PRESSIONS ET IMPACTS

MANCHE - MER DU NORD

PRESSIONS ET IMPACTS

MANCHE - MER DU NORD

JUIN 2012

PRESSIONS CHIMIQUES ET IMPACTS ASSOCIÉS

Enrichissement en nutriments et en matière organique

Impact global des apports en nutriments et en matière organique : eutrophisation

Jérôme Baudrier (Ifremer, Nantes),
Sophie Beauvais,
Aurélie Blanck,
Jerôme Paillet (AAMP, Brest),
Patrick Camus (Ifremer, La Trinité).

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie

Agence des aires marines protégées

Ifremer

Pour pouvoir recenser les phénomènes d'eutrophisation marine côtière et proposer des méthodes tant de surveillance que de réduction de ces phénomènes, il convient tout d'abord de bien définir le terme eutrophisation lui-même.

Au lieu de la définition étymologique *stricto sensu* de progression de l'enrichissement d'un milieu, on retiendra plutôt la notion *d'état enrichi à un point tel qu'il en résulte des nuisances pour l'écosystème, et donc pour l'homme* [1].

Cette définition opérationnelle privilégie donc les conséquences néfastes de l'enrichissement, c'est-à-dire la production d'une biomasse algale excessive, voire déséquilibrée au point de vue biodiversité, et l'hypoxie plus ou moins sévère qui résulte de la dégradation de cet excès de matière organique.

Les manifestations de l'eutrophisation marine côtière peuvent classiquement prendre deux grands types d'apparence, selon que les algues proliférantes sont planctoniques ou macrophytiques ; les deux formes se rencontrent en France (figure 1) [2].

Figure 1 : Les aspects visuels de l'eutrophisation, marée rouge (phytoplancton ; à gauche) et marée verte (macro-algues ; à droite) (Sources : Ifremer, 2011).

Les mécanismes qui conduisent à l'eutrophisation, tant macroalgale que phytoplanctonique, sont :

- **un confinement de la masse d'eau ;**
- **un bon éclairement de la suspension algale ;**
- **des apports de nutriments terrigènes en excès par rapport à la capacité d'évacuation ou de dilution du site (voir les contributions thématiques « Analyse des sources directes et chroniques en nutriments, matières en suspension et en matière organique vers le milieu aquatique », « Apports fluviaux en nutriments et en matière organique » et « Retombées atmosphériques en nutriments »).**

L'eutrophisation est déclenchée par la conjonction de ces trois facteurs.

1. BLOOMS PHYTOPLANCTONIQUES[1]

Dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE), parmi les paramètres biologiques participant à l'évaluation des masses d'eau côtières, l'élément de qualité « phytoplancton » est défini[2].

L'indice pour le phytoplancton est une combinaison de plusieurs paramètres dont la chlorophylle *a* (indicateur de biomasse) et les blooms (indicateur d'abondance).

Le métrique pour la biomasse est le percentile 90 des valeurs de concentration en chlorophylle *a* mesurées mensuellement entre mars et octobre [3]. L'indice d'abondance est basé sur la fréquence des blooms. Un bloom est défini sur les côtes françaises de Manche-mer du Nord comme une concentration supérieure à 100 000 ou 250 000 cellules par litre[3], pour un taxon donné dans un échantillon [3]. La fréquence mesurée des blooms est ensuite comparée à la fréquence jugée naturelle pour la sous-région marine, égale ici à deux mois de blooms sur les douze mois d'une année – un bloom au printemps et un autre en automne.

Les résultats des évaluations réalisées pour ces deux paramètres à partir des données Quadrige² sur la période 2005-2010 pour les masses d'eau côtières sont visualisables figure 2 et figure 3.

