	0.10	≤0.05	180.22	-0.68	20.08	0.53
BALEARIC I.	Pressure Coastal Rigidification	Density	32	0.15	≤0.05	683.36	-2.22	88.72	1.94
CATALONIA	Pressure Coastal Rigidification	PomI9.Cat	27	0.25	≤0.01	0.62	-0.004	0.08	0.003
GLOBAL	Pressure Beach Regeneration	N_epiphytes	58	0.14	≤0.01	0.74	0.00003	0.07	0.00002
GLOBAL	Pressure Beach Regeneration	d15N_rhizome	60	0.14	≤0.01	4.25	0.0001	0.35	0.0001
GLOBAL	Pressure Beach Regeneration	Shoot Leaf Area	61	0.09	≤0.05	167.62	-0.005	14.97	0.004
GLOBAL	Pressure Beach Regeneration	d34S_rhizome	61	0.06	≤0.05	14.26	0.0003	1.19	0.0003
GLOBAL	Pressure Beach Regeneration	Cover	61	0.09	≤0.05	49.04	0.002	6.49	0.002
CATALONIA	Pressure Beach Regeneration	PomI9.Cat	27	0.16	≤0.05	0.57	-0.001	0.06	0.001
CATALONIA	Pressure Marinas	N_epiphytes	29	0.23	≤0.01	0.62	0.001	0.05	0.0004
BALEARIC I.	Pressure Marinas	d15N_rhizome	31	0.31	≤0.001	3.45	0.05	0.68	0.03
GLOBAL	Pressure Marinas	Density	61	0.07	≤0.05	446.67	-0.84	66.82	0.80
GLOBAL	Pressure Marinas	Cover	61	0.07	≤0.05	54.44	-0.08	6.78	0.08
GLOBAL	Pressure Shipping Traffic	Pb_rhizome	55	0.08	≤0.05	0.87	0.03	0.60	0.03
GLOBAL	Pressure Shipping Traffic	Sacarose	58	0.09	≤0.05	11.95	0.10	1.93	0.09
GLOBAL	Pressure Shipping Traffic	Cover	61	0.07	≤0.05	49.68	0.29	6.49	0.27
GLOBAL	Pressure Shipping Traffic	Zn_rhizome	55	0.16	≤0.01	77.41	-0.49	6.51	0.31
GLOBAL	Chemical Oxygen Demand	d15N_rhizome	60	0.27	≤0.001	4.07	0.01	0.34	0.004
BALEARIC I.	Chemical Oxygen Demand	Shoot Leaf Area	32	0.14	≤0.05	133.92	-0.16	14.51	0.15
CATALONIA	Chemical Oxygen Demand	d34S_rhizome	29	0.16	≤0.05	10.04	0.01	0.79	0.01

TABLEAU 26 : Régression de type II établies par Garcia Novoa *et al.* (2011), entre les pressions documentées et les métriques relatives aux herbiers de *Posidonia oceanica*

Un autre type d'approche multi-pressions a été développé dans le cadre du second exercice d'intercalibration européenne des indicateurs angiospermes du GIG NEA (Buchet, 2012). Pour les besoins de cet exercice, un indice de pression « composite » a été constitué, prenant en compte les pressions listées dans le tableau 27, qui ont été classées selon 3 typologies : pressions sur l'hydromorphologie (HM), pressions liées à l'usage de la ressource (RU) et pressions sur la qualité environnementale (paramètres d'état, QE).

Des cotations ont été attribuées aux masses d'eau pour chacune des pressions définies, selon un barème pré-défini (*cf.* tableau 27). L'indice de pression est la somme des scores (évalués sur une échelle allant de 0 à 9) pour chaque pression.

Pression	Type	Critère/métrique	Pas de changement (0)	Très faible (1)	Faible (3)	Modéré (5)	Fort (7)	Très fort (9)
Terres gagnées sur la masse d'eau (ha)	HM	<ul style="list-style-type: none"> Surface en hectares gagnés sur la masse d'eau (dernières décennies), en considérant à la fois les vasières et les marais littoraux NB : indicateur intégrant les changements d'origine anthropique ET les variations naturelles 	Aucun changement	Perte de moins de 0,5 % au cours des dernières décennies	< 1%	< 5 %	< 10%	≥ 10%
Artificialisation	HM	<ul style="list-style-type: none"> Prise en compte des structures implantées en domaines intertidal et subtidal, et des deux rives en estuaire En % surface ME OU de la longueur de la côte/des rives 	Aucune	< 5% du rivage artificialisé	< 30%	< 60 %	< 90%	≥ 90%

Pression	Type	Critère/métrique	Pas de changement (0)	Très faible (1)	Faible (3)	Modéré (5)	Fort (7)	Très fort (9)
Dragages d'entretien (surface)	UR	<ul style="list-style-type: none"> Surface cumulée (ha) draguée pour l'entretien des chenaux de navigation En % de la surface de la ME 	Aucun dragage	< 1% de la surface ME draguée	< 10%	< 30 %	< 50%	≥ 50%
Dragages d'entretien (quantités)	UR	Quantité annuelle (en tonnes) de matériaux dragués dans la ME	Aucun dragage	< 5000 tonnes annuelles	< 100000 t	< 1 millions t	< 4 millions t	≥ 4 millions t
Clapage de matériaux de dragages (surface)	UR	<ul style="list-style-type: none"> Surface cumulée (ha) des zones de clapage dans la ME (intertidal et subtidal) En % de la surface subtidale de la ME 	Aucun clapage	< 1% de la surface subtidale de la ME	< 10%	< 30 %	< 50%	≥ 50%
Clapage de matériaux de dragages (quantités)	UR	Quantité annuelle (en tonnes) de matériaux de dragage clapée dans la ME (dans les zones intertidale et subtidale)	Aucun clapage	< 5000 tonnes	< 100000 t	< 1 millions t	< 4 millions t	≥ 4 millions t
Pêches côtières (récréative et professionnelle)	UR	<ul style="list-style-type: none"> % en longueur de côte (ou rives en estuaire) OU % de la surface ME concerné par des activités de pêche 	Absence	< 10 % du rivage (ou surface ME) concerné	< 30%	< 60 %	< 90%	≥ 90%
Ports de plaisance	UR	Nombre d'anneaux dans les ports de plaisance de la ME par km ² de masse d'eau	Pas de ports de plaisance	< 100 anneaux/ km ² ME	< 150 anneaux / km ² ME	< 300 anneaux / km ² ME	< 500 anneaux / km ² ME	≥ 500 anneaux / km ² ME
Tourisme et loisirs	UR	<ul style="list-style-type: none"> % en longueur de côte (ou rives en estuaire) OU % de la surface ME concerné par les activités de tourisme et loisirs 	Absence	< 10 % du rivage (ou surface ME) concerné	< 30%	< 60 %	< 90%	≥ 90%
Apports de nutriments	QE	Concentration en azote inorganique dissous (NID) hivernale (µM) normalisée à 25% pour les MET et les MEC polyhalines, à 32% pour les MEC	[NID] hivernale < 6,5 µM	< 10 µM	< 30 µM	< 60 µM	< 90 µM	≥ 90 µM
Turbidité	QE	<ul style="list-style-type: none"> Profondeur (mètres) disque Secchi (moyenne pendant la période de croissance de mai à septembre) Normaliser avec les mêmes critères que pour le NID hivernal (si possible) 	Transparence Secchi ≥ 2,5 mètres	< 2,5 m	< 2 m	< 1,5 m	< 1 m	< 0,5 m

TABLEAU 27 : Barème utilisé pour la notation de chaque pression en fonction des valeurs brutes transmises par les états membres européens pour l'exercice d'intercalibration (Buchet, 2012)

Avec cette approche semi-quantitative et pour les masses d'eau de transition, seules les pressions suivantes ont montré des relations statistiquement significatives avec les indicateurs nationaux européens pour les herbiers de zostères :

- Quantité (tonnes) de matériaux dragués annuellement dans la ME
- Quantité (tonnes) de matériaux de dragages clapés annuellement dans la ME
- Turbidité (transparence Secchi)

Une relation statistiquement significative entre un indice de pression intégrant ces 3 pressions (somme des scores) et l'indicateur national de 35 sites européens a pu être établie (cf. figure 39).

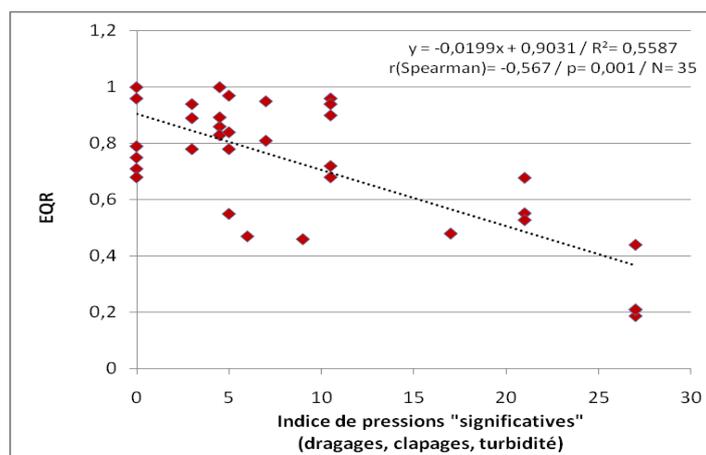


FIGURE 39 : Régression entre un indice de pression composite (dragages/clapages/turbidité) et l'EQR issu de l'application des différents indicateurs européens développés pour les herbiers de zostères (Buchet, 2012).

5.3. Pressions affectant les communautés macroalgales de substrats durs (intertidales et subtidales)

5.3.1. Eutrophisation et autres pressions affectant les conditions d'éclairement et la sédimentation

L'eutrophisation causée par les apports de nutriments et de matière organique et ses conséquences (cf. § 5.1.1. & 5.2.1.), notamment en termes d'augmentation de la turbidité et de sédimentation accrue de matière organique, sont susceptibles d'affecter significativement les communautés macroalgales de substrats durs dans les zones côtières tempérées (Kangas *et al.*, 1982 ; Kautsky *et al.*, 1986 ; Eriksson et Johansson, 2003 ; Krause-Jensen *et al.*, 2007). Par ailleurs, le rôle de l'eutrophisation dans le bouleversement des équilibres trophiques (prolifération de brouteurs) et la compétition spatiale sur les substrats durs entre les algues et les suspensivores (balanes, moules) est souvent évoqué (Ar Gal, *comm. pers.*).

Les différentes espèces d'algues ou groupes fonctionnels présentent des exigences différentes en termes d'éléments nutritifs et de lumière. Ainsi, des changements intervenant dans la disponibilité des nutriments dans le milieu sont susceptibles d'affecter la composition de la végétation benthique ainsi que les modèles de dominance entre les algues planctoniques et la végétation benthique (Sand-Jensen et Borum, 1991 ; Duarte, 1995 ; Pedersen, 1995). Le changement le plus évident est sans doute l'émergence d'une dominance des espèces annuelles ou à croissance rapide, au détriment



d'espèces pérennes (Worm *et al.*, 1999, 2001 ; Berger *et al.*, 2003). Cette modification structurelle est de nature à altérer les propriétés fonctionnelles des habitats macroalgaux (rôles de nourricerie, nurserie, refuge, frayère ; Duarte, 1995). Bergström *et al.* (2003) rapportent également un effet négatif direct de l'eutrophisation sur le recrutement de l'espèce *Fucus vesiculosus* en mer Baltique.

En présence d'un apport accru de nutriments, l'abondance des algues opportunistes est susceptible d'augmenter au détriment de celle des algues pérennes (Pedersen et Borum, 1996 ; Krause-Jensen *et al.*, 2007). En outre, ces algues opportunistes se développent et se décomposent plus rapidement que les espèces pérennes et peuvent ainsi générer un déséquilibre temporel entre la production et la consommation d'oxygène, ce qui augmente la probabilité d'épisodes anoxiques également sources de stress pour les végétaux benthiques (Derrien-Courtel, *comm. pers.*).

D'autres variables telles que la salinité, la température, l'hydrodynamisme local et la composition du substrat ainsi que des facteurs biologiques comme les maladies ou le broutage peuvent aussi influencer sur les processus de croissance et de perte, et ainsi « brouiller » la réponse de la végétation à des apports accrus en éléments nutritifs (Lötze *et al.*, 2001 ; Korpinen *et al.*, 2007 ; Eriksson *et al.*, 2011 ; Rinne *et al.*, 2011).

L'augmentation de la biomasse phytoplanctonique, des espèces opportunistes et/ou des épiphytes en réponse à l'enrichissement en nutriments du milieu diminue parallèlement la quantité de lumière disponible pour la végétation pérenne et limite par conséquent sa distribution en profondeur (Kautsky *et al.*, 1986 ; Duarte, 1995 ; Pedersen, 1995 ; Eriksson *et al.*, 1998 ; Nielsen *et al.*, 2002 ; Torn *et al.*, 2006). On constate ainsi une tendance à la réduction de l'abondance de la végétation dans les eaux plus profondes où l'éclairement constitue un facteur particulièrement limitant (Duarte, 1991 ; Krause-Jensen *et al.*, 2003). Les peuplements macroalgaux subtidaux et ceux de l'intertidal inférieur sont plus sensibles à l'augmentation de l'opacité de la colonne d'eau par rapport à ceux se développent dans les niveaux intertidaux supérieurs, ces derniers étant également capables d'effectuer la photosynthèse en conditions émergées (Ar Gal, *comm. pers.*).

Les pressions anthropiques favorisant le phénomène d'eutrophisation ainsi que celles ayant un impact sur la turbidité naturelle de la colonne d'eau¹⁹ ou la sédimentation auront donc un impact négatif sur les peuplements macroalgaux de substrats durs.

Une abondante littérature scientifique décrit l'impact des rejets en mer de stations d'épuration sur les peuplements macroalgaux intertidaux (Borowitzka, 1972 ; Littler et Murray, 1975 ; Brown *et al.*, 1990 ; Fairweather, 1990) et subtidales (Lundälv *et al.*, 1986 ; Gorostiaga et Diez, 1996). Dans les secteurs pollués par ces effluents, les communautés se composent essentiellement d'espèces d'algues à morphologie simple, sciaphiles et adaptées à la sédimentation. On assiste en général à une diminution importante de la richesse spécifique, à une augmentation de l'abondance d'espèces opportunistes à fort potentiel reproductif et tolérantes à la pollution, et à une simplification de la structure de la communauté (Gorostiaga et Diez, 1996). Bien entendu, les substances toxiques

¹⁹ Le champ de laminaires est présent tant que l'énergie lumineuse reste supérieure à 1% de l'énergie présente en surface (Arzel et Castric-Fey, 1997).

potentiellement contenues dans ces rejets ainsi que leur température peuvent également constituer des facteurs qui viendront amplifier les dégradations observées.

Parmi les autres pressions anthropiques majeures responsables d'une augmentation de l'opacité de la colonne d'eau et de la sédimentation, Derrien-Courtel (2008) cite pour le cas des peuplements macroalgaux subtidiaux :

- les extractions de granulats, de maërl, ainsi que les clapages en mer,
- les aménagements littoraux susceptibles de modifier les systèmes de courantologie à la côte,
- les pratiques agricoles et l'urbanisation sur les bassins versants, les dragages, les carrières et autres travaux susceptibles d'amplifier les panaches turbides d'origine continentale (golfe du Morbihan, baie de Vilaine et estuaire de la Loire en particulier).

Ainsi la dégradation, entre 2006 et 2007, des peuplements macroalgaux subtidiaux situés au niveau des îles de la Croix (Finistère) pourrait s'expliquer par des apports accrus de MES issus des travaux d'extension du port de Landéda - l'Aber-Wrac'h qui ont été réalisés durant l'année 2006 (Derrien-Courtel et Le Gal, 2009 : cf. figure 40).

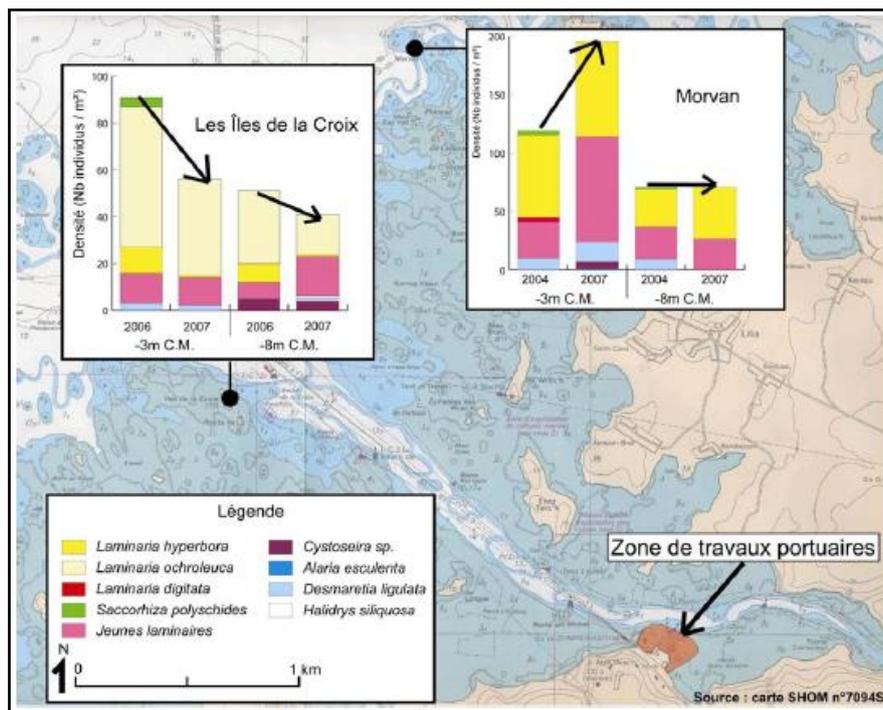


FIGURE 40 : Evolution entre 2006 et 2007 de la composition des strates arborescente et arbustive sur les deux sites de l'Aber Wrac'h (Derrien-Courtel et Le Gal, 2009)

5.3.2. Pollution thermique

Les algues et notamment les laminaires sont le plus souvent des espèces sténohalines, elles supportent donc mal les variations de températures, et sont à ce titre très sensibles au réchauffement des eaux en été (Derrien-Courtel, 2008).

En outre, certaines espèces structurantes des habitats laminaires (*Alaria esculenta*, *Laminaria digitata*, *Laminaria hyperborea*, *Laminaria ochroleuca* et *Laminaria saccharina*) rencontrent au

niveau de la Bretagne Sud leur limite sud de distribution biogéographique (Birkett *et al.*, 1998). Une augmentation de la température du milieu liée à des rejets anthropiques ponctuels (*ex* : rejets d'eaux de refroidissement industrielles), ou à plus large échelle du fait du réchauffement climatique, pourrait donc provoquer leur disparition de secteurs où elles sont considérées comme caractéristiques.

Ainsi, lorsqu'ils ont appliqué l'indicateur CCO (*cf.* § 3.3.) sur un estran rocheux de Cantabrie situé à proximité d'un rejet chauffé de Ca Cl₂, Ar Gal et Le Duff (2009) obtiennent sur le site en question une note particulièrement déclassante pour la métrique relative au nombre d'espèces caractéristiques (note de 5/30 contre 20/30 sur le site témoin situé à proximité).

Dans le cadre des suivis IGA²⁰ réalisés par l'Ifremer à proximité des zones de rejets des eaux de refroidissement des centrales nucléaires, un suivi des populations de *Fucus* est réalisé (*ex* : Lampert *et al.*, 2006 ; Dreves *et al.*, 2000). En effet, l'espèce *Fucus serratus* est sensible aux facteurs naturels (climatiques, hydrauliques) qui peuvent modifier la dynamique de ses peuplements (installation, développement, arrachage, *etc.*), et elle peut de ce fait constituer un indicateur des perturbations éventuelles induites par les rejets des centrales sur le macrophytobenthos local. Selon Dreves *et al.* (2000), celles-ci pourraient être de plusieurs ordres : évolutions différées de la croissance estivale et de la dépopulation hivernale, déplacement saisonnier et quantitatif de la fertilité des pieds, évolution géographique de la population.

5.3.3. Pollution chimique (micro-polluants)

a) Marées Noires

Les marées noires ont des répercussions graves sur l'écosystème littoral, exerçant à la fois des effets directs (*ex* : toxicité aiguë, destruction des habitats, engluement...) et indirects (*ex* : enrichissement organique, diminution du nombre de prédateurs, nettoyage des estrans).

L'ampleur des dommages causés par des déversements d'hydrocarbures sur les communautés macrophytiques peut varier entre des perturbations constatées sur de grandes échelles (Southward et Southward, 1978 ; Driskell *et al.*, 2001), à une absence d'effets quantifiables (Linden *et al.*, 1979 ; Peckol *et al.*, 1990 ; Pilson, 1990 ; Edgar et Barrett, 2000).

Le degré de perturbation dépend entre autres facteurs : de la quantité d'hydrocarbures déversée, de sa composition chimique, de son degré d'altération avant d'atteindre la côte, des efforts et pratiques de nettoyage, des caractéristiques environnementales, et de la toxicité du pétrole sur les espèces structurantes (De Vogelaere et Foster, 1994). En effet, lorsque des espèces constituant des habitats biogéniques viennent à disparaître, comme c'est le cas de *Fucus gardneri* lors de la marée noire de l'Exxon Valdez (Alaska), les dommages causés sont plus profonds et les temps de récupération se prolongent en conséquence (Peterson *et al.*, 2003). Dans le cas de l'arrivée sur les côtes Basques du pétrole échappé des cales du Prestige, Diez *et al.* (2009) ne remarquent pas de modification majeure de la composition taxinomique des communautés macroalgales intertidales, mais une diminution

²⁰ Impact des grands aménagements



significative de leur richesse spécifique, de leur diversité et du recouvrement algal au cours de la première année.

Des proliférations d'algues éphémères et annuelles, qui bénéficient de la perturbation écologique entraînée par le déversement d'hydrocarbures, ont été constatées lors des marées noires du Torrey Canyon (Southward et Southward, 1978), du Braer (Newey et Seed, 1995), ou lors du naufrage de l'Erika en Bretagne (Le Hir et Hily, 2002 ; Barillé-Boyer *et al.*, 2004). En général, c'est la disparition des brouteurs qui est proposée comme le principal facteur explicatif du développement important d'espèces opportunistes.

De nombreuses études écologiques menées suite à des marées noires majeures ont souligné que l'utilisation de dispersants ainsi les méthodes de nettoyage physiques des estrans (*ex* : haute pression) ont eu finalement plus d'impacts sur le biote que le pétrole lui-même (Cullinane *et al.*, 1975 ; Southward et Southward, 1978 ; Topinka et Tucker, 1981 ; Rolan et Gallagher, 1991 ; De Vogelaere et Foster, 1994 ; Le Hir et Hily, 2002 ; Peterson *et al.*, 2003).

Les effets biologiques des déversements d'hydrocarbures sont généralement plus marqués dans les milieux à faible hydrodynamisme où le pétrole a tendance à s'accumuler par rapport aux milieux exposés où il est rapidement emporté (Jackson *et al.*, 1989 ; Crowe *et al.*, 2000 ; Kotta *et al.*, 2007).

Les hydrocarbures déversés subissant progressivement des processus naturels de dégradation, ils deviennent moins toxiques pour les algues au fur et à mesure que les composés de faible poids moléculaire, qui pénètrent plus facilement dans le thalle (Lobban et Harrison, 1994), se dégradent dans le milieu. Ainsi, Antrim *et al.* (1995) ont étudié les effets de différents produits pétroliers sur l'activité photosynthétique de la laminaire *Nereocystis leutkeana* et ont constaté que les produits bruts (non altérés) étaient plus impactant que les produits dégradés.

b) Métaux lourds

Les macroalgues marines et estuariennes concentrent certains métaux à des niveaux beaucoup plus élevés que les concentrations présentes dans les eaux environnantes, du fait de phénomènes d'accumulations passive et active, et de leur capacité de séquestration du métal dans leurs vacuoles riches en polyphénols (Ragan *et al.*, 1979). Les métaux peuvent également s'adsorber à la surface de la plante. Du fait de ces propriétés particulières, certaines algues sont d'ailleurs utilisées en phytoremédiation, la biomasse algale étant ensuite retirée afin d'extraire les charges en contaminants aquatiques (Caliceti *et al.*, 2002 ; Mehta et Gaur 2005). Les macroalgues concentrent apparemment certains métaux de manière proportionnelle à la concentration présente dans l'eau environnante (Phillips, 1990). Pour certaines algues, les concentrations en métaux varient selon la partie de la plante considérée : les niveaux les plus élevés sont retrouvés dans les parties les plus âgées de l'algue (Black et Mitchell, 1952 ; Bryan, 1969, 1971 ; Bryan et Hummerstone, 1973 ; Fuge et James, 1973, 1974 ; Phillips, 1990). Sanchiz *et al.* (1999) n'ont cependant décelé aucune différence significative de teneurs en cadmium, mercure, plomb et zinc, dans les différents tissus de l'algue *Caulerpa prolifera*.

Malgré ces capacités de stockage et d'accumulation, tous les métaux lourds, y compris ceux qui constituent des micronutriments essentiels (*ex* : cuivre, zinc, *etc*) sont toxiques pour les algues à



fortes concentrations (Rai *et al.*, 1981). L'une des caractéristiques de la toxicité des métaux lourds est l'empoisonnement et l'inactivation des systèmes enzymatiques. La plupart des processus physiologiques et biochimiques (photosynthèse, respiration, synthèse de la chlorophylle...) sont sévèrement touchés pour des concentrations élevées de métaux.

Du fait d'adaptations physiologiques et/ou génétiques, certaines espèces d'algues peuvent survivre dans des eaux polluées par des apports chroniques de métaux lourds (provenant par exemple d'activités minières, fonderies...): *Cladophora sp.*, *Fucus sp.*, *Laminaria sp.* (Rai *et al.*, 1981). La sensibilité ou la tolérance aux métaux lourds varie entre les différentes espèces d'algues. La pollution par les métaux lourds entraîne une réduction de la diversité spécifique des communautés macroalgales, avec une dominance de quelques formes d'algues tolérantes.

c) NB : peintures antifouling (tributyl-étain)

Une étude menée dans les eaux du lac Saint Laurent au Canada, à proximité de zones potentiellement polluées par les organoétains de la famille du TBT, s'est intéressée à la bioconcentration de l'étain au sein d'un réseau trophique simple : macroalgues et oursins (Mamelona & Pelletier, 2003).

Les analyses ont montré qu'en présence d'une eau considérée comme à faible teneur en TBT (quoique supérieure au seuil toxique de 1 ng.L^{-1} cité par Alzieu, 2000), soit $2.8 - 7.4 \text{ ng Sn.L}^{-1}$, les concentrations en butylétains (TBT + DBT + MBT) chez les laminariales étaient de $0.35 \text{ } \mu\text{g Sn.kg}^{-1}$ de poids sec chez *Alaria esculenta* et de $0.40 \text{ } \mu\text{g Sn.kg}^{-1}$ de poids sec chez *Laminaria longicuris*. Ces valeurs, trouvées dans la bibliographie, se révèlent 53 à 123 fois inférieures à celles mesurées dans des laminaires nécrosées récoltées en 2008 au large de l'île d'Ouessant.

Ce constat a amené Derrien-Courtel et Le Gal (2011) à formuler l'hypothèse selon laquelle une contamination par le TBT aurait engendré les nécroses constatées sur ces laminaires (*Laminaria hyperborea*) en perturbant leur métabolisme. En inhibant ses mécanismes de défense, cette perturbation pourrait notamment avoir sensibilisé les individus vis-à-vis d'attaques bactériennes (secteur Iroise et Glénan) ou vis-à-vis du broutage par des mollusques tels que *Ansatés pellucida* (secteur de Roscoff).

