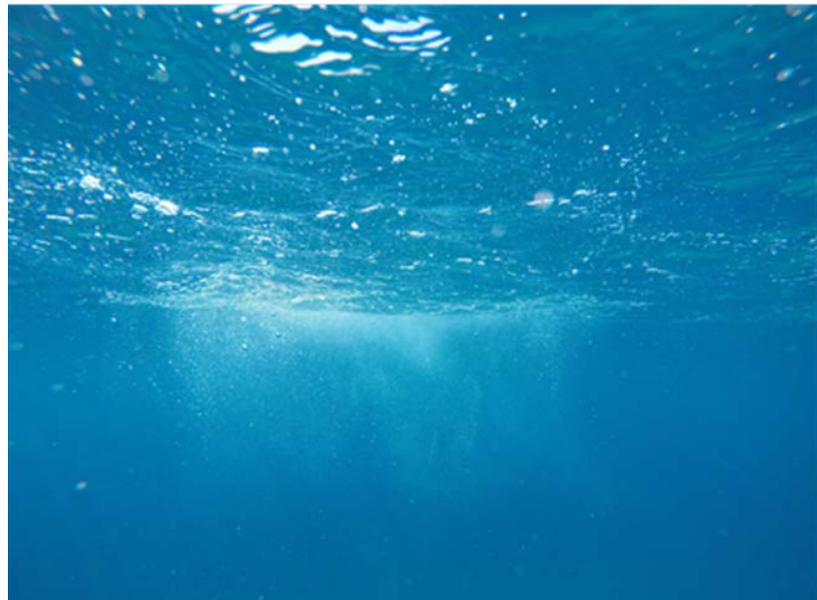


**Élément de qualité Nutriments DCE
dans les eaux littorales de
métropole :
élaboration de métriques et de
seuils, comparaison avec les
autres pays européens**



**Anne DANIEL
Dominique SOUDANT
Alice LAMOUREUX
Charlotte PROVOST**

Février 2020

Rapport final
Rapport DYNECO/PELAGOS/20.01

- **Auteur**

Anne DANIEL, IFREMER, ODE/DYNECO/PELAGOS, anne.daniel@ifremer.fr

- **Contributeurs**

Dominique SOUDANT, IFREMER, ODE/VIGIES, dominique.soudant@ifremer.fr

Alice LAMOUREUX, IFREMER, ODE/VIGIES, alice.lamoureux@ifremer.fr

Charlotte PROVOST, IFREMER, ODE/VIGIES

- **CORRESPONDANTS**

IFREMER : Rémi BUCHET, IFREMER, ODE/VIGIES, remi.buchet@ifremer.fr

Agence française pour la biodiversité : Maia AKOPIAN, maia.akopian@ofb.gouv.fr

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : national

Couverture géographique : littoral métropolitain

Niveau de lecture : experts

Élément de qualité Nutriments DCE dans les eaux littorales de métropole : élaboration de métriques et de seuils, comparaison avec les autres pays européens

Anne DANIEL, Dominique Soudant, Alice LAMOUREUX, Charlotte PROVOST

- **Résumé**

Les nutriments figurent parmi les éléments de qualité physico-chimiques retenus par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) pour soutenir la biologie dans le cadre de l'évaluation de l'état écologique des eaux littorales. Ce document replace l'indicateur de qualité Nutriments de la DCE dans son contexte réglementaire, en rappelant les exigences et les règles d'évaluation de la DCE. Il décrit les problématiques associées à l'application de cet indicateur dans les eaux littorales, ainsi que la mise en place d'un plan d'un contrôle de surveillance adapté. La méthodologie adoptée sur les façades Mer du Nord/Manche/Atlantique et dans les lagunes méditerranéennes est détaillée à travers les différentes phases de l'élaboration de l'indicateur (métrique, seuils, grille d'évaluation), ainsi qu'à travers les choix effectués pour que l'indicateur permette aux gestionnaires de contrôler au mieux les risques de détérioration et de restaurer le bon état écologique de la masse d'eau. Les évolutions et ajustements de cet indicateur effectués suite à l'acquisition de nouvelles données ou aux conclusions de nouvelles études sont également abordés. Enfin, un point est effectué sur l'application de cet indicateur par les autres Etats membres, sur l'avancement des travaux d'inter-calibration et sur le lien avec les indicateurs d'eutrophisation élaborés dans le cadre des autres directives et conventions européennes.

- **Mots clés**

DCE, indicateur, nutriments, eutrophisation, réseaux d'observation

- **Remerciements**

Ce document est le fruit d'un travail collectif impliquant de nombreux acteurs des réseaux d'observation mis en œuvre par l'Ifremer. Tous les intervenants des Laboratoires Environnement et Ressources de l'Ifremer (LERs), ainsi que les partenaires de l'Ifremer, participant aux prélèvements, analyses et saisies des données, sont ici particulièrement remerciés.

Sommaire

1	Introduction	7
2	Présentation de la DCE	7
2.1	Programme de surveillance	7
2.2	Masses d'eau et typologie	8
2.3	Notion de bon état.....	9
2.4	Eléments de qualité physico-chimiques.....	9
2.4.1	Période et fréquence d'échantillonnage.....	10
2.4.2	Modalités d'évaluation	10
3	Contrôle de surveillance DCE pour la physico-chimie dans les eaux littorales françaises	12
3.1	Points de prélèvement	13
3.2	Prélèvement et analyse	14
3.2.1	Méthodologie.....	14
3.2.2	Mise en œuvre opérationnelle	14
3.3	Bancarisation et outils d'évaluation	15
4	Problématique de l'indicateur de qualité nutriments	15
4.1	Nutriments et eutrophisation.....	15
4.2	Définition d'un suivi pertinent.....	17
4.2.1	Choix de la forme chimique à mesurer	17
4.2.2	Choix de la période et de la fréquence de suivi.....	18
5	Elaboration de l'indicateur de qualité nutriments	20
5.1	Détermination d'une métrique.....	20
5.1.1	Mer du Nord/Manche/Atlantique	21
5.1.2	Lagunes méditerranéennes	23
5.2	Détermination de la grille d'évaluation.....	24
5.2.1	Lagunes méditerranéennes	24
5.2.2	Mer du Nord / Manche / Atlantique	25

6	Processus d'évaluation.....	31
6.1	Extraction	31
6.2	Programme de sélection et de pré-traitement des données.....	31
6.3	Programme de détermination du NID normalisé à 33 de salinité pour les façades de Mer du Nord/Manche/Atlantique	32
6.4	Programme d'évaluation des masses d'eau.....	32
6.4.1	Mer du Nord / Manche / Atlantique	32
6.4.2	Lagunes méditerranéennes	33
6.4.3	Confiance et précision	33
6.5	Programme d'outils de présentation de résultats	34
6.5.1	Fiches écotype	34
6.5.2	Fiches masse d'eau	35
6.5.3	Cartes de synthèse régionale	36
7	Indicateur nutriments DCE dans les autres pays européens	36
7.1	Ateliers de travail DCE sur l'élément de qualité nutriments.....	36
7.2	Paramètres, métriques et seuils utilisés dans les autres Etats membres	38
7.2.1	Masses d'eau de transition	38
7.2.2	Masses d'eau côtières	40
7.3	Relation entre la DCE et les autres réglementations européennes	43
8	Perspectives	45
9	Bibliographie et textes réglementaires.....	47
10	Sigles	52
	Annexe 1 : Liste des points de prélèvement officiellement désignés pour l'évaluation de l'indicateur de qualité nutriments en métropole en février 2020*.....	54
	Annexe 2 : Liste des masses d'eau côtières et de transition officiellement désignées pour le contrôle de surveillance en métropole en février 2020*.....	62

1 Introduction

Les nutriments figurent parmi les éléments de qualité physico-chimiques retenus par la DCE pour soutenir la biologie dans le cadre de l'évaluation de l'état écologique des eaux littorales. Ce document replace l'indicateur de qualité Nutriments de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) dans son contexte réglementaire, en rappelant les exigences et les règles d'évaluation de la DCE. Il décrit les problématiques associées à l'application de cet indicateur dans les eaux littorales, ainsi que la mise en place d'un plan d'un contrôle de surveillance adapté. La méthodologie adoptée sur les façades Mer du Nord/Manche/Atlantique et dans les lagunes méditerranéennes est détaillée à travers les différentes phases de l'élaboration de l'indicateur (métrique, seuils, grille d'évaluation), ainsi qu'à travers les choix effectués pour qu'il permette aux gestionnaires de contrôler au mieux les risques de détérioration et de restaurer le bon état écologique de la masse d'eau. Les évolutions et ajustements de cet indicateur effectués suite à l'acquisition de nouvelles données ou suite à de nouvelles études sont également abordés. Enfin, un point est effectué sur l'application de cet indicateur par les autres Etats membres, sur l'avancement des travaux d'inter-calibration et sur le lien avec les indicateurs d'eutrophisation élaborés dans le cadre des autres directives et conventions européennes.