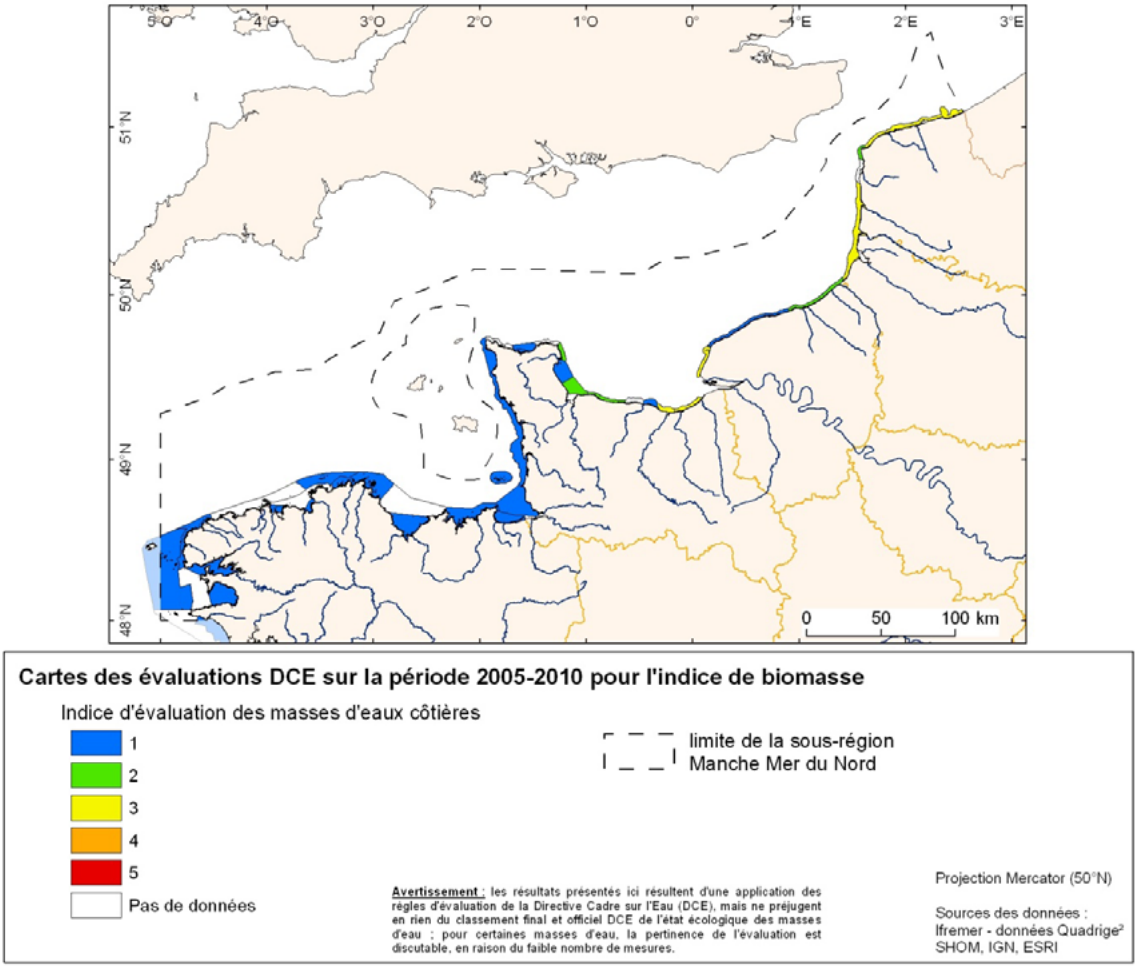

Figure 2 : Indice phytoplancton biomasse (les indices correspondent aux classes de qualité) – Carte des évaluations DCE sur la période 2005-2010. Les résultats présentés ici résultent d'une application des règles d'évaluation de la DCE mais ne préjugent en rien du classement final et officiel DCE de l'état écologique des masses d'eau (Sources : SHOM, IGN, ESRI, Ifremer-données Quadrige², données : 2005-2010).

1 Ce thème est également abordé dans la contribution thématique « Communautés du phytoplancton » du volet « État écologique ».
2 Arrêté ministériel du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.
3 Selon qu'il s'agit de grandes (> 20 µm) ou de petites cellules (entre 5 et 20 µm).

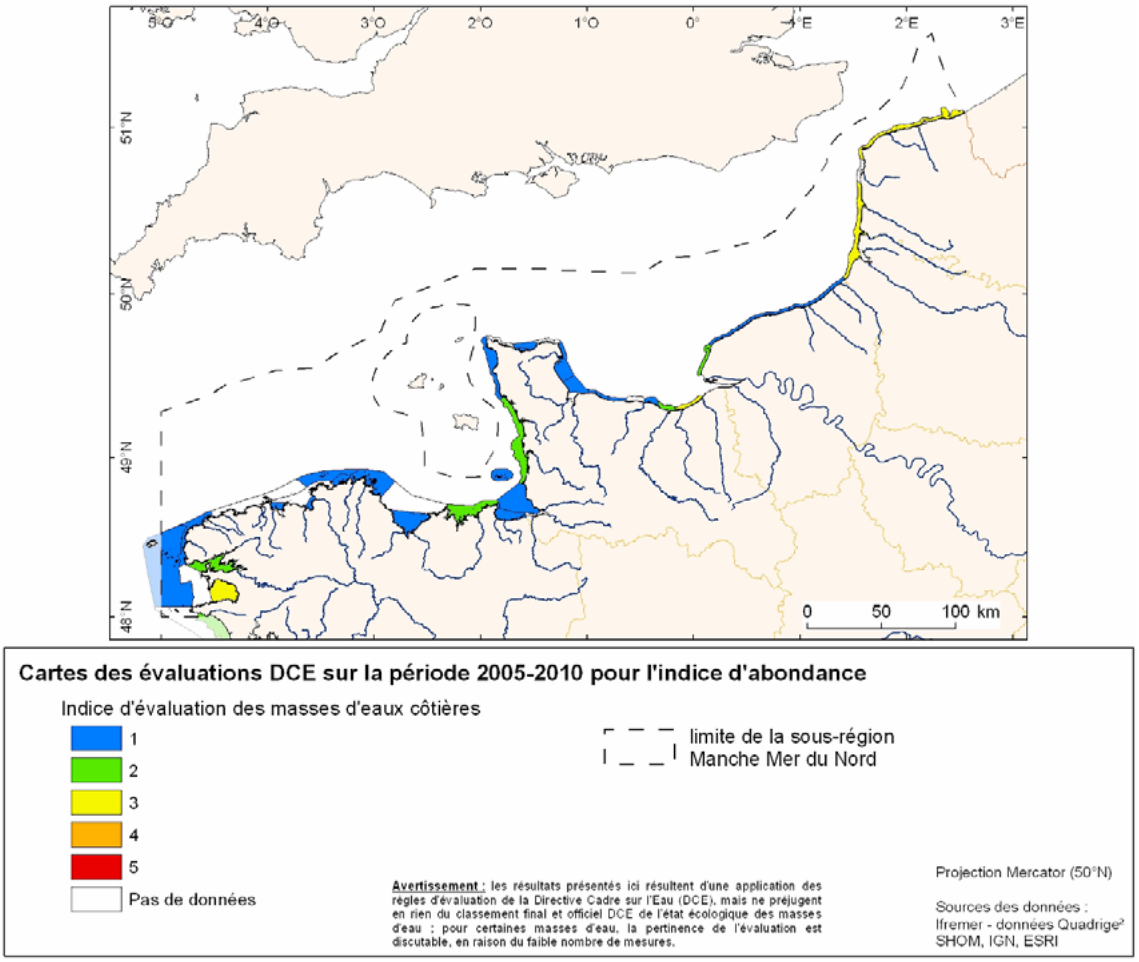

Figure 3 : Indice phytoplancton abondance (les indices correspondent aux classes de qualité) – Carte des évaluations DCE sur la période 2005-2010. NB : Les résultats présentés ici résultent d'une application des règles d'évaluation de la DCE mais ne préjugent en rien du classement final et officiel DCE de l'état écologique des masses d'eau
(Sources : SHOM, IGN, ESRI, Ifremer-données Quadrige², données : 2005-2010).

Sur le littoral de la Manche-mer du Nord, la qualité globalement bonne (indice 1 ou 2) indique que la teneur en chlorophylle *a* et la fréquence des blooms restent raisonnables au regard des caractéristiques physico-chimiques naturelles.

Seules trois zones font exception avec une qualité « moyenne » (indice 3) : l'ensemble du littoral de la frontière belge à la baie de Somme incluse (cette zone comprend le littoral du Nord-Pas-de-Calais), le sud de l'estuaire de la Seine (Côte Fleurie) sous l'influence des apports de la Seine, et la baie de Douarnenez pour l'indice d'abondance uniquement et pour laquelle il est possible de nuancer l'évaluation puisque le résultat est proche d'une bonne qualité. Pour ces trois zones, la qualité « moyenne » atteste d'un signe manifeste de dysfonctionnement de l'écosystème.