5.3.4. Atteintes physiques

a) Exploitation industrielle et pêche professionnelle

Outre les biomasses algales prélevées (il semble néanmoins que ces prélèvements soient du même ordre de grandeur que les pertes naturelles en l'absence d'exploitation), l'exploitation des laminaires (technique du « skoubidou » pour *Laminaria digitata* et du « peigne » pour *Laminaria hyperborea*) engendre un impact important sur la biodiversité dans la sous-strate des ceintures macroalgales subtidales. En effet, même si les laminaires recolonisent les fonds rocheux, on omet souvent de mentionner que la flore et la faune associées sont en grande partie détruites par le déplacement, le retournement ou le prélèvement des blocs sur lesquels sont fixés les crampons des laminaires (Arzel, 1995 ; Derrien-Courtel et Le Gal, 2009). En 1993, on estime en effet que l'exploitation de *L. digitata* a engendré le retrait d'environ 1000 tonnes de blocs et de galets (Arzel, 1998). De nos jours et du fait



des exigences de qualité de la part des industriels transformateurs d'algues, il semble néanmoins que ces tonnages doivent être revus à la baisse.

Concernant la récolte de *Laminaria digitata*, l'outil utilisé en Bretagne (« skoubidou »), est sélectif : il laisse en place les plants de moins de 70-80 cm de longueur totale (30 % de la biomasse d'après Arzel, 1998). Cet enlèvement sélectif de la strate adulte procure une meilleure illumination aux jeunes plants, qui leur permet une croissance accélérée. Le prélèvement par l'exploitation ne semble pas générer de déficit notable en matière organique algale pour les consommateurs primaires. En effet, les laminaires n'entrent pas majoritairement dans le réseau trophique par broutage mais plutôt après arrachage par les tempêtes, à la suite desquelles elles procurent une importante source de matière organique pour les décomposeurs (Schaal *et al.*, 2010). La libération de l'espace normalement occupé par les populations-cibles de *L. digitata* est de nature à favoriser l'installation de l'espèce *Saccorhiza polyschides*. Cette laminaire annuelle, naturellement présente sur les côtes de l'Atlantique Nord-est, colonise de façon pionnière les milieux ouverts. En l'absence de nouvelle exploitation du site, *Laminaria digitata* reprendra naturellement sa place pour structurer l'habitat en tant qu'espèce climax de cette succession écologique (Valero *et al.*, 2008).

L'impact de la récolte de *Laminaria hyperborea* est peu documenté. Le programme de recherche HYPERIMP a ainsi été initié en mars 2011 (Le Niliot, 2011) afin de remédier en partie à cette situation. Il vise à quantifier l'impact du peigne à *Laminaria hyperborea* sur la population de l'algue ciblée, ainsi que sur la biocénose associée. Rinde *et al.* (1992) indiquent toutefois qu'en l'absence d'exploitation, le champ algal mettra 3 à 4 ans pour se restructurer et retrouver un état proche de son état initial, sans toutefois constituer le même environnement physique pour les organismes qu'il accueille. Par ailleurs, la macrofaune et la macroflore sont plus diversifiées dans les zones non exploitées (Mac Laughlin *et al.*, 2006) : les zones travaillées ont tendance à être colonisées par d'autres algues comme *Alaria esculenta* ou *Desmarestia spp.*, et une couverture uniforme d'algues corallines (c'est-à-dire moins systématiquement associée à des éponges, des bryozoaires et des cnidaires) est présente.

Sur les estrans, l'activité goémonière (récolte des espèces *Chondrus crispus*, *Mastocarpus stellatus*, *Fucus serratus* et *Ascophyllum nodosum*) pourrait également, dans certains secteurs seulement, jouer un rôle dans l'équilibre des ceintures (Dion, 2009).

Outre les effets délétères directs exercés par la pêche professionnelle par dragage sur la biodiversité de la sous-strate laminariale (Derrien et Le Gal, 2009), d'autres effets indirects de la pêche sont mentionnés dans la littérature mondiale comme ayant un impact potentiel sur les forêts de laminaires. Celle-ci exerce un effet direct sur les populations d'espèces cibles : elle réduit leur abondance et dans les cas les plus extrêmes provoque leur extinction locale. Le prélèvement des prédateurs des plus hauts niveaux trophiques peut alors déséquilibrer les équilibres naturels, particulièrement lorsque les proies sont capables de modifier des habitats entiers. Ainsi, le broutage exercé par les oursins à haute densité, est de nature à faire régresser les grandes algues dressées au profit de landes coralliennes (Laurent, 1975). Mann et Breen (1972) et Breen et Mann (1976) ont ainsi tenté d'expliquer la destruction des forêts de laminaires constatée dans les années 1970 en Atlantique du Nord-ouest (Nouvelle-Ecosse), par la surpêche exercée sur le homard. Ce paradigme a



par la suite été mis en doute, du fait des nombreux autres facteurs pouvant avoir une influence sur les populations d'oursins (Elnor et Vadas, 1990).

b) Pêche récréative

Le retournement des blocs pratiqué notamment dans le cadre de la pêche aux crabes, congres ou ormeaux déstructure l'habitat en induisant une mortalité des espèces fixées qui ont des exigences très spécifiques en lumière, hydrodynamisme, exondation (Hily et Veron, 1997). Bien souvent en effet, les blocs soulevés sont laissés à l'envers (par simple négligence mais aussi pour identifier à la marée suivante les blocs déjà prospectés), et les fortes fréquentations de certains sites par les pêcheurs à pied peuvent entraîner une forte déstructuration des peuplements macroalgaux établis sur les champs de blocs, notamment au niveau de la ceinture à *Fucus serratus*. Cet impact est particulièrement marqué pour les organismes sessiles qui occupent le dessous des blocs rocheux (IODDE, 2009).

Le retournement sans remplacement des blocs rocheux conduit à une réduction significative du nombre d'espèces et du nombre d'individus qui composent les assemblages macrobenthiques associés. En dehors de la perte de biomasse qu'entraîne le retournement des blocs, il y a une modification de la structure locale du peuplement, qui se traduit par une réorganisation taxinomique et trophique : l'espace libéré par les espèces encroûtantes sur le dessus du bloc est rapidement colonisé par les algues vertes, ulves et enteromorphes, qui empêchent le recrutement des algues moins compétitives. Sur la face qui est retournée, les algues dégènèrent puis se décomposent (Hily et Veron, 1997). Une perturbation sporadique et ponctuelle comme le retournement de quelques blocs de temps en temps conduit cependant à une augmentation de la diversité biologique à l'échelle locale du champ de blocs, en créant une mosaïque de microhabitats à différents stades de succession écologique. Par contre, le retournement répété de nombreux blocs maintient les biocénoses dans un état juvénile prévenant la réinstallation des populations d'espèces longévives et sessiles, tout en privilégiant au contraire les espèces ubiquistes qui banalisent la biocénose et appauvrissent sa diversité et sa qualité biologique et écologique.

Par ailleurs, même lorsque la pratique du retournement des blocs est matériellement impossible (roches en place, gros blocs), le piétinement des ceintures algales intertidales par les pêcheurs à pied peut engendrer une dégradation non négligeable des ceintures algales intertidales et ce, plus particulièrement à l'occasion des basses mers estivales (Ar Gal et Le Duff, *comm. pers.*).

5.3.5. Espèces invasives

Dans le cadre de ses travaux de thèse, Derrien-Courtel (2008) a remarqué que l'on observait plus d'espèces introduites et/ou invasives dans les milieux les plus turbides, anthropisés et fermés. A titre d'exemple, les quatre espèces introduites relevées sur le secteur du Morbihan « golfe du Morbihan – presqu'île de Quiberon – Belle-Ile en Mer » en 2005 (les Rhodophycées *Pleonosporium caribaeum* et *Heterosiphonia japonica*, l'éponge *Celtodoryx girardae* et l'ascidie *Styela clava*) étaient présentes sur le site de la Tourelle de Gregam (golfe du Morbihan), avec un développement particulièrement important pour *Heterosiphonia japonica* et *Celtodoryx girardae*.



Pour Derrien-Courtél, le fait que toutes les espèces introduites et/ou invasives de ce secteur soient présentes dans le golfe du Morbihan, confirme bien que des conditions de stress sur l'environnement marin favorisent effectivement la propagation d'espèces allochtones, et que les invasions sont en général facilitées dans des environnements soit fortement appauvris, soit soumis à une forte pollution et à un forçage anthropique (exemple du bassin de la mer Noire : Occhipinti-Ambroggi et Savini, 2003).

Le développement d'espèces envahissantes, telle que l'éponge *Celtodoryx girardae* (Perez *et al.*, 2006), peut représenter une menace nouvelle en terme de compétition spatiale pour les autres espèces subtidales (flore et faune), et provoquer ainsi localement une diminution momentanée de la biodiversité (Derrien-Courtél et Le Gall, 2009).

Il semblerait de plus que les riches populations de *Laminaria digitata* de la baie de Seine auraient mal supporté l'invasion des plateaux par *Sargassum muticum* (Missions IFREMER-Comité interprofessionnel des algues marines, septembre 1989).

5.3.6. Perturbations naturelles

Les tempêtes hivernales exercent une action directe sur l'état des populations macroalgales subtidales fixées. A titre d'exemple, l'évolution annuelle des champs de *Laminaria digitata* en Iroise est remarquable : les biomasses passent de 10 à 12 kg.m⁻² en été, à 2,5 à 3 kg.m⁻² en hiver. Des résultats analogues ont été constatés en Nouvelle Ecosse où plus de 60 % des plants visibles de *L. digitata* disparaissent chaque hiver (Chapman, 1984). Il en est de même, mais dans une plus faible proportion, pour les populations de *Laminaria hyperborea*. L'analyse de la structure d'âge des populations est révélatrice, puisque les recrutements importants suivent toujours les hivers tempétueux (Arzel *et al.*, 1996). L'enlèvement massif des individus les plus âgés permet l'installation d'une nouvelle population en même temps qu'il assure un surcroît de lumière aux individus vivant en sous-strate.

Dans le contexte du réchauffement climatique, l'établissement d'espèces qui se situent en limite sud de distribution biogéographique (Birkett *et al.*, 1998) pourrait être menacé en certains endroits du littoral Manche-Atlantique. Par exemple, la tolérance de *L. digitata* aux stress lumineux et thermiques semble plus faible que celle de *Saccorhiza polyschides* ce qui, dans le cas d'une compétition interspécifique accrue (*ex* : recolonisation d'un site exploité) pourrait fragiliser la persistance des populations de *L. digitata* (Valéro *et al.*, 2008).

5.3.7. Aspects quantitatifs : intérêt des approches multi-pressions

Dans le cadre du développement et de la validation de l'indicateur « macroalgues intertidales » portugais (MarMAT), récemment intercalibré avec ses équivalents français et espagnols (Buchet, 2012), Gaspar *et al.* (2012) ont défini un système d'évaluation des pressions anthropiques. Ce système, à l'instar de l'indicateur LUSI (*cf.* § 4.1.4.), repose sur un barème de notation des classes d'occupation du sol par certaines activités génératrices de rejets polluants, et sur la pression démographique sur le bassin versant (somme des scores obtenus par chacun des 3 items). Dans la philosophie DPSIR, c'est donc un système d'évaluation qui s'appuie principalement sur des données

relatives aux forces motrices, plutôt que sur des informations quantitatives sur les pressions anthropiques qu'elles occasionnent (cf. tableau 28).

Scores	Nombre d'habitants (x10 ³)	Occupation du sol par l'industrie (ha)	Occupation du sol par l'agriculture/forêt + emprise activités de pêche (ha)
4	<1400	<5000	<18000
3	<1050	<3750	<13500
2	<700	<2500	<9000
1	<350	<1250	<4500

TABLEAU 28 : Barème de notation des « pressions » anthropiques utilisé par Gaspar *et al.* (2012) dans le cas du développement de l'indicateur MarMAT

Cet indicateur a permis aux auteurs de constater, parallèlement à l'augmentation de l'intensité des pressions considérées, un changement dans la composition des communautés macroalgales intertidales : diminution de la richesse spécifique et augmentation du taux de couverture des espèces opportunistes notamment (cf. figure 41, graphiques a et o).

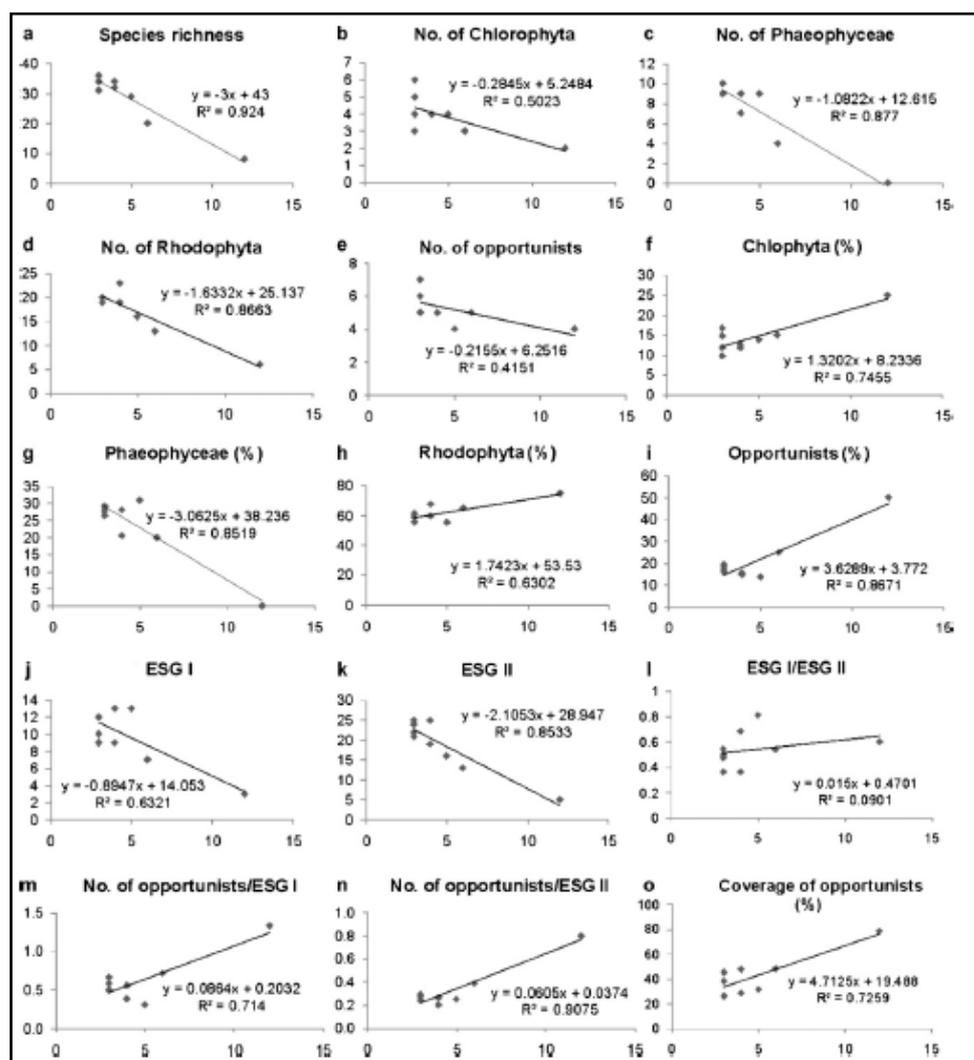


FIGURE 41 : Régressions entre chaque paramètres de composition de macroalgues (axes verticaux) et les scores de pression totale (axes horizontaux) obtenus pour chaque site d'échantillonnage (Gaspar *et al.*, 2012)

Pour les besoins de l'exercice d'intercalibration européenne des indicateurs basés sur les communautés macroalgales intertidales et subtidales, un indice de pression « composite » combinant des pressions d'origines urbaine, industrielle et « diffuse » (agricole, assainissement non collectif...), a été élaboré (Buchet 2012).

Tout d'abord, les pressions dites « urbaines » ont été estimées au travers de l'intensité potentielle (car dépendante des performances de traitement associées) des rejets des stations d'épuration adjacentes (en équivalents/habitants : EH). Par rapport à ces valeurs, des seuils et notations ont été définis sur la base de ceux mentionnés dans la directive « eaux résiduaires urbaines » (cf. tableau 29).

Equivalent habitant (EH)	Distance			
	> 500 m	500 m -100 m	100 m -50 m	< 50m
< 2000 EH	0	0	1	2
2000 – 10000 EH	0	1	2	3
10000 – 150000 EH	1	2	3	4
> 150000 EH	2	3	4	4

TABLEAU 29 : Barème de notation des pressions d'origine urbaine

Les rejets d'origine industrielle ont également été pris en compte selon leur intensité (estimée en EH), le risque le plus fort correspondant aux rejets de produits chimiques organiques et les rejets turbides riches en MES (papeteries et autres), situés à proximité (moins de 100 mètres) du site. Les rejets d'eaux chaudes ont également été considérés (cf. tableau 30).

Type de rejet industriel	Equivalent habitant (EH)	Distance			
		> 500 m	500 m -100 m	100 m -50 m	< 50m
Autre	< 2000 EH	0	0	1	2
Matière organique, eau chaude, etc...	2000 – 10000 EH	0	1	2	3
Matière organique, eau chaude, etc...	10000 – 150000 EH	1	2	3	4
Rejet polluants organiques et/ou MES générant de la turbidité (activités donnant lieu à une licence IPPC...)		2	3	4	4

TABLEAU 30 : Barème de notation des pressions d'origine industrielle

Enfin, les pressions de pollutions diffuses ont également été évaluées au travers du « jugement d'expert » (cf. tableau 31), s'appuyant notamment sur la documentation disponible relative au secteur d'étude. A noter que dans le cas de l'un des sites français transmis pour l'exercice d'intercalibration (Quiberon), la pression exercée par la pêche à pied sur les estrans a été considérée au travers de cette typologie.

Intensité des pressions de pollutions diffuses (estimation à « dire d'experts »)	Score
Absence	0
Faible	1
Modérée	2
Forte	3

TABLEAU 31 : Barème de notation des pressions d'origine « diffuse » (jugement expert)

Le score final pour cet indice de pression « composite » a été défini comme la note maximale obtenue parmi les 3 types de pressions, en appliquant les différents barèmes. Cet indice a, entre autres, permis de mettre en évidence une relation statistique satisfaisante avec l'indicateur CCO utilisé par la France sur la façade Manche-Atlantique (cf. figure 42).

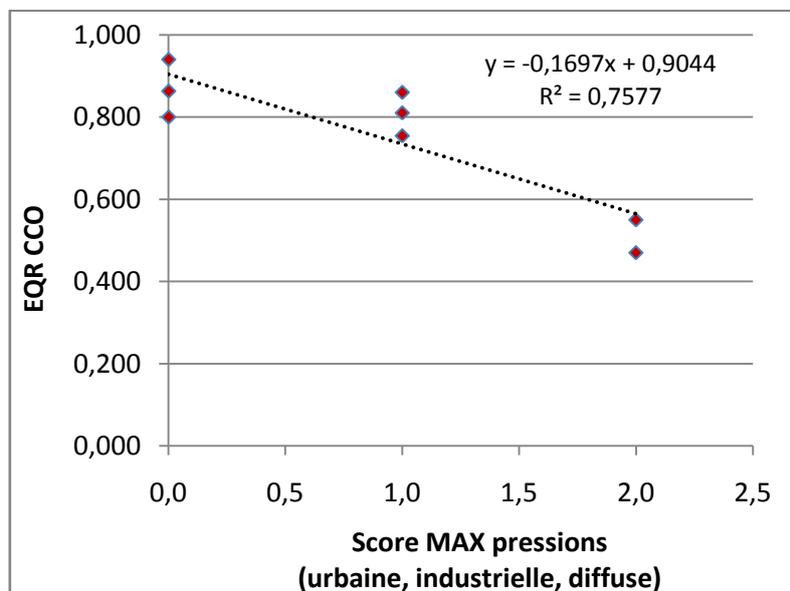


FIGURE 42 : Régression entre l'indice de pression et l'EQR de l'indicateur CCO calculés sur 8 sites bretons et normands (Buchet, 2012)

5.4. Pressions responsables des proliférations massives (blooms) de macroalgues opportunistes

5.4.1. Les proliférations de macroalgues opportunistes : un autre symptôme du processus d'eutrophisation

Les proliférations macroalgales, souvent appelées « marées vertes », sont largement répandues dans le monde : elle sont observées tant sur le continent américain (Briand, 1987), qu'en Europe et en Asie Mineure (Schramm et Nienhuis, 1996). En Bretagne, ce phénomène est particulièrement alarmant avec une cinquantaine de sites touchés chaque année de façon plus ou moins importante, et 70 sites touchés au moins une fois en trois ans. Globalement cette croissance excessive de certaines populations d'algues est plus fréquemment observée dans les pays économiquement développés (Menesguen *et al.*, 2001).

Dans les mers oligotrophes telles que la mer Méditerranée, ce développement est imputable à l'enrichissement de secteurs côtiers par des rejets industriels et urbains : baie de Kalloni (Panayotidis *et al.*, 1999) et golfe de Thessalonique en Grèce (Orfanidis *et al.*, 1997). Ainsi, les secteurs les plus confinés et les plus enrichis connaissent des échouages d'ulves et d'enteromorphes auxquelles s'ajoutent parfois des gracilaires comme dans le cas du golfe de Pagassitikos (Papachristou and Haritonidis, 1992).



Au niveau de l'estuaire du Palmones en Espagne, un développement massif d'ulves (*Ulva rotundata* et *Ulva curvata*) est observé depuis une vingtaine d'années, expliqué notamment par l'augmentation des apports en nutriments par la rivière. Le niveau d'apport est tel que c'est finalement la lumière qui semble constituer le premier facteur limitant la croissance des ulves (Hernandez *et al.*, 1997). Toujours en Espagne, dans la lagune de Tancada situé au niveau du delta de l'Ebre, un changement de la composition floristique a également été attribué à un processus d'eutrophisation : une disparition des macrophytes enracinés parallèle à un développement de macroalgues flottantes (chaetomorphes, cladophores, gracilaires) ont été constatés (Menendez et Comin, 2000).

Etant donné que parmi les macrophytes marines, ce sont surtout des algues vertes (chlorophycées) qui se révèlent les plus aptes à profiter d'eaux à salinité variable très enrichies en nutriments, on parlera souvent de "marée verte" à propos de ces accumulations estivales de biomasse macroalgale, sans que l'espèce incriminée soit forcément la même sur tous les sites (Menesguen, 2003). Les espèces les plus fréquemment rencontrées appartiennent aux genres *Ulva* et *Enteromorpha*, mais d'autres chlorophycées peuvent donner lieu à des développements excessifs, tels que *Monostroma*, *Cladophora* et *Chaetomorpha*. Par ailleurs chez les rhodophycées, *Gracilaria spp.* est très présente dans les étangs languedociens et une phéophycée, *Pilayella littoralis*, abonde souvent en mer Baltique.

Ces algues proliférantes se caractérisent notamment par leurs caractères opportuniste et saisonnier, se développant principalement au printemps et en été, et possèdent un métabolisme et une vitesse de croissance élevés (Duarte, 1995). Leur capacité de stockage des réserves de sels nutritifs leur donne un avantage compétitif important par rapport aux algues pérennes. Du point de vue de leur morphologie, elles ont en commun un rapport surface/volume élevé, avec de plus un thalle en forme de feuille ou en minces filaments, ce qui leur facilite les échanges avec le milieu ambiant et particulièrement le pompage des sels nutritifs (Wallentinus, 1984 ; Rosenberg et Ramus, 1984) et la captation de l'énergie lumineuse (Agusti *et al.*, 1994). La minceur de leur thalle est synonyme de fragilité, aussi elles sont facilement arrachées de leur substrat (Hawes et Smith, 1995) et mènent alors une existence dérivante, le plus souvent à proximité du fond.

Les ulves s'adaptent particulièrement bien à différentes conditions d'éclairement (Levvasseur, 1986 ; Henley *et al.*, 1991 ; Henley *et al.*, 1992), et leur photoinhibition à très fort éclairement est particulièrement faible. *Ulva spp.* est également capable de supporter des températures négatives à l'obscurité durant plusieurs semaines et de reprendre ensuite sa croissance (Kamermans *et al.*, 1998).

L'ensemble de ces caractéristiques, jointes à l'augmentation de la disponibilité des sels azotés dans les eaux côtières, engendrent leur prolifération lorsque les conditions favorables sont réunies.

5.4.2. Importance des conditions hydrodynamiques locales

L'apparition des efflorescences massives de macroalgues opportunistes est conditionnée à un faible hydrodynamisme local (courant résiduel et dispersion de la masse d'eau) (Menesguen *et al.*, 2001). En effet, la faible dispersion permet de confiner les algues en développement au sein de la masse d'eau, dont les conditions sont propices en termes d'éclairement, de température et de sels nutritifs. C'est pourquoi de nombreuses lagunes méditerranéennes (Venise, Méjean, Tunis auparavant, ...) et



nordiques (Verse Meer, par exemple), certains fjords peu profonds (Roskilde, Schlei...), et certains marais maritimes sont touchés par ces phénomènes d'efflorescences. Dans l'estuaire du Mondego au Portugal, il semble que les phénomènes de proliférations macroalgales (principalement *Enteromorpha*) aient été encouragés par des pressions d'origine anthropique qui ont eu un impact sur l'hydrodynamisme local (Martins *et al.*, 2001 ; Neto *et al.*, 2010) :

- les travaux d'endiguage de l'estuaire, qui ont empêché de 1990 à 1997 la communication entre les bras Nord et Sud du fleuve et augmenté ainsi le confinement de la masse d'eau,
- la gestion artificielle des apports d'eaux douces, pour le maintien des niveaux d'eau dans les rizières situées en amont.

Dans le cas de la façade Manche-Atlantique française, qui subit l'influence des marées océaniques, le développement des marées vertes s'opère sur des estrans en milieu ouverts, plus particulièrement dans des zones abritées telles que des anses ou des fonds de baie (ex : baie de Saint Brieuc, bassin d'Arcachon), voire sur de grands estrans rectilignes dans la mesure où ils sont abrités par un "rempart" insulaire (ex : frise hollandaise dans la mer des Wadden).

5.4.3. Importance des conditions d'éclairement

La plupart des sites à marées vertes se caractérisent par une bathymétrie faible : la profondeur la plus fréquente de la lagune de Venise est de 1 m, celle du fjord de Roskilde de 3 m (Flindt *et al.*, 1997), et soixante pour cent de la superficie de la Veerse Meer hollandaise présente une profondeur inférieure à 5 m (Nienhuis, 1992). Les estrans atteints présentent une pente très faible et sont surmontés par une colonne d'eau généralement peu épaisse, tout au moins durant une grande partie du cycle de marée (Piriou *et al.*, 1991 ; Rijstenbil *et al.*, 1996). De cette façon, lorsque les conditions météorologiques printanières sont favorables, le réchauffement de la colonne d'eau est particulièrement rapide et l'éclairement y est intense.

Dans les sites situés en mer ouverte, les blooms macroalgaux se développent quasi-systématiquement sur des estrans sableux où l'albedo favorise également les conditions d'éclairement (Piriou *et al.*, 1991). A contrario, les plages envasées situées à proximité de grands fleuves qui charrient des sédiments fins en sont exemptes, l'eutrophisation dans ces sites se manifestant alors plus généralement sous sa forme phytoplanctonique (ex : baie de Vilaine ; Merceron, 1987). De même, le substrat des lagunes atteintes par les proliférations macroalgales est souvent vaseux (Venise, Méjean, Tunis) mais celles-ci sont très peu profondes, ce qui autorise un éclairement conséquent de la colonne d'eau. D'ailleurs, l'abattement drastique de la prolifération d'ulves dans la lagune de Venise entre 1993 et 1996 s'expliquerait en grande partie par la remise en suspension de vases suite au mauvais temps de deux printemps successifs, et du fait du dragage de bancs de palourdes japonaises nouvellement installés (Sfriso et Marcomini, 1996). La réduction des biomasses algales produites durant cette période pourrait ainsi trouver son explication dans les processus suivants : augmentation de l'opacité de la colonne d'eau, dépôt de sédiment fin sur les thalles induisant une diminution de leur croissance, régression des substrats durs favorables à la fixation des propagules d'ulves au profit des substrats vaseux.