Pour une bonne compréhension de ce document, les définitions des sigles les plus communs sont données dans le glossaire (chapitre 10).

2 Présentation de la DCE

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE) du 23 octobre 2000 définit un cadre pour la gestion et la protection des eaux par grand bassin hydrographique au plan européen. Elle fixe un objectif de bon état écologique et chimique pour les eaux souterraines, les eaux intérieures de surface, les eaux de transition et les eaux côtières. Il appartient aux Etats membres de mettre en œuvre les mesures qui permettront d'atteindre ces objectifs au plus tard à l'horizon 2027.

La circulaire DCE 2007/20 (MEEDDAT/D) et l'instruction du Ministère chargé de l'environnement ont placé sous la responsabilité de l'Ifremer et des agences de l'eau le suivi de plusieurs éléments de qualité, dont les paramètres physico-chimiques, et la mise en œuvre d'un réseau de contrôle de surveillance cohérent au niveau national dans les masses d'eau côtières et de transition. Ce schéma s'applique pour la métropole, tandis qu'un dispositif spécifique a été mis en place dans les DOM sous la tutelle des Offices de l'Eau.

2.1 Programme de surveillance

L'article 8 de la DCE prévoit la mise en œuvre d'un programme de surveillance des masses d'eau, 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, soit 6 ans. Pour répondre à cette demande, chaque bassin hydrographique a défini un programme de

surveillance basé sur quatre types de contrôle distincts : **le réseau de contrôle de surveillance (RCS)** qui a pour but de suivre l'état général de l'ensemble des masses d'eau, **le réseau de contrôle opérationnel (RCO)** qui est 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** qui a pour but de rechercher les causes d'une mauvaise qualité ou bien d'évaluer l'ampleur et l'incidence d'une pollution accidentelle, et **le contrôle additionnel** qui est destiné à vérifier les pressions qui s'exercent sur les zones dites protégées (ex : zones conchylicoles, Natura 2000, baignades).

A la fin de chaque plan de gestion, les données acquises par le programme de surveillance servent, en autres, à mettre en œuvre le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE). Cet outil de planification fixe pour chaque bassin hydrographique les orientations de la gestion de l'eau dans le respect des principes de la politique communautaire fixée par la DCE, c'est-à-dire :

- prévenir toute dégradation supplémentaire des écosystèmes aquatiques,
- atteindre le bon état des eaux de surface (cours d'eau et eaux côtières) et des eaux souterraines,
- réduire progressivement les rejets de substances prioritaires et supprimer les rejets de substances dangereuses prioritaires,
- promouvoir une utilisation et une gestion durable de l'eau par une protection à long terme des ressources en eau disponibles.

2.2 Masses d'eau et typologie

La DCE a rendu nécessaire la construction d'un référentiel cartographique commun pour l'évaluation de la qualité des eaux des divers Etats membres. Elle a imposé une identification des eaux à échelle européenne par bassin et district hydrographique, et a introduit la notion de masse d'eau. Il s'agit de l'unité d'évaluation et de gestion des eaux. Les masses d'eau sont découpées de façon à être homogènes quant à leur nature, à leur état et à leur fonctionnement, en conservant toutefois un nombre de masse d'eau gérable. Les **masses d'eau côtières (MEC)** regroupent les eaux situées à moins d'un mille marin de la ligne de base servant pour la mesure de la largeur des eaux territoriales. Les **masses d'eau de transition (MET)** concernent les eaux situées à proximité des embouchures de rivières ; ces eaux sont partiellement salines en raison de leur proximité avec les eaux côtières mais sont sous l'influence des courants d'eau douce.

La **typologie** des masses d'eau, définie par la circulaire 2005-11 du 29 avril 2005, a pour but de regrouper des masses d'eau homogènes du point de vue de certaines caractéristiques naturelles (WFD CIS Guidance Document No. 5, 2003). La typologie a été établie à l'échelle nationale (Lazure et al., 2002) en se basant sur une liste de critères hydrodynamiques et géomorphologiques propres aux masses d'eau côtières (marnage, profondeur, vitesse du courant, exposition aux vagues, temps de résidence, mélange, principaux substrats et pourcentage de la masse d'eau occupé par la zone intertidale) et aux masses d'eau de

transition (salinité, marnage, mélange, pourcentage de masse d'eau occupé par la zone intertidale, débit, surface du bassin versant, surface de l'estuaire et turbidité).

2.3 Notion de bon état

La Directive s'appuie sur l'évaluation d'un certain nombre d'éléments de qualité pour définir l'état chimique et l'état écologique d'une masse d'eau. La liste des éléments de qualité à prendre en compte varie selon la catégorie de la masse d'eau (eaux souterraines ≠ eaux côtières).

La DCE définit le "bon état" d'une masse d'eau lorsque l'état chimique et l'état écologique de celle-ci sont au moins bons (Figure 1). **L'état chimique** d'une masse d'eau de surface est déterminé au regard du respect des normes de qualité environnementales (NQE) par le biais de valeurs seuils européens. Deux classes sont définies : bon (respect) et pas bon (non-respect). **L'état écologique** d'une masse d'eau de surface est déterminé à l'aide d'éléments de qualité biologiques (espèces végétales et animales), hydromorphologiques et physico-chimiques, appréciés par des indicateurs. Il représente l'état du fonctionnement d'un écosystème aquatique comparé à un modèle théorique de référence, pour en déduire l'écart à cette référence.

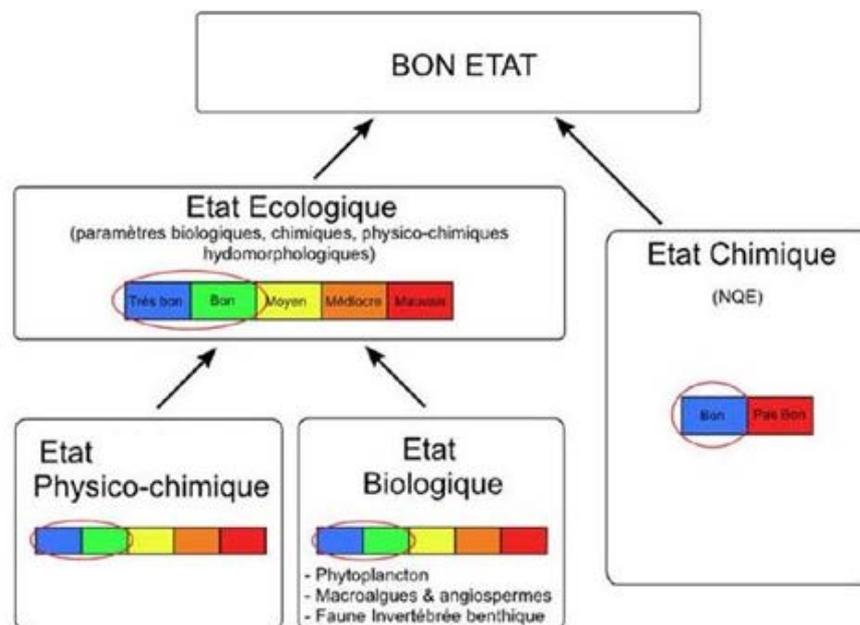


Figure 1 : Notion de bon état des masses d'eau dans le cadre de la DCE.