Concernant les zones plus au large[4], plusieurs grandes zones homogènes et riches en chlorophylle *a* ont été identifiées à partir de données satellite MODIS et de mesures *in situ* :

- une zone de Dieppe à la mer du Nord. Elle correspond à une zone peu profonde et enrichie en éléments nutritifs dans sa partie sud par le « fleuve côtier ». L'expression « fleuve côtier » est attribuée à l'ensemble des eaux côtières s'étendant de la baie de Seine au pas de Calais, caractérisé par des apports importants des fleuves et des courants résiduels moyens orientés parallèlement à la côte et dirigés vers le nord-est ;
- la zone côtière turbide et brassée de la baie de Seine au sens large et de la côte du pays de Caux. On y observe des fortes biomasses phytoplanctoniques et des problèmes de phycotoxines ;
- la zone côtière du golfe Normand-Breton ;
- une zone regroupant la rade de Brest et la baie de Douarnenez.

4 Voir la contribution thématique « Répartition spatio-temporelle de la chlorophylle » du volet « État Écologique ».

2. MACROALGUES PROBLÉMATIQUES : ULVES (*ULVA* SP.)

2.1. CONTEXTE GÉNÉRAL

Chaque année depuis plus de 30 ans, des segments du littoral français sont touchés par des échouages massifs d'algues vertes. Ce phénomène, appelé « marée verte », est dû à des proliférations d'algues vertes principalement de type *Ulva*.

D'une manière générale, les marées vertes se produisent au printemps et en été, dans des secteurs enclavés du linéaire côtier où se conjuguent apports excessifs en sels nutritifs, faibles profondeurs et conditions d'hydrodynamisme favorables à la rétention de ces sels nutritifs et/ou des algues produites. Le phénomène conduit localement à des échouages importants d'algues vertes, couvrant des estrans entiers et pouvant être définitivement rejetés en haut de plage.

La prolifération des algues vertes a un impact négatif sur l'écosystème côtier, on retiendra notamment : des phénomènes graves d'écotoxicité, la limitation de l'extension des prés-salés, et une diminution forte de la biodiversité végétale et animale par étouffement et asphyxie locale du milieu. La macrofaune benthique ainsi que l'avifaune sont les compartiments biologiques les plus impactés.

En plus d'un impact écologique, les conséquences sanitaires sont importantes. Ce phénomène, initialement limité, a pris de l'ampleur, et s'il touche les côtes du Cotentin ou encore des Charentes, la Bretagne est la région la plus touchée. Une fois échoués sur les plages, ces dépôts massifs d'algues entraînent des dégagements importants de gaz lors de leur putréfaction, notamment de sulfure d'hydrogène, qui peuvent être à l'origine de nuisances olfactives et sanitaires pour les promeneurs et les riverains des plages. Les échouages importants contraignent les collectivités littorales à des activités de ramassage et d'élimination de ces algues à hauteur de près de 60 000 m^3 par an en moyenne sur les 10 dernières années pour la Bretagne, principalement en Côtes-d'Armor et en Finistère [4].

Pour tenter d'endiguer ce phénomène, le gouvernement a élaboré un plan de lutte contre les algues vertes en février 2010. L'ANSES (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire) a publié ses recommandations en juillet 2011[5].

2.2. MÉTHODOLOGIE

Le CEVA (Centre d'Étude et de Valorisation des Algues) est, depuis 2002, en charge, du suivi des marées vertes. Il convient de noter que les résultats présentés ici ne sont pas représentatifs de toute la sous-région marine Manche-mer du Nord, mais du littoral breton seulement (Côtes-d'Armor et Finistère jusqu'à Audierne inclus, limite de la sous-région marine selon le découpage DCSMM).

Le dénombrement des sites touchés par des échouages d'ulves a été réalisé par survols aériens. Les survols (3 par inventaire) sont programmés pour correspondre au mieux aux heures de basse mer et lors des coefficients de marée les plus forts (supérieurs à 75 quand cela est possible). Chaque dépôt d'algues fait l'objet d'une détermination du taux de couverture par photo-interprétation. La méthode d'analyse est détaillée dans le rapport final du CEVA [5].

2.3. ESTIMATIONS SURFACIQUES

Pour l'ensemble de l'année 2009, 68 sites sur la sous-région marine ont été classés au moins une fois comme touchés par des échouages d'ulves (ou ulvoïdes ; carte 2 du rapport final CEVA 2010).

5 http://www.anses.fr/Documents/AIR2010sa0175Ra.pdf

La figure 4 présente, par site, les surfaces cumulées sur les 3 inventaires de mai, juillet et septembre. En 2009, les 4 sites les plus importants en termes de surface d'échouage sont situés dans les Côtes-d'Armor (figure 3) : Morieux (> 400 ha), Saint-Michel-en-Grève, Yffinac et Fresnaye (entre 100 et 400 ha). Dix sites présentent des surfaces cumulées entre 20 et 100 ha : 3 sites dans les Côtes-d'Armor et 7 sites dans le Finistère. Il convient de rappeler que le découpage en « site » influe fortement sur le résultat : les échouages en fond de baie de Douarnenez par exemple, sont répartis entre 5 sites (alimentés par des cours d'eau différents et séparés par des pointes rocheuses). Si l'on considérait la baie de Douarnenez dans son ensemble, on obtiendrait des valeurs supérieures à 160 ha. Il faut également noter que les baies costarmoricaines étant vastes, elles offrent une surface potentielle colonisable bien supérieure aux baies des autres départements. Finalement, si l'on considère les surfaces d'ulves par masses d'eau DCE et non par site, les 3 zones les plus touchées par les échouages d'ulves sur les plages sont la baie de Saint-Brieuc, la baie de Lannion et la baie de Douarnenez (carte 6 du rapport final CEVA 2010).