L'éclairement des algues opportunistes influe donc fortement sur leur croissance, la turbidité semble donc être un facteur capital à prendre en compte dès lors que l'on souhaite caractériser

quantitativement une relation entre les pressions anthropiques et l'indicateur blooms de macroalgues (cf. figure 43).

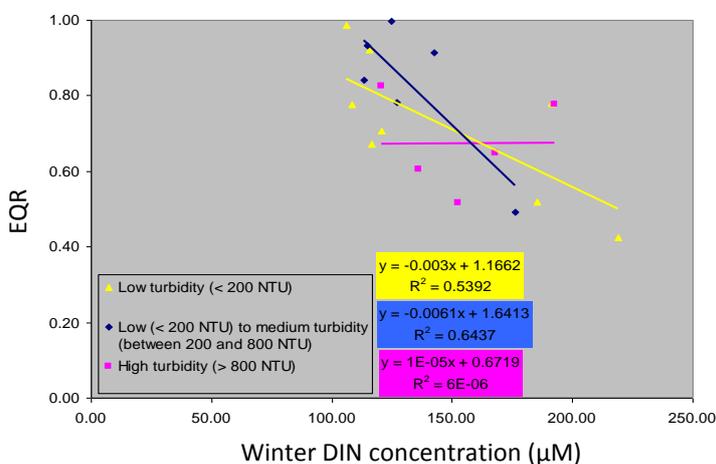


FIGURE 43 : Illustration de l'importance des conditions d'éclaircement dans le déterminisme de l'intensité des blooms macroalgues (Rossi, comm. pers.)

5.4.4. Aspects quantitatifs : la responsabilité des apports d'azote inorganique

La communauté scientifique, dans sa grande majorité (Sfriso *et al.*, 1988 ; Fujita *et al.*, 1989 ; Ménesguen et Piriou, 1995 ; Pedersen et Borum, 1996), identifie l'apport d'azote inorganique au système comme le principal facteur limitant des proliférations macroalgales. Une corrélation positive a d'ailleurs été établie (cf. figure 44) entre l'abondance annuelle (tonnage) des marées vertes, et le flux azoté qui parvient au site en période de croissance des ulves (Menesguen, 2003).

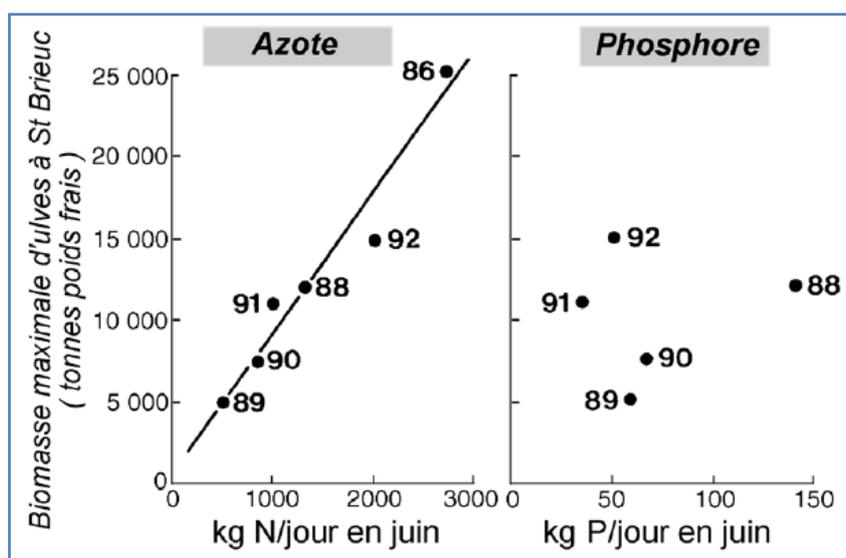


FIGURE 44 : Relations empiriques entre les flux d'azote et de phosphore apportés par les rivières en juin dans le sud de la Baie de Saint-Brieuc et le maximum annuel de biomasse atteint en juillet sur ce site (Menesguen, 2003)

Ce rôle déterminant de l'azote peut être observé d'un point de vue biochimique, en étudiant l'évolution saisonnière comparée des contenus en azote et phosphore des tissus algaux : alors que la



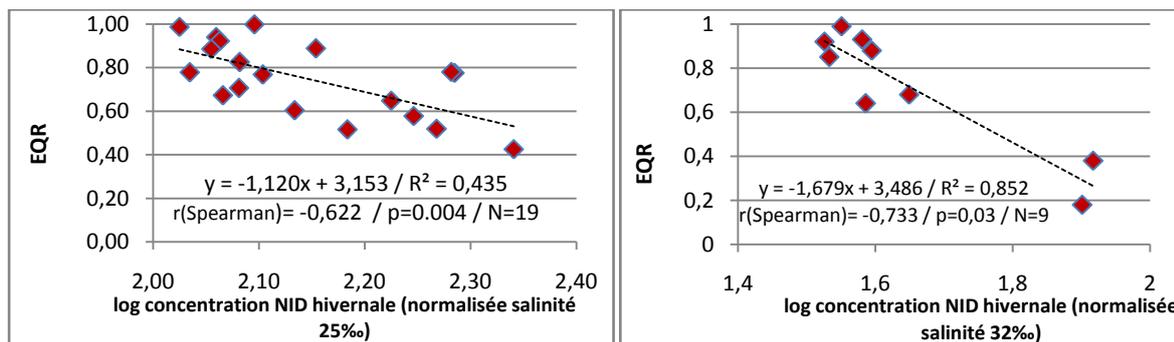
teneur en phosphore reste élevée, la teneur en azote subit généralement une diminution importante en fin de printemps, et atteint durant l'été des niveaux prohibitifs pour la croissance. Ce schéma ne semble toutefois pas être observé dans tous les sites à marées vertes : pour certains secteurs (ex : Rias Bajas en Galice), la quantité de phosphore disponible se révèle en définitive être plus limitante (Villares *et al.*, 1999).

En Bretagne cependant, un autre argument en faveur du rôle limitant de l'azote est qu'en huit ans de déphosphatation des effluents urbains des agglomérations littorales bordant le site à marées vertes de la baie de Saint-Brieuc, aucune diminution de la prolifération des ulves n'a réellement été constatée. Les flux de phosphore stockés dans le sédiment et relargués de manière chronique dans la colonne d'eau l'empêchent par ailleurs d'être limitant (Menesguen *et al.*, 2001).

En matière d'azote inorganique, les ulves sont capables d'utiliser l'ion nitrate comme l'ion ammonium, mais semblent afficher une préférence pour ce dernier (De Busk *et al.*, 1986 ; Floreto *et al.*, 1993 ; Riccardi et Solidoro, 1996). Il faut néanmoins souligner que pour la plupart des sites à marées vertes, les apports d'azote se font en général sous forme nitrique (Menesguen, 2001), et ce même si localement et à proximité des émissaires de certaines stations d'épuration, le flux ammoniacal peut être prédominant (Merceron, 1999a).

Les ulves possèdent une excellente capacité de stockage des nutriments, ce qui leur permet d'optimiser les apports sporadiques de sels nutritifs en provenance des cours d'eau. Si l'on regroupe tous les sites de prolifération d'une même zone, on constate que l'importance des marées vertes n'est pas proportionnelle aux flux azotés locaux : en effet, leur influence est modulée par le contexte géomorphologique et hydrologique local. Cet effet "site" est à relier notamment à la profondeur, la vitesse du courant résiduel, la turbidité ou encore la granulométrie du substrat. Par contre, si l'on entreprend une comparaison des flux azotés sur plusieurs années différentes et pour un même site, on observe généralement cette corrélation (Menesguen et Piriou, 1995).

Dans le cadre du second round d'intercalibration des indicateurs de la DCE, des relations statistiques significatives ont pu être établies pour les indicateurs français (MEC et MET) avec les concentrations hivernales en azote inorganique dissous, utilisées comme *proxy* des apports azotés aux différentes masses d'eau (cf. figures 45 et 46). Dans le cas de la Bretagne, ces concentrations ne reflètent toutefois pas la même information pour tous les sites quant aux quantités d'azote réellement disponibles pour les algues durant la période de croissance. En effet dans le cas des bassins versants schisteux, qui ne bénéficient pas de soutien d'étiage, les quantités d'azote apportées lors des périodes productives seront, pour une valeur de concentration hivernale équivalente, moindre que les quantités disponibles sur les sites alimentés par des bassins versants à dominante granitique.



FIGURES 45 et 46 : Relations statistiques établies pour les besoins de l'exercice d'intercalibration européenne entre les indicateurs de blooms MET et MEC, et les concentrations hivernales en azote inorganique dissous (Buchet, 2012)

Au niveau de certains sites de Bretagne touchés de longue date par le phénomène des marées vertes et où les apports azotés en provenance des bassins versants sont conséquents, il arrive que l'abondante biomasse algale contenue dans les premières vagues provoque un auto-ombrage. L'éclairement se substitue alors à l'azote dans le rôle du facteur limitant la production de biomasse (Merceron, 1999b). Cette non utilisation de l'azote par les ulves situées au bord de l'eau pourrait être à l'origine de l'extension observée du phénomène jusqu'à près de 20 m de profondeur sur certains sites de Bretagne.

Comme évoqué précédemment, dans le cas des marées vertes sur le littoral breton, la géologie du bassin versant alimentant les sites joue un rôle déterminant, de part sa capacité à soutenir les débits en période d'étiage (Menesguen *et al.*, 2001). En effet, les flux d'azote sont globalement plus influencés par les débits d'eau douce que par les concentrations de nitrate. La période productive des algues correspondant en général à celle de baisse de débit des cours d'eau (de mai à septembre), l'alimentation des ulves sera donc en partie tributaire de l'intensité du soutien des débits pendant cette même période et ce, même si les ulves ont la capacité de stocker un apport sporadique après une forte pluie.

Les sous-sol granitiques ou micachisteux ayant des capacités de stockage des eaux souterraines, celles-ci vont s'écouler de manière assez régulière durant toute l'année, et donc permettre un débit soutenu au printemps et en été. Etant donné que la concentration de l'eau souterraine en nitrate est relativement stable, les flux d'azote en provenance de cette typologie de bassins versants et qui seront proportionnels au débit spécifique d'étiage²¹, seront eux-mêmes soutenus. En revanche, un sous-sol imperméable de type schisteux n'aura pas les mêmes performances en termes de débits spécifiques d'étiage, et donc des flux d'azote resteront relativement faibles en été.

Parmi les autres facteurs déterminant la sensibilité ou non d'un site aux marées vertes, Menesguen *et al.* (2001) citent également la superficie du bassin versant, qui détermine les quantités d'azote charriées jusqu'au littoral ou encore la capacité de minéralisation des sols.

Toujours dans le cas des marées vertes observées en Bretagne, les excédents de fertilisation agricole semble être la pression prépondérante en matière d'apports azotés au littoral et par conséquent d'efflorescences macroalgales. Ainsi le CEMAGREF a mis en évidence, sur un petit bassin versant

²¹ débit par unité de surface de bassin

expérimental, une relation entre l'évolution des excédents azotés agricoles et l'évolution des concentrations moyennes en nitrate dans la rivière (Cann *et al.*, 1999).

5.5. Pressions affectant les communautés de macro-invertébrés benthiques de substrats meubles

5.5.1. Eutrophisation et perturbations induites sur le sédiment

L'eutrophisation résulte d'une augmentation des concentrations en nutriments et en matière organique dissoute par rapport aux niveaux naturels, qui à son tour conduit à une plus grande production de matière organique particulaire dans la colonne d'eau (phytoplancton, zooplancton, macroalgues opportunistes...) ou au niveau du sédiment (phytobenthos...).

Les quantités de matière organique ainsi produites étant trop importantes pour être consommées par les différents niveaux trophiques, celles-ci une fois sénescentes sédimentent en même temps que les matières fécales ainsi que d'autres matières particulaires organiques (issues par exemple de rejets urbains ou industriels).

La décomposition par les bactéries de cette matière organique sédimentée engendre des perturbations de la biogéochimie sédimentaire, dont les principales manifestations sont : une hausse de la demande en oxygène du sédiment conduisant à l'hypoxie voire à l'anoxie (Gray *et al.*, 2002), une augmentation de l'importance relative des processus anaérobies dans la reminéralisation de la matière organique provoquant une accumulation de sulfures toxiques pour le vivant (Janas *et al.*, 2004), ainsi qu'une modification des flux de sels nutritifs (ammonium, silicates, phosphates) à l'interface eau-sédiment (Kirby *et al.*, 2007).

Les macro-invertébrés benthiques, de part leur mobilité limitée, ne peuvent se soustraire à ces modifications intervenant dans les conditions environnementales du milieu sédimentaire. La disponibilité de l'oxygène constituant l'un des facteurs environnementaux les plus importants pour la structuration de leurs peuplements (Diaz et Rosenberg, 1995), l'analyse de leurs caractéristiques peut refléter les conséquences délétères d'épisodes d'hypoxie voire d'anoxie associés à l'eutrophisation plus ou moins prononcée d'un système. En effet, l'impact de ces phénomènes hypoxiques sur les communautés de macroinvertébrés benthiques peut être très important et provoquer leur disparition complète (Josefson et Widbom, 1988). De plus, l'ion sulfure est toxique pour de nombreux organismes aérobies et plusieurs études de tolérance montrent que les effets négatifs de faibles concentrations d'oxygène sont aggravés par l'exposition au sulfure (Bagarinao, 1992 ; Nilsson et Rosenberg, 1994).

De nombreux invertébrés sont toutefois naturellement exposés à des carences d'oxygène et de fortes concentrations de sulfures durant certaines phases de leur cycle de vie, et possèdent en conséquence des stratégies adaptées à de telles conditions. Certaines espèces intertidales peuvent ainsi passer à un métabolisme anaérobie à marée basse (Schsttler *et al.*, 1984 ; Grieshaber *et al.*, 1992), de nombreuses espèces fouisseuses sont tolérantes à de faibles concentrations d'oxygène et aux sulfures (Hagerman et Vismann, 1993), certaines disposent d'un mécanisme pour détoxifier les sulfures (Vismann, 1991) ou profitent de micro-habitats mieux oxygénés au sein de milieux pauvres en oxygène (ex : cavités creusées par le polychète *Arenicola marina* ; Wetzel *et al.*, 1995).

Les réponses des invertébrés benthiques marins à de faible concentration en oxygène et à la présence de sulfure ont fait l'objet de nombreux travaux (Theede *et al.*, 1969 ; Rosenberg *et al.*, 1991 ; Vismann, 1990 ; Oeschger et Vetter, 1992 ; Hagerman et Vismann, 1995 ; Diaz et Rosenberg, 1995 ; Sobral et Widdows, 1997). D'une manière générale, les amphipodes ainsi que les cumacés sont sensibles aux sources de pollution et d'enrichissement en matière organique dans les sédiments (Gesteira et Dauvin, 2000 ; Dauvin et Ruellet, 2007). En revanche, les polychètes tels que les *Cirratulidae*, les *Capitellidae* et les *Spionidae* comportent des espèces opportunistes bien adaptées aux milieux enrichis en matière organique (Pearson et Rosenberg, 1978 ; Hily *et al.*, 1986 ; Ros et Cardell, 1991 ; Samuelson, 2001 ; Hartstein et Rowden, 2004).

D'un point de vue structurel, les modifications des peuplements d'invertébrés benthiques en réponse à un gradient de pollution organique et de raréfaction de l'oxygène, ont été modélisées en 1978 par Pearson & Rosenberg (*cf.* figure 47).

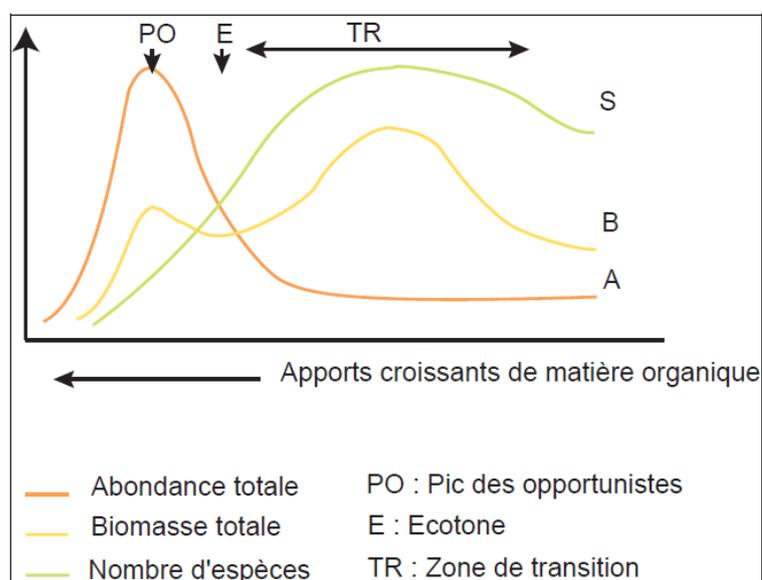


FIGURE 47 : Modèle SAB²², d'après Pearson & Rosenberg (1978)

Ces auteurs identifient trois états distincts du peuplement le long d'un gradient (spatial ou temporel) de pollution organique :

- Le premier état dénommé « PO », correspond à un pic d'espèces opportunistes. Il se caractérise par un petit nombre d'espèces dont les effectifs sont très élevés, d'où un léger pic de biomasse et un pic d'abondance très marqué. La position et l'évolution du point PO dans le temps ou l'espace permet de caractériser l'état d'un site vis à vis d'une pollution organique.
- Lorsque la pollution se réduit, le point « E » marque l'écotone ou point écotonal : l'abondance et la biomasse faiblissent, tandis que la richesse spécifique augmente.
- La zone « TR » constitue la zone de transition : elle se définit par de fortes fluctuations tendant progressivement vers un peuplement stable, caractérisé par des espèces peu

²² species richness, abundance, biomass

abondantes mais ayant des tailles plus importantes que les espèces opportunistes. La biomasse y présente un second pic, correspondant au processus de « biostimulation » où les apports nutritifs sont élevés mais ne provoquent pas encore de déficit en oxygène.

Basés sur ce paradigme de Pearson et Rosenberg, certains indices benthiques ont été développés en identifiant des groupes écologiques de polluo-sensibilités différentes (Glémarec et Hily ; 1981 ; Hily, 1984 ; Grall et Glémarec, 1997, Borja *et al.*, 2000 ; Neto *et al.*, 2010) et notamment celui utilisé par la France dans le cadre de la DCE pour les MEC de la façade Manche-Atlantique, à savoir le M-AMBI (Muxika *et al.*, 2007 : *cf.* § 91).

A titre d'exemple (*cf.* figure 48), les groupes de polluo-sensibilité III et V identifiés en 1984 par Hily correspondent respectivement au stade de biostimulation (milieu perturbé) et au pic des opportunistes (pollution avérée) du modèle SAB.

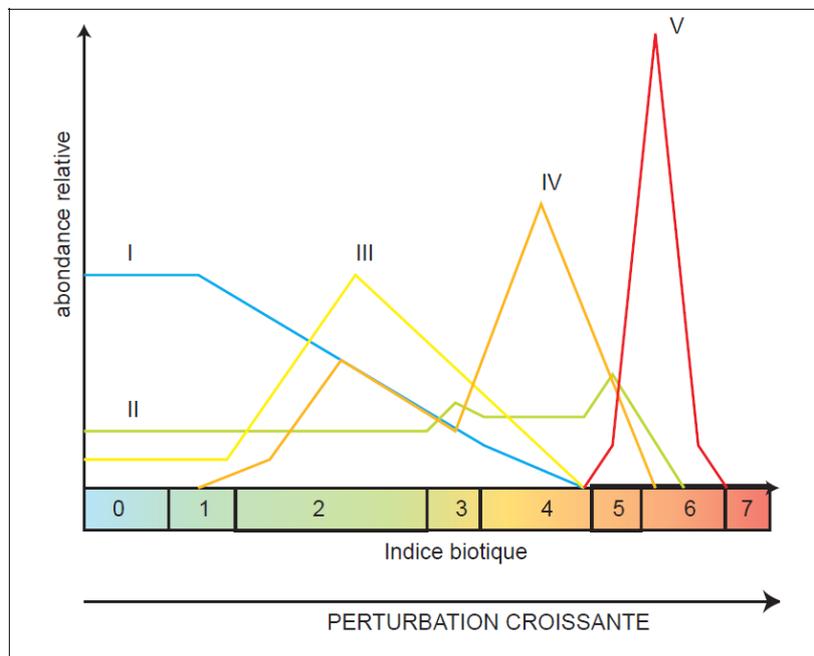


FIGURE 48 : Modèle des indices biotiques (d'après Glémarec & Hily, 1981) montrant l'importance relative des différents groupes écologiques le long d'un gradient de perturbation croissante

De cette façon les indices basés sur des groupes de polluo-sensibilité, tels que l'AMBI et le M-AMBI, sont susceptibles de détecter des apports organiques au sédiment engendré par l'eutrophisation du système.

Les principales sources externes de nutriments et de matière organique dissoute et particulaire dans les eaux côtières sont les eaux usées domestiques et la fertilisation agricole sur les bassins versants, qui arrivent en grande partie *via* les panaches des fleuves (Ryther et Dunstan, 1971 ; Taslakian et Hardy, 1976 ; Nixon et Pilsom, 1983 ; Borum et Sand-Jensen, 1996 ; Menesguen *et al.*, 2001). Nixon (1990) a souligné que la croissance démographique spectaculaire dans les zones côtières, l'augmentation de la production agricole par le biais de l'utilisation des engrais, le déboisement ainsi que l'augmentation de la libération d'oxydes d'azote dans l'atmosphère ont rendu ce problème d'autant plus aigu.



L'influence, plus localisée, de rejets ponctuels de matière organique sur les peuplements d'invertébrés benthiques a également été mise en évidence au travers d'indices basés sur des groupes de polluo-sensibilités (émissaires urbains et industriels : Silva *et al.*, 2004 ; Solis-Weiss *et al.*, 2004 ; Borja *et al.*, 2011 / rejets de fécès et pseudo-fécès issus des élevages conchylicoles : Bouchet et Sauriau, 2008 ; Callier *et al.*, 2009 ; Borja *et al.*, 2009). La « neige » organique sédimentaire perturbe notamment le groupe des suspensivores : les espèces qui ont développés des systèmes de peignes pour capturer les particules en suspension sont rapidement éliminés car ils sont saturés en permanence (*Ophiotrix*, *Antedon*).

Borja *et al.* (2009), utilisant l'indicateur M-AMBI afin d'évaluer les temps de récupération des communautés benthiques après mise en place de programmes d'amélioration de l'assainissement, soulignent que les délais peuvent être variables, notamment selon l'intensité de la perturbation subie et l'hydrodynamisme local. Pour les secteurs les moins affectés, la récupération peut prendre environ 3 ans, mais pour les secteurs les plus touchés, celle-ci prend de 8 à 10 années pour atteindre à nouveau un bon état des communautés benthiques. Enfin dans les cas extrêmes où les temps de séjour des masses d'eau sont élevés, les sédiments azoïques et lorsque de larges secteurs affectés, la récupération du système peut durer jusqu'à une quinzaine d'années (Borja *et al.*, 2006).

Par ailleurs, le réchauffement climatique a tendance à engendrer une diminution de la teneur en oxygène dissous des océans et une expansion des secteurs océaniques peu profonds présentant naturellement de faibles teneurs en oxygène (Keeling et Garcia, 2002 ; Helly et Levin, 2004).

5.5.2. Atteintes physiques

a) Dragages et clapages de matériaux

La macrofaune benthique invertébrée, de part son mode de vie étroitement lié au sédiment, est particulièrement exposée aux effets directs consécutifs aux dragages et aux rejets de matériaux en mer (Alzieu *et al.*, 1999).

Les dragages ont, en effet, pour conséquence la destruction de l'habitat (subtidal principalement) et des espèces qui en sont tributaires, à l'exception d'espèces mobiles colonisant des sédiments continuellement remaniés ou de quelques petits bivalves à coquille épaisse pouvant se réenfouir même après aspiration par une drague.

Lors du clapage des matériaux en mer (ou des opérations de rechargement de plages), les organismes benthiques sont enfouis sous une masse plus ou moins importante de sédiments. Selon Saïla *et al.* (1972) et Morton (1976), les organismes (faune et flore) sont immédiatement tués au moment de l'enfouissement.

Les plus petits individus de la macrofaune endogée sont les plus vulnérables dès lors que les conditions deviennent anoxiques après l'enfouissement, car ils sont incapables de rejoindre la surface du sédiment avant de suffoquer. Diverses adaptations métaboliques, propres à quelques crustacés et bivalves, leur permettent cependant de supporter des conditions d'hypoxie prononcées et augmentent ainsi leurs possibilités d'échappement. Les capacités motrices plus importantes de certains polychètes et mollusques leur permettent d'échapper à l'enfouissement. De manière générale, il semble que la plupart des espèces mobiles peuvent résister à l'enfouissement si



l'épaisseur du sédiment déversé ne dépasse pas une vingtaine de centimètres. Les espèces suspensivores se nourrissant à l'aide d'un siphon sont les plus résistantes puisqu'elles peuvent survivre à un recouvrement de l'ordre de 50 cm (Maurer *et al.*, 1986).

Suite à l'arrêt des activités de clapages, les peuplements se rétablissent au bout de quelques mois, voire quelques années dans les cas les plus défavorables (Monbet, 1984 ; Powilleit *et al.*, 2006 ; Wilber *et al.*, 2007 ; Borja *et al.*, 2009).

Par ailleurs, de nombreuses études ont mis en évidence la relation étroite existant entre la granulométrie des sédiments et la composition spécifique des peuplements d'invertébrés benthiques qui les colonisent. On peut ainsi s'attendre à une modification des peuplements originels à la suite d'un déversement massif de matériaux présentant une granulométrie distincte de celle du substrat originel (par exemple en déversant une quantité importante de vases sur des fonds sableux ; Alzieu *et al.*, 1999).

La macrofaune invertébrée benthique peut également être affectée par l'augmentation de la turbidité de l'eau engendrée par les activités de dragage et de clapage. Ainsi, même si les travaux de Mackin (1956) ont montré que la plupart des bivalves peuvent supporter des valeurs de turbidité élevées (jusqu'à 700 mg/l), les particules fines en suspension peuvent affecter le développement des œufs et les phases de croissance des juvéniles. Toutefois, comme l'accroissement de turbidité au cours des opérations est le plus souvent temporaire, les effets sur les organismes sont limités.

Les dragages portuaires ne sont pas considérés comme fortement impactant pour les habitats benthiques dès lors qu'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, qui représentent pour de nombreuses espèces marines des milieux très importants en termes de fonctionnalités écologiques (Quemmerais-Amice, 2011). Ainsi, la détérioration des habitats de vasière de l'estuaire de la Loire est liée aux dragages d'entretien du chenal de navigation, qui provoque une érosion accrue des bords du chenal -azoïque- et donc une diminution significative de la superficie des vasières (GEODE, 2008). Le chenal de navigation de la Seine est également abiotique, notamment du fait de l'effet de chasse accru et des dragages réguliers d'entretien.

Les dragages et les clapages sont ici catégorisés en tant que pressions de type physique, mais peuvent aussi affecter les communautés benthiques en remobilisant les sédiments, ce qui contribue à améliorer la biodisponibilité des polluants qu'ils stockaient.