2.4 Eléments de qualité physico-chimiques

Pour permettre l'évaluation de l'état physico-chimique des masses d'eau côtières et de transition, la DCE (annexe V - alinéas 1.1.3. et 1.1.4.) utilise les éléments de qualité suivants : **transparence, température de l'eau, bilan d'oxygène, salinité, concentration en nutriments.**

Les éléments de qualité physico-chimiques généraux interviennent dans l'évaluation de l'état écologique en « soutien à la biologie », c'est à dire qu'ils sont considérés comme des facteurs explicatifs des conditions biologiques.

2.4.1 Période et fréquence d'échantillonnage

Les fréquences de contrôle doivent tenir compte de la variabilité des paramètres résultant des conditions naturelles et anthropogéniques. L'époque à laquelle les contrôles sont effectués est déterminée de manière à réduire au minimum l'effet des variations saisonnières et donc à assurer que les résultats reflètent les modifications subies par la masse d'eau du fait des variations des pressions anthropogéniques.

Les éléments de qualité « température », « salinité », « transparence », « bilan d'oxygène », « concentration en nutriments » doivent être évalués, au minimum, sur la durée indiquée dans le Tableau 1. Mais, sur la base des connaissances techniques et des avis d'experts, des intervalles plus longs peuvent être appliqués.

Élément de qualité	Eaux de transition	Eaux côtières
Température	3 mois	3 mois
Salinité	3 mois	/
Transparence	/	/
Bilan d'oxygène	3 mois	3 mois
Concentration en nutriments	3 mois	3 mois

Tableau 1 : Période minimale de suivi des éléments de qualité physico-chimiques dans les MEC et MET de la DCE (d'après l'annexe V - alinéa 1.3.4.).

2.4.2 Modalités d'évaluation

Les masses d'eau doivent être qualifiées pour les paramètres biologiques selon une grille à cinq classes, correspondant respectivement aux états « très bon », « bon », « moyen », « médiocre », « mauvais », tout en sachant que c'est la limite entre les états « bon » et « moyen » qui est cruciale pour déterminer le bon état général. Les éléments de qualité physico-chimiques sont évalués uniquement sur les trois premières classes, « très bon », « bon » et « moyen ». La définition de ces trois états pour les masses d'eau de transition et côtières est reprise dans le Tableau 2.

Très bon état	Bon état	Etat moyen
<p>Les éléments physico-chimiques correspondent totalement ou presque aux conditions non perturbées. Les concentrations de nutriments restent dans la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées. La température, le bilan d'oxygène et la transparence n'indiquent pas de signes de perturbation anthropogénique et restent dans la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées.</p>	<p>La température, le bilan d'oxygène et la transparence ne dépassent pas les normes établies pour assurer le fonctionnement de l'écosystème et pour atteindre les valeurs indiquées pour les éléments de qualité biologique. Les concentrations de nutriments ne dépassent pas les niveaux établis pour assurer le fonctionnement de l'écosystème et pour atteindre les valeurs indiquées pour les éléments de qualité biologique.</p>	<p>Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées pour l'état moyen pour les éléments de qualité biologique. <i>Exemple de l'indicateur biologique phytoplancton :</i> <i>La composition et l'abondance des taxa planctoniques diffèrent modérément des communautés caractéristiques. La biomasse est modérément perturbée et peut être de nature à produire une forte perturbation indésirable des valeurs des autres éléments de qualité biologique.</i> <i>La fréquence et l'intensité de l'efflorescence planctonique peuvent augmenter modérément. Une efflorescence persistante peut se produire durant les mois d'été.</i></p>

Tableau 2 : Définition des classes d'état pour les éléments physico-chimiques dans les MEC et MET de la DCE (d'après l'annexe V - alinéas 1.2.3. et 1.2.4.).

Les rôles respectifs des éléments de qualité biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques dans la classification de l'état écologique sont représentés dans la Figure 2. La règle d'agrégation des éléments de qualité pertinents pour le type de masse d'eau considéré, dans la classification de l'état écologique, est celle du principe de l'élément de qualité déclassant (principe dit « one-out, all-out »). En d'autres termes, l'état d'un élément de qualité correspond à la plus basse des valeurs de l'état des paramètres constitutifs de cet élément de qualité.

Ainsi, selon les termes de la DCE, l'attribution d'une **classe d'état écologique « très bon »** est déterminée par les valeurs des contrôles des éléments biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques dans le cas où tous ces éléments correspondent au très bon état.

L'attribution d'une **classe d'état écologique « bon »** est obtenue (1) lorsque un ou plusieurs des éléments biologiques et des éléments physico-chimiques est classé au moins bon (les éventuels autres éléments biologiques et physico-chimiques étant classés très bons) ou (2) lorsque tous les éléments biologiques sont classés très bons et que l'un au moins des éléments physico-chimiques correspond à un état bon (les éventuels autres éléments physico-chimiques étant classés très bons), (3) lorsque tous les éléments biologiques et physico-chimiques sont classés très bons et que l'élément hydromorphologique ne correspond pas au très bon état.

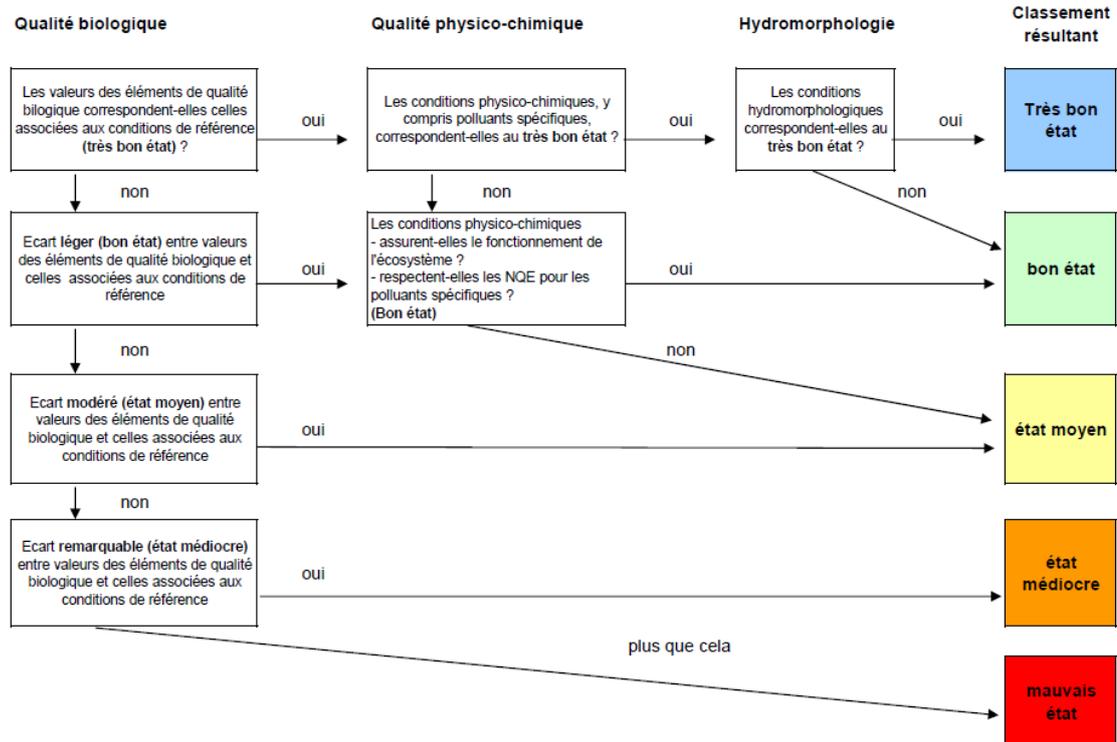


Figure 2 : Arbre d'évaluation : relation entre les éléments de qualité biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques dans l'évaluation de l'état écologique (d'après WFD CIS Guidance Document No. 13, 2005).

L'attribution d'une **classe d'état écologique « moyen »** est obtenue (1) lorsqu'un ou plusieurs des éléments biologiques est classé moyen (les éventuels autres éléments biologiques étant classés bons ou très bons) ou (2) lorsque tous les éléments biologiques sont classés bons ou très bons, et que l'un au moins des éléments physico-chimiques correspond à un état moins que bon.

L'attribution d'une **classe d'état écologique « médiocre » ou « mauvais »** est déterminée par les valeurs des contrôles des éléments biologiques. Ainsi, si au moins un élément de qualité biologique est en état moyen, médiocre ou mauvais, les éléments de qualité physico-chimiques n'ont pas d'incidence sur le classement de l'état écologique.