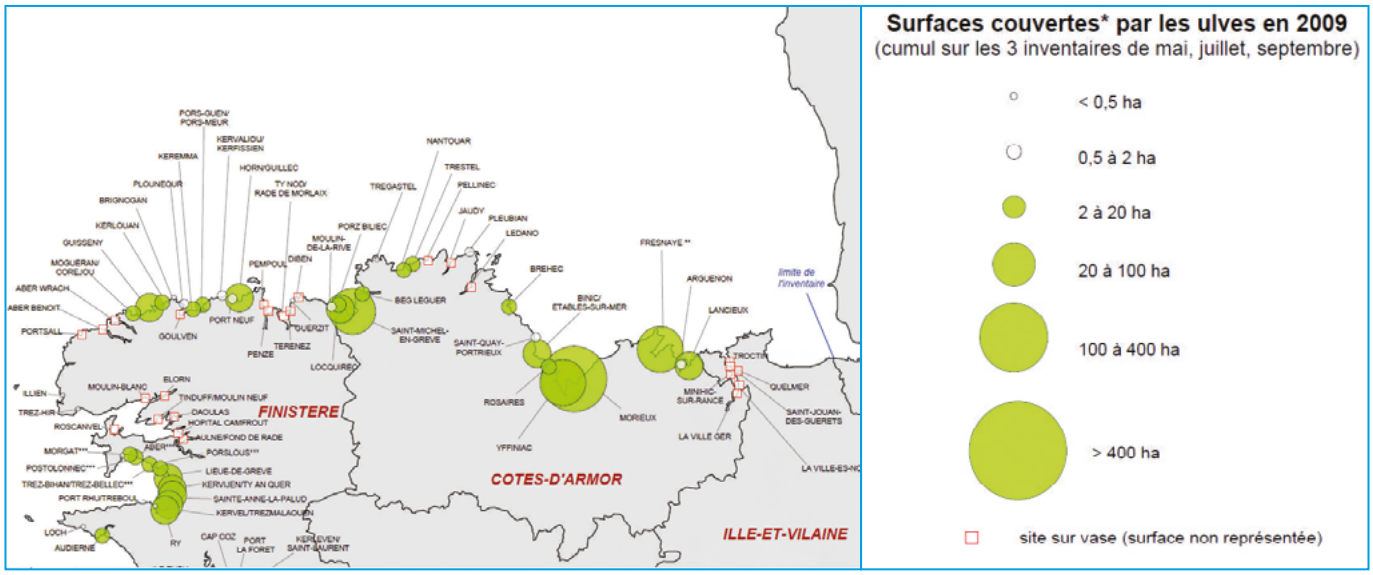

Figure 4 : Surfaces couvertes par les ulves sur plage, cumulées sur les 3 inventaires de la saison 2009. contrôle de surveillance DCE (Sources : Rapport CEVA – mai 2010).

2.4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE ET INTERANNUELLE

La figure 5 illustre les variations saisonnières et annuelles, de 2002 à 2009, des surfaces couvertes par les ulves sur l'ensemble des sites sableux bretons, depuis les Côtes-d'Armor jusqu'au Morbihan (les sous-régions marines Manche-mer du Nord et golfe de Gascogne sont donc traitées ici sans distinction).

On observe une variation saisonnière, avec un maximum d'échouages en juin et juillet. L'année 2009, année exceptionnelle, apparaît ici comme la plus intense ; le maximum mesuré en juin 2009 – presque 1 000 ha – est plus élevé que toutes les mesures effectuées entre 2002 et 2009. Par ailleurs, on observe en 2009 une précocité des échouages, illustrée par la mesure en avril (plus de 300 ha), ce qui représente le record depuis 2002. Si l'on considère le cumul des 7 inventaires, l'année 2009 se trouve nettement au-dessus de la moyenne 2002-2008 (+20 %) et est dans la série 2002-2009, la deuxième plus forte année derrière 2008.

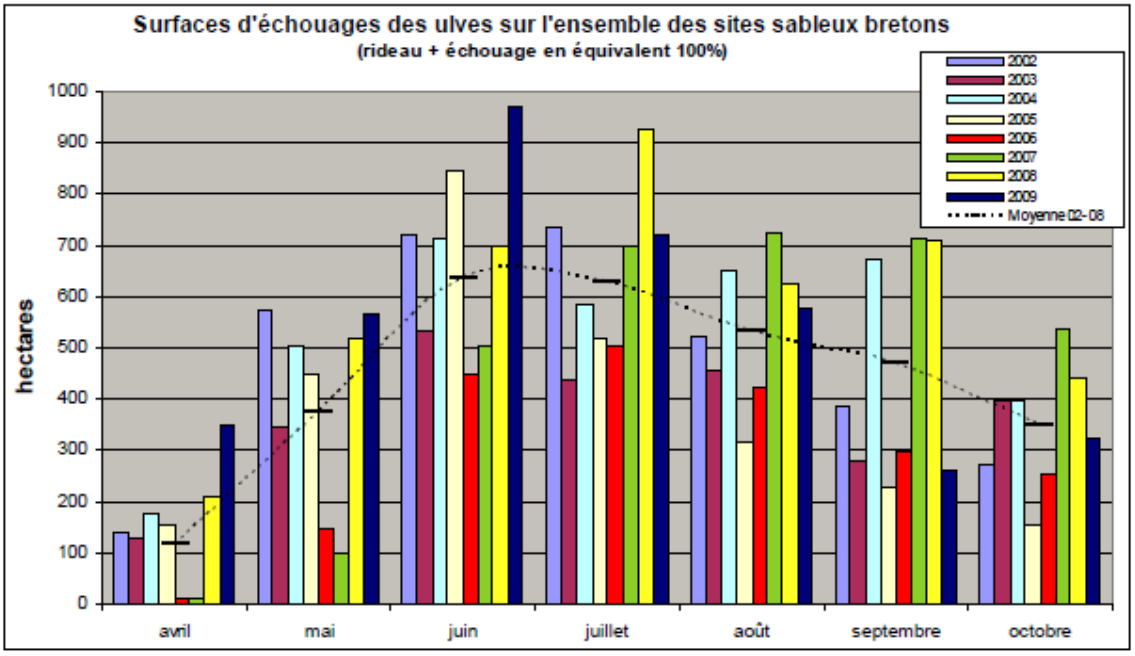

Figure 5 : Surfaces couvertes sur les sites sableux du littoral des Côtes-d'Armor à la Charente-Maritime entre 2002 et 2009 (données 2002-2006 acquises dans le cadre de Prolittoral ; données d'avril, juin, août et octobre 2007 et 2008 acquises par le CEVA avec l'appui des 4 conseils généraux bretons, du conseil régional et de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne).
Seuls les sites principaux faisant l'objet d'un suivi mensuel sont présentés ici.

3. DEGRÉ DE DÉFICIT EN OXYGÈNE

Les phénomènes anoxiques en zone côtière sont généralement observés en période estivale, à marée basse et en période de mortes-eaux, c'est-à-dire lorsque la température de l'eau est élevée et qu'il y a une stratification verticale de la colonne d'eau, et après une efflorescence phytoplanctonique ou macrophytique, quand la biomasse se décompose. L'épuisement en oxygène dissous est aggravé au fond de la colonne d'eau, c'est-à-dire dans la zone d'accumulation de détritus organiques en décomposition, ainsi que dans les zones à faible renouvellement des eaux, telles que les baies à faible courant résiduel. On estime généralement à 5 $mg{\cdot}l^{-1}$ la teneur en oxygène dissous en dessous de laquelle débute la souffrance de l'écosystème, et à 2 $mg{\cdot}l^{-1}$ celle qui marque l'entrée dans le domaine de l'hypoxie grave pouvant entraîner des mortalités d'invertébrés marins, voire de poissons. La faune benthique est plus affectée que la faune pélagique.