Sur un estuaire basque et en utilisant l'indicateur benthique M-AMBI, Borja *et al.* (2009) ont constaté la récupération d'un niveau de qualité équivalent à la période précédant la perturbation au bout de 2 ou 3 ans après cessation de l'activité (*cf.* tableau 32). Cependant, le niveau et la durée de l'impact sur les communautés benthiques sont étroitement liés aux volumes totaux dragués et clapés.

water body	stations	pressure/ action	before pressure or action		after pressure or action		Student's t	P significance
			years	mean M-AMBI \pm SD	years	mean M-AMBI \pm SD		
Mompás-Pasaia	41	discharge removal	1996–2001	0.34 \pm 0.13	2002–2007	0.85 \pm 0.13	-6.56	<0.005
Getaria-Higer	45	dredging disposal	1995, 1997–2000	0.80 \pm 0.04	1996, 2001–2003	0.53 \pm 0.11	5.53	<0.005
	47	dredging disposal	2002	0.80 \pm 0.04	2003 and 2004	0.53 \pm 0.11	5.53	<0.005
Butroe	12	discharge removal	1995–1997	0.66 \pm 0.02	1998–2001	0.79 \pm 0.03	-7.84	<0.005
Butroe	12	dredging	1999–2001	0.81 \pm 0.02	2002	0.50 \pm 0.06	8.50	<0.005
	11	dredging		0.81 \pm 0.02	2002 and 2003	0.50 \pm 0.06	8.50	<0.005
Oka	17	dredging	1997, 1998, 2001, 2002, 2005	0.55 \pm 0.07	1995, 1999, 2000, 2003, 2004	0.39 \pm 0.04	4.28	<0.005
Outer Nervión	7	dredging	1998–2001	0.84 \pm 0.16	2002 and 2003	0.38 \pm 0.16	3.44	<0.05
Orio	35	land reclamation	1999–2001	0.48 \pm 0.02	2002 and 2003	0.32 \pm 0.06	3.93	<0.005
	35	marina construction	2004 and 2005	0.59 \pm 0.07	2006 and 2007	0.48 \pm 0.07	1.63	n.s.

TABLEAU 32 : Comparaison, à l'aide de test t de Student, des moyennes des valeurs de M-AMBI avant et après les pressions (ici essentiellement « physiques »), ou avant et après les mesures prises pour les atténuer (Borja et al., 2009)

b) Extraction de sables et graviers siliceux

Lors d'une opération d'extraction, la macrofaune benthique (subtidale) qui est aspirée avec le sédiment, bien que pouvant éventuellement être rejetée à la mer, est globalement condamnée. De plus, les organismes ayant échappé à l'aspiration n'en sortent pas nécessairement indemnes : ils peuvent être enterrés, écrasés ou subir un stress diminuant significativement leur espérance de vie (Lees *et al.*, 1992). Selon les caractéristiques des sites exploités et les 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 (Desprez, 2000 ; Hill *et al.*, 2011).

L'activité d'extraction en mer, de par le prélèvement du substrat original, le re-dépôt des particules fines mises en suspension, les changements granulométriques, la complexification de la topographie et en définitive la genèse d'un nouveau territoire à coloniser, se traduit par un changement rapide des communautés benthiques. Elle peut également engendrer une augmentation passagère de la macrofaune vagile et démersale qui se nourrit de la matière organique libérée et des débris d'organismes morts, et induire une variation de la composition spécifique des communautés traduisant l'hétérogénéité (artificielle) de l'habitat (Hill *et al.*, 2011).

L'activité engendre globalement un affinement de la granulométrie sur le site exploité : augmentation des particules fines, sables et vases et diminution des substrats grossiers (Desprez, 2000). Ce nouvel habitat est préférentiellement recolonisé par des espèces opportunistes, qui se caractérisent en général par leur petite taille, leur croissance rapide et leur faible longévité. Les communautés macrobenthiques peuvent également présenter un taux très important d'individus juvéniles du fait de la fréquence des perturbations empêchant l'atteinte de la maturité (Boyd *et al.*, 2003). L'intensité de l'activité conditionne donc l'importance qualitative, spatiale et temporelle de l'impact sur les communautés benthiques.



Outre l'aspiration, la macrofaune benthique peut également être affectée par le dépôt de sable par surverse (Desprez, 1997), dont les conséquences majeures sont l'asphyxie d'espèces filtreuses telles que les coquilles St Jacques (*Pecten maximus*), les pétoncles (*Chlamys sp.*), les moules (*Mytilus sp.*) ou les coques (*Cardium sp.*).

Il semble que les secteurs situés en périphérie des zones d'extraction, du fait de leur exposition à la redéposition des particules fines, subissent un impact notamment du point de vue de la richesse spécifique et de l'abondance des communautés (GIS SIEGMA, 2010). Ainsi au Royaume-Uni, où est pratiqué un tri granulométrique (screening) à bord des navires extracteurs, Hill *et al.* (2011) indiquent que la zone d'influence des panaches turbides peut s'étendre sur plusieurs kilomètres carrés et perturber la nature du substrat sur des surfaces relativement importantes. Toutefois, la pratique du screening étant interdite sur les concessions françaises, la modification du substrat est certainement moins intense et moins vaste.

Quelques études ont par ailleurs été dédiées à la dynamique de recolonisation après arrêt de l'exploitation : le retour à un état proche ou équivalent à l'état initial implique nécessairement un retour aux conditions morpho-bathymétriques et sédimentaires initiales (Desprez *et al.* 2009, Hill *et al.*, 2011). Les conditions hydrodynamiques du site sont déterminantes dans la mesure où elles conditionnent la stabilité du substrat et plus particulièrement le comblement progressif des surcreusements créés par l'activité d'extraction, et ainsi déterminent les communautés benthiques qui seront à même de se développer. La recolonisation est rapide (quelques mois) dans les communautés de substrat meuble exposées à des perturbations régulières et qui sont souvent dominées par des espèces opportunistes à court cycle de vie ; elle est plus lente dans les communautés stables où elle demande plusieurs années (Bonsdorff, 1983 ; De Groot, 1979).

Le retour sur le site des communautés benthiques présentes originellement est également très variable et lié entre autres à l'intensité et à la technique d'extraction, aux stocks de larves et d'adultes d'espèces recolonisatrices, et à la nature et l'intensité du stress supporté habituellement par la communauté. Cette récupération peut nécessiter de deux à plus de dix ans selon les situations (Boyd *et al.*, 2003 ; Cooper *et al.*, 2008).

c) Pêche professionnelle

La pêche aux arts traïnants (chalut benthique, drague...) exerce un impact sur la composition spécifique, sur la production et sur la diversité des communautés benthiques subtidales (Lindeboom et De Groote, 1998 ; Hiddink *et al.*, 2006 ; Tillin *et al.*, 2006). L'intensité des modifications subies par le benthos est fonction des caractéristiques des engins (poids...), de leurs conditions d'utilisation et de la nature des fonds sur lesquels ils évoluent.

Les dragages réalisés pour la récolte des bivalves (*ex* : coquille Saint Jacques, palourdes) affectent les petits fonds côtiers, avec des effets qui peuvent se révéler localement importants. Pour Carpentier *et al.* (2005), le chalutage en Manche pourrait également contribuer à l'ensablement de zones de cailloutis du Déroit du Pas de Calais, entraînant ainsi une homogénéisation de l'habitat considérée comme préjudiciable pour les communautés benthiques (Gray *et al.*, 2007 ; Pedersen *et al.*, 2009). Il est admis que la faune des fonds meubles du large est plus vulnérable à cette pression que les fonds



côtiers, qui sont naturellement mieux adaptées aux conditions de stress dues à l'hydrodynamisme littoral (marées, tempêtes...).

d) Espèces invasives

Sur la façade Manche-Atlantique, l'abrasion des fonds induite par les arts traînants est également en partie responsable de la dissémination de la crépidule (*Crepidula fornicata*), espèce invasive qui colonise actuellement des surfaces importantes en Manche et en Atlantique. La mise à nu des fonds et la destruction du benthos en place favorise d'autant plus l'extension de cette espèce opportuniste (Sauriau *et al.*, 1998). Dans les secteurs fortement colonisés, les impacts sur les communautés benthiques se manifestent par une modification du biotope aboutissant localement à une augmentation de la richesse spécifique par effet récif (de Montaudouin et Sauriau, 1999). En revanche, lorsque les tapis de crépidules s'étendent, ils engendrent une homogénéisation à plus grande échelle des peuplements, synonyme de perte de biodiversité.

e) Travaux et aménagements littoraux

En dehors de l'impact des dragages et autres clapages qui sont le plus souvent nécessaires à leur construction, les infrastructures littorales viennent empiéter sur le milieu marin et provoquent à la fois un colmatage des habitats benthiques et donc des biocénoses qui leur sont associées, mais aussi perturbent les réseaux trophiques (Mc Lusky *et al.*, 1992 ; Fujii, 2007). Les communautés benthiques qui se situent sous l'emprise de l'infrastructure (digue, jetée, brise-lame, polder...) sont totalement détruites par le colmatage. Si l'emprise de cette pression est *a minima* l'emprise de l'ouvrage sur le fond, la perturbation induite sur l'hydrodynamisme local et le transport sédimentaire peuvent affecter à une échelle beaucoup plus vaste les communautés benthiques (Brivois, 2011).

Ainsi dans le cas de l'estuaire de la Seine, Proniewski (1986) constate que sur une période d'un siècle, l'endiguement (conjugué aux intenses dragages) a fortement modifié les processus sédimentaires à l'intérieur de l'estuaire, et par suite la distribution des peuplements benthiques estuariens. Cet auteur constate à la fois un déplacement vers l'aval de tout le système estuarien, mais également une remontée vers l'amont des peuplements marins de l'embouchure, expliquée par l'apport massif de sables marins dû au phénomène de transgression accentué par les digues de calibration du chenal.

Suite à l'aménagement d'infrastructures portuaires dans deux estuaires basques (Orio et Outer Nervion), Borja et ses collaborateurs (2009) notent une diminution significative de l'indicateur M-AMBI (*cf.* tableau 32), avec un retour à un niveau de qualité équivalent des communautés benthiques environnantes dans un délai de deux ans.

5.5.3. Pollution chimique (micro-polluants)

a) Métaux

La nocivité de la pollution métallique pour la faune marine, tant au niveau de la cellule qu'au niveau de l'individu, a été mise en évidence par de nombreuses études (*ex* : Burgeot, 1999 ; Chiffolleau, 2001 ; Kennish, 2002). Ces contaminants deviennent toxiques au-delà d'un certain niveau qui dépend de la forme physico-chimique du métal considéré (Hall et Frid, 1995). Par exemple, l'effet du tributylétain



et des organoétains sur la masculinisation des femelles de la nucelle (*Nucella lapillus*) a été caractérisé par Huet et Koken (2010), et est suivi en routine comme un indicateur biologique (imposex) d'intensité de la pollution par ce type de substances.

Dans leur étude sur les effets de la température et de la salinité sur la toxicité des métaux lourds pour les invertébrés marins et estuariens, Mc Lusky *et al.* (1986) ont montré que ces deux paramètres exercent un effet manifeste sur la toxicité du cuivre, qui tendrait à augmenter à mesure que la salinité diminue et que la température augmente. Ces mêmes auteurs ont également proposé une échelle de toxicité pour les métaux vis-à-vis des invertébrés benthiques : mercure (le plus toxique) > cadmium > cuivre > zinc > chrome > nickel > plomb > arsenic (le moins toxique). Ils proposent aussi une échelle de sensibilité taxonomique vis-à-vis des métaux : annélides (plus sensibles) suivis par les crustacés puis par les mollusques. La sensibilité des annélides est toutefois extrêmement variable, étant donné que des espèces telles que *H. diversicolor* sont capables de vivre dans des sites fortement contaminés.

Dans les fjords norvégiens, Rygg (1985) a observé une corrélation négative significative entre la diversité des communautés benthiques et les teneurs sédimentaires en cuivre. Cette corrélation négative a été établie comme une relation de cause à effet : les concentrations élevées se sont avérées toxiques pour un certain nombre d'espèces, ce qui diminue logiquement la diversité. Cependant, dans les secteurs pollués, les fortes concentrations en métaux sont souvent associées à de fortes teneurs en matière organique (Swartz *et al.*, 1995), il est donc difficile d'identifier les variables qui sont responsables des effets négatifs observés sur la macrofaune benthique. L'état d'eutrophisation joue également sur la spéciation et la biodisponibilité des contaminants (Berge, 1990 ; Maloney, 1996 ; Schaanning *et al.*, 1996).

Les changements intervenus dans le benthos au cours de la période 1971-1986 ont été analysés par Hall *et al.* (1996), dans deux estuaires du Royaume-Uni contaminés par les métaux. Ces auteurs ont remarqué une diminution de l'abondance des espèces opportunistes telles que les oligochètes et *Capitella spp.*, et parallèlement une augmentation du nombre de taxons présents dans l'ensemble des stations échantillonnées. Pour ces auteurs, ces changements traduisent les efforts entrepris dans le cadre de programmes d'assainissement à l'échelle des bassins versants considérés.

Enfin, les travaux de Mucha *et al.* (2004) sur l'estuaire du Douro (Portugal) ont montré qu'à proximité de l'affluence d'un tributaire charriant les eaux usées de la ville de Porto, les fortes concentrations en Zn, Cu, Pb et Cr (et matière organique) expliquaient en partie les fortes abondances d'oligochètes et les faibles valeurs de richesse spécifique, de l'indice de Margalef et de la diversité (Shannon-Wiener).

Dans l'état actuel des connaissances, il s'avère cependant difficile, même pour une seule classe de composés chimiques, de caractériser leurs effets en termes de durée d'exposition, de concentration ou de variation dans le temps. Par ailleurs, les propriétés antagonistes ou synergétiques des différentes substances retrouvées dans le milieu naturel rendent la caractérisation de leurs effets biologiques encore plus difficile (Knoery, 2011).



b) Hydrocarbures

L'impact écologique des déversements d'hydrocarbures peut être subdivisé en un impact initial, souvent dramatique et associé à des mortalités très élevées du benthos et de la faune en général (Sanders *et al.*, 1980 ; Burns *et al.*, 1994 ; Stekoll et Deysher, 2000 ; Alonso-Alvarez *et al.*, 2007), suivi par des effets chroniques résultant de la persistance à long terme des hydrocarbures dans le milieu et en particulier dans les sédiments (Irvine *et al.*, 2006 ; Owens *et al.*, 2008), ou bien dans les tissus du biote eux-mêmes (Wieser *et al.*, 1974 ; Glegg *et al.*, 1999 ; Carls *et al.*, 2001 ; Garcia-Borboroglu *et al.*, 2006). En fait, la succession des populations d'invertébrés benthiques suite à une marée noire est identique à celle observée à la suite d'un enrichissement du sédiment en matière organique (Pearson et Rosenberg, 1978 ; Glémarec et Hily, 1981 ; Glémarec et Hussenot, 1981).

Les taxons d'invertébrés benthiques les plus affectés lors d'une contamination par des hydrocarbures sont souvent les crustacés, amphipodes en particulier, qui peuvent disparaître temporairement (Dauvin, 1988 ; Dauvin, 1989 ; Dauvin et Gentil, 1990 ; Gesteira et Dauvin, 2005). En revanche, la réponse des populations de polychètes peut être plus hétérogène, allant d'augmentations de leur abondance signalées dans les sédiments subtidiaux jusqu'à des diminutions sur des estrans sableux (Dauvin, 1988 ; de la Huz *et al.*, 2005 ; Gesteira et Dauvin, 2005 ; Junoy *et al.*, 2005).

Le rétablissement des écosystèmes touchés par les marées noires s'opère principalement *via* la recolonisation des espèces une fois que la toxicité ou d'autres propriétés néfastes des hydrocarbures sont ramenés à des niveaux tolérables (Kingston, 2002). En général, les littoraux exposés à la houle récupèrent plus rapidement que les secteurs abrités (Kingston, 2002). Il n'est pas rare qu'une récupération complète puisse intervenir dans les 3 à 4 ans pour des côtes rocheuses, mais le temps de recolonisation des populations initiales dépasse généralement les 10 ans (Smith, 1968 ; Laubier, 1991 ; Holloway et Horgan, 1991 ; Dauvin, 1998), voire 15 ans pour certaines communautés subtidales (Burns *et al.*, 2000 ; Kingston, 2002 ; Culbertson *et al.*, 2008). Comme la majorité des crustacés et polychètes des estrans sableux présentent un développement embryonnaire sans phase larvaire de dispersion, la re-colonisation repose en grande partie sur le recrutement à partir des populations voisines qui ont pu échapper à l'impact des hydrocarbures (Dauvin, 1988 ; Marsden, 1991).

5.5.4. Perturbations naturelles

Outre l'impact potentiel des pressions anthropiques documenté précédemment, les changements intervenant dans les caractéristiques de la macrofaune benthique de l'Atlantique Nord-Est ont fait l'objet de nombreuses études (*ex* : Kröncke *et al.*, 1998). Ces changements ont été mis en relation avec des variables forçantes « naturelles », et notamment la température (Beukema, 1990, 1992 ; Dörjes *et al.*, 1986), la salinité (Laine *et al.*, 1997) ou encore les tempêtes (Rachor et Gerlach, 1978). En outre, plusieurs études ont mis en évidence la synergie qui peut exister entre ces facteurs affectant les biocénoses benthiques (Kröncke, 1992). Dès lors, il peut se révéler délicat de distinguer les évolutions des communautés benthiques qui sont dûes à une variabilité naturelle, de celles qui sont liées à un stress d'origine anthropique (Borja et Muxika, 2005 ; Reiss et Kröncke, 2005 ; Labruno *et al.*, 2006 ; Quintino *et al.*, 2006 ; Chainho *et al.*, 2007 ; Zettler *et al.*, 2007 ; Elliott et Quitino, 2007).

5.5.5. Aspects quantitatifs

a) Sensibilité aux apports de matière organique

L'AMBI comme le M-AMBI sont des indices basés sur le paradigme de Pearson et Rosenberg (1978) et la distinction de groupes d'invertébrés benthiques possédant différentes sensibilité vis-à-vis de la teneur en matière organique dans le sédiment (cf. § 3.7.). Ils permettent donc intrinsèquement de détecter les déséquilibres potentiels induits par ce type de pressions.

Les impacts associés à un rejet de matière organique ont par exemple été mis en évidence en Mer du Nord par Muxica *et al.* (2005), qui ont constaté l'augmentation de la valeur de l'indice AMBI le long d'un gradient spatial d'enrichissement du sédiment en matière organique (cf. figure 49). Une tendance similaire a été observée par Labrune (cf. figure 50) dans le cadre de l'exercice d'intercalibration mené pour les eaux côtières du GIG Méditerranéen, qui précise toutefois que cette matière organique n'est pas nécessairement une conséquence exclusive de pressions anthropiques (ex : phénomènes naturels tels que les mattes mortes de posidonies).

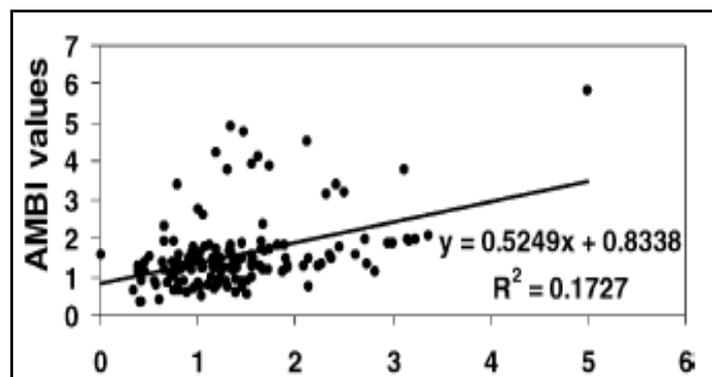


FIGURE 49 : Régression entre les valeurs de l'indice AMBI et le taux de matière organique du sédiment (Muxica *et al.*, 2005)

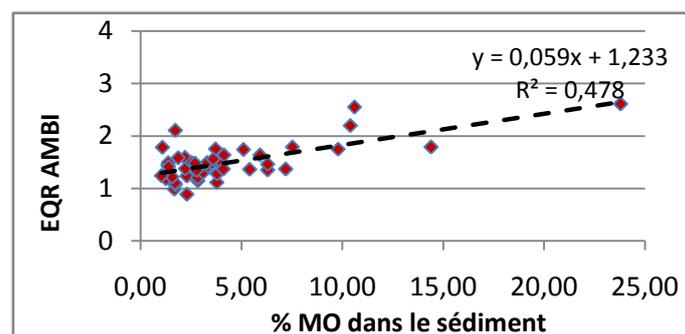


FIGURE 50 : Régression entre les valeurs de l'indice AMBI et le taux de matière organique du sédiment (Labrune, *comm. pers.*)

A l'aide du M-AMBI, Borja *et al.* (2009) ont aussi pu mettre en évidence la réduction de la perturbation liée à l'enrichissement en matière organique, en réponse à des programmes d'amélioration des capacités d'assainissement des eaux résiduaires dans trois estuaires basques. Ils constatent en effet qu'une meilleure oxygénation des eaux profondes, synonyme d'une diminution

du contenu en matière organique du sédiment, se traduit par l'augmentation des valeurs de l'indice M-AMBI (cf. figure 51).

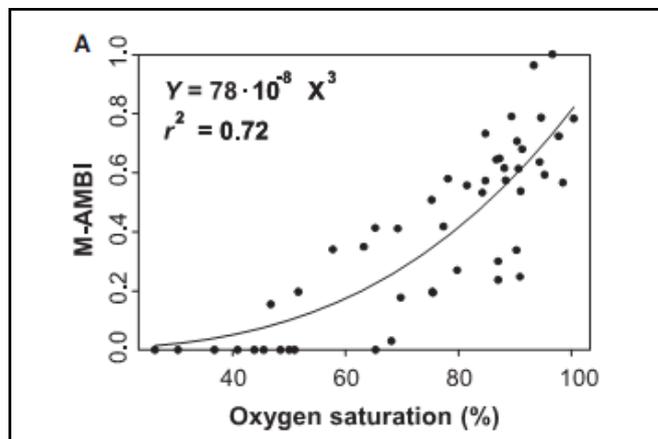


FIGURE 51 : Régression (non-linéaire) entre les valeurs de l'indice M-AMBI et la saturation en oxygène des eaux de fond (Borja *et al.*, 2009)

En complément de ce type de relations statistiques, établies avec des paramètres d'état reflétant des apports en matière organique dans le sédiment (% MO sédiment, % saturation O₂ des eaux profondes...), certains auteurs ont caractérisé l'effet des apports grâce à des données traduisant l'intensité des pressions anthropiques elles-mêmes. Au travers d'expériences *in situ* (benthocosmes) Callier *et al.* (2009) ont par exemple pu relier l'augmentation de la densité de moules en élevage (sources de matière organique *via* les fécès et pseudo-fécès) et la diminution des valeurs du M-AMBI (cf. figure 52).

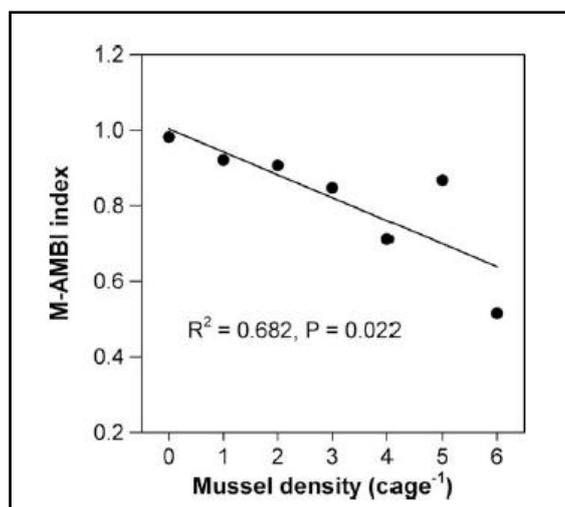


FIGURE 52 : Régression entre les valeurs de l'indice M-AMBI et des densités correspondantes de moules en élevage (Callier *et al.*, 2009)

b) Autres types de pressions

En dehors de leur potentiel de détection de pressions provoquant un enrichissement du sédiment en matière organique, l'AMBI et le M-AMBI semblent être en mesure de détecter d'autres types de perturbations. Par exemple, Borja *et al.* (2009) ont mis en évidence la sensibilité du M-AMBI à

d'autres types de pressions (ex : dragages, construction de marinas...) en comparant à l'aide du test de Student des échantillons collectés avant et après des perturbations ou des mesures prises pour les atténuer (cf. tableau 32 ; § 5.5.2.).

A l'aide de l'indice AMBI, Muxica *et al.* (2005) ont pu suivre l'impact temporel de travaux de dragages dans le port de Ceuta (Afrique du Nord) et la recolonisation progressive du sédiment par les communautés benthiques (cf. figure 53). Ces mêmes auteurs ont également pu mettre en évidence la sensibilité de l'AMBI le long d'un gradient spatial de pollution aux hydrocarbures (cf. figure 54), et selon un gradient de teneur en hydrocarbures dans le sédiment (cf. figure 55).

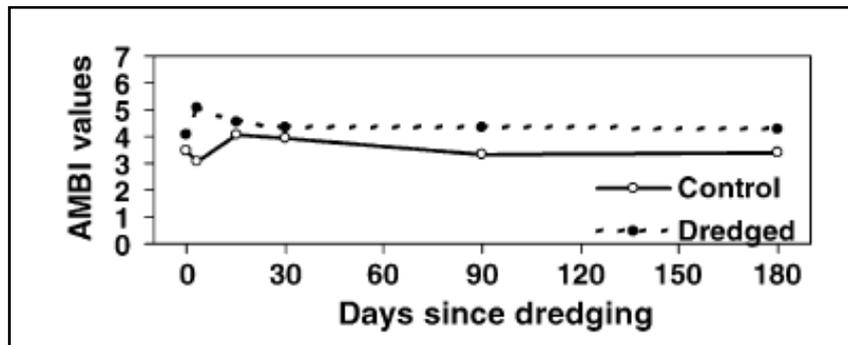


FIGURE 53 : Evolution des valeurs d'AMBI suite à un dragage effectué dans le port de Ceuta (station draguée et station de contrôle) - Muxica *et al.*, 2005

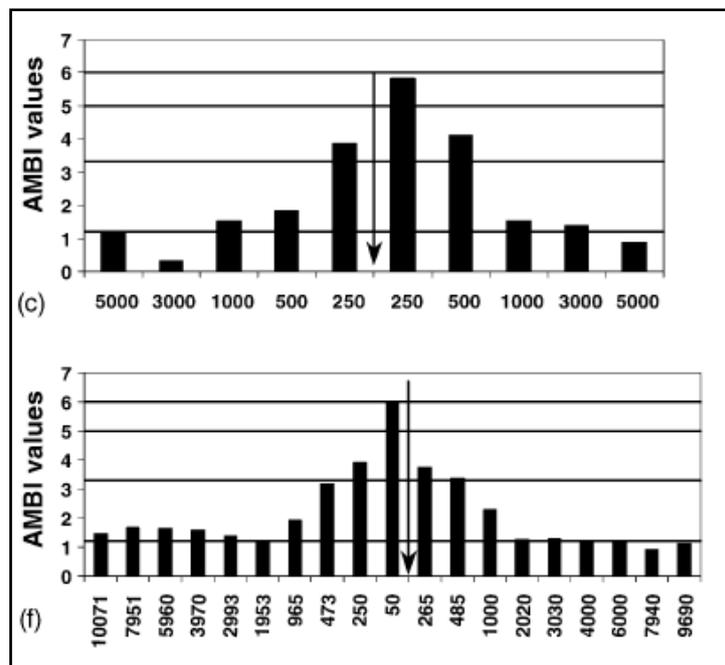


FIGURE 54 : Mise en évidence d'une pollution par les hydrocarbures le long d'un gradient spatial d'éloignement d'une plate-forme pétrolière (la flèche représente l'emplacement de la plate-forme) - Muxica *et al.*, 2005

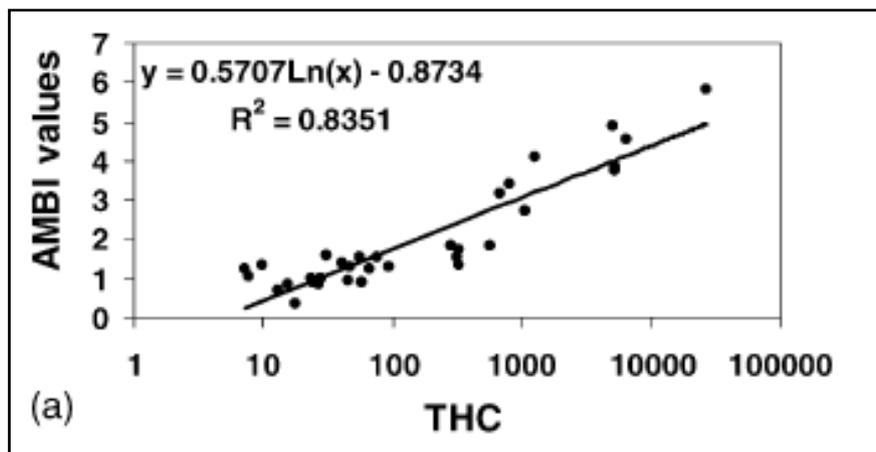


FIGURE 55 : Régression entre les valeurs d'AMBI et la teneur du sédiment en hydrocarbures totaux (en mg/kg) – Muxica *et al.*, 2005

c) Approche multi-pressions

Dans le cadre du projet WISER²³, Borja *et al.* (2011) ont entrepris de tester la réponse de métriques et d'indicateurs benthiques multi-métriques à des gradients de pressions anthropiques, à l'aide d'un jeu de données collectées dans 5 masses d'eau européennes (MEC et MET).