3 Contrôle de surveillance DCE pour la physico-chimie dans les eaux littorales françaises

La mise en œuvre du contrôle de surveillance des paramètres physico-chimiques (température, salinité, turbidité, oxygène dissous et nutriments) dans les eaux littorales est effectuée principalement via le Réseau d'Observation et de Surveillance du Phytoplancton et de l'Hydrologie (REPHY), en parallèle à la surveillance de l'élément de qualité phytoplancton (biomasse, abondance, composition).

L'objectif du contrôle de surveillance est d'acquérir des données de façon standardisée, homogène et comparable sur l'ensemble du territoire. Des modalités méthodologiques précises ont donc été élaborées pour pouvoir calculer de façon cohérente l'ensemble des indicateurs retenus pour l'évaluation. Elles ont entraîné une importante restructuration du REPHY en 2007 en termes de choix de points de prélèvement, de période et de fréquence de prélèvement.

3.1 Points de prélèvement

Les points de prélèvement choisis pour le contrôle de surveillance ont été proposés par l'Ifremer et ont fait l'objet d'un consensus à l'échelle de chaque bassin hydrographique (Artois-Picardie, Seine-Normandie, Loire-Bretagne, Adour-Garonne, Rhône-Méditerranée et Corse). La majorité des points de prélèvement sont communs au suivi de l'élément qualité phytoplancton et des éléments de qualité physico-chimiques. Leur position a été déterminée à l'aide d'images satellitaires représentant la biomasse phytoplanctonique dans les eaux de surface (Gohin et al. 2008). Elle a été choisie de façon à ce que la valeur moyenne de la biomasse phytoplanctonique du point soit la plus proche possible de celle de la valeur moyenne de la masse d'eau. Une masse d'eau est donc généralement représentée par un seul point de prélèvement (dans la plupart des masses d'eau côtières) mais parfois par, deux, voire trois points, dans certaines masses d'eau de transition, notamment en Bretagne et dans les lagunes méditerranéennes. Les points retenus pour les évaluations des paramètres physico-chimiques sont listés en Annexe 1 et représentés sur la Figure 3. Les points de prélèvement qui sont situés dans des masses d'eau déclarées « turbides » (Belin et Daniel, 2013) sont évalués sur les éléments de qualité physico-chimiques mais pas sur l'élément de qualité phytoplancton.

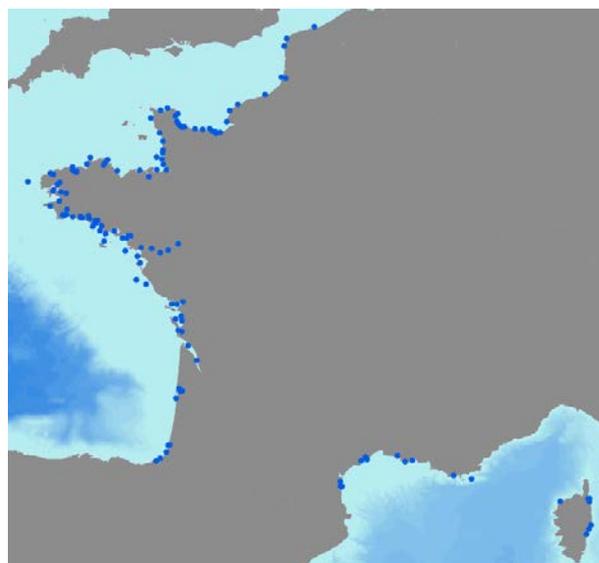


Figure 3 : Position des points de prélèvement DCE pour les éléments de qualité physico-chimiques dans les MEC et MET de métropole

3.2 Prélèvement et analyse

3.2.1 Méthodologie

L'harmonisation des méthodologies de prélèvement et d'analyse est essentielle pour fiabiliser la qualité des mesures et pour permettre la comparabilité des données DCE aux niveaux spatial et temporel.

La bonne pratique de l'échantillonnage conditionne en très grande partie la fiabilité des résultats de mesure. Les méthodes de prélèvement à mettre en œuvre dans le cadre de la DCE dans les eaux littorales sont celles décrites dans le document de prescription « techniques de prélèvement » (Daniel et Lampert, 2016) qui est complété par un dossier contenant des séquences filmées (Daniel, 2009) disponible sur internet¹. Les prélèvements des paramètres physico-chimiques sont effectués en sub-surface (à PM+/-2h pour la façade Manche/atlantique), sauf ceux de l'oxygène dissous qui sont effectués au fond de la colonne d'eau (Daniel 2009). Ces prélèvements sont généralement effectués en même temps que ceux de l'élément de qualité phytoplancton.

Les méthodes d'analyse ont été choisies sur la base de leur limite de quantification et de leur gamme de mesure qui doivent être compatibles avec les concentrations relevées dans le milieu. Les méthodes d'analyse préconisées pour le programme de surveillance physico-chimique de la DCE dans les masses d'eau littorales sont celles décrites par Aminot et Kérouel (2004) et Aminot et Kérouel (2007). Ces méthodes sont complétées par des protocoles techniques d'analyse (Daniel et al., 2010) et de bancarisation (Néaud-Masson, 2017). Les méthodes d'analyse des nutriments en milieu marin font l'objet de fiches « méthodes »² AQUAREF (Laboratoire national de référence pour la surveillance des milieux aquatiques).

3.2.2 Mise en œuvre opérationnelle

La mise en œuvre opérationnelle (prélèvements, analyse, transmission des données) est assurée, soit directement par les Laboratoires Environnement Ressources (LER) de l'Ifremer qui sont répartis sur plusieurs implantations le long du littoral (Boulogne sur Mer, Port en Bessin, Dinard, Concarneau, Lorient, Nantes, La Tremblade, Arcachon, Sète et Toulon), soit par des opérateurs extérieurs publics ou privés dans un cadre contractuel contrôlé par l'Ifremer. Les laboratoires Ifremer chargés des analyses de nutriments (LER/N, LER/MPL, LER/AR, LER/LR) sont accrédités selon l'ISO 17025 par le COFRAC.

¹ <http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/dossiers/prelevementhydro/presentation.html>.

² https://www.aquaref.fr/methodes_validees.

3.3 Bancarisation et outils d'évaluation

La bancarisation des données de la DCE est réalisée dans la base de données QUADRIGE² qui constitue le référentiel national des données sur les eaux littorales³. Les tâches autour de la base QUADRIGE² sont de nature méthodologique (conformité avec les référentiels du SANDRE) et opérationnelle (saisie, qualification, traitement statistique, valorisation, transmission des données). La base de données QUADRIGE² est en lien opérationnel avec le Système d'information sur l'eau (SIE) et le Système d'Evaluation de l'Etat des Eaux (SEEE) pour permettre l'accès aux données nécessaires au rapportage de la surveillance DCE.

A partir des données saisies dans QUADRIGE², le service VIGIES de l'IFREMER produit tous les ans des résultats d'évaluation pour chaque indicateur DCE sur la période d'un plan de gestion (n-7/n-1). Pour ce faire, il met en œuvre une extraction de données dans Quadriges² selon des filtres bien définis puis une série de scripts R qui fournit des produits d'évaluation tels que des cartes, des fiches et tableaux synthétisant les résultats (cf. chapitre 6 – Processus d'évaluation).

4 Problématique de l'indicateur de qualité nutriments

4.1 Nutriments et eutrophisation

Le terme « nutriments » désigne l'ensemble des composés chimiques essentiels au maintien et à la croissance des cellules algales, et plus généralement des organismes vivants, car ils leur fournissent l'énergie nécessaire pour leurs fonctions métaboliques. Les principaux nutriments sont le nitrate, le nitrite, l'ammonium, le phosphate et le silicate. Ces nutriments sont naturellement présents dans le milieu principalement via le lessivage des sols, la dégradation de la matière organique et les déjections d'origine humaine et animale.