Le bilan d'oxygène figure parmi les éléments de qualité physico-chimiques retenus pour la classification de l'état écologique des masses d'eaux littorales, dans le cadre de la DCE (2000/60/CE). La métrique retenue est le percentile 10. Elle se calcule sur des données mensuelles, acquises en été, de juin à septembre, et pendant six ans, au fond et en ub-surface de la colonne d'eau. Les méthodes de prélèvement et d'analyse sont détaillées dans Daniel (2007) [6] et Aminot et Kerouel (2004) [7]. Comme la concentration en oxygène dissous est le seul paramètre utilisé, cet indice est également l'indicateur pour l'élément de qualité (Tableau 1). La valeur de référence (= valeur de très bon état) pour le bilan d'oxygène est 8,33 $mg{\cdot}l^{-1}$.

Les données sont extraites de la base Quadrige[2] en date du 2 mai 2011.

Percentile 10 oxygène dissous	> 5 $mg{\cdot}l^{-1}$	3-5 $mg{\cdot}l^{-1}$	2-3 $mg{\cdot}l^{-1}$	1-2 $mg{\cdot}l^{-1}$	< 1 $mg{\cdot}l^{-1}$
Classe (État écologique)	1-Très bon	2-Bon	3-Moyen	4-Médiocre	5-Mauvais

Tableau 1 : Grille de qualité pour l'indicateur « Oxygène dissous » (Sources : Daniel et Soudant 2009 (8), Évaluation DCE avril 2009).

Sur 33 masses d'eau suivies dans le cadre du Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS), 32 sont considérées comme de très bonne qualité, et une est qualifiée de bonne qualité, il s'agit de la Côte Fleurie, dans le Calvados (figure 6).

D'une façon générale, on peut conclure que cette sous-région marine ne présente pas de zones anoxiques ou déficientes en oxygène au vu des résultats de l'évaluation DCE sur la période 2005-2010. Cependant, la stratégie de surveillance DCE ne permet pas facilement de détecter les cas de désoxygénation soudaine et limitée dans le temps ; cet indicateur est donc peu sensible, sur les côtes de la sous-région marine Manche-mer du Nord dont les eaux sont dans l'ensemble bien brassées. La concentration en oxygène dissous sur l'ensemble de la sous-région marine (données SOMLIT, ICES, SDN, QUADRIGE²) est présentée dans la contribution thématique « Répartition spatio-temporelle de l'oxygène » du volet « État écologique ».

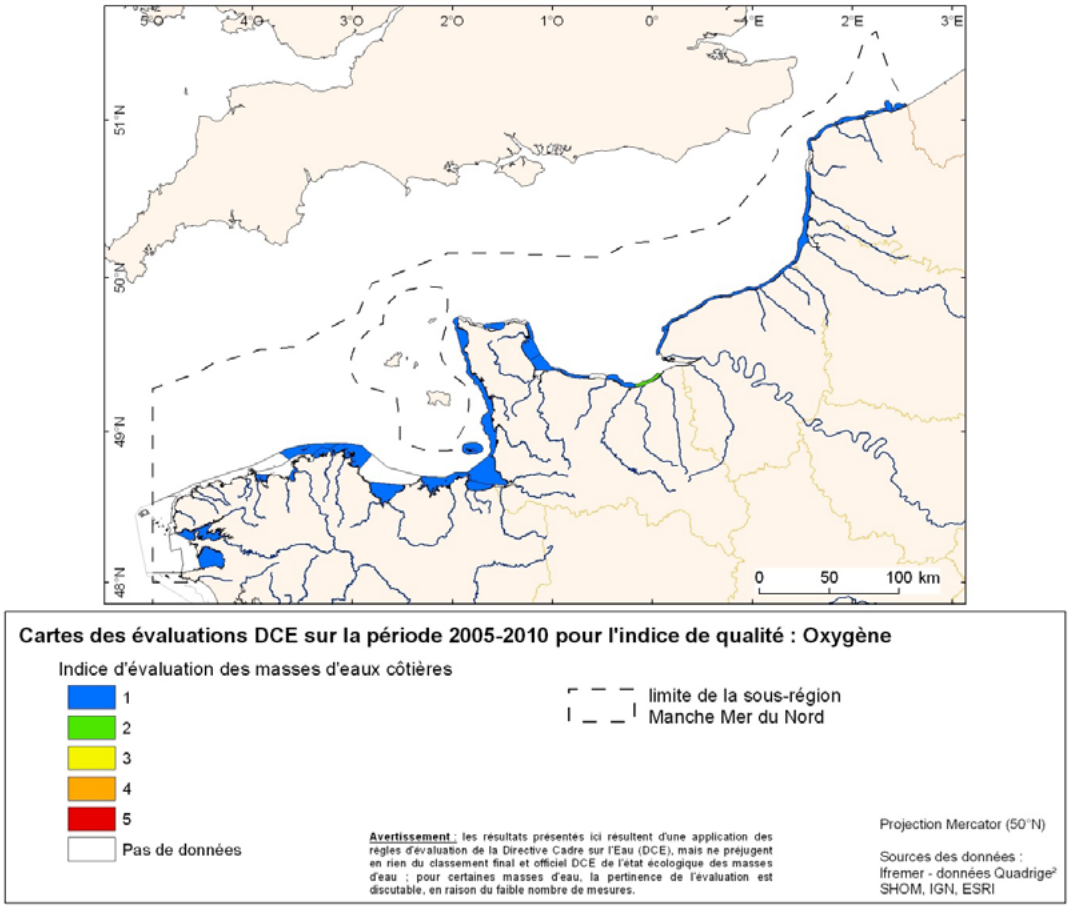

Figure 6 : Élément de qualité oxygène dans la sous-région marine Manche-mer du Nord sur la période 2005-2010. Les indices correspondent aux classes de qualité. NB : Les résultats présentés ici résultent d'une application des règles d'évaluation de la DCE mais ne préjugent en rien du classement final et officiel DCE de l'état écologique des masses d'eau (Sources : SHOM, IGN, ESRI, Ifremer-données Quadrige², données : 2005-2010).