Pour ce faire, les pressions anthropiques ont été quantifiées selon une approche semi-quantitative semblable à celle proposée par Aubry et Elliott (2006) : l'intensité de chaque pression a été notée pour chaque station de la masse d'eau (faible = 1 ; moyenne = 2 ; forte = 3), en utilisant des données quantitatives ou à défaut à dire d'experts. La valeur de l'indice de pression est ensuite calculée en divisant le total des scores obtenus par le nombre de pressions renseignées. Les pressions significatives qui ont été retenues pour l'élaboration de l'indice de pression « composite » sont les suivantes :

- Les pollutions diffuses : apports d'eau douces, apports d'origine agricole, assainissement non collectif, etc...
- Les pollutions ponctuelles : rejets urbains, industriels ou agricoles,
- Les terres gagnées sur la mer : polders agricoles, etc...
- L'activité industrielle : emprise industrielle, prélèvement d'eau, production d'énergie,
- L'activité portuaire : navigation, dragages,
- La pêche : poissons, coquillages.

Les auteurs ont ensuite mis en évidence une sensibilité, plus ou moins prononcée, du M-AMBI et de ses métriques constitutives cet indice de pressions anthropiques (*cf.* figure 56).

²³ Water bodies in Europe : Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery

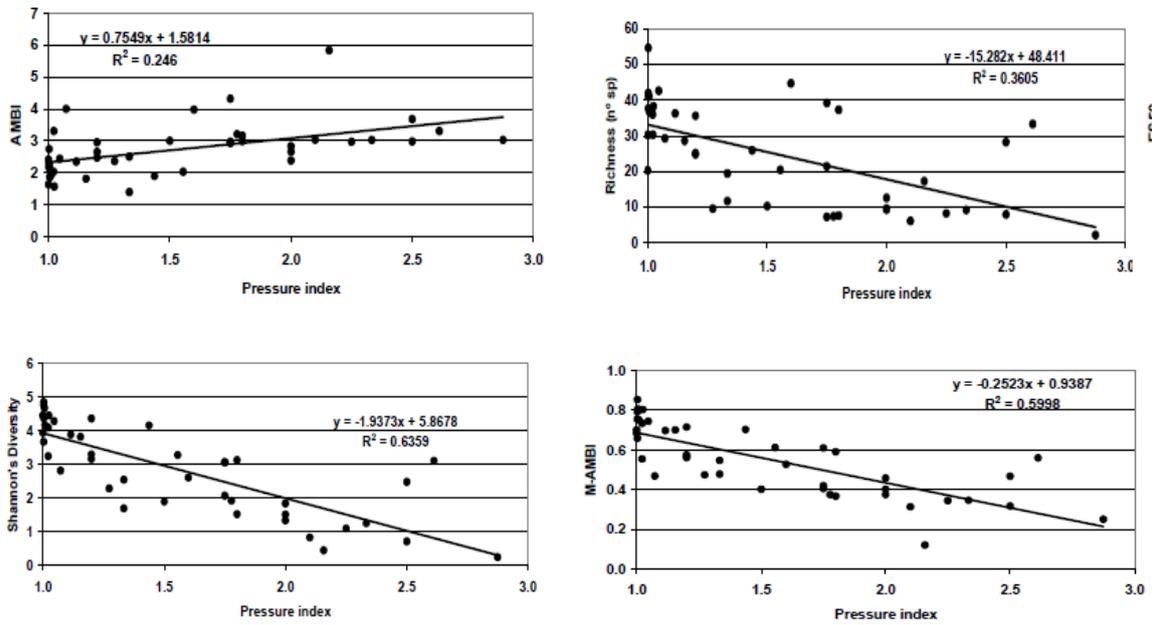


FIGURE 56 : Régressions entre l'indice M-AMBI et ses métriques constitutives, et l'indice de pression bâti dans le cadre du projet WISER (Borja *et al.*, 2011).



CONCLUSION GENERALE

L'application de la méthodologie DPSIR a permis d'identifier les forces motrices et les principales pressions anthropiques qui leur sont associées, à l'échelle de la façade Manche-Atlantique française. Ce travail préliminaire a permis de recenser de manière exhaustive les pressions qui doivent être considérées sur ce secteur littoral, dans l'optique d'une recherche d'impact potentiel sur les éléments de qualité biologiques suivis dans le cadre de la DCE (cf. tableau 20, p: 45 et 46).

Conformément au guide du ministère de l'écologie (2003), ces pressions ont été regroupées selon la typologie suivante, qui se base sur le type de perturbation engendré : pressions polluantes, pressions « physiques » ou morphologiques, pressions sur la ressource et le régime hydrologique, et pressions directes sur le vivant. Cette typologie est toutefois relativement arbitraire dans la mesure où une pression peut à la fois être physique et polluante (ex : les dragages affectent à la fois l'intégrité physique du substrat mais peuvent aussi être à l'origine du relargage de polluants dans la colonne d'eau).

Les interactions entre les éléments de qualité biologiques de la DCE et les pressions anthropiques sur la façade Manche-Atlantique ont ensuite été étudiées au travers d'une analyse de la bibliographie existante. Cette analyse a permis de définir, pour chaque élément de qualité, quelles sont les pressions (ou les typologies de pressions) les plus pertinentes au regard de leur impact sur les indicateurs de l'état écologique des masses d'eau. En outre, certaines métriques et indicateurs de pressions anthropiques utilisés pour caractériser la réponse des éléments de qualité biologiques ont été identifiés.

Le tableau 33 réalise la synthèse de ce travail d'analyse bibliographique, et met notamment l'accent sur les relations quantitatives établies à ce jour. Il ressort par ailleurs de cette analyse que les éléments de qualité biologiques peuvent être particulièrement sensibles aux conditions intrinsèques du milieu, et donc à certaines évolutions tout à fait naturelles ou liées à des phénomènes intervenant à large échelle (changement climatique, épisodes climatiques paroxysmiques...).

Aussi, lorsque l'on s'intéresse à la sensibilité des indicateurs biologiques aux différentes pressions anthropiques, deux facteurs viennent compliquer l'analyse et sont de nature à affaiblir les relations statistiques résultantes : d'une part la variabilité des réponses biologiques en fonction du contexte naturel et, d'autre part, les interactions (on parle d'effets synergétiques) entre différents types de pressions anthropiques et entre les altérations qu'elles peuvent générer.

Afin de s'en affranchir, plusieurs « pistes » ressortent de cette étude bibliographique :

- La nécessité de regroupement des masses d'eau ou des stations de suivi en fonction de leurs caractéristiques naturelles, qui auront nécessairement une influence sur la relation statistique potentiellement établie entre pressions et indicateurs biologiques. A cette fin, la typologie des masses d'eau définie pour la DCE (en fonction de critères hydrodynamiques et sédimentologiques) peut constituer un outil pertinent,
- L'analyse de séries temporelles de données biologiques et de pressions collectées sur un même site, qui permettra de s'affranchir de la variabilité inter-sites des conditions naturelles,



- L'utilisation de paramètres d'état du système. Par exemple, les concentrations en azote inorganique dissous, l'oxygénation des eaux de fond ou la turbidité peuvent être considérés comme des estimateurs (*proxy*) des rejets de nutriments ou de matière organique dans les masses d'eau,
- La construction d'indicateurs reposant sur des données quantitatives relatives aux forces motrices (ex : % occupation du sol par une activité économique). En effet celles-ci, agrégées pour une certaine zone, se révèlent généralement plus simples à obtenir par rapport aux données sur les pressions. Elles sont en outre généralement plus intégratrices de l'ensemble des pressions qu'elles génèrent, mais ne fournissent cependant que peu d'informations au gestionnaire sur les véritables mesures à mettre en oeuvre et les « robinets » à actionner en réponse à une dégradation du milieu.
- L'utilisation d'approches multi-pressions telle que celle décrite par Aubry et Elliott (2006). Celles-ci, largement développées dans le cadre du dernier exercice européen d'intercalibration, permettent de considérer (de manière semi-quantitative) l'ensemble des pressions identifiées comme potentiellement impactantes pour les éléments de qualité biologiques.

Enfin, en parallèle des indicateurs biologiques, il conviendra de bâtir des indicateurs de pressions pertinents, c'est-à-dire qui permettent de caractériser celles-ci à des échelles spatiales et temporelles adaptées à la sensibilité de l'élément de qualité considéré et de sa fréquence d'échantillonnage.

EQB	Type de pression	Métrique/indicateur biologique	Effet (+/-)	Métrique/indicateur pression (ou forces motrices)	Référence
Phytoplancton	Eutrophisation / Apports nutriments	p90 [Chl-a]	+	log moyenne [NID hivernal]	Best, 2011
		p90 [Chl-a]	+	p90 [NH ₄], p90 [PO ₄]	Revilla <i>et al.</i> , 2010
		Moyenne [Chl-a] (mai-août)	+	moyenne [P _r] (janvier à avril)	Carstensen <i>et al.</i> , 2007
		Fréquence blooms (dépassement seuil biomasse, mai-août)	+	moyenne [P _r] (janvier à avril), moyenne [N _r] (janvier à avril)	
		EQR indicateur phyto FR	-	log p90 [NID hivernal]	Buchet, 2012
		Production primaire (g C. m ⁻² .an ⁻¹)	+	Flux molaire annuel NID (rapporté à la surface de la masse d'eau)	Nixon <i>et al.</i> , 1996
		[Chl-a] estivale	+	Flux annuel (tonnes)	Carstensen <i>et al.</i> , 2004
		Fréquence blooms estivaux	+		
		Métrique biomasse FR	+	LUSI index (Méditerranée)	Buchet, 2012
		Métrique blooms FR	+		
Pressions affectant les conditions d'éclairement / apports MES	Apports phytosanitaires				
Herbiers de zostères	Eutrophisation / Apports nutriments et matière organique	% couverture herbiers	-	Nombre de logements sur le BV Flux azote en kg/an/km ² BV	Short et Burdick, 1996
		% régression herbier	+	Flux azote en kg/an/km ² ME	Hauxwell <i>et al.</i> , 2003 ; Valiela et Cole, 2002
		Densité herbiers (nb pieds/ m ²)	-	Flux azote en kg/an	Deegan, 2002
	Pressions affectant les conditions d'éclairement / apports et remise en suspension MES / ex : apports fluviaux, dragages, navigation...	EQR indicateurs herbiers de zostères du GIG NEA	-	Indice pression composite semi-quantitatif type Aubry & Elliott (2006) intégrant : - Quantité (tonnes) de matériaux dragués annuellement dans la ME - Quantité (tonnes) de matériaux de dragages clapés annuellement dans la ME - Turbidité (transparence Secchi)	<i>in</i> Buchet, 2012
		% couverture	-	Nombre de déplacements de bateaux/année et longueur du trait de côte dans la masse d'eau	Garcia Novoa <i>et al.</i> , 2011
	Atteintes physiques / ex : infrastructures, dragages, clapage, plaisance...	Densité	-	Longueur de trait de côte artificialisé/Longueur du trait de côte dans la masse d'eau	Garcia Novoa <i>et al.</i> , 2011
		% couverture	-	Volume de sable déposé/ Longueur du trait de côte dans la masse d'eau	
	Densité, % couverture	-	Nombre d'anneaux/ Longueur du trait de côte dans la masse d'eau		
	Pollution « thermique »				
	Pollution « haline »				
Pollution micropolluants / HAP, herbicides, peintures antifouling, métaux)					
Espèces invasives / ex : <i>Sargassum muticum</i>					



Juin 2012

Macroalgues de substrats durs	Eutrophisation / Apports nutriments et matière organique	EQR indicateur macroalgues intertidales MarMAT, intercalibré avec CCO	-	Indice pression composite semi-quantitatif intégrant : - Nombre d'habitants (x10 ³) - Occupation du sol par l'industrie (ha) - Occupation du sol par l'agriculture/forêt + emprise activités de pêche (ha)	Gaspar <i>et al.</i> , 2012
		Richesse spécifique	-		
		% opportunistes	+		
	EQR CCO	-	Indice pression composite semi-quantitatif intégrant, en fonction de la distance : - Rejets potentiels STEP (E/H) - Rejets potentiels industrie (E/H) - Pollution diffuse (dire expert)	Buchet, 2012	
	Pressions affectant les conditions d'éclairement / apports et remise en suspension MES / ex : apports fluviaux, dragages, navigation...				
	Pollution thermique / ex : rejets centrales thermiques				
Pollution micropolluants / HAP, herbicides, peintures antifouling, métaux					
Atteintes physiques / ex : exploitation industrielle, pêche à pied, pêche arts traïnants...					
Espèces invasives / ex : <i>Sargassum muticum</i> , <i>Celtodoryx girardae</i>					
Macroalgues opportunistes	Eutrophisation / Apports nutriments azotés	Tonne poids frais ulves	+	Flux azote journalier au mois de juin (kg N/jour)	Menesguen, 2003
		EQR TW-OGA	-	log concentration NID hivernale (normalisée salinité 25‰)	<i>in</i> Buchet, 2012
		EQR CW-OGA	-	log concentration NID hivernale (normalisée salinité 32‰)	
	Pressions affectant les conditions d'éclairement / apports et remise en suspension MES				
	Pressions affectant les conditions hydrodynamiques / confinement				

Invertébrés benthiques	Eutrophisation / Apports nutriments masse d'eau et matière organique au sédiment	AMBI	+	% MO dans le sédiment	Muxica <i>et al.</i> , 2005
		EQR AMBI	-		Labrune (<i>comm. pers.</i>)
		M-AMBI	+	% saturation en O ₂ des eaux de fond	Borja <i>et al.</i> , 2009
		M-AMBI	-	Densité de coquillages en élevage	Callier <i>et al.</i> , 2009
	Atteintes physiques / ex : pêche arts traïnants, dragages, clapages, extraction matériaux,	M-AMBI	+ / -	Analyse avant-après perturbation	Borja <i>et al.</i> , 2009
		AMBI	+ puis atténuation	Suivi temporel en continu après les travaux de dragage	Muxica <i>et al.</i> , 2005
		AMBI	+	Indice pression composite semi-quantitatif type Aubry & Elliott (2006) intégrant : - Les pollutions diffuses : apports d'eau douces, apports d'origine agricole, assainissement non collectif, etc... - Les pollutions ponctuelles : rejets urbains, industriels ou agricoles, Les terres gagnées sur la mer : polders agricoles, etc... - L'activité industrielle : emprise industrielle, prélèvement d'eau, production d'énergie, - L'activité portuaire : navigation, dragages, - La pêche : poissons, coquillages	Borja <i>et al.</i> , 2011
		indice Shannon-Wiener	-		
		Richesse spécifique	-		
		M-AMBI	-		
		Pollution micropolluants (HAP, métaux, peintures antifouling)	AMBI	-	Gradient d'éloignement au forage pétrolier
			+	Teneur du sédiment en hydrocarbures totaux (en mg/kg)	

Tableau 33 : Synthèse des typologies de pressions affectant les éléments de qualité biologiques de la DCE, et des relations quantitatives illustrant cette sensibilité

+ = la métrique ou l'indicateur biologique montre une corrélation positive avec la pression ou l'indicateur de pression

- = la métrique ou l'indicateur biologique montre une corrélation négative avec la pression ou l'indicateur de pression

Case en gris : pression à considérer mais pas de relation quantitative réellement identifiée dans la littérature scientifique

REFERENCES

❖ DPSIR

- Aubry, A. & Elliott, M., 2006. The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Humber Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin* 53 : 175-185.
- Borja, A., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E.M., Uriarte, A. & Valencia, V., 2006. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66 : 84-96.
- Bowen, R.E. & Riley, C., 2003. Socio-economic indicators and integrated coastal management. *Ocean and Coastal Management* 46 : 29-312.
- Bricker, S.B., Ferreira, J.G. & Simas, T., 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling* 169 : 39-60.
- Casazza, G., Silvestri, C., Spada, E. & Melley, A., 2002. Coastal environment in Italy: preliminary approach using the 'DPSIR scheme' of indicators. Littoral 2002, the changing coast. *EUROCOAST/EUCC, Porto, Portugal*, pp. 541-550.
- Cave, R.R., Ledoux, L., Turner, K., Jickells, T., Andrews, J.E. & Davies, H., 2003. The Humber catchment and its coastal area: from UK to European perspectives. *The Science of the Total Environment* 314-316 : 31-52.
- Elliott, M., 2002. The role of the DPSIR approach and conceptual models in marine environmental management: an example for offshore wind power. *Marine Pollution Bulletin* 44 : iii-vii.
- Elliott, M. & Cutts, N.D., 2004. Marine Habitats: loss and gain, mitigation and compensation. *Marine Pollution Bulletin* 49 : 671-674.
- IMPRESS, 2002. Guidance for the analysis of pressures and impacts in accordance with the Water Framework Directive. *Common Implementation Strategy Working Group 2.1*, 156 pp.
- Islam, M.S. & Tanaka, M., 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystem including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 48 : 624-649.
- Ledoux, L. & Turner, R.K., 2002. Valuing ocean and coastal resources: a review of practical examples and issues for further action. *Ocean and Coastal Management* 45 : 583-616.
- MEDD-Direction de l'EAU, AQUASCOP, 2003. Mise en œuvre de la DCE. Identification des pressions et des impacts. *Guide méthodologique. Version 4.1*. 147pp.
- Newton, A., Icely, J.D., Falcao, M., Nobre, A., Nunes, J.P., Ferreira, J.G. & Vale, C., 2003. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon. Portugal. *Continental Shelf Research* 23 : 1945-1961.

Nixon, S., Trent, Z., Marcuello, C., Lallana, C., Zenetos, A., Grath, J., Sheidleder, A., Feher, J., Lazar, A., Joanny, M., Aertebjerg, G., Fribourg-Blanc, B., Bogestrand, J., Green, N., Nygaard, K. & Bardford, R., 2003. Europe's water : an indicator-based assessment. *Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities - Europe Environment Agency*. 99 pp.

OECD, 1993. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) core set of indicators for environmental performance reviews. *OECD Environment Monographs N° 83, Paris*. Retrieved on 13 March, 2005 from <http://www.oecd.org/dataoecd/32/20/31558547.pdf>.

Pirrone, N., Trombino, G., Cinnirella, S., Algieri, A., Bendorrichio G. & Palmeri, L., 2005. The Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) approach for integrated catchment-coastal zone management: preliminary application to the Po catchment-Adriatic Sea coastal zone system. In: *Environmental Regional Change* 5: 111-137.

Scheren, P.A.G.M., Kroeze, C., Janssen, F.J.J.G., Hordijk, L. & Ptasinski, K.J., 2004. Integrated water pollution assessment of the Ebrie Lagoon, Ivory Coast, West Africa. *Journal of Marine Systems* 44 : 1-17.

Vasconcelos, R.P., Reis-Santos, P., Fonseca, V., Maia, A., Ruano, M., Franca, S., Vinagre, C., Costa, M.J. & Cabral, H., 2007. Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: A multi-metric index and conceptual approach. *Sci. Total Environ.* 374 : 199-215.

Xu, F.L., Lam, K.C., Zhao, Z.Y., Zhan, W., Chen, Y.D. & Tao, S., 2004. Marine coastal ecosystem health assessment: a case study of the Tolo Harbour, Hong Kong, China. *Ecological Modelling* 173, 355-370.

❖ CARACTERISTIQUES FACADE MANCHE-ATLANTIQUE

Castaing, P., 1981. Le transfert à l'océan des suspensions estuariennes. Cas de la Gironde. *Thèse Doctorat Etat, Sci. Nat, Université Bordeaux I*, 530 p.

Castel, J., Dauvin, J.C. & Glémarec, M., 1997. Les conditions générales en Atlantique, Manche et Mer du Nord. In *Les biocénoses marines et littorales des côtes françaises Atlantiques Manche et Mer du Nord : synthèse, menaces et perspectives, Dauvin coord. MNHN Paris*, pp. 6-15.

Eckman, S., 1953. Zoogeography of the sea. *London, Sidgwick and Jackson*, 418p.

Larsonneur, C., Bouysse, P. & Auffret, J.P., 1982. The superficial sediments of the English Channel and its Western Approaches. *Sedimentology* 29 : 851-864.

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

❖ ASPECTS REGLEMENTAIRES DCE

Arrêté 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. JO du 25/02/2010.

Arrêté du 28 juillet 2011 modifiant l'arrêté 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. *JO du 11/08/2011*.

Circulaire du 26 mars 2002 du ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement relative au Système national d'information sur l'eau.

Circulaire DCE 2007/20 du 5 mars 2007 relative à la constitution et la mise en oeuvre du programme de surveillance pour les eaux littorales en application de la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Décision de la Commission Européenne du 30 octobre 2008 établissant, conformément à la directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil, les valeurs pour les classifications du système de contrôle des États membres à la suite de l'exercice d'interétalonnage. *JO de l'Union Européenne*.

Directive 2000/60/CE du parlement européen et du conseil (2000) établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal officiel des Communautés européennes* n° L 327 du 22.12.2000.

❖ INVENTAIRE PRESSIONS FACADE MANCHE-ATLANTIQUE

AAMP, 2011. Evaluation initiale DCSMM – Contribution thématiques. Volet C : Analyse économique et sociale de l'utilisation de nos eaux marines et du coût de la dégradation du milieu. *Contribution 1.12.1. Golfe de Gascogne & Manche Mer du Nord : agriculture*.

AAMP, 2011. Evaluation initiale DCSMM – Contribution thématiques. Volet C : Analyse économique et sociale de l'utilisation de nos eaux marines et du coût de la dégradation du milieu. *Contribution 1.15.2. Golfe de Gascogne & Manche Mer du Nord : industrie et artisanat*.

Alzieu, C., Abarnou, A., Bassoullet, P., Boutier, B., Chiffolleau, J-F., Crenn, I., Derrien, A., Erard-Le Denn, E., Gourmelon, M., Guiliaud, J-F., Silva Jacinto, R., Le Cann, P., Le Guyader, F., Le Hir, P., L'Yavanc, J., Mauvais, J-L., Menard, D., Michel, P., Monbet, Y., Pompepuy, M. & Quiniou, F., 1999. Dragages et environnement marin, Etat des connaissances. 209 p.

<http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/1040/>

Brivois, O. & Vinchon, C., 2011. Résultats du classement de l'état hydro-morphologique des masses d'eau littorales métropolitaines dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau. *Rapport final de l'action 5 2010 BRGM/RP-59556-FR*, 274 pp.

Brivois, O., 2011. Evaluation initiale DCSMM – Contribution thématiques. Volet B : Pressions et Impacts. *Contribution 1.1. Golfe de Gascogne & Manche Mer du Nord : Etouffement et colmatage*.

Crawford, C.M., Macleod, C.K.A. & Mitchell, I., 2003. Effects of shellfish farming on the benthic environment. *Aquaculture* 224: 117–140.



Cumunel, C. & Guinguand, A., 2011. Evaluation initiale DCSMM – Contribution thématiques. Volet C : Analyse économique et sociale de l'utilisation de nos eaux marines et du coût de la dégradation du milieu. *Contribution 1.14*. Golfe de Gascogne & Manche Mer du Nord : activités de transport maritime et fluvial.

Daurès, F., Vignot, C., Jacob, C., Desbois, Y, Le Grand, C., Léonardi, S., Guyader, O., Macher, C., Demanèche, S., Leblond, E. & Berthou, P., 2011. Evaluation initiale DCSMM – Contribution thématiques. Volet C : Analyse économique et sociale de l'utilisation de nos eaux marines et du coût de la dégradation du milieu. *Contribution 1.12.2*. Golfe de Gascogne & Manche Mer du Nord : pêche professionnelle.

Guinguand, A., Quintrie-Lamothe, T., 2011. Evaluation initiale DCSMM – Contribution thématiques. Volet C : Analyse économique et sociale de l'utilisation de nos eaux marines et du coût de la dégradation du milieu. *Contribution 1.15.3*. Golfe de Gascogne & Manche Mer du Nord : tourisme littoral.

Guinguand, A., 2011. Evaluation initiale DCSMM – Contribution thématiques. Volet C : Analyse économique et sociale de l'utilisation de nos eaux marines et du coût de la dégradation du milieu. *Contribution 1.7.1*. Golfe de Gascogne & Manche Mer du Nord : activités balnéaires, fréquentation des plages, baignade.

Hall, S.J., 1999. The effects of fishing on marine ecosystems and communities. *Blackwell Science*.

Hartstein, N.D. & Rowden, A.A., 2004. Effect of biodeposits from mussel culture on macroinvertebrate assemblages at sites of different hydrodynamic regime. *Marine Environment Research* 57: 339-357.

ISEMAR, 2011. Ports et Industries en France. *Note de synthèse N°137*.

<http://www.isemar.asso.fr/fr/pdf/note-de-synthese-isemar-137.pdf>

Kalaydjian, R., 2011. Evaluation initiale DCSMM – Contribution thématiques. Volet C : Analyse économique et sociale de l'utilisation de nos eaux marines et du coût de la dégradation du milieu. *Contribution 1.9*. Golfe de Gascogne & Manche Mer du Nord : activité de production d'électricité en mer et sur le littoral.

Molnar, J.L, Gamboa, R.L, Revenga, C., Spalding, M.D., 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front. Ecol. Environ.* 6 : 485–492.

Nugues, M.M., Kaiser, M.J., Spencer, B.E. & Edwards, D.B., 1996. Benthic community changes associated with intertidal oyster cultivation. *Aquaculture Research* 27: 913-924.

OSPAR, 2010. Bilan de santé 2010. *Commission OSPAR, Londres*, 176 p.

Scemama, P., 2010. Régionalisation des données économiques maritimes françaises par façade, Rapport de stage M2 EDDEE AgroParisTech - Agence des Aires Marines Protégées.