Si les nutriments ne sont pas directement toxiques pour le milieu marin, c'est l'augmentation des flux déversés en zone côtière qui peut être considérée comme une pression à l'origine de nuisances pouvant conduire au phénomène d'eutrophisation. Les apports excessifs de nutriments sont générés par des apports anthropiques tels que les rejets urbains (stations d'épurations), les rejets domestiques diffus (lessives), les rejets industriels (agro-alimentaire) ou agricoles (engrais, épandages).

L'eutrophisation est caractérisée par des dégradations, ou nuisances, de différents types. Une distinction est généralement effectuée entre les effets directs et les effets indirects d'un enrichissement en nutriments. Dans les eaux littorales, les effets directs sont généralement caractérisés par :

³ http://envlit.ifremer.fr/resultats/base_de_donnees_quadriges/presentation%20

- une importante biomasse phytoplanctonique suite à une augmentation de la production primaire,
- un changement dans la composition des espèces phytoplanctoniques dominantes (diminution du rapport diatomées/dinoflagellés, apparition d'espèces phytoplanctoniques nuisibles ou toxiques),
- une augmentation des macroalgues opportunistes dans les zones confinées de faible profondeur (remplacement des espèces à longue vie par celles à courte vie telles que les ulves).

Les effets indirects (secondaires) de l'enrichissement en nutriments provoquent principalement des modifications physico-chimiques de l'eau qui peuvent avoir un effet néfaste sur la biodiversité. Ils consistent notamment en :

- un appauvrissement de la concentration d'oxygène dans la colonne d'eau suite à la décomposition de la matière organique induite par les blooms phytoplanctoniques, particulièrement dans les zones stratifiées. Ces hypoxies peuvent entraîner une mortalité des invertébrés benthiques présents et impacter fortement le comportement des poissons ainsi que leur nurseries.
- une diminution de la transparence de l'eau en raison de la présence massive de phytoplancton dans la colonne d'eau. Cet ombrage peut causer une disparition des macrophytes benthiques pérennes.

Mais le lien direct entre enrichissement en nutriments et eutrophisation d'une zone côtière est assez complexe à établir (Andersen et al., 2006 ; Pinay et al., 2017). Il existe en effet des facteurs, plus ou moins importants selon la zone ou la saison, qui vont agir, soit directement sur la concentration de nutriments, soit sur leur assimilation par le phytoplancton. On peut ainsi citer :

- l'hydrodynamisme de la zone (courants résiduels, courants de marée, stratification de la colonne d'eau, marnage, profondeur) qui règle le transport et la dilution des nutriments dans la masse d'eau. Ainsi, une zone confinée peu profonde dont la colonne d'eau est stratifiée, qui a un temps de résidence long, avec de très faibles amplitudes de marée est naturellement soumise à un risque d'eutrophisation plus élevé qu'une zone ouverte sur l'océan avec de fortes amplitudes de marée et de forts courants qui peuvent évacuer les nutriments vers le large.
- la nature du sédiment qui permet une reminéralisation plus ou moins rapide de la matière organique détritique,
- la salinité de la masse d'eau qui est un traceur de la dilution des eaux continentales dans les eaux côtières. La concentration en nutriments est donc très différente, de l'ordre de 100, entre 0 et 35 de salinité.
- les matières en suspension qui, présentes au-delà d'une certaine concentration (> 10 mg/L), peuvent réduire l'intensité lumineuse pénétrant dans la colonne d'eau et donc limiter le développement phytoplanctonique même en présence de fortes concentrations de nutriments (ex. estuaires),
- les processus biologiques, chimiques et bactériens dans la colonne d'eau qui peuvent influencer plus ou moins fortement la concentration de nutriments à l'échelle horaire.

4.2 Définition d'un suivi pertinent

Aucune consigne n'a été donnée au niveau européen (texte de la DCE, ECOSTAT) pour harmoniser le suivi des paramètres physico-chimiques dans le cadre du contrôle de surveillance, mis à part les fréquences minimales de suivi (Tableau 1). Le suivi des paramètres physico-chimiques a donc été défini en 2005-2006 au sein d'un groupe de travail (Grouhel et al., 2006) à l'Ifremer de façon à ce que les résultats reflètent avec un niveau de confiance et de précision acceptable les modifications subies par la masse d'eau du fait des variations naturelles et anthropogéniques. Cette proposition de suivi a ensuite été discutée au niveau national au sein du groupe de travail littoral, coordonné par le MEDDE, l'ONEMA et les bassins (agences de l'eau, DIREN, CQEL,...) de façon à la rendre cohérente avec les moyens techniques et financiers mobilisables. Le suivi a finalement été entériné dans le premier arrêté établissant le programme de surveillance de l'état des eaux (10 janvier 2010) puis maintenu dans forme initiale jusque dans l'arrêté en vigueur à ce jour (17 octobre 2018).

4.2.1 Choix de la forme chimique à mesurer

La DCE impose le suivi de l'indicateur « concentration en nutriments », terme très général car les nutriments sont présents dans l'eau sous de multiples formes. La première partie du travail a donc consisté à définir les nutriments à mesurer dans le cadre du contrôle de surveillance.

Il faut tout d'abord distinguer les micro-nutriments, généralement représentés par les métaux traces, des macro-nutriments constitués des composés de :

- l'azote et du phosphore qui supportent la production phytoplanctonique tout en régulant la quantité de carbone organique fixée par le phytoplancton,
- la silice qui est indispensable aux diatomées pour former leur frustule, squelette externe siliceux.

Les formes inorganiques dissoutes sont généralement les formes les plus biodisponibles pour le phytoplancton. L'utilisation des nutriments organiques dissous est en effet plus coûteuse en énergie pour le phytoplancton en raison d'un grand nombre d'étapes métaboliques qui se produisent généralement par voie enzymatique. Lors de leur assimilation, les nutriments inorganiques dissous passent sous forme organique particulière (Jickells, 1998). Cette matière organique particulière est très réactive et est progressivement régénérée sous sa forme inorganique originelle, soit directement par la dégradation bactérienne de la biomasse phytoplanctonique, soit par le biais de leur ingestion puis excrétion par le zooplancton. Ce cycle des nutriments fonctionne donc grâce à plusieurs processus qui peuvent se dérouler de façon plus ou moins simultanée ou successive. Les variables azote total (NT) et phosphore total (PT), qui incluent l'ensemble des formes d'azote et de phosphore, sont considérées comme des paramètres intégrateurs.

L'**azote** est surtout présent sous les trois formes inorganiques dissoutes suivantes : le nitrate NO_3^- qui résulte principalement du lessivage des sols agricoles, l'ammonium NH_4^+ qui provient des zones d'élevage et des stations d'épuration, et le nitrite NO_2^- qui est une forme transitoire

de l'oxydation de l'ammonium en nitrate. L'azote est le seul élément nutritif présent à plusieurs degrés d'oxydation. Le nitrate est la forme d'azote préférentiellement fixée par le phytoplancton (Gruber, 2008) car il nécessite une énergie moindre pour être assimilé. Le nitrite et l'ammonium représentent les fractions recyclées du cycle de l'azote qui doivent être réduites par les cellules vivantes avant d'être assimilées. L'azote organique dissous (NOD) représente un paramètre intégrateur de la réserve d'azote présent dans les molécules organiques présentes dans l'eau tandis que l'azote organique particulaire (NOP) représente l'ensemble des formes azotées présentes dans le matériel particulaire.

Le **phosphore** d'origine anthropique provient de trois sources : l'industrie, les rejets domestiques et l'élevage. Il est présent dans l'eau presque uniquement sous sa forme inorganique dissoute, le phosphate PO_4^{3-} , (Moutin, 2000) qui est également la forme préférentiellement utilisée par les organismes phytoplanctoniques (Baturin, 2003). Les autres formes dissoutes du phosphore inorganique (polyphosphates) ou organique sont transformées en phosphore biodisponible respectivement après hydrolyse ou après minéralisation.

La **silice**, quant à elle, provient essentiellement de processus naturels comme l'altération des roches et n'est que faiblement influencée par l'activité humaine. Elle est principalement présente sous sa forme dissoute, le silicate $\text{Si}(\text{OH})_4$. Il n'y a pas de silicium organique au sens strict car il ne rentre pas dans les molécules organiques. Le silicium assimilé par les diatomées sert à l'élaboration de leur frustule en silice (SiO_2) et constitue ce qui est appelé la silice biogénique (BSi). Il existe également dans l'eau de la silice détritique (DSi) qui est issue de particules d'origine érosive.