4. LES MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES

Les macroinvertébrés benthiques constituent d'excellents intégrateurs et indicateurs de l'état général du milieu et peuvent permettre notamment, grâce à certains organismes sensibles, d'identifier et de quantifier les pressions d'origine anthropique qui s'exercent sur ces masses d'eau. Ils peuvent ainsi être de bons témoins de l'enrichissement du milieu en matières organiques. Dans le cadre de la DCE, parmi les paramètres biologiques participant à l'évaluation des masses d'eau côtières, l'élément de qualité « invertébrés benthiques » est défini. Les métriques de cet élément de qualité, permettant de définir l'état écologique, sont le niveau de diversité et d'abondance des taxa et l'ensemble des taxa sensibles aux perturbations.

Lors de la campagne 2007, plusieurs stations ont été échantillonnées au sein de chaque masse d'eau côtière selon le protocole d'échantillonnage développé dans le cadre de la DCE [9] [10].

L'indicateur retenu pour la qualification des masses d'eau côtières est le M-AMBI [9] [10]. Il repose sur :

- l'indicateur AMBI lui-même, basé sur la reconnaissance dans le peuplement de cinq groupes écologiques de polluosensibilités différentes, comme proposé par Hily (1984) [11]. Cet indice est basé sur la pondération de chaque groupe écologique par une constante qui représente le niveau de perturbation auquel les espèces sont associées ;
- la richesse spécifique, ou nombre d'espèces présentant au moins un individu pour la station ;
- l'indice de diversité de Shannon-Weaver.

La grille de lecture du M-AMBI [9] est présentée dans le tableau 2.

Classes	(0 - 0,2)	)0,2 - 0,39)	)0,39 - 0,53)	)0,53 - 0,77)	)0,77-1)
État écologique	Très mauvais	Mauvais	Moyen	Bon	Très bon

Tableau 2 : Grille de qualité pour l'indicateur « invertébrés benthiques » adoptée pour la sous-région marine golfe de Gascogne (Desroy *et al.*, 2010).

La figure 7 indique les résultats pour chacune des masses d'eau côtières de la sous-région marine Manche-mer du Nord. Seule la masse d'eau qui correspond au sud de la baie du Mont-Saint-Michel est dans un état moyen, les autres se référant toutes à des états bon ou très bon. Si la valeur finale de M-AMBI caractérisant cette masse d'eau correspond à un état moyen, elle est néanmoins proche de la limite entre état moyen et bon état [9]. L'interprétation de ce résultat devra se faire à la lumière des niveaux de confiance et de précision en cours de définition.

De façon générale, cet indicateur ne reflète pas de problème d'enrichissement en matière organique pour les différentes masses d'eau côtières de la sous-région marine.

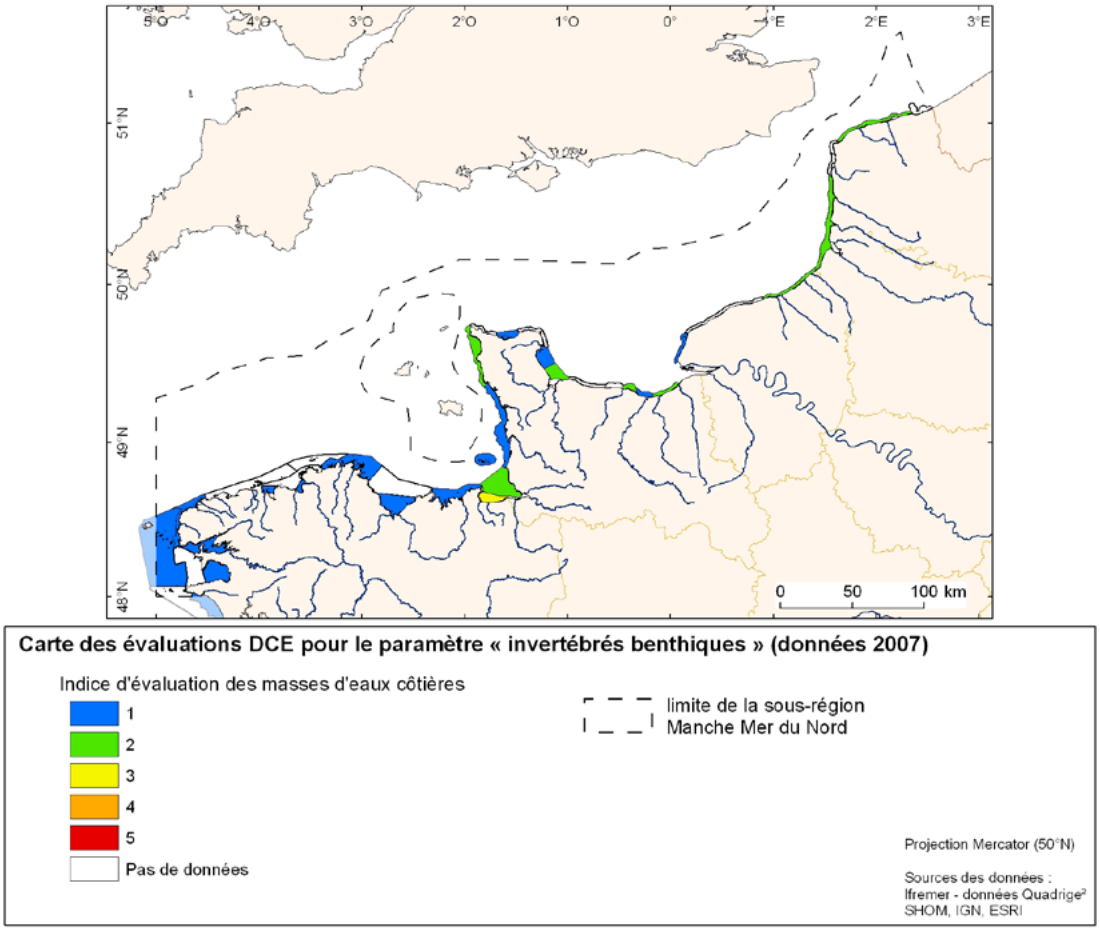

Figure 7 : Indice macro-invertébrés benthiques – Carte des évaluations DCE (Sources : SHOM, IGN, ESRI, Ifremer-données Quadrige², données : 2007).