Service de l'observation et des statistiques, 2011. Environnement littoral et marin, Références. Commissariat Général au Développement Durable, Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement.



Sornin, J.-M., 1981. Processus sédimentaires et biodéposition liés à différents modes de conchylicultures. *Thèse de Doctorat, Université de Nantes, Nantes.*

Toupin, A., 2004. L'extraction de granulats marins. Impacts environnementaux, synthèse bibliographique critique. *Les fascicules de l'industrie minière* (ed.) : 188 p.

Vernoux, J.F., Buchet, R., 2010. Améliorer la protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine. *Guide méthodologique BRGM*. 66 p.

❖ PHYTOPLANKTON

AAMP, 2011. Synthèse des impacts par composante de l'écosystème. Contribution thématique pour l'évaluation initiale DCSMM. 8p. <http://www.ifremer.fr/dcsmm/Documents-de-references/Niveau-francais/Evaluation-initiale/Contributions-thematiques>

Anderson, D.M., Glibert, P.M. & Burkholder, J.M., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries* 25 : 704-726.

Arzul, G. & Durand, G., 1999. Pollutions diffuses: du bassin versant au littoral. *Actes de colloques (Saint-Brieuc, Ploufragan). Ifremer Brest*. pp. 86-94.

Bérard, A., Leboulanger, C. & Pelte, T., 1999. Tolerance of *Oscillatoria limnetica* Lemmermann to Atrazine in Natural Phytoplankton Populations and in Pure Culture: Influence of Season and Temperature. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37 : 472-479.

Best, M., 2011. WFD Intercalibration Phase 2: NEA GIG Phytoplankton. Milestone 6 report. 66p + annexes.

Boesch, D., 2002. Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems. *Estuaries* 25 : 744-758.

Bricker, S.B., Ferreira, J.G. & Sima, T., 2003. An Integrated Methodology for Assessment of Estuarine Trophic Status. *Ecological Modelling* 169(1) : 39-60.

Buchet, R., 2012. Assistance à la coordination des travaux européens d'intercalibration des indicateurs biologiques de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). *Rapport du contrat Ifremer/Hocer n°11/5210818*. 133 p. + annexes.

Cadée, G.C. & Hegeman, J., 2002. Phytoplankton in the Marsdiep at the end of the 20th century; 30 years monitoring biomass, primary production and Phaeocystes blooms. *Journal of Sea Research* 48 : 97-110.

Carstensen, J., Helminen, U. & Heiskanen, A.-S., 2004. Typology as a structuring mechanism for phytoplankton composition in the Baltic Sea. In: Schernewski, G. & M. Wielgat (eds.), *Baltic Sea Typology. Coastline Reports* 4 : 55-64.

Carstensen, J., Henriksen, P. & Heiskanen, A.S., 2007. Summer algal blooms in shallow estuaries: Definition, mechanisms and link to eutrophication. Re-Submitted to *Limnology and Oceanography*. *Limnology and Oceanography* 52(1): 370-384.



- Cloern, J.E., 1999. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. *Aquatic Ecology* 33 : 3-16.
- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210 : 223-253.
- Conley, D.J., 1999. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia* 410 : 87-96.
- de Baar, H.J.H., 1994. Von Liebig's law of the minimum and plankton ecology (1899-1991). *Progress in Oceanography* 33 : 347-386.
- Diaz, F., Raimbault, P., Boudjellal, B., Garcia, N. & Moutin, T., 2001. Early spring phosphorus limitation of primary productivity in a NW Mediterranean coastal zone (Gulf of Lions). *Marine Ecology-Progress Series* 211 : 51-62
- Duarte, C.M., 2004. Eutrophication and dose-response relationships in European coastal waters. In: P. Wassmann and K. Olli (Eds), *Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach*. Ebook. www.ut.ee/~olli/eutr, p 139-145.
- Egge, J.K. & Aksnes, D.L., 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Marine Ecology Progress Series* 83 : 281-289
- Elmgren, R. & Larsson, U., 1997. Himmerfjärden. Förändringar i ett näringsbelastat kustekosystem I Östersjön, *Naturvårdsverket*, Stockholm
- Escaravage, V., Prins, T.C., Nijdam, C., Smaal, A.C. & Peeters, J.C.H., 1999. Response of phytoplankton communities to nitrogen input reduction in mesocosm experiments. *Marine Ecology Progress Series* 179 : 187-199
- Flo, E., Camp, J. & Garcés, E., 2011. Assessment Pressure methodology: Land Uses Simplified Index (LUSI). BQE Phytoplankton. Spain – Catalonia. *Work document*.
- Garmendia, M., Bricker, S., Revilla, M., Borja, A., Franco, J., Bald, J., Valencia, V., 2012. Eutrophication Assessment in Basque Estuaries: Comparing a North American and a European Method. *Estuaries and Coasts* (10 March 2012), pp. 1-16, [doi:10.1007/s12237-012-9489-8](https://doi.org/10.1007/s12237-012-9489-8)
- Gowen, R.J., Tett, P., & Jones, K.J., 1992. Predicting marine eutrophication: The yield of chlorophyll from nitrogen in Scottish coastal waters. *Marine ecology progress series* 85 : 153-161.
- Graham, J.E., Wilcox, L.W. & Graham, L.E., 2008. *Algae* (second edition). *Publisher Benjamin Cummings*, 720 pp.
- Granéli, E., 2004. Eutrophication and harmful algal blooms. In: P. Wassmann and K. Olli (Eds), *Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach*. E-book. www.ut.ee/~olli/eutr, pp : 99-112.
- Hallegraeff, G.M., 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* 32 : 79-99.



- Hartgers, E.M., Aalderink, G.H., Van den Brink, P.J., Gylstra, R., Wiegman, J.W.F. & Brock, T.C.M., 1998. Ecotoxicological threshold levels of a mixture of herbicides (atrazine, diuron and metolachlor) in freshwater microcosms. *Aquatic Ecology* 32 : 135-152.
- HELCOM, 2009. Eutrophication in the Baltic Sea - An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environ. Proc.* No. 115 A & B.
- HELCOM, 2010. Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003–2007: HELCOM Initial Holistic Assessment. *Baltic Sea Environment Proceedings* n° 122. 63 p.
- His, E. & Seaman, M., 1993. Effect of twelve pesticides on larvae of oysters (*Crassostrea gigas*) and on two species of unicellular marine algae (*Isochrysis galbana* & *Chaetoceros calcitrans*). ICES C.M./E, 22. *Marine Environmental Quality Committee*, 8 p.
- Kivi, K., S. Kaitala, H. Kuosa, J. Kuparinen, E. Leskinen, R. Lignell, Marcussen, B. & Tamminen, T., 1993. Nutrient limitation and grazing control of the Baltic plankton community during annual succession. *Limnology and Oceanography* 38 : 893-905.
- Krom, M.D., Kress, N. & Brenner, S., 1991. Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean Sea. *Limnology and Oceanography* 36:424-432
- Larsen, D.K., Wagner, I., Gustavson, K., Forbes, V.E., Lund, T., 2003. Long-term effect of Sea-Nine on natural coastal phytoplankton communities assessed by pollution induced community tolerance. *Aquat. Toxicol.* 62 : 35-44.
- Le Pape, O., Del Amo, Y., Menesguen, A., Aminot, A., Quequiner, B. & Treguer, P., 1996. Resistance of a coastal ecosystem to increasing eutrophic conditions: the Bay of Brest (France), a semi-enclosed zone of Western Europe. *Continental Shelf Research* 16 : 1885-1907.
- Le Pape, O. & Menesguen, A., 1997. Hydrodynamic prevention of eutrophication in the Bay of Brest (France), a modelling approach. *Journal of Marine Systems* 12 : 171-186.
- Meeuwig, J.J., Rasmussen, J. & Peters, R.H., 1998. Turbid waters and clarifying mussels: their moderation of Chl : nutrient relations in estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 171 : 139-150.
- Meeuwig, J.J., Kauppila, P. & Pitkanen, H., 2000. Predicting coastal eutrophication in the Baltic: a limnological approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57 : 844-855.
- Menesguen, M. 2001. L'eutrophisation des eaux côtières. Revue de la situation en France. IFREMER DEL/EC/01.02 - *Rapport pour la Commission Européenne – DG.ENV.B1*. janvier 2001, 59 pages.
- Monbet, Y., 1991. Control of phytoplankton biomass in estuaries: A comparative analysis of microtidal and macrotidal estuaries. *Estuaries* 15 : 563-57.
- National Research Council (NRC), 2000. Clean Coastal Waters: Understanding and reducing the effects of Nutrient Pollution. *National Academy Press*, Washington, DC, 405 pp.
- Nixon, S.W., *et al.* (15 co-authors), 1996. The fate of nitrogen and phosphorus at the landsea margin of the North Atlantic Ocean. *Biogeochemistry* 35 : 141–180.

- Officer, C.B., & Ryther, J.H., 1980. The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* 3 : 83-91.
- Olsen, Y., Reinertsen, H., Vadstein, O., Andersen, T., Gismervik, I., Duarte, C.M. , Agusti, S., Stibor, H., Sommer, U., Lignell, R., Tamminen, T., Lancelot, C., Rousseau, V., Hoell, E. & Sanderud, K.A., 2001. Comparative analysis of food webs based on flow networks: effects of nutrient supply on structure and function of coastal plankton communities. *Continental Shelf Research* 21 : 2043-2053.
- OSPAR Commission, 2005. Common procedure for the identification of the eutrophication status of the OSPAR maritime area. *Agreement 2005-3. OSPAR Commission*, London.
- OSPAR Commission, 2008. Second OSPAR Integrated Report on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area, 2008-372. *OSPAR publication*, pp. 107.
- Paerl, H.W., 1998. Structure and function of anthropogenically altered microbial communities in coastal waters. *Current Opinion in Microbiology* 1 : 296-302.
- Paerl, H.W. & Huisman, J., 2008. Blooms Like It Hot. *Science* 320 (5872): 57 – 58
- Perez-Ruzafa, A., Gilabert, J. , Gutierrez, J.M. , Fernandez, A.I., Marcos, C. & Sabah, S., 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475 : 359-369.
- Philippart, C.J.M., Cadee, G.C., van Raaphorst, W. & Riegman, R., 2000. Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal sea: Algal community structure, nutrient budgets, and denitrification potential. *Limnology and Oceanography* 45 : 131-144.
- Prins, T.C., Escaravage, V., Wetsteyn, L.P.M.J., Peeters, J.H. & Smaal, A.C., 1999. Effects of different N- and P-loading on primary and secondary production in an experimental marine ecosystem. *Aquatic Ecology* 33 : 65-81.
- Redfield, A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46 : 205-222.
- Revilla, M., Franco, J., Garmendia, M. & Borja, A., 2010. A new method for phytoplankton quality assessment in the Basque estuaries (northern Spain), within the European Water Framework Directive. *Revista de Investigación Marina* 17(7) : 149-164.
- Richardson, K. & Jørgensen, B.B., 1996. Eutrophication: Definition, History and Effects. In: B.B. Jørgensen, and K. Richardson (Eds.), Eutrophication in marine coastal ecosystems, Vol 52. *American Geophysical Union, Washington DC*, p: 1-20.
- Ryther, J.H. & Dunstan, W.M., 1971. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. *Science* 171 : 1008-1013.
- Smayda, T.J., 1997. What is a bloom? A commentary. *Limnology and Oceanography* 42 : 1132-1136.
- Smayda, T.J., 2004. Eutrophication and phytoplankton. In: P. Wassmann and K. Olli (Eds), Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach. *E-book*. www.ut.ee/~olli/eutr, p: 89-98.



- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10(2): 126-139.
- Sommer, U., 1995. Eutrophication related changes in phytoplankton species composition: Is there a role of nutrient competition? *ICES annual science conference*, T:7, Aalborg, Denmark.
- Stachowski-Haberkorn, S., 2008. Méthodes d'évaluation de l'impact de pesticides sur le phytoplancton marin et le naissain d'huître creuse. *Thèse de doctorat. Université de Bretagne Occidentale*.
- Stal, L.J., Staal, M. & Villbrandt, M., 1999. Nutrient control of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea. *Aquatic Microbial Ecology* 18 : 165-173.
- Thingstad, T.F., Zweifel, U.L. & Rassoulzadegan, F., 1998. P limitation of heterotrophic bacteria and phytoplankton in the Northwest Mediterranean. *Limnology and Oceanography* 43 : 88-94.
- Thomann, R.V. & Linker, L.C., 1998. Contemporary issues in watershed and water quality modeling for eutrophication control. *Water Science and Technology* 37:93-102
- Uensal, M., 1992. Effect of herbicides on the growth of marine phytoplankton. Proceedings of the FAO-UNEP-IOC workshop on the biological effects of pollutants on marine organisms. *MAP Tech. Rep. Ser.* 69, 255-264.
- Van den Brink, P.J., Hartgers, E.M., Gylstra, R., Bransen, F., Brock, T.C.M., 2002. Effects of a Mixture of Two Insecticides in Freshwater Microcosms: II. Responses of Plankton and Ecological Risk Assessment. *Ecotoxicology* 11: 181-197.
- Videau, C., Ryckart, M., Helguen, S., 1998. Phytoplancton en baie de Seine. Influence du panache fluvial sur la production primaire. *Oceanologica Acta*, Volume 21, Issue 6, November-December 1998, p: 907-921.
- Vollenweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G. & Rinaldi, A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics* 9 : 329-357.
- Wasmund, N., Zalewski, M. & Busch, S., 1999. Phytoplankton in large river plumes in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science Suppl.* 56 : 23-32.
- Wasmund, N., & Uhlig, S., 2003. Phytoplankton trends in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 60 : 177-186.
- Zaldivar, J.M., Cardoso, A.C., Viaroli, P., Newton, A., de Wit, R., Ibanez, C. Reizopoulou, S., Somma, F., Razinkovas, A., Basset, A., Holmer, M. & Murray, N., 2008. Eutrophication in transitional waters: an overview. *Transitional Waters Monographs* 1 : 1-78.
- Zhang, J., 2000. Evidence of trace metal limited photosynthesis in eutrophic estuarine and coastal waters. *Limnology and Oceanography* 45 : 1871-1878.

❖ HERBIERS DE ZOSTERES

- Auby, I., Bost, C-A., Budzinsky, H., Desternes, A., Dalloyau, S., Trut, G., Plus, M., Péré, C., Couzi, L., Feigné, C. & Steinmetz, J., 2011. Régression des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon : état des lieux et recherche des causes. *Rapport Ifremer RST/LER/AR/11.007*, 156p. + annexes, 195p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00054/16507/>
- Auby, I., Oger-Jeanneret, H., Sauriau, P.G., Hily, C. & Barillé, L., 2010. Angiospermes des côtes françaises Manche-Atlantique. Propositions pour un indicateur DCE et premières estimations de la qualité. *Rapport Ifremer RST/LER/MPL/10-15*, 72 p + annexes, 152p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00032/14358/11647.pdf>
- Auby, I., Bocquené, G., Quiniou, F. & Dreno, J.P., 2007. Etat de la contamination du Bassin d'Arcachon par les insecticides et les herbicides sur la période 2005-2006. Impact environnemental. *Rapport Ifremer RST/LER/AR/07.003*, 33 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/2007/rapport-2398.pdf>
- Auby, I., Levavasseur, G., Plus, M., Deslous-Paoli, J.M. & Grillas, P., 1999. Comparaison des capacités photosynthétiques des zostères naines de deux étangs méditerranéens : Lagune de Thau et étang du Vaccarès. *Colloque "Le milieu aquatique : interactions des facteurs environnementaux et impacts sur les organismes vivants"*. Brest, 30 septembre – 1 octobre 1999. Poster.
- Brackup, I. & Capone, D.G., 1985. The effect of several metal and organic pollutants on nitrogen fixation (acetylene reduction) by the roots and rhizomes of *Zostera marina* L. *Environmental and Experimental Botany* 25 : 145-51.
- Brix, H., Lyngby, J.E. & Schierup, H.H., 1983. Eelgrass (*Zostera marina* L.) as an indicator organism of trace metals in the Limfjord, Denmark. *Marine Environmental Research* 8 : 165-81.
- Buchet, R., 2012. Assistance à la coordination des travaux européens d'intercalibration des indicateurs biologiques de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). *Rapport du contrat Ifremer/Hocer n°11/5210818*. 133 p. + annexes.
- Burkholder, J.M., Tomasko, D.A. & Touchette, B.W., 2007. Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350 : 46–72.
- Charpentier, A., Grillas, P., Lescuyer, F., Coulet, E. & Auby, I., 2005. Spatio-temporal dynamics of a *Zostera noltii* dominated community over a period of fluctuating salinity in a shallow lagoon, Southern France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64(2-3) : 307-315.
- Chesworth, J.C., Donkin, M.E. & Brown, M.T., 2004. The interactive effects of the antifouling herbicides Irgarol 1051 and Diuron on the seagrass *Zostera marina*. *Aquatic Toxicology* 66, 293–305.
- de Boer, W.F., 2007. Seagrass-sediment interactions, positive feedbacks and critical thresholds for occurrence. A review. *Hydrobiologia* 591 : 5–24.
- Deegan, L.A., 2002. Lessons learned: the effects of nutrient enrichment on the support of nekton by seagrass and salt marsh ecosystems. *Estuaries* 25, 727–742.

- den Hartog, C. & Hily, C., 1997. Les herbiers de zostères. *In* Les biocénoses marines et littorales des côtes françaises Atlantiques Manche et Mer du Nord : synthèse, menaces et perspectives, *Dauvin coord. MNHN Paris*, pp: 140-143.
- den Hartog, C., 1996. Sudden declines of seagrass beds : "wasting disease" and other disasters. *In* Kuo, J., Phillips, R.J., Walker, D.I. & Kirkman, H. (Eds). *Seagrass Biology : Proceedings of an international Workshop*. Rottneest Island, Western Australia : 307-314.
- den Hartog, C., 1994. Suffocation of a littoral *Zostera*. bed by *Enteromorpha radiara*. *Aquatic Botany* 47: 21-8.
- den Hartog, C., 1987. "Wasting disease" and other dynamic phenomena in *Zostera* beds. *Aquatic Botany* 47: 21-28.
- den Hartog, C., 1970. The sea-grasses of the world. *North Holland. Publ. Co.*, Amsterdam.
- Dennison, W.C., Orth, R.J., Moore, K.A., Stevenson, J.C., Carter, V., Kollar, S., Bergstrorn, P.W. & Batiuk, R.A., 1993. Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. *Bioscience* 43: 86-94.
- Dennison, W.C. & Alberte, R.S., 1986. Photoadaptation and growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) transplants along a depth gradient. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 98 : 265–282.
- Dennison, W.C., 1987. Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. *Aquat. Bot.* 27 : 15-26.
- Duarte, C. M., 1995. Submerged Aquatic Vegetation in Relation to Different Nutrient Regimes. *Ophelia* 41 : 87-112.
- Duarte, C.M., 1990. Seagrass nutrient content. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 67 : 201–207.
- Erftemeijer, P.L.A. & Lewis, R.R.R., 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review. *Marine Pollution Bulletin* 52 : 1553–1572.
- Foden, J. & Brazier, D.P., 2007. Seagrass within the EU Water Framework Directive : a UK perspective. *Marine Pollution Bulletin* 55 : 181–195.
- Fonseca, M.S., 1992. Restoring seagrass systems in the United States. *In* : *Restoring the Nation's Marine Environment. Maryland Sea Grant College, Maryland, USA*. n°79 , 110 pp.
- Garcia Novoa, R., Marbà, N. & Alcoverro, T., 2011. *Posidonia* multimetric index (POMI) along gradients in anthropogenic pressure in the Mediterranean Sea. *In* *WISER Project deliverable D4.2-2: Responses of macroalgae and seagrass indicators to drivers of deterioration*. 155 p.
- Giesen, W.B.J.T., van Katwijk, M.M. & den Hartog, C., 1990. Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. *Aquatic Botany* 37 : 71-85.
- Glémarec, M., 1979. Les fluctuations temporelles des peuplements benthiques liées aux fluctuations climatiques. *Océanol. Acta* 2 : 365-371.
- Güven, K.C., Saygi, N. & Ozturk, B., 1993. Survey of metal contents of Bosphorus algae, *Zostera marina* and sediments. *Botanica Marina* 36: 175-8.



- Harris, H.W., Fabris, G.J., Statham, P.J. & Tawfik, F., 1979. Bio-geochemistry of selected heavy metals in Western Port, Victoria, and use of invertebrates as indicators with emphasis on *Mytilus edulis planulatus*. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 30 : 159-78.
- Hauxwell, J., Cebrián, J. & Valiela, I., 2003. Eelgrass (*Zostera marina* L.) loss in temperate estuaries: relationship to land-derived nitrogen loads and effect of light limitation imposed by algae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 247 : 59-73.
- Heiskanen, A.S. & Solimini, A.G., 2005. Relationships between pressures, chemical status, and biological quality elements. Analysis of the current knowledge gaps for the implementation of the Water Framework Directive. *European Commission – Joint Research Center. REBECCA project.* 75p.
- Hemminga, M., Duarte, C.M., 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge (United Kingdom): Cambridge University Press.
- Hily, C. & Gacé, N., 2004. Impact de la pêche à pied sur les peuplements et les habitats de l'estran : cas des herbiers de zostères marines. In *Contribution à la gestion et à la conservation des espaces marins insulaires protégés (Manche - Atlantique) : les activités de pêche à pied et de plongée ; impacts sur la biodiversité et mise au point d'outils d'évaluation (coord. C. Hily). Programme de recherche Espaces protégés (Minist. Env.). Rapport Univ. Bret. Occ. Brest : Chap 3, 34pp.*
- Hily, C. & Peuziat, I., 2004. Impacts on *Zostera marina* beds in a tourist archipelago of the French atlantic coast and a proposed conservation plan. *Comm. orale. International Seagrass Biology Workshop (ISBW6th)*. 22 Sept – 4 Oct 2004, Townsville, Australie.
- Howarth, R., Chan F., Conley, D., Garnier, J., Doney, S.C., Marino, R. & Billen, G., 2011. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 : 18 – 26.
- Iversen, J., 1931. Studier over vegetationen i Ringkøbing fjord for Hvidesande-Kanalens genåbning. In: *Spärck, R. (Ed.), Ringkobings Fjord naturhistorie i Brakvandsperioden 1915–1931*, A.F. Høst & Søn, Copenhagen, pp. 18–35.
- Jacobs, R.P.W.M., 1980. Effects of the 'Amoco Cadiz' oil spill on the seagrass community at Roscoff with special reference to the benthic infauna. *Marine Ecology Progress Series* 2 : 207-12.
- Jacobs, R.P.W.M., 1979. Distribution and aspects of the production and biomass of eelgrass, *Zostera marina* L., at Roscoff, France, *Aquat. Bot.*, 7, 151-172.
- Juday, G.P. & Foster, N.R., 1990. A preliminary look at effects of the Exxon Valdez oil spill on Green Island Research Natural Area. *Agroborealis* 22 : 10-17.
- Justic, D., Rabalais, N. N., Turner, R. E. & Dortch, Q., 1995. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40 : 339-356.
- Kamermans, P., Hemminga, M.A. & de Jong, D.J., 1999. Significance of salinity and silicon levels for growth of a formerly estuarine eelgrass (*Zostera marina*) population (Lake Grevelingen, The Netherlands). *Marine Biology* 133 : 527-539.

- Kemp, W.M., Twilley, R.R., Stevenson, J.C., Boynton, W.R. & Means, J.C., 1983. The decline of submerged vascular plants in upper Chesapeake Bay : summary of results concerning possible causes. *Marine Technology Society Journal* 17 (2): 78–89.
- Maher, W.A., 1986. Trace metal concentrations in marine organisms from St Vincent Gulf, South Australia. *Water, Air, Soil Pollution* 29: 77-84.
- Nejrup, L.B. & Pedersen, M. F., 2008. Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. *Aquatic Botany* 88 (3): 239–246.
- Neto, J.M., Teixeira, H., Patrício, J., Baeta, A., Veríssimo, H., Pinto, R. & Marques, J.C., 2010. The response of estuarine macrobenthic communities to natural- and human-induced changes: dynamics and ecological quality. *Estuaries and Coasts* 33 : 1327–1339.
- Nienhuis, P.H., 1986. Background levels of heavy metals in nine tropical seagrass species in Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 17 : 508- 11.
- Nienhuis, P.H., 1983. Temporal and Spatial Patterns of Eelgrass (*Zostera marina* L.) in a Former Estuary in the Netherlands, Dominated by Human Activities. *Marine Technological Society* 17 : 69-77.
- Olesen, B. & Sand-Jensen, K., 1993. Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to light. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 94 : 91–99.
- OSPAR Commission, 2008. Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. *Second OSPAR Integrated Report*. 44 p. + annexes.
- Pedersen, M. F., 1995. Nitrogen limitation of photosynthesis and growth: comparison across plant communities in a Danish estuary (Roskilde Fjord). *Ophelia* 41.
- Pérez-Llorens, J.L & Niell, F.X., 1993. Seasonal dynamics of biomass and nutrient content in the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem. from Palmones River Estuary, Spain. *Aquat. Bot.* 46 : 49-66.
- Peters, E. C., Gassman, N. J., Firman, J. C., Richmond, R. H. & Power, E. A., 1997. Ecotoxicology of tropical marine ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16 : 12-40.
- Pergent-Martini, C., Boudouresque, C.F., Pasqualini, V. & Pergent, G., 2006. Impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows: a review. *Marine Ecology* 27: 310-319.
- Philippart, C.J.M., Dijkema, K.S. & Van Der Meer, J., 1992. Wadden Sea Seagrasses: Where and Why? *Netherlands Institute of Sea Research Publication* 20: 177-91.
- Philippart, C. J. M., 1994. Eutrophication as a possible cause of decline in the sea grass *Zostera noltii* of the Dutch Wadden sea. *University of Nijmegen*.
- Pulich, W.M., Barnes, S. & Parker, P., 1976. Trace metal cycles in seagrass communities. In: *Estuarine Processes*, ed. M. Wiley, pp. 493-506. New York: Academic Press.
- Rasmussen, E., 1977. The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on environmental factors and fauna. In Mc Roy C.P. et Helfferich C. (Eds). *Seagrass ecosystems, a scientific perspective*. Marcal Dekker, New York, Basel : 1-51.