Comme il est impossible d'effectuer un suivi de l'ensemble des formes de nutriments sur l'ensemble des masses d'eau en raison de contraintes méthodologiques et financières, **le groupe de travail Ifremer a préconisé un suivi des nutriments sous la forme des cinq principaux nutriments inorganiques dissous (nitrate, nitrite, ammonium, ortho-phosphate, silicate)** qui sont directement liés aux apports anthropiques sur l'ensemble du littoral. **Le suivi des formes d'azote et de phosphore total a également été recommandé mais uniquement pour les lagunes méditerranéennes.** En effet, en raison de la configuration des lagunes, c'est-à-dire une quasi-absence de marée et un temps de résidence élevé, les nutriments peuvent effectuer plusieurs cycles « production/minéralisation » avant d'être dispersés dans les eaux océaniques. Il est ainsi possible de faire le lien avec l'azote et le phosphore total issus des exutoires des stations d'épuration.

4.2.2 Choix de la période et de la fréquence de suivi

La concentration de nutriments en zones estuarienne et côtière est soumise à d'importantes variations saisonnières (Figure 4). En hiver, l'influence des apports fluviaux est particulièrement marquée avec un enrichissement des eaux de surface. A cette période de l'année, l'activité phytoplanctonique est minimale et la quantité de nutriments mesurée représente le stock maximal dont pourra disposer le phytoplancton dès que la luminosité et de la température de l'eau seront suffisantes pour permettre sa floraison. Les blooms phytoplanctoniques printaniers

ont pour effet de diminuer considérablement et rapidement la concentration de nutriments. Cet épuisement peut conduire à une limitation des nutriments tout au long de la période estivale. En fin d'été et en automne, on peut observer l'apparition de nouveaux blooms, généralement de plus faible intensité et en nombre moins important qu'au printemps, suite à la reminéralisation de la matière organique détritique et à l'augmentation des débits des fleuves après les premières pluies automnales.

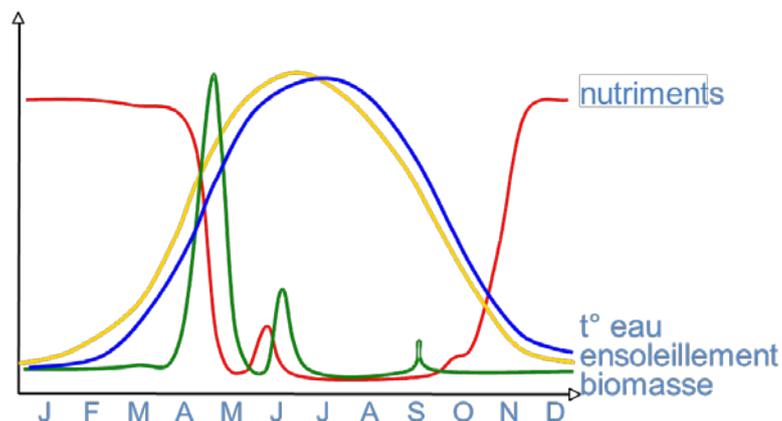


Figure 4 : Schéma conceptuel de l'évolution saisonnière des concentrations en nutriments et de la biomasse phytoplanctonique en fonction de la température de l'eau et de l'ensoleillement dans les zones côtières non soumises à eutrophisation.

Une première suggestion du groupe de travail Ifremer a été de préconiser un suivi des nutriments sur la façade Mer du Nord/Manche/Atlantique toutes les 2 semaines toute l'année en parallèle à celui de la biomasse phytoplanctonique (Grouhel et al. 2006) afin de tenir compte de la variabilité des éléments, de leur mode de transfert et de la réactivité hydrologique des bassins. Mais, principalement pour des raisons financières, le groupe de travail littoral a décidé de suivre les concentrations de nutriments uniquement en hiver (de novembre à février) en période d'activité biologique minimale pour déterminer le stock maximal de nutriments disponible pour le phytoplancton. En méditerranée, le suivi des eaux côtières oligotrophes a été fixé avec une fréquence mensuelle toute l'année mais uniquement deux fois pendant le plan de gestion. Le suivi des lagunes est lui effectué en période de risque de malaïgue, c'est-à-dire pendant l'été de juin à août.

Les fréquences de suivi sont donc différentes selon la catégorie de la masse d'eau (côtière ou transition) et selon la façade maritime (Tableau 4). Ces périodes et fréquences d'échantillonnage sont réglementées dans les arrêtés du 7 août 2015 et du 17 octobre 2018, modifiant celui du 25 janvier 2010. Leur mise en application est également détaillée dans les procédures du cahier REPHY (Belin et Néaud-Masson, 2017) pour le phytoplancton et l'hydrologie. A noter que, si des mesures sont faites dans le REPHY à des périodes ou des fréquences supérieures à celles décrites dans cet arrêté, celles-ci ne sont pas prises en compte pour l'évaluation.

Masses d'eau	Nbre d'années de suivi par plan de gestion	Nbre et fréquence des prélèvements /an	Période de prélèvement	Sites concernés
MEC Mer du Nord-Manche - Atlantique	6	4	novembre- février	tous
MET Mer du Nord-Manche - Atlantique	6	4	novembre- février	tous
MEC méditerranée	2	12	année	tous
MET méditerranée	6	3	juin-août	tous

Tableau 3 : Modalités de suivi (période et fréquence de prélèvement) des nutriments dans les MEC et MET telles que définies dans l'arrêté du 17 octobre 2018.

5 Elaboration de l'indicateur de qualité nutriments

L'élément de qualité nutriments a été élaboré uniquement pour les MET et MEC de la façade Mer du Nord/Manche/Atlantique et pour les lagunes méditerranéennes. Aucune étude n'a encore été menée à ce jour pour les DOM et les masses d'eau côtières méditerranéennes qui ont la particularité d'être oligotrophes (à l'exception de la Guyane) et donc moins sensibles au problème d'eutrophisation jusqu'à présent. Pratiquement aucune donnée de nutriment n'était accessible sur ces zones avant la mise en place du plan de surveillance DCE qui a débuté avec du retard (entre 2011 et 2013) par rapport à celui mis en place sur la façade Mer du Nord/Manche/Atlantique et dans les lagunes.

Le processus d'élaboration d'un indicateur DCE exige de choisir et de définir plusieurs facteurs : la **métrique** qui désigne une méthode de calcul (ex : médiane, percentile 90), une **valeur de référence** qui est définie comme la valeur de « très bon état » de la métrique et qui est fixée par expertise ou par consensus européen, la **grille d'évaluation** qui est composée, pour les éléments de qualité physico-chimiques, de deux valeurs seuils qui définissent la limite entre les classes de qualité « très bon/bon » et « bon/moyen ». Comme la métrique, la valeur de référence et les valeurs seuils de la grille d'évaluation sont liées, elles doivent être définies conjointement. Il faut noter que ces facteurs sont spécifiques à la période et la fréquence de suivi déterminées pour la DCE et ne sont pas forcément transposables sur d'autres jeux de données.

5.1 Détermination d'une métrique

Pour évaluer l'influence des activités anthropiques sur le fonctionnement des écosystèmes côtiers, l'estimation des flux de nutriments est généralement évaluée à l'exutoire des principaux fleuves côtiers. Si l'évolution pluriannuelle de la concentration des nutriments n'est pas expliquée par la seule variation du débit, elle peut résulter de modifications de la pression anthropique sur le bassin versant. Cette variable n'a pas été retenue pour l'évaluation des

masses d'eau côtières et de transition car la directive demande d'évaluer non pas directement la pression de nutriments mais l'état écologique au sein de chaque masse d'eau.