5. BILAN DE L'EUTROPHISATION, PROCÉDURE OSPAR

5.1. MISE EN ŒUVRE DE LA PROCÉDURE COMMUNE D'ÉVALUATION OSPAR

La procédure commune de détermination de l'état d'eutrophisation des zones marines de la convention OSPAR [12] a pour but de caractériser ces zones en les classant en « zones à problème », en « zones à problème potentiel », et en « zones sans problème » d'eutrophisation. L'intention de cette procédure est de permettre de comparer l'état d'eutrophisation des régions, en se fondant sur des critères communs.

La procédure commune a été appliquée par la France, pour ses eaux sous juridiction de la zone OSPAR, une première fois en 2002 [13], puis une seconde en 2007. Le présent paragraphe récapitule les résultats obtenus en 2007 et décrits en détail dans le rapport [14]. Par rapport à la procédure de 2002, le découpage en zones a été redéfini en 2007, pour tenir compte de la mise en œuvre de la DCE : les zones de 2007 sont ainsi, d'une part, des regroupements de « masses d'eau côtières » définies pour la DCE, et d'autre part la zone s'étendant au large de celles-ci jusqu'à une limite approximative des eaux territoriales (12 milles).

La première phase de la procédure commune a consisté en une *procédure de tri*, destinée à définir les zones clairement sans problème d'eutrophisation, et celles qui sont probablement des zones sans problème d'eutrophisation, mais sur lesquelles on n'est pas suffisamment renseigné pour pouvoir appliquer la procédure exhaustive. Une fois cette procédure de tri effectuée, toutes les zones qui n'ont pas été identifiées comme zone sans problème d'eutrophisation font l'objet de la *procédure exhaustive*.

La *procédure exhaustive* consiste en l'examen, pour chaque zone, d'une série de critères relatifs aux facteurs causaux, aux effets directs, et aux effets indirects, de l'eutrophisation. Cet examen se base, autant que possible, sur une analyse normalisée des données ; à défaut de données suffisantes, les critères sont examinés « à dire d'expert ». Le classement final des zones résulte d'une combinaison des notes (+ ou -) attribuées aux différents critères. Le tableau 3 ci-dessous récapitule les critères utilisés par la France. Pour plus de détail, voir Ifremer (2008) [14].

Critère (signification)	Définition
NI (nutrient input)	Apports fluviaux et rejets directs de N total et de P total – analyse des tendances.
Ca (Chlorophylle *a*)	Valeur du percentile 90 de la teneur en Chlorophylle *a*.
Ps (Phytoplancton species)	Efflorescence d'espèces phytoplanctoniques indicatrices.
Mp (Macrophytes)	Efflorescences de macrophytes, y compris macroalgues : permanence du phénomène (ulves) et importance de la gêne occasionnée.
O_2 (Oxygène)	Valeur du percentile 10 de la teneur en oxygène dissous.
At (algues toxiques)	Épisodes de contamination de coquillages par des toxines algales (ASP, PSP, DSP) – durée des contaminations.

Tableau 3 : Critères de classement des zones.

5.2. RÉSULTAT DE L'ÉVALUATION

La figure 8 récapitule les résultats de l'évaluation des eaux de Manche-mer du Nord par la procédure commune OSPAR (résultats repris dans le « bilan de santé OSPAR 2010 ») :

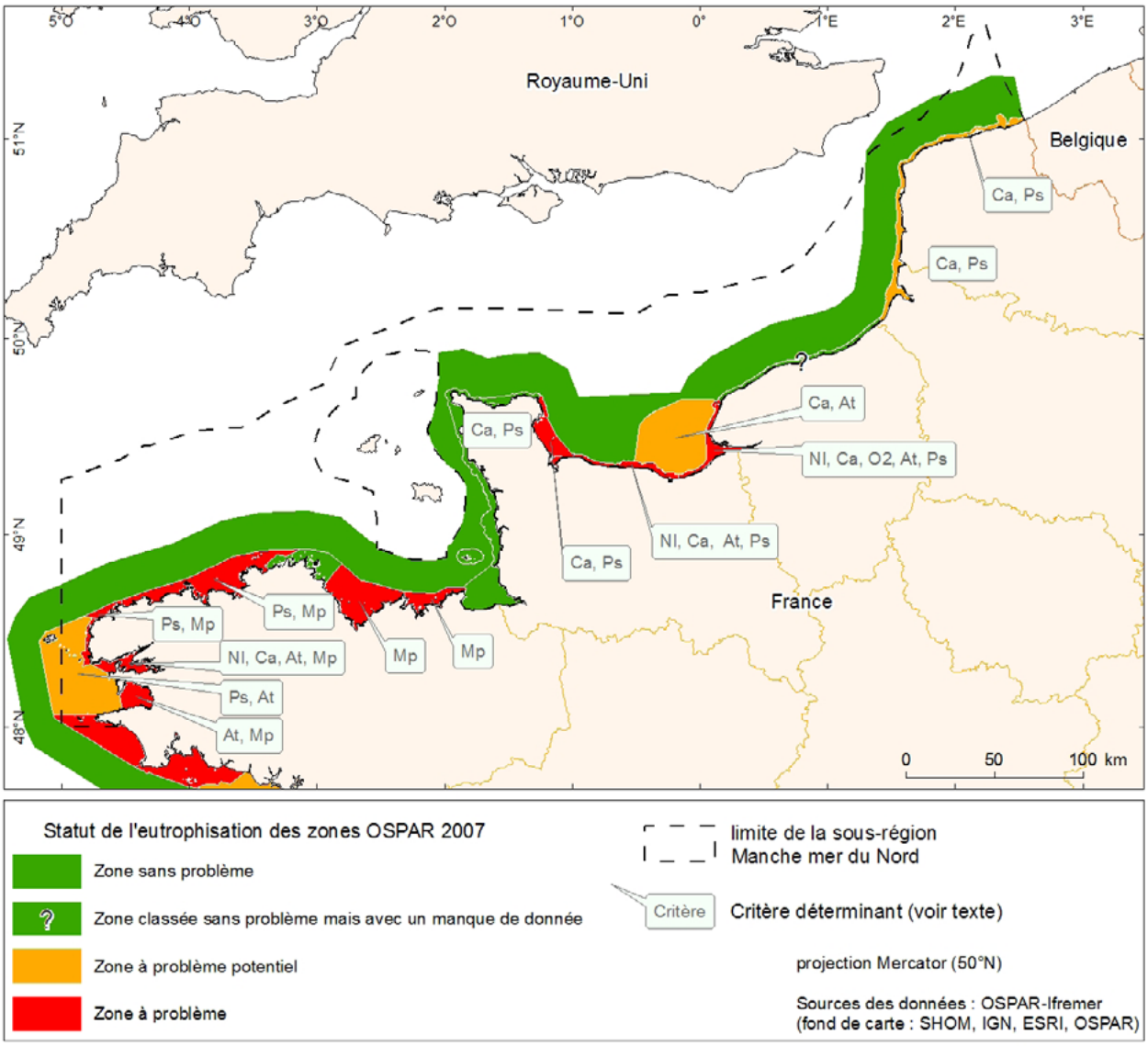

Figure 8 : Résultat du classement des zones OSPAR de la sous-région marine Manche-mer du Nord par la mise en œuvre de la procédure commune d'évaluation de l'eutrophisation, en 2007 (Sources : OSPAR, Ifremer, 2010).