- Rasmussen, E., 1973. Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna. *Ophelia* 11 : 1–233.
- Sand-Jensen, K. & Borum, J., 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic Botany* 41 : 137-176.
- Scarlett, A., Donkin, M.E., Fileman, T.W., Evans, S.V. & Donkin, P., 1999. Risk posed by the antifouling agent Irgarol 1051 to the seagrass *Zostera marina*. *Aquatic Toxicology* 45 (2-3): 159-170.
- Szefer, P., 2002. Metal pollutants and radio nuclides in the Baltic Sea - an overview. *Oceanologia* 44 : 129-178.
- Short, F.T., Polidoro, B., Livingstone, S.R., Carpenter, K.E. & others, 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biol. Conserv.* 144 : 1961–1971.
- Short, F.T. & Burdick, D.M., 1996. Quantifying eelgrass habitat loss in relation to housing development and nitrogen loading in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries* 19 (3) : 730–739.
- Short, F.T., Burdick, D.M. & Kaldy, J.E., 1995. Mesocosm experiments quantify the effects of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina* L. *Limnol. Oceanogr.* 40 : 740–749.
- Stenner, R.D. & Nickless, G., 1975. Heavy metals in organisms of the Atlantic coast of S.W. Spain and Portugal. *Marine Pollution Bulletin* 6 : 89-92.
- Tiller, K.G., Merry, R.H., Zarcinas, B.A. & Ward, T.J., 1989. Regional geochemistry of metal-contaminated superficial sediments and seagrasses in Upper Spencer Gulf, South Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 28 : 473-93.
- Valiela, I. & Cole, M.L., 2002. Comparative evidence that salt marshes and mangroves may protect seagrass meadows from land-derived nitrogen loads. *Ecosystems* 5 : 92–102.
- Van der Heide, A. J. P., Smolders, B. G. A., Rijkens, E. H., van Nes, M. M., van Katwijk, J. G. & Roelofs, M., 2008. Toxicity of reduced nitrogen in eelgrass (*Zostera marina*) is highly dependent on shoot density and pH. *Oecologia* 158 : 411–419.
- van Katwijk, M.M., Vergeer, L.H.T., Schmitz, G.H.W. & Roelofs, J.G.M., 1997. Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 157 : 159–173.
- Vermaat, J.E., Verhagen, F.C.A. & Lindenburg, D., 2000. Contrasting responses in two populations of *Zostera noltii* Hornem. to experimental photoperiod manipulation at two salinities. *Aquat. Bot.* 67 : 179-189.
- Vermaat, J.E., Beijer, J.A.J., Gijlstra, R., Hootsmans, M.J.M., Philippart, C.J.M., van den Brink, N.W. & van Vierssen, W., 1993. Leaf dynamics and standing stocks of intertidal *Zostera noltii* Hornem. and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson on the Banc d'Arguin (Mauritania). *Hydrobiologia* 258 : 59-72.
- Ward, T.J., 1989. The accumulation and effects of metals in seagrass habitats. In: *Biology Of Seagrasses: A Treatise on the Biology of Seagrasses with Special Reference to the Australian Region*, ed. By A.W.D. Larkum, A.J. McComb & S.A. Shepherd, pp. 797-820. Amsterdam: Elsevier.

Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J.B., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T. & Williams, S.L., 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems, www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0905620106.

Wolff, W.J., Duiven, A.G., Esselink, P., Gueye, A., Meijboom, A., Moerland, G. & Zegers, J., 1993. Biomass of macrobenthic tidal flat fauna of the Banc d'Arguin, Mauritania. *Hydrobiologia* 258 : 151–163.

Wyllie-Echeverria, S. & Betcher, C., 1994. Assessment of possible Injury to *Zostera marina*, Eelgrass, during the Filming of Free Willy II. *Report to Free Willy II Productions, Inc., 4000 Warner Blvd., Producers #2, Suite 1102A, Burbank, California, 91522, USA*: 10pp.

Zieman, J.C., 1970. The effects of thermal effluent stress on the seagrasses and macroalgae in the vicinity of Turkey Point, Biscayne Bay, Florida. *PhD dissertation, University of Miami, Coral Gables, Florida, USA*.

❖ MACROALGUES DE SUBSTRATS DURS

Alzieu, C., 2000. Impact of tributyltin on marine invertebrates. *Ecotoxicology* 9 : 71-76.

Antrim, L. D., Thom, R. M., Gardiner, W. W., Cullinan, V. I., Shreffler, D. K., & Bienert, R. W., 1995. Effects of petroleum products on bull kelp (*Nereocystis luetkeana*). *Marine Biology (Berlin)* 122 : 23-31.

Ar Gal, E. & Le Duff, M., 2009. Intercalibration avec le CFR espagnol. Rapport au 10/12/2009. *Bon de Commande 2009 50655012, IFREMER/LEBHAM (IUEM-UBO)*. 11p.

Arzel, P., Mingant, C., Noel, P. & Gourronc, E., 1996. Compte rendu des essais de pêche du *Laminaria hyperborea*. Campagne 1995. *Rapport Ifremer DRV/RH BREST*. 52 p.

Arzel, P. & Castric-Fey, A., 1997. Les forêts de Laminaires. In *Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et mer du Nord. Synthèse, menaces et perspectives*. Muséum National d'Histoire Naturelle, pp. 159-167.

Arzel, P., 1998. Les laminaires sur les côtes bretonnes – Evolution de l'exploitation et de la flotille de pêche, état actuel et perspectives. *Quae eds.*: 139 p.

Barillé-Boyer, A. L., Gruet, Y., Barillé, L. & Harin, N., 2004. Temporal changes in community structure of tide pools following the "Erika" oil spill. *Aquatic Living Resources* 17: 323–328.

Berger, R., Henriksson, E., Kautsky, L. & Malm, T., 2003. Effects of filamentous algae and deposited matter on the survival of *Fucus vesiculosus* L. germlings in the Baltic Sea. *Aquatic Ecology* 37 : 1-11.

Bergström, L., Berger, R. & Kautsk, L., 2003. Negative direct effects of nutrient enrichment on the establishment of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Eur. J. Phycol.* 38: 41-46.

Birkett, D.A., Maggs, C.A., Dring, M.J. & Boaden, P.J., 1998. Infralittoral Reef Biotopes with Kelp Speciest. An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. *Scottish Association of Marine Science (UK Marine SACs Project)*, 174p.

- Black, W. A. P. & Mitchell, R. L., 1952. Trace elements in the common brown algae and in sea water. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 30 : 575–584.
- Borowitzka, M.A., 1972. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. *Aust. J. mar. Freshwat. Res.* 23 : 73-84.
- Breen, P. A. & Mann, K. H., 1976. Changing lobster abundance and the destruction of kelp beds by sea urchins. *Mar. Biol.* 34 : 137-142.
- Brown, V.B., Davies, S.A. & Synnot R.N., 1990. Long-term monitoring of the effects of treated sewage effluent on the intertidal macroalgal community near Cape Schanck, Victoria, Australia. *Botanica mar* 33 : 85-98.
- Bryan, G. W., 1969. The absorption of zinc and other metals by the brown seaweed *Laminaria digitata*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 49 : 225–243.
- Bryan, G. W., 1971. The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. *Proceedings of the Royal Society of London, Ser. B*, 177: 389–410.
- Bryan, G. W., & Hummerstone, L. G., 1973. Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries in South-west England. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 53: 705–720.
- Buchet, R., 2012. Assistance à la coordination des travaux européens d'intercalibration des indicateurs biologiques de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). *Rapport du contrat Ifremer/Hocer n°11/5210818*. 133 p. + annexes.
- Caliceti, M., Argese, E., Sfriso, A. & Pavoini, B., 2002. Heavy metal contamination in the seaweeds of the Venice lagoon. *Chemosphere* 47: 443–454.
- Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Dahl, K. & Henriksen, P., 2008. Macroalgae and Phytoplankton as Indicators of Ecological Status of Danish Coastal Waters, p.90 NERI technical report No. 683. *National Environmental Research Institute, University of Aarhus*. <http://www.dmu.dk/pub/FR683.pdf>
- Chapman, A.R.O., 1984. Reproduction, recruitment and mortality in two species of *Laminaria* in Southwest Nova Scotia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 78 : 99-109.
- Crowe, T. P., Thompson, R. C., Bray, S., & Hawkins, S. J., 2000. Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 7 : 273–297.
- Cullinane, J. P., McCarthy, P. & Fletcher, A., 1975. The effect of oil pollution in Bantry Bay. *Marine Pollution Bulletin* 6 : 173–176.
- Derrien-Courtel, S., 2008. L'étude des peuplements subtidaux rocheux (flore et faune) du littoral breton permet-elle de contribuer à l'évaluation de la qualité écologique du littoral et d'en mesurer les changements ? *Thèse Muséum National d'Histoire Naturelle*, 221p.
- Derrien-Courtel, S. & Le Gal, A., 2009. Fiches biologiques de synthèse REBENT/NATURA : habitat Laminaires. 14 p. <http://www.rebent.org/documents/index.php>

Derrien-Courtel, S. & Le Gal, A., 2011. Rapport sur les observations d'un phénomène de nécroses sur la laminaire *Laminaria hyperborea* pendant l'année 2008. *Rapport MNHN/IFREMER/AELB*. 10 p. + annexes.

http://envlit.ifremer.fr/content/download/80966/554140/version/4/file/DCE_Macroalgsub+patho+aminaires_Derrien_2011.pdf

De Vogelaere, A. P. & Foster, M. S., 1994. Damage and recovery in intertidal *Fucus gardneri* assemblages following the Exxon Valdez oil spill. *Marine Ecology Progress Series* 106 : 263–271.

Dion, P., 2009. Fiches biologiques de synthèse REBENT/NATURA : habitat Fucales intertidales. 8 p. <http://www.rebent.org/documents/index.php>

Díez, I., Secilla, A., Santolaria, A., Gorostiaga, J.M., 2009. Ecological monitoring of intertidal phyto-benthic communities of the Basque Coast (N.Spain) following the Prestige oil spill. *Environ. Monit. Assess.* 159: 555–575.

Dreves, L., Erard-Le Denn, E., Gaffet J-D., De Kergariou, G., Lunven, M., Martin, J., Miossec, D. & Rumebe, M., 2001. Surveillance écologique et halieutique dusite de Flamanville, année 2000. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6878/>

Driskell, W.B., Ruesink, J.L., Lees, D.C., Houghton, J.P., & Lindstrom, S. C., 2001. Long-term signal of disturbance: *Fucus gardneri* after the Exxon Valdez oil spill. *Ecological Applications* 11: 815–827.

Duarte, C.M., 1991. Seagrass depth limits. *Aquat Bot* 40 : 363–377.

Duarte, CM., 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41 : 87-112.

Edgar, G. J. & Barrett, N. S., 2000. Impact of the Iron Baron oil spill on subtidal reef assemblages in Tasmania. *Marine Pollution Bulletin* 40: 36–49.

Elnor, R. W. & Vadas, R. L., 1990. Inference in ecology : the sea urchin phenomenon in the Northwestern Atlantic. *Am. Nat.* 136 : 108-125.

Eriksson, B.K., Johansson, G., Snoeijs, P., 1998. Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. *Eur. J Phycol.* 33:241–249.

Eriksson, B.K. & Johansson, G., 2003. Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology* 38 : 217-222.

Eriksson, B.K. & Bergström, L., 2005. Local distribution patterns of macroalgae in relation to environmental variables in the northern Baltic Proper. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62, 109-117.

Eriksson, B.K., van Sluis, C., Sieben, K., Kautsky, L. & Råberg, S., 2011. Omnivory and grazer functional composition moderate cascading trophic effects in experimental *Fucus vesiculosus* habitats. *Marine Biology* 158 : 747-756.

Fairweather P.G., 1990. Sewage and the biota on seashores: assessment of impact in relation to natural variability. *Environ. Monit. Asses.* 14 : 197-210.

- Fuge, R. & James, K. H., 1973. Trace metal concentrations in brown seaweeds, Cardigan Bay, Wales. *Marine Chemistry* 1: 281–293.
- Fuge, R. & James, K. H., 1974. Trace metal concentrations in *Fucus* from the Bristol Channel. *Marine Pollution Bulletin* 5 : 9–12.
- Gaspar, R, L. Pereira & Neto, J.M., 2012. Ecological reference conditions and quality of marine macroalgae sensu Water Framework Directive: an example from the intertidal rocky shores of the Portuguese coastal waters. *Ecological Indicators* 19 : 24–38.
- Gorostiaga J. M. & Diez I., 1996. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (Northern Spain). *Marine Ecology Progress Series* 130 : 157-167.
- Hily, C. & Veron, G., 1997. Tourisme littoral : navigation de plaisance et pêches récréatives. In Les biocénoses marines et littorales des côtes françaises Atlantiques Manche et Mer du Nord : synthèse, menaces et perspectives, *Dauvin coord. MNHN Paris*, 177-180.
- IODDE, 2009. La pêche à pied récréative sur Marennes – Oléron. Programme « REVE » 2006-2009. RAPPORT final de diagnostic. 196 p.
- Jackson, J. B. C., Cubitt, J. D., Keller, B. D., Batista, V., Burns, K., Caffey, H. M., *et al.*, 1989. Ecological effects of a major oil spill on Panamanian coastal marine communities. *Science* 243 : 37–44.
- Kangas, P., Autio, H., Hällfors, G., Luther, H., Niemi, Å & Salemaa, H., 1982. A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, south coast of Finland in 1977-81. *Acta Botanica Fennica* 118, 1-27.
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U. & Waern, M., 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 28 : 1-8.
- Korpinen, S., Jormalainen, V., Honkanen, T., 2007. Effects of nutrients, herbivory, and depth on the macroalgal community in the rocky sublittoral. *Ecology* 88 (4) : 839-852.
- Kotta, J., Martin, G., & Aps, R., 2007. Sensitivity of benthic vegetation and invertebrate functional guilds to oil spills and its use in oil contingency management related negotiation processes. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences Biology, *Ecology* 56 : 255–269.
- Krause-Jensen, D., Pedersen, M.F. & Jensen, C., 2003. Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. *Estuaries* 26 : 866–877.
- Krause-Jensen, D., Middelboe, A.L., Carstensen, J. & Dahl, K, 2007. Spatial patterns of macroalgal abundance in relation to eutrophication. *Marine Biology* 152 : 25-36.
- Lampert L., Brylinski J.M., Davoult D, Meirland A., Migne A., Nogues L., Delpech J-P. & Vincent D., 2007. Surveillance écologique et halieutique du site électronucléaire de Paluel. Année 2006. Rapport scientifique annuel. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/3815/>
- Lawrence, J. M., 1975. On the relationships between marine plants and sea urchins. - *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 13 : 213-286.



- Le Hir, M. & Hily, C., 2002. First observations in a high rocky-shore community after the Erika oil spill December 1999, Brittany, France. *Marine Pollution Bulletin* 44 : 1243–1252.
- Le Niliot, P., 2011. Compte-rendu du déroulement du programme de mesure de l'impact du peigne à *L. Hyperborea* "Hyperimp" (mars 2011). *Note de travail non publiée* : 7 p.
- Linden, O., Elmgren, R. & Boehm, P., 1979. The Tsesis oil spill: Its impact on the coastal ecosystem of the Baltic Sea. *Ambio* 8 : 244–253.
- Littler, M.M. & Murray, S.N., 1975. Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macroorganisms. *Mar. Biol.* 30 : 277-291.
- Lobban, C.S., & Harrison, P.J., 1994. "Pollution", In: *Seaweed ecology and physiology*, Cambridge University Press, pp 255–282.
- Lotze, H.K., Worm, B. & Sommer, U., 2001. Strong bottom-up and top-down control on early life stages of macroalgae. *Limnology and Oceanography* 46, 749-757.
- Lundälv T., Larsson C.S. & Axelsson L., 1986. Long-term trends in algal-dominated rocky subtidal communities on the Swedish west coast – a transitional system? *Hydrobiologia* 142 : 81-95.
- Mac Laughlin, E., Kelly, J., Birkett, D., Maggs, C. & Dring, M., 2006. Assessment of the effects of commercial seaweed harvesting on intertidal and subtidal ecology in Northern Ireland. *Environment and Heritage Service Research and Development Series*, n° 06/26. 90 p.
- Mamelona, J. & Pelletier, E., 2003. Butyltins biomagnification from macroalgae to green sea urchin: a field assessment. *Applied Organometallic Chemistry*, Vol. 17 (10) : 759 – 766.
- Mann, K. H. & Breen, P. A. 1972. The relation between lobster abundance, sea urchins and kelp beds. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 29 : 603-609.
- Mehta, S. D. & Gaur, J. P., 2005. Use of algae for removing heavy metal ions from wastewater: Progress and prospects. *Critical Reviews in Biotechnology* 25 : 113–152.
- Newey, S. & Seed, R., 1995. The effects of the "Braer" oil spill on rocky intertidal communities in south Shetland, Scotland. *Marine Pollution Bulletin* 30 : 274-280.
- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O., 2002. Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 1025–1032.
- Occhipinti-Ambrogi, A. & Savini, D., 2003. Biological invasions as a component of global change stresses marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 46 : 542-551.
- Peckol, P., Levings, S. C. & Garrity, S. D., 1990. Kelp response following the World Prodigy oil spill. *Marine Pollution Bulletin* 21: 473–476.
- Pedersen, M.F., 1995. Nitrogen limitation of photosynthesis and growth: comparison across aquatic plant communities in a Danish estuary (Roskilde Fjord). *Ophelia* 41 : 261-272.

- Perez, T., Perrin, B., Carteron, S., Vacelet, J. & Boury-Esnault, N., 2006. *Celtodoryx girardae* gen. Nov. Sp. nov., a new sponge species (Poecilosclerida : Demospongiae) invading the Gulf of Morbihan (North East Atlantic, France). *Cahiers de Biologie Marine* 47: 205-214.
- Peterson, C.H., Rice, S.D., Short, J.W., Esler, D., Bodkin, J.L., Ballachey, B.E., *et al.*, 2003. Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. *Science* 302 : 2082–2086.
- Phillips, D. J. H., 1990. Use of macroalgae and invertebrates as monitors of metal levels in estuarine and coastal waters. In: R. W. Furness & P. S. Rainbow (Eds.), *Heavy metals in the marine environment* (pp. 81–100). Boca Raton, Florida: CRC.
- Pilson, M. W. Q., 1990. Summary of scientists' response to the World Prodigy oil spill at Brenton Reef, Rhode Island June 23, 1989. *GSO Tech Rep* n° 90-1.
- Ragan, M. A., Smidsrod, O. & Larsen, B., 1979. Chelation of divalent metal ions by brown algal polyphenols. *Marine Chemistry* 7 : 265–271.
- Rai, L.C., Gaur, J.P., Kumar, H.D., 1981. Phycology and heavy-metal pollution. *Biol Rev* 56 : 99-151.
- Rinne, H., Salovius-Laurén, S. & Mattila, J., 2011. The occurrence and depth penetration of macroalgae along environmental gradients in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94 : 182-191.
- Rolan, R. G. & Gallagher, R., 1991. Recovery of intertidal biotic communities at Sullom Voe following the Esso Bernicia oil spill of 1978. In: *Proceedings 1991 oil spill conference, American petroleum institute, Washington DC*, pp 461–465.
- Sanchiz, G., Garcia-Carrascosa, A. M., & Pastor, A., 1999. Bioaccumulation of Hg, Cd, Pb, and Zn in four marine phanerogams and the alga *Caulerpa prolifera* (Foersskal) Lamouroux from the east coast of Spain. *Botanica Marina* 42 : 157–164.
- Sand-Jensen, K. & Borum, J., 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic Botany* 41: 137-175.
- Schaal, G., Riera, P. & Leroux, C., 2010. Trophic ecology in a Northern Brittany (Batz Island, France) kelp (*Laminaria digitata*) forest, as investigated through stable isotopes and chemical assays. *Journal of Sea Research* 63 : 24-35
- Southward, A. J. & Southward, C. E., 1978. Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the "Torrey Canyon" spill. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 35: 682–706.
- Topinka, J. A. & Tucker, L. R., 1981. Long-term contamination of furoid macroalgae following the Amoco Cadiz oil spill. In: *Amoco Cadiz, fates and effects of the oil spill, CNEXO, Paris*, pp 393–404.
- Torn, K., Krause-Jensen, D. & Martin, G., 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquatic Botany* 84 (1): 53-62.



Valero, M. & Engel, C. (coord.), Arzel, P., Creach, A., Davoult, D., Destombe, C., Gevaert, F., Leblanc, C., Levavasseur, G., Potin, P. & Viard, F., 2008. Dynamique des champs de *Laminaria digitata*, ressource algale en Bretagne : impacts biotiques, abiotiques et anthropiques. *Résumé des recherches effectuées dans le cadre du projet ECOKELP*. 10 p.

Worm, B., Lotze, H.K., Boström, C., Enqvist, R., Labanauskas, V. & Sommer, U., 1999. Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. *Marine Ecology Progress Series* 185 : 309-314.

❖ BLOOMS DE MACROALGUES OPPORTUNISTES

Agusti, S., Enriquez, S., Christensen, H., Sand-Jensen, K. & Duarte, C.M., 1994. Light harvesting by photosynthetic organisms. *Functional Ecology* 8: 273-279.

Briand, X., 1987. Les marées vertes. «4th Eur. Conf. Biomass for energy and industry », Orléans (France), p. 95-98.

Cann, C., Bordenave, P., Saint-Cast, P. & Benoist, J.-C., 1999. Transfert et flux de nutriments. Importance des transports de surface et de faible profondeur. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral / Actes du Colloque de Ploufragan, 23-24 Sept.1998* / Editions IFREMER, pp.125-140.

DeBusk, T.A., Blakeslee, M. & Ryther, J.H., 1986. Studies on the outdoor cultivation of *Ulva lactuca* L. *Botanica Marina* 29 : 381-386.

Duarte, C.M., 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41 : 87-112.

Flindt, M.R., Kamp-Nielsen, L., Marques, J.C., Pardal, M.A., Bocci, M., Bendoricchio, G., Salomonsen, J., Nielsen, S.N. & Jorgensen S.E., 1997. Description of the three shallow estuaries: Mondego River (Portugal), Roskilde Fjord (Denmark) and the lagoon of Venice (Italy). *Ecological Modelling* 102 : 17-31.

Floreto, E.A.T., Hirata, H., Ando, S. & Yamasaki, S., 1993. Effects of temperature, light intensity, salinity and source of nitrogen on the growth, total lipid and fatty acid composition of *Ulva pertusa* Kjellman (Chlorophyta). *Botanica Marina* 36 : 149-158.

Fujita, R.M., Wheeler, P.A. & Edwards R.L., 1989. Assessment of macroalgal nitrogen limitation in a seasonal upwelling region. *Marine Ecology Progress Series* 53 : 293-303.

Hawes, I. & Smith, R., 1995. Effect of current velocity on the detachment of thalli of *Ulva lactuca* (Chlorophyta) in a New Zealand estuary. *J. Phycol.* 31 : 875-880.

Henley, W. J., Levavasseur, G., Franklin, L.A., Osmond, C.B. & Ramus, J., 1991. Photoacclimation and photoinhibition in *Ulva rotundata* as influenced by nitrogen availability. *Planta* 184 : 235-243.

Henley, W. J., Lindley, S. T., Levavasseur, G. & Osmond, C.B., 1992. Photosynthetic response of *Ulva rotundata* to light and temperature during emersion on an intertidal sand flat. *Oecologia* 89 : 516-523.



- Hernandez, I., Peralta, G., Perez-Llorens, J.L., Vergara, J.J. & Niell, F.X. 1997. Biomass and dynamics of growth of *Ulva* species in Palmones estuary. *J. Phycol.* 33 (5): 764-772.
- Kamermans, P., Malta, E.-j., Verschuure, J.M., Lentz L.F. & Schrijvers, L., 1998. Role of cold resistance and burial for winter survival and spring initiation of an *Ulva* spp. (Chlorophyta) bloom in a eutrophic lagoon (Veerse Meer lagoon, The Netherlands). *Marine Biology* 131 : 45-51.
- Levavasseur, G., 1986. Plasticité de l'appareil pigmentaire des algues marines macrophytes. Régulations en fonction de l'environnement. *Thèse de Sciences Naturelles*. Paris, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI: 205 p.
- Martins, I., Pardal, M.A., Lillebø, A.I., Flindt, M.R. & Marques, J.C., 2001. Hydrodynamics as a major factor controlling the occurrence of green macroalgae blooms in a eutrophic estuary: a case study on the influence of precipitation and river management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52 : 165–177.
- Menendez, M. & Comin, F.A., 2000. Spring and summer proliferation of floating macroalgae in a Mediterranean lagoon (Tancada Lagoon, Ebro Delta, Spain). 2000. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 51 (2) : 215-226.
- Ménesguen, A. & Piriou, J.-Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia* 42 : 227-237.
- Ménesguen, A., Aminot, A., Belin, C., Chapelle, A., Guillaud, J-F., Joanny, M., Lefebvre, A., Merceron, M., Piriou, J-Y. & Souchu P., 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/22/>
- Ménesguen, A., 2003. Les "marées vertes" en Bretagne, la responsabilité du nitrate. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/143/>
- Merceron, M., 1987. Mortalité de poissons en baie de Vilaine (juillet 1982). Causes, mécanismes, propositions d'action. *Rapport IFREMER/DERO 87-14-EL*, 100 p.
- Merceron, M., 1999a. Inventaire des ulves en Bretagne - Année 1998. Rapport de synthèse. *Rapport interne IFREMER*, DEL/99.15/Brest, 26 p. + annexes.
- Merceron, M., 1999b. Marées vertes en Bretagne : état actuel des connaissances. In : « Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral », Saint-Brieuc (Ploufragan), 2324/09/1999, *Actes de colloques IFREMER* n° 24, pp. 49-60.
- Neto, J. M., Teixeira, H., Patricio, J., Baeta, A., Veríssimo, H., Pinto, R. & Marques, J. C., 2010. The response of estuarine macrobenthic communities to natural and human-induced changes: dynamics and ecological quality. *Estuaries and Coast* 33: 1327-1339.
- Nienhuis, P.H., 1992. Ecology of coastal lagoons in the Netherlands (Veerse Meer and Grevelingen). *Vie et Milieu* 42 : 59-72.
- Orfanidis, S., Lazaridou, E., Seferlis, M. & Haritonidis, S., 1997. Eutrophication and the abundance of seaweeds in the biotope of Agia Triada, Gulf of Thessaloniki. *Proceeding of 5th Hell. Symp. Oceanogr. Fish*, Athens, April 15-18, 1997. Vol. 1 : 67-70.

- Panayotidis, P., Feretopoulou, J. & Montesanto, B., 1999. Benthic vegetation as an ecological descriptor in an eastern mediterranean coastal area (Kalloni Bay, Aegean Sea, Greece). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 48 (2) : 205-214.
- Papachristou, E. & Haritonidis, S., 1992. Present status of eutrophication in Pagassitikos Gulf, Magnesia, Greece. Biological indicators pollution sources. *Fresenius Environmental Bulletin* 1 (8) : 506-510.
- Pedersen, M.F. & Borum, J., 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* 142 : 261-272.
- Piriou, J.Y., Ménesguen, A. & Salomon, J.C., 1991. Les marées vertes à ulves : conditions nécessaires, évolution et comparaison de sites. In : "Estuaries and coasts : spatial and temporal intercomparisons", Elliott M., Ducrotoy J.P. (eds), *Proc. 19th Symp. Estuar. Coast. Sci. Assoc.*, 4-8 sept. 1989, Caen (France), Olsen and Olsen, Fredensborg (Denmark), 117-122.
- Riccardi, N. & Solidoro, C., 1996. The influence of environmental variables on *Ulva rigida* C. Ag. growth and production. *Botanica Marina* 39 : 27-32.
- Rijstenbil, J.W., Kamermans, P. & Nienhuis, P.H. (eds), 1996. EUMAC Synthesis report. *Second EUMAC Workshop*, (29th February-3rd March 1996 at Sète, France), 394 p.
- Rosenberg G. & Ramus, J., 1984. Uptake of inorganic nitrogen and seaweed surface area : volume ratios. *Aquatic Botany* 19 : 65-72.
- Scanlan, C.M., Foden, J., Wells, E. & Best, M.A., 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55 : 162-171.
- Sfriso, A., Pavoni, B., Marcomini, A. & Orio, A.A., 1988. Annual variations of nutrients in the lagoon of Venice. *Marine Pollution Bulletin* 19 : 54-60.
- Sfriso, A. & Marcomini, A., 1996. Decline of *Ulva* growth in the Lagoon of Venice. *Bioresource Technology* 58 : 299-307.
- Villares, R., Puente, X. & Carballeira, A., 1999. Nitrogen and phosphorus in *Ulva* sp. in the Galician Rias Bajas (northwest Spain): Seasonal fluctuations and influence on growth. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 15 (1-4): 337-341
- Wallentinus, I., 1984. Comparisons of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Marine Biology* 80(2): 215-225.