Une autre façon d'appréhender le problème est de considérer que le déséquilibre entre les apports d'azote, de phosphore et de silice est plus dommageable pour l'écosystème marin que la valeur absolue des flux de nutriments apportés en mer. Par exemple, quand les apports d'azote sont supérieurs aux apports de silice, et que ces deux éléments ne sont pas dans les bonnes proportions par rapport aux besoins de la photosynthèse des diatomées, il en résulte une modification de la composition taxonomique du phytoplancton marin qui altère le fonctionnement de l'écosystème. On observe alors uniquement des espèces de diatomées pouvant se développer avec de faibles rapports Si/N ou un remplacement des diatomées par des espèces algales non siliceuses, généralement des dinoflagellés. Il faut noter que ces espèces opportunistes peuvent produire des toxines. Le modèle de Redfield (Si:N:P = 16:16:1 ; Redfield et al., 1963) est souvent utilisé comme référence pour déterminer l'élément limitant de la croissance phytoplanctonique, c'est à dire l'élément qui se trouve dans le milieu en proportion la plus faible par rapport aux besoins des organismes et dont l'absence, ou la faible concentration, empêche la croissance. En effet, si l'un des éléments nécessaires à la croissance du phytoplancton fait défaut, tous les autres deviennent inutiles, tant que ce manque persiste. Dans la plupart des régions océaniques, c'est l'azote qui est considéré comme l'élément limitant (Moore et al., 2013) mais de nombreux travaux ont montré que le phosphore pouvait jouer aussi un rôle déterminant dans la productivité de certaines régions, comme la Méditerranée (Berland et al., 1980 ; Diaz et al., 2001) ou l'Atlantique nord (Cotner et al., 1997). Mais il ne faut pas perdre de vue que les rapports de Redfield sont des rapports stœchiométriques de photosynthèse et de respiration qui doivent être considérés comme des rapports moyens car ils ne reflètent pas une valeur universelle. En effet, si en milieu océanique les distributions de nutriments sont principalement contrôlées par la boucle biogéochimique (Gruber, 2008), les rapports molaires, et donc le type de limitation, mesurés à la côte sont susceptibles d'évoluer au cours de l'année car ils dépendent non seulement de la physiologie des espèces phytoplanctoniques et de la composition de la communauté planctonique (rapports autotrophes/hétérotrophes, eucaryotes/procaryotes, ...) mais aussi des conditions environnementales comme la lumière, la température ou la turbidité (Klausmeier et al., 2004).

5.1.1 Mer du Nord/Manche/Atlantique

Il a donc été décidé, dans un premier temps, de baser l'indicateur nutriments uniquement sur le paramètre azote inorganique dissous (NID = nitrate + nitrite + ammonium) mesuré en période hivernale. En effet, si le phosphate représente la forme majeure du phosphore inorganique dissous et est directement biodisponible, sa concentration est régulée par d'importants phénomènes d'adsorption/désorption (Carpenter et al., 1984 ; Froelich, 1988 ; Andrieux, 1997). Si on trace les concentrations de phosphate par rapport à la salinité (traceur de dilution), on observe des anomalies de concentrations positives, particulièrement en hiver (Aminot, 1988). L'activité biologique étant réduite à cette période de l'année, ces anomalies mettent en évidence une désorption du phosphate issu du matériel particulaire, fraction nommée « phosphate échangeable ». La prise en compte de cette fraction dans les estuaires et les zones

côtières est essentielle car, étant donné leur charge en particules, les interactions eau-solide y sont très importantes. Ce « réservoir » de phosphore est susceptible de relarguer sur une longue période du phosphore dissous et constitue une source non négligeable qui n'est pas du tout identifiée par une simple mesure de phosphate dans la colonne d'eau. Cette interaction eau-solide n'est pas observée pour les composés azotés qui ont un comportement considéré comme quasi-conservatif pendant la période hivernale. De plus, la concentration de NID mesurée en hiver est généralement considérée comme le facteur anthropique contribuant le plus aux changements observés dans les communautés phytoplanctoniques (Devlin et Bonne, 2016).

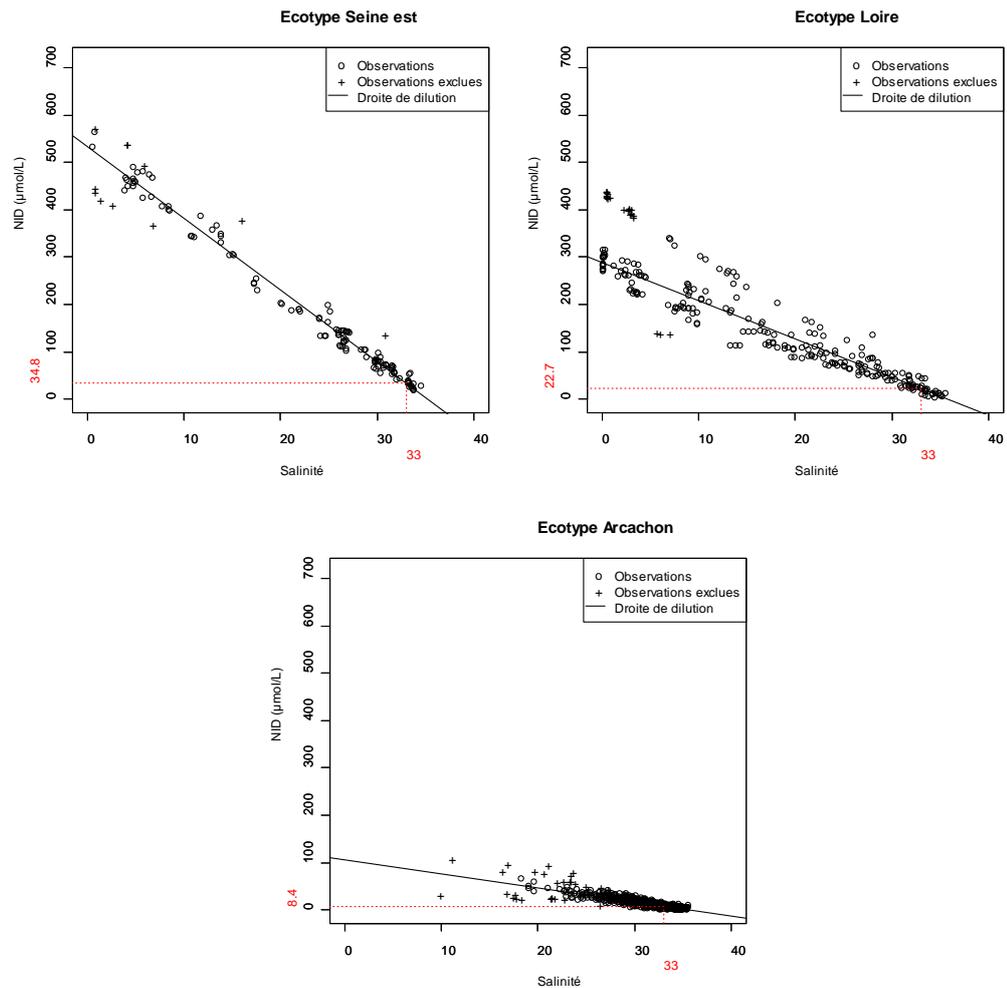


Figure 5 : Distribution des concentrations de NID ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$) mesurées en hiver en fonction de la salinité au cours de la période 2003 – 2008 dans les écotypes Arcachon, Loire et Seine Est. La concentration de NID normalisée à 33 de salinité est obtenue à l'aide de la droite de dilution.

Compte tenu de l'influence très marquée des apports continentaux, l'interprétation des nutriments en zones côtière et estuarienne est impossible sans intégrer la salinité. A titre d'exemple, en cas de comportement conservatif du nitrate et d'une concentration de $500 \mu\text{mol/l}$ à salinité 0, une variation d'une unité de salinité correspond à une différence de concentration de $14 \mu\text{mol/l}$, soit le double de la concentration hivernale observée dans certaines masses d'eau côtières. Pour pouvoir définir des valeurs seuils applicables sur l'ensemble du littoral français et

qui prennent en compte les apports anthropiques, et non la dilution naturelle des eaux continentales dans les eaux côtières, il est nécessaire de s'affranchir de l'influence de la salinité. Le choix a donc été fait de regrouper dans différents écotypes les masses d'eau situées dans le panache de dilution et de mélange des principaux bassins hydrographiques ou, considérées homogènes au niveau hydrodynamique lorsqu'elles ne sont pas sous l'influence directe d'un fleuve (Annexe 2). La typologie établie pour les masses d'eau DCE (cf. chapitre 2.2.) ne peut pas être utilisée dans le cas de l'indicateur nutriments car elle n'est pas basée sur la notion de bassin versant. La concentration en NID a donc été normalisée à une salinité donnée pour pouvoir être assignée à l'ensemble des masses d'eau de l'écotype. La salinité de 33 a été choisie pour effectuer cette normalisation car elle correspond à la salinité moyenne rencontrée dans les masses d'eau côtières de la façade Mer du Nord/Manche/Atlantique. Pour effectuer la normalisation, les concentrations de NID mesurées tous les mois entre novembre et février pendant les six années du plan de gestion sont tracées en fonction de leur salinité respectives. La droite de dilution ainsi obtenue permet de calculer la concentration de NID normalisée à 33 de salinité (Figure 5). Cette concentration normalisée à 33 de salinité est assignée à l'ensemble des masses d'eau de l'écotype.