On peut constater qu'à l'exception de l'ouest du Cotentin et des côtes du pays de Caux, en Normandie, la plupart des zones côtières ont été classées comme « à problème » ou « à problème potentiel ». Les zones du nord de la Bretagne classées comme « à problème » l'ont été à cause des efflorescences de macrophytes (ulves) ou « marées vertes », et parfois à cause de l'abondance d'espèces phytoplanctoniques indicatrices. Les côtes normandes classées comme « à problème » ou « à problème potentiel » l'ont été en raison de facteurs divers, parmi lesquels on retrouve toujours la biomasse totale en phytoplancton (révélée par la Chlorophylle *a*), et, souvent, l'abondance d'espèces phytoplanctoniques indicatrices. Au-delà de la limite d'extension des eaux côtières suivies pour la DCE, les zones ont été classées comme « sans problème » à l'exception d'une zone « à problème potentiel » située à l'ouest de l'estuaire de la Seine, en raison de fortes biomasses phytoplanctoniques et de problèmes de phycotoxines.

Il faut bien noter que la procédure commune OSPAR de 2007 a été mise en œuvre alors que la surveillance DCE n'était pas encore complètement mise en place, et que le manque de données a parfois été comblé par du « dire d'expert » : de ce fait on aboutit à un constat qui est à la fois plus complet, à ce jour, que celui de la DCE, mais aussi moins analytique, formalisé et calibré. Il est donc fort possible, indépendamment de l'évolution intrinsèque de la qualité des zones, que le bilan dressé à partir des indicateurs de la DCE diffère du bilan OSPAR.

6. CONCLUSION

À l'exception de l'ouest du Cotentin et des côtes du pays de Caux, en Normandie, la plupart des zones côtières de Manche-mer du Nord présentent des problèmes liés à l'eutrophisation.

Les zones du nord de la Bretagne connaissent des efflorescences de macrophytes (ulves) ou « marées vertes », en quantité nuisible, et parfois des abondances excessives d'espèces phytoplanctoniques indicatrices.

Les côtes de Manche orientale sont largement préservées des efflorescences de macrophytes, en raison d'une turbidité élevée qui est nuisible à leur développement, mais d'autres effets de l'eutrophisation s'y manifestent : excès de phytoplancton, en biomasse totale ou sur des espèces indicatrices, déséquilibres dans les peuplements en invertébrés benthiques, et parfois des phénomènes d'hypoxie – manque d'oxygène – en baie de Seine.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

[1] Ferreira J.G., Andersen J.H., Borja A., Bricker S.B., Camp J., Da Silva M.C., Garcés E., Heiskanen A.-S., Humborg C., Ignatiades L., Lancelot C., Menesguen A., Tett P., Hoepffner N., 2011. Overview of eutrophication indicators to assess environemental status within the European Marine Strategy Framework Directive. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 93 : 117-131.

[2] Menesguen A., 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Ifremer DEL/EC/01.02 - Rapport pour la Commission Européenne – DG.ENV.B1. janvier 2001, 59 pages.

[3] Soudant D. et Belin C., 2010. Évaluation DCE janvier 2010. Élément de qualité : phytoplancton. 01 2010 - R.INT.DIR/DYNECO/VIGIES/10-03/DS. 6 tomes, 572 p. http://wwz.ifremer.fr/envlit/documents/publications , rubrique Directive Cadre sur l'Eau (les 6 tomes). http://wwz.ifremer.fr/envlit/content/download/65766/466454/version/1/file/Phytoplancton_Jan_10_R_INT_DIR_DYNECO_VIGIES_10_03_DS.pdf (document principal).

[4] CEVA, 2007. Rapport Prolittoral 2006, Programme régional et interdépartemental de lutte contre les marées vertes en Bretagne.

[5] CEVA, 2010. Suivi des blooms de macroalgues opportunistes dans le cadre du contrôle de surveillance DCE au titre de l'année 2009.

[6] Daniel A., 2007. Consignes pour le prélèvement d'échantillons d'eau en vue de mesures hydrologiques. Document Ifremer / SE3L / DYNECO (février 2007).

[7] Aminot A. et Kerouel R., 2004. Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses. Ed. Ifremer, 336p.

[8] Daniel A. et Soudant D., 2009. Évaluation DCE avril 2009 : Élément de qualité : bilan d'oxygène, Document Ifremer / DYNECO (avril 2009), 74p.

[9] Desroy N., Soudant D., Dewarumez J.A., Meirland A., Jourde J., Hacquebart P., Olivier F., Nebout T., Gentil F., Hily C., Le Mao P., 2009. Contrôle de surveillance benthique de la DCE : état écologique des masses d'eau – année 2007 – façade Manche ; avril 200.

[10] 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 DCE : état écologique des masses d'eau – année 2007 – façade Atlantique.

[11] Hily C., 1984. Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la rade de Brest. Thèse de Doctorat d'État ès Sciences, Université de Bretagne Occidentale, Brest : pp. Vol. 1 : 359 & Vol. 352 : 337.

[12] OSPAR, 2005. Procédure Commune de Détermination de l'Etat d'Eutrophisation de la Zone Maritime d'OSPAR. Numéro de référence : 2005-3 : http://www.ospar.org/v_measures/browse.asp?menu=30260303030125_000002_000000

[13] Ifremer, 2002. Rapport de synthèse : Application de la procédure commune OSPAR en France. Procédure exhaustive de détermination de l'état d'eutrophisation des zones maritimes OSPAR : http://envlit.ifremer.fr/content/download/40941/321748/version/1/file/synthese_procedure_exhaustive_rapport_V2.pdf [14] Ifremer, 2008. Rapport de synthèse : Application de la procédure commune de détermination de l'état d'eutrophisation des zones maritimes OSPAR en France. Révision 2007 de la procédure OSPAR.