❖ MACROFAUNE BENTHIQUE DE SUBSTRATS MEUBLES

Alonso-Alvarez, C., Munilla, I., Lopez-Alonso, M. & Velando, A., 2007. Sublethal toxicity of the Prestige oil spill on yellow-legged gulls. *Environment International* 33 : 773–781.

Alzieu, C., Abarnou, A., Bassoullet, P., Boutier, B., Chiffolleau, J-F., Crenn, I., Derrien, A., Erard-Le Denn, E., Gourmelon, M., Guiliaud, J-F., Silva Jacinto, R., Le Cann, P., Le Guyader, F., Le Hir, P., L'Yavanc, J., Mauvais, J-L., Menard, D., Michel, P., Monbet, Y., Pommepuy, M. & Quiniou F., 1999. Dragages et environnement marin, Etat des connaissances. Ifremer.

<http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/1040/>

Aubry, A. & Elliott, M., 2006. The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Humber Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin* 53 : 175-185.

Bagarinao, T., 1992. Sulfide as an environmental factor and toxicant: tolerance and adaptations in aquatic organisms. *Aquat. Toxicol.* 24 : 21–62.

Berge, J.A., 1990. Macrofauna recolonization of subtidal sediments. Experimental studies on defaunated sediment contaminated with crude oil in two Norwegian fjords with unequal eutrophication status: I. community responses. *Mar. Ecol., Progr. Ser.* 66 : 103–115.

Beukema, J. J., 1990. Expected effects of changes in winter temperature on benthic animals living in soft sediments in coastal North Sea areas. *In: Expected effects of climatic change on marine coastal ecosystems*, pp. 83–92. *Ed. by J. J. Beukema et al. Kluwer, Dordrecht.* 221 pp.

Beukema, J. J., 1992. Long-term and recent changes in the benthic macrofauna living on tidal flats in the western part of the Wadden Sea. *Netherlands Institute for Sea Research Publication Series* 20 : 135–141.

Bonsdorff, E., 1983. Recovery potential of macrozoobenthos from dredging in shallow brackish waters. *Océanol. Acta*, n° sp. : 27-32.

Borja, A. & Muxika, I., 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTIs Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality (Correspondence). *Marine Pollution Bulletin* 50 : 787–789.

Borja, A., Muxika, I. & Franco, J., 2006. Long-term recovery of soft-bottom benthos following urban and industrial sewage treatment in the Nervio'n estuary (southern Bay of Biscay). *Marine Ecology Progress Series* 313 : 43–55.

Borja, A., Mader, J., Muxika, I., Rodríguez, J.G. & Bald, J., 2008. Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: some remarks and recommendations. *Marine Pollution Bulletin* 56 : 1377-1379.

Borja, A., Muxika, I. & Rodríguez, J.G., 2009. Paradigmatic responses of marine benthic communities to different anthropogenic pressures, using M-AMBI, within the European Water Framework Directive. *Marine Ecology* 30: 214-227.

- Borja, A., Barbone, E., Basset, A., Borgersen, G., Brkljacic, M., Elliott, M., Garmendia, J. M., Marques, J. C., Mazik, K., Muxika, I., Neto, J. M., Norling, K., Rodríguez, J. G., Rosati, I., Rygg, B., Teixeira, H. & Trayanova, A., 2011. Response of single benthic metrics and multi-metric methods to anthropogenic pressure gradients, in five distinct European coastal and transitional ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 62 : 499-513.
- Borum, J. & Sand-Jensen, K., 1996. Is total primary production in shallow coastal marine waters stimulated by nitrogen loading? *Oikos* 76 : 406-410
- Bouchet, V.M.P. & Sauriau, P-G., 2008. Influence of oyster culture practices and environmental conditions on the ecological status of intertidal mudflats in the Pertuis Charentais (SW France): A multi-index approach. *Marine Pollution Bulletin* 56 : 1898-1912.
- Boyd, S.E., Limpenny, D.S., Rees, H.L., Cooper, K.M. & Campbell, S., 2003. Preliminary observations of the effects of dredging intensity on the re-colonisation of dredged sediments off the southeast coast of England (Area 222). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57 : 209-223.
- Burgeot, T. (Coord.), 1999. Des organismes sous stress. *Programme Scientifique Seine Aval, fascicule 14*. Editions IFREMER, 36 p.
- Burns, K.A., Garrity, S.D., Jorissen, D., Macpherson, J., Stoelting, M., Tierney, J. & Yelle-Simmons, L. 1994. The Galeta oil-spill II. Unexpected persistence of oil trapped in mangrove sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 38 : 349-364.
- Burns, K.A., Codi, S. & Duke, N.C., 2000. Gladstone, Australia field studies: weathering and degradation of hydrocarbons in oiled mangrove and salt marsh sediments with and without the application of an experimental bioremediation protocol. *Marine Pollution Bulletin* 41 : 392-402.
- Callier, M.D., Richard, M., McKindsey, C.W., Archambault, P. & Desrosiers, G., 2009. Responses of benthic macrofauna and biogeochemical fluxes to various levels of mussel biodeposition: An in situ "benthocosm" experiment. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1544-1553.
- Carls, M.G., Babcock, M.M., Harris, P.M., Irvine, G.V., Cusick, J.A. & Rice, S. D., 2001. Persistence of oiling in mussel beds after the Exxon Valdez oil spill. *Marine Environmental Research* 51: 167-190.
- Carpentier, A., Vaz, S., Martin, C. S., Coppin, F., Dauvin, J.-C., Desroy, N., Dewarumez, J.-M., Eastwood, P. D., Ernande, B., Harrop, S., Kemp, Z., Koubbi, P., Leader-Williams, N., Lefèbvre, A., Lemoine, M., Loots, C., Meaden, G. J., Ryan, N. & Walkey, M., 2005. Eastern Channel Habitat Atlas for Marine Resource Management (CHARM), *Atlas des Habitats des Ressources Marines de la Manche Orientale*, INTERREG IIIA. 225 pp.
- Chainho, P., Costa, J.L., Chaves, M.L., Dauer, D.M. & Costa, M.J., 2007. Influence of seasonal variability in benthic invertebrate community structure on the use of biotic indices to assess the ecological status of a Portuguese estuary. *Marine Pollution Bulletin* 54 : 1586-1597.
- Chiffolleau, J.-F. (Coord.), 2001. La contamination métallique. *Programme Scientifique Seine Aval, fascicule 8*. Editions IFREMER, 39p.



- Cooper, K. M., Barrio Froján, C. R.S., Defew, E., Curtis, M., Fleddum, A., Brooks, L. & Paterson, D. M., 2008. Assessment of ecosystem function following marine aggregate dredging. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366 : 82-91.
- Culbertson, J.B., Valiela, I., Pickart, M., Peacock, E.E. & Reddy, C.M., 2008. Long-term consequences of residual petroleum on salt marsh grass. *Journal of Applied Ecology* 45 : 1284–1292.
- Dauvin, J.C., 1988. Life-cycle, dynamics, and productivity of Crustacea–Amphipoda from the Western English-Channel IV. *Ampelisca armoricana* Bellan-Santini et Dauvin. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 123 : 235–252.
- Dauvin, J.C., 1989. Life-cycle, dynamics and productivity of Crustacea–Amphipoda from the Western English-Channel 5. *Ampelisca sarsi* Chevreux. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 128 : 31–56.
- Dauvin, J.C. & Gentil, F., 1990. Conditions of the peracarid populations of subtidal communities in Northern Brittany ten years after the Amoco Cadiz oil spill. *Marine Pollution Bulletin* 21: 123–130.
- Dauvin, J.C., 1998. The fine sand *Abra alba* community of the Bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill. *Marine Pollution Bulletin* 36 : 669–676.
- Dauvin, J.-C. & Ruellet, T., 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin* 55: 215- 224.
- De Groot, S. J., 1979. The potential environmental impact of marine gravel extraction in the North Sea. *Ocean Management* 5 : 233-249.
- de la Huz, R., Lastra, M., Junoy, J., Castellanos, C. & Vieitez, J.M., 2005. Biological impacts of oil pollution and cleaning in the intertidal zone of exposed sandy beaches: preliminary study of the “Prestige” oil spill. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65 : 19–29.
- de Montaudouin, X. & Sauriau, P.-G., 1999. The proliferating Gastropoda *Crepidula fornicata* may stimulate macrozoobenthic diversity. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 79 : 1069-1077
- Desprez, M., 1997. Exploitations des agrégats. In *Les biocénoses marines et littorales des côtes françaises Atlantiques Manche et Mer du Nord : synthèse, menaces et perspectives*, Dauvin coord. *MNHN Paris* : 189-195.
- Desprez, M., 2000. Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the Eastern English Channel: short and long-term post-dredging restoration. *ICES Journal of Marine Science* 57 : 1428-1438.
- Desprez, M., Pearce, B. & Le Bot, S., 2009. The biological impact of overflowing sands around a marine aggregate extraction site: Dieppe (eastern English Channel). *ICES Journal of Marine Science* 67 : 270-277.



Desroy, N., Soudant, D., Auby, I., Barillé, A.L., Blanchet, H., Gentil, F., Hily, C., Oger-Jeanneret, H. & Sauriau, P.-G., 2010. Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) : Etat écologique des masses d'eau - Année 2007 - Façade Atlantique. *Rapport Ifremer LER Finistère Nord-Bretagne/Station de Dinard*. 18 p + annexe.

Diaz, R.J. & Rosenberg, R., 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and Marine Biology : An Annual Review* 33 : 245–303.

Dörjes, J., Michaelis, H. & Rhode, B., 1986. Long-term studies of macrozoobenthos in intertidal and shallow subtidal habitats near the island of Norderney (East Frisian coast, Germany). *Hydrobiologia* 142 : 217–232.

Elliott, M. & Quitino, V., 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54 : 640–645.

Frontier, S. & Pichod-Viale, D., 1991. *Ecosystèmes : structure, fonctionnement et évolution*. Paris: Masson.

Fujii T., 2007. Spatial patterns of benthic macrofauna in relation to environmental variables in an intertidal habitat in the Humber estuary, UK: developing a tool for estuarine shoreline management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75 : 101–119.

Garcia-Borboroglu, P., Boersma, P.D., Ruoppolo, V., Reyes, L., Rebstock, G.A., Griot, K., Heredia, S.R., Adornes, A.C. & da Silva, R.P., 2006. Chronic oil pollution harms *Magellanic penguins* in the Southwest Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 52 : 193–198.

GEODE, 2008. Evaluation des incidences des dragages des chenaux de navigation et des immersions sur l'état de conservation des sites Natura 2000 – *Guide méthodologique*. 90 p.

Gesteira, J.L.G. & Dauvin, J.-C., 2000. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 40 : 1017-1027

Gesteira, J.L.G. & Dauvin, J.-C., 2005. Impact of the Aegean Sea oil spill on the subtidal fine sand macrobenthic community of the Ares-Betanzos Ria (Northwest Spain). *Marine Environmental Research* 60 : 289–316.

GIS SIEGMA, 2010. L'extraction expérimentale des sables et graviers de la baie de Seine. *Rapport annuel de synthèse des suivis scientifiques, 2ème année de suivi (A2) 2008-2009* : 203 p.

Glegg, G.A., Hickman, L. & Rowland, S.J., 1999. Contamination of limpets (*Patella vulgata*) following the Sea Empress oil spill. *Marine Pollution Bulletin* 38 : 119–125.

Glémarec, M. & Hily, C., 1981. Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica/Oecologica Applicata* 2 : 139-150.



- Glémarec, M. & Hussenot, E., 1982. A three year ecological survey in Benoît and Wrac'h Abers following the Amoco Cadiz oil spill. *Neth. J. Sea Res.* 16 : 483-490.
- Gray, J.S., 1979. Pollution-induced changes in populations. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.*, B 286, 545–561.
- Gray, J.S., Wu, R.S.S. & Or, Y.Y., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238 : 249-279.
- Gray, J. S., Dayton, P., Thrush, S. & Kaiser, M. J., 2007. Fishing for facts on the environmental effects of trawling and dredge fisheries: Reply to Lokkeborg. *Marine Pollution Bulletin* 54: 497- 500.
- Grieshaber, M.K., Hardewig, I., Kreutzer, U., Schneider, A. & Volkel, S., 1992. Hypoxia and sulphide tolerance in some marine invertebrates. *Verh. dtsch. Zool. Ges.* 85 : 55–76.
- Gruet, Y. & Baudet, J., 1997. Les introductions d'espèces d'invertébrés marins. *In Les biocénoses marines et littorales des côtes françaises Atlantiques Manche et Mer du Nord : synthèse, menaces et perspectives, Dauvin coord. MNHN Paris*, 242-250.
- Hagerman, L. & Vismann, B., 1993. Anaerobic metabolism, hypoxia and hydrogen sulphide in the brackish water isopod *Saduria entomon* (L.). *Ophelia* 38 : 1–11.
- Hagerman, L. & Vismann, B., 1995. Anaerobic metabolism in the shrimp *Crangon crangon* exposed to hypoxia, anoxia and hydrogen sulphide. *Mar. Biol.* 123 : 235–240.
- Hall, J.A., Frid, C.L.J. & Proudfoot, R.K., 1996. Effects of metal contamination on macrobenthos of two North Sea estuaries. *ICES Journal of Marine Sciences* 53 : 1014–1023.
- Hartstein, N.D. & Rowden, A.A., 2004. Effect of biodeposits from mussel culture on macroinvertebrate assemblages at sites of different hydrodynamic regime. *Marine Environment Research* 57 : 339-357.
- Helly, J.J. & Levin, L.A., 2004. Global distribution of naturally occurring marine hypoxia on continental margins. *Deep-Sea Research* 51 : 1159-1168.
- Hiddink, J. G., Jennings, S., Kaiser, M. J., Queiros, A. M., Duplisea, D. E. & Piet, G. J., 2006. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 721-736.
- Hill, J. M., Marzialetti, S. & Pearce, B., 2011. Recovery of Seabed Resources Following marine Aggregate Extraction. *Marine Aggregate Levy Sustainability Fund Science Monograph Series n°2, Newell R. C., Measures J. (eds.)*. 44 p.
- Hily, C., Le Bris, H. & Glémarec, M., 1986. Impacts biologiques des émissaires urbains sur les écosystèmes benthiques. *Oceanis* 12 : 419-426.
- Huet, M. & Koken, M., 2010. Intensité de l'imposex chez *Nucella lapillus* le long des côtes de la Manche et de l'Atlantique en 2009. *RNO, Rapport d'étude N° 2009-550-881307*, 90pp.
- Irvine, G.V., D.H. Mann & Short, J.W., 2006. Persistence of 10-year old Exxon Valdez oil on Gulf of Alaska beaches: the importance of boulder-armoring. *Marine Pollution Bulletin* 52 : 1011–1022.

- Janas, U., Wocial, J. & Szaniawska, A., 2004. Seasonal and annual changes in the macrozoobenthic populations of the Gulf of Gdansk with respect to hypoxia and hydrogen sulphide. *Oceanologia* 46 : 85-102.
- Josefson, A.B., Widbom, B., 1988. Differential response of benthic macrofauna and meiofauna to hypoxia in the Gullmar Fjord basin. *Mar. Biol.* 100 : 31–40.
- Junoy, J., Castellanos, C., Vieitez, J.M., de la Huz, M.R. & Lastra, M., 2005. The macroinfauna of the Galician sandy beaches (NW Spain) affected by the Prestige oil-spill. *Marine Pollution Bulletin* 50 : 526–536.
- Keeling, R. F. & Garcia, H.E., 2002. The change in oceanic O₂ inventory associated with recent global warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99 : 7848-7853.
- Kennish, M.J., 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation* 29 : 78–107.
- Kingston, P.F., 2002. Long-term environmental impact of oil spills. *Spill Science and Technology Bulletin* 7: 53–61.
- Kirby, R.R., Beaugrand, G., Lindley, J.A., Richardson, A.J., Edwards, M., Reid, P.C., 2007. Climate effects and benthic-pelagic coupling in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 330: 31-38.
- Knoery, J., 2011. Evaluation initiale DCSMM – Contribution thématiques. Volet B : Pressions et Impacts. *Contribution 4.2. : Synthèse des impacts des substances dangereuses sur l'écosystème.* 8p.
- Kröncke, I., 1992. Macrofauna standing stock of the Dogger Bank – A comparison 1950-54 Versus 1985-87 - A Final summary. *Helgolander Meeresuntersuchungen* 46 : 137-169.
- Kröncke, I., Dippner, J.W., Heyen, H. & Zeiss, B., 1998. Long-term changes in macrofaunal communities Off Norderney (East Frisia, Germany) in relation to climate variability. *Marine Ecology Progress Series* 167 : 25–36.
- Labrune, C., Amouroux, J.M., Sarda, R., Dutrieux, E., Thorin, S., Rosenberg, R., Grémare, A., 2006. Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* 52 : 34–47.
- Laine, A., Sandler, H., Andersin, A.B. & Stigzelius, J., 1997. Long-term changes of macrozoobenthos in the Eastern Gotland Basin and the Gulf of Finland (Baltic Sea) in relation to the hydrographical regime. *J. Sea Res.* 38 : 135-159.
- Lees, R.G., Kenny, A. & Pearson R., 1992. The condition of benthic fauna in suction trailer dredger outwash: initial finding. *ICES CM* 1992/E 7 : 22-28.
- Lindeboom, H. & De Groote, S. J., 1998. Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. 257 pp.
- Mackin, J.G., 1956. Studies of the effects of suspension of mud in sea water on oysters. Report n° 19-Texas A & M University. *Research foundation project* 23. College Station, Texas.

- Maloney, J., 1996. Influence of organic enrichment on the partitioning and bioavailability of cadmium in a microcosm study. *Mar. Ecol., Prog. Ser.* 144 : 147–161.
- Marsden, I.D., 1991. Kelp–sandhopper interactions on a sand beach in New-Zealand II. Population-dynamics of *Talorchestia quoyana* (Milne-Edwards). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 152 : 75–90.
- Mc Lusky, D.S., Bryant, D.M. & Elliott, M., 1992. The impact of land-claim on macrobenthos, fish and shorebirds on the Forth Estuary, eastern Scotland. *Aquatic Conservation* 2 : 211–222.
- Mc Lusky, D.S., Bryant, V. & Campbell, R., 1986. The effects of temperature and salinity on the toxicity of heavy metals to marine and estuarine invertebrates. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 24 : 481–520.
- Maurer, D., Keck, R.T., Rinsman, J.C., Leathern, W. A., Wethe, C. & Lord, C., 1986. Vertical migration and mortality of marine benthos in dredged material : A synthesis. *Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol.* 71(1): 49-63.
- Ménesguen, A., Aminot, A., Belin, C., Chapelle, A., Guillaud, J-F., Joanny, M., Lefebvre, A., Merceron, M., Piriou, J-Y. & Souchu, P., 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/22/>
- Monbet, Y., 1984. Sedimentological and biological changes associated with the construction of the oil terminal of Antifer (France). *Wat. Sci. Tech.* 16 : 399-406.
- Morrisey, D.J., Underwood, A.J. & Howitt, L., 1996. Effects of copper on the faunas of marine soft-sediments: an experimental field study. *Mar. Biol.* 125 : 199–213.
- Morton, J. W., 1976. Ecological impacts of dredging and dredge spoil disposal. A literature review. M.S. Thesis. Cornell University, Ithaca, N.Y, 112 p.
- Mucha, A.P., Vasconcelos, M. & Bordalo, A.A., 2004. Vertical distribution of the macrobenthic community and its relationships to trace metals and natural sediments characteristics in the lower Douro estuary, Portugal. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 59 : 663–673.
- Muxika, I., Borja, A. & Bonne, W., 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators* 5 : 19–31.
- Neto, J.M., Teixeira, H., Patrício, J., Baeta, A., Veríssimo, H., Pinto, R. & Marques, J.C., 2010. The response of estuarine macrobenthic communities to natural- and human-induced changes: dynamics and ecological quality. *Estuaries and Coasts* 33 : 1327–1339.
- Nilsson, H. & Rosenberg, R., 1994. Hypoxic response of two marine benthic communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115 : 209–217.
- Nixon, S.W. & Pilson, M.E.Q., 1983. Nitrogen in estuarine and coastal marine ecosystems. In: Carpenter EJ, Capone DG (eds) Nitrogen in the Marine Environment. *Academic Press, New York*, p 565–648.

- Nixon, S.W., 1990. Marine eutrophication: a growing international problem. *Ambio* 19 : 101.
- Oeschger, R. & Vetter, R.D., 1992. Sulphide detoxification and tolerance in *Halicryptus spinulosus* (Priapulida): a multiple strategy. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 86 : 167–179.
- Owens, E.H., Taylor, E. & Humphrey, B., 2008. The persistence and character of stranded oil on coarse-sediment beaches. *Marine Pollution Bulletin* 56 : 14–26.
- Pearson, T. & Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanographic Marine Biology, Annual Revue* 16 : 229-311.
- Pedersen, S. A., Fock, H., Krause, J., Pusch, C., Sell, A. L., Bottcher, U., Rogers, S. I., Skold, M., Skov, H., Podolska, M., Piet, G. J. & Rice, J. C., 2009. Natura 2000 sites and fisheries in German offshore waters. *ICES Journal of Marine Science* 66 : 155-169.
- Powilleit, M., Kleine, J. & Leuchs, H. , 2006. Impacts of experimental dredged material disposal on a shallow, sublittoral macrofauna community in Mecklenburg Bay (Western Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin* 52 : 386–396.
- Proniewsky, F., 1986. Influence sur les peuplements estuariens des rejets industriels et aménagements portuaires. *Actes de colloques IFREMER* 4 : 459-464.
- Quemmerais-Amice, F., Simplet, L., Augris, C. & Blanchard, M., 2011. Evaluation initiale DCSMM – Contribution thématiques. Volet B : Pressions et Impacts. *Contribution 1.3* : Extraction sélective de matériaux. 16 p.
- Quintino, V., Elliott, M. & Rodrigues, A.M., 2006. The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: case studies at differing spatial scales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330 : 368–382.
- Rachor E. & Gerlach, S., 1978. Changes in macrobenthos in a sublittoral sand area of the German Bight, 1967 to 1975. *Rapp. P.-v. Const. Int. Explor. Mer* 172 : 418-431.
- Reiss, H. & Kröncke, I., 2005. Seasonal variability of benthic indices: an approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Marine Pollution Bulletin* 50 : 1490–1499.
- Ros, J.D. & Cardell, M.J., 1991. Effect on benthic communities of a major input of organic matter and other pollutants (coast off Barcelona, western Mediterranean). *Toxicological and Environmental Chemistry* 31-32 : 441-450.
- Rosenberg, R., Hellman, B. & Johansson, B., 1991. Hypoxic tolerance of marine benthic fauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 79 : 127–131.
- Rygg, B., 1985. Effects of sediment copper on benthic fauna. *Mar. Ecol., Prog. Ser.* 25 : 83–89.
- Ryther J.H., Dunstan W.M., 1971. Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science* 171 : 1008–1013.
- Saïla, S.B., Pratt, S.G. & Polgar, T.T., 1972. Dredge spoil disposal in Rhode Island Sound. *Marine Technical Report n° 2*. Univ. of Rhode Island, Providence, 48 p.

- Samuelson, G.M., 2001. Polychaetes as indicators of environmental disturbance on subarctic tidal flats, Iqaluit, Baffin Island, Nunavut territory. *Marine Pollution Bulletin* 42 : 733–741.
- Sanders, H.L., Grassle, J.F., Hampson, G.R., Morse, L.S., Garnerprice, S. & Jones, C.C., 1980. Anatomy of an oil spill: long-term effects from the grounding of the barge Florida off West Falmouth, Massachusetts. *Journal of Marine Research* 38 : 265–380.
- Sauriau, P.-G., Pichocki Seyfried, C., Walker, P., de Montaudouin, X., Palud, C. & Héral, M., 1998. *Crepidula fornicata* L. (mollusque, gastéropode) en baie de Marennes-Oléron : cartographie des fonds par sonar à balayage latéral et estimation du stock. *Oceanologica Acta* 21 : 353-362.
- Schaanning, M.T., Hylland, K., Eriksen, D.Ø., Bergan, T.E., Gunnarson, J.S. & Skei, J., 1996. Interactions between eutrophication and contaminants: II. Mobilization and bioaccumulation of Hg and Cd from marine sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 33 : 71–79.
- Schsttler, U., Wienhausen, G. & Westermann, J., 1984. Anaerobic metabolism in the lugworm *Arenicola marina* L: the transition from aerobic to anaerobic metabolism. *Comp. Biochem. Physiol.* 79B : 93–103.
- Schratzberger, M., Wall, C.M., Reynolds, J., Reed, J. & Waldock, M.J., 2002. Effects of paint-derived tributyltin on structure of estuarine nematode assemblages in experimental microcosms. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 272 : 217–235.
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27 : 379-423.
- Silva, S., Re, A., Pestana, P., Rodrigues, A.M. & Quintino, V., 2004. Sediment disturbance off the Tagus Estuary, Western Portugal: chronic contamination, sewage outfall operation and runoff events. *Marine Pollution Bulletin* 49: 154–162.
- Sobral, P. & Widdows, J., 1997. Influence of hypoxia and anoxia on the physiological responses of the clam *Ruditapes decussatus* from southern Portugal. *Mar. Biol.* 127 : 455–461.
- Solis-Weiss, V., Aleffi, F., Bettoso, N., Rossin, P., Orel, G., Fonda Umani, S., 2004. Effects of industrial and urban pollution on the benthic macrofauna in the Bay of Muggia (industrial port of Trieste, Italy). *The Science of the Total Environment* 328 : 247–263.
- Stekoll, M.S. & Deysher, L., 2000. Response of the dominant alga *Fucus gardneri* (Silva) (Phaeophyceae) to the Exxon Valdez oil spill and clean-up. *Marine Pollution Bulletin* 40 : 1028–1041.
- Swartz, R., Schults, D., Ditsworth, G., DeBen, W. & Cole, F., 1985. Sediment toxicity, contamination, and macrobenthic communities near a large sewage outfall, vol. 865, *American Society for Testing and Materials*, Philadelphia.
- Taslakian, M.J. & Hardy, J.T., 1976. Sewage nutrient enrichment and phytoplankton ecology along the central coast of Lebanon. *Mar Biol* 38 : 315–325.
- Theede, H., Ponat, A., Hiroki, K. & Schlipper, C., 1969. Studies on the resistance of marine bottom invertebrates to oxygen-deficiency and hydrogen sulphide. *Mar. Biol.* 2 : 325–327.



- Tillin, H. M., Hiddink, J. G., Jennings, S. & Kaiser, M. J., 2006. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Marine Ecology Progress Series* 318 : 31-45.
- Vismann, B., 1990. Sulphide detoxification and tolerance in *Nereis* (Hediste) *diversicolor* and *Nereis* (Neanthes) *virens* (Annelida: Polychaeta). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 59 : 229–238.
- Vismann, B., 1991. The physiology of sulphide detoxification in the isopod *Saduria* (Mesidotea) *entomon* (L.). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 76 : 283–293.
- Wetzel, M.A., Jensen, P. & Giere, O., 1995. Oxygen/sulfide regime and nematode fauna associated with *Arenicola marina* burrows: new insights in the thiobios case. *Mar. Biol.* 124 : 301–312.
- Wilber, D.H., Clarke, D.G. & Rees, S.I., 2007. Responses of benthic macroinvertebrates to thin-layer disposal of dredged material in Mississippi Sound, USA. *Marine Pollution Bulletin* 54 : 42–52.
- Wieser, W., Ott, J., Schiemer, F. & Gnaiger, E., 1974. An ecophysiological study of some meiofauna species inhabiting a sandy beach at Bermuda. *Marine Biology* 26 : 235–248.
- Zettler, M.L., Schiedek, D., Bobertz, B., 2007. Benthic biodiversity indices versus salinity gradient in the Southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 55 : 258–270.