5.1.2 Lagunes méditerranéennes

Les lagunes méditerranéennes sont particulièrement sensibles à l'eutrophisation en raison de leur configuration : étang, souvent de faible profondeur, soumis à une quasi-absence de marée et à un temps de résidence élevé de ses eaux. De 2000 à 2013, le Réseau de Suivi Lagunaire (RSL) a permis d'évaluer l'état d'eutrophisation des lagunes du Languedoc-Roussillon, notamment au travers du diagnostic des nutriments (Ifremer et al., 2000 ; Baehr et al., 2013). Les méthodes et grilles d'évaluation élaborées dans le cadre du RSL ont servi de base à la création dès 2006 des outils d'évaluation DCE pour les lagunes méditerranéennes.

La métrique retenue est le percentile 90 des données mesurées sur six ans, une fois par mois, entre juin et août. Cette métrique permet de représenter une valeur maximale tout en excluant les données exceptionnelles. Le calcul du percentile 90 est effectué comme suit :

$$P_{90} = (1 - g) x_j + g x_{j+1}$$

avec P_{90} valeur de la métrique

$x_1 x_2 \dots x_n$: valeurs ordonnées du paramètre

n : nombre de valeurs pour le paramètre

j : partie entière et g partie fractionnaire de np

telles que $np = j + g$ où $p = 0.9$

5.2 Détermination de la grille d'évaluation

Les écosystèmes peuvent faire face à certaines activités et pressions humaines, mais seulement dans une certaine mesure. L'approche la plus simple pour déterminer la valeur seuil à laquelle est observée une altération de l'écosystème consiste à rechercher un point de rupture dans un jeu de données chronologique remontant à une période antérieure à celle des rejets anthropiques dans le milieu, c'est-à-dire avant les révolutions agricoles et industrielles (vers 1900 pour les nutriments). Malheureusement de tels jeux de données n'existent pas en France pour les eaux littorales. La modélisation n'a pas pu être utilisée en 2009 en raison du manque de données et parce qu'elle n'était pas techniquement applicable à l'ensemble du littoral. D'autres approches ont donc été mises en œuvre pour la façade Mer du Nord/Manche/Atlantique et pour les lagunes méditerranéennes.

5.2.1 Lagunes méditerranéennes

Si les seuils proposés avant 2018 étaient basés sur les seuils historiques du RSL, une nouvelle proposition de seuils nutriments pour les lagunes oligo- et méso-halines a été présentée dans le guide REEEL (2018) suite à de récents travaux sur l'indicateur macrophytes (Sanchez et al. 2017). De façon à mieux prendre en compte le statut de zone de transition des lagunes oligo- et méso-halines situées entre les eaux douce et les eaux salées, les lagunes ont été séparées en deux catégories : les lagunes oligo- et méso-halines (salinité < 18) et les lagunes poly- et eu-halines (salinité \geq 18) (MEDDE, 2015).

Etat	Lagunes poly- et euhalines				Lagunes oligo- et méso-halines	
	NID $\mu\text{mol/l}$	PO_4^{3-} $\mu\text{mol/l}$	NT $\mu\text{mol/l}$	PT $\mu\text{mol/l}$	NT $\mu\text{mol/l}$	PT $\mu\text{mol/l}$
Très bon	[0 – 2]	[0 – 0.3]	[0 – 50]	[0 – 2]	[0-70[[0-2.5[
Bon]2 – 6]	[0.3 – 1]]50 – 75]]2 – 3]]70-95[]2.5-3.5[
Moyen	> 6	> 1	> 75	> 3]95-115[]3.5-4.5[

Tableau 4 : Grilles et valeurs seuils de percentile 90 pour les quatre indices des lagunes poly- et eu-halines et pour les deux indices des lagunes oligo- et méso-halines.

Le jeu de données ayant servi à la détermination des seuils a porté sur les résultats d'études menées entre 2009 et 2013 sur dix points de prélèvement situés dans huit lagunes oligo- et méso-halines. Les seuils ont été déduits des droites de régression obtenues entre respectivement la concentration en NT (sous forme logarithmique) et l'EQR chlorophylle-a, et entre la concentration en PT (sous forme logarithmique) et l'EQR chlorophylle-a. Les seuils NT et PT ont été calculés avec les valeurs seuils de l'EQR chlorophylle-a (« Très bon/Bon » = 0,71 ; « Bon/Moyen » = 0,35). Les valeurs logarithmiques des seuils ont ensuite été retransformées en $\mu\text{mol/l}$ (Tableau 4). Ces seuils sont intermédiaires entre ceux des eaux douces et ceux des

lagunes poly- et eu-halines. Il n'y a pas de relation significative entre l'EQR de chlorophylle et les paramètres NID et phosphate.

5.2.2 Mer du Nord / Manche / Atlantique

Une autre méthode pour illustrer la façon dont l'état biologique est modifié selon la concentration de nutriments consiste à utiliser des données acquises sur des sites soumis à des pressions de niveau différent, sur une échelle allant de faible à élevé. L'origine de cette méthode remonte aux tentatives de classification de l'état trophique des lacs effectuées par Vollenweider (1968). L'hypothèse sous-jacente, dérivée des premières études sur le phytoplancton des lacs profonds, était qu'il existait une relation causale entre les nutriments et la biologie qui pouvait être représentée par un simple modèle de régression linéaire. L'application de ce concept aux eaux des rivières, de transition et côtières est toutefois plus complexe car ces milieux sont soumis à des conditions hydrodynamiques et des pressions autres que celles des lacs qui peuvent être considérés comme des systèmes fermés. Toutefois, ce modèle pression/impact de Vollenweider a le mérite d'être simple et rapide à mettre en œuvre et de pouvoir être basé sur les petites séries de données acquises avant la mise en place du plan de surveillance DCE.

Choix de la variable biologique

Le choix de la variable biologique doit nécessairement se porter sur un élément de qualité, ou un ensemble d'éléments de qualité, très sensible à une modification de la concentration de nutriments et, de préférence, le moins sensible à d'autres pressions. Parmi l'ensemble des éléments de qualité biologique suivi par la DCE, cette relation pression-réponse directe n'est généralement démontrée qu'avec l'indicateur de biomasse phytoplanctonique (concentration en chlorophylle-a). En effet, la relation entre les nutriments et les macrophytes, ou encore le zoobenthos, est indirecte car elle est brouillée par des pressions supplémentaires (hydromorphologie, pêche...). La chlorophylle-a présentait également l'avantage en 2009 d'être l'un des premiers éléments de qualité biologique à être intercalibré au niveau européen et ainsi à pouvoir garantir la cohérence des concepts d'état écologique entre les États membres (Belin et Daniel, 2013).

L'élément de qualité biologique est mesuré sous la forme d'un ratio de qualité écologique (Ecological Quality Ratio, EQR) qui reflète l'écart par rapport aux conditions de référence. Ces conditions de référence sont définies, pour chaque élément de qualité biologique, comme les caractéristiques qui seraient obtenues dans un milieu soumis à de très faibles pressions anthropiques, voire sans pression anthropique.

$$\text{EQR} = \frac{\text{valeur de l'indicateur biologique dans les conditions de référence}}{\text{valeur mesurée de l'indicateur}}$$

Ainsi, une valeur d'EQR de 1 indique un état comparable aux conditions de référence alors qu'une valeur proche de 0 indique un état très dégradé.

Détermination de valeurs seuils avec le jeu de données 2010

Une première étude a été menée en 2009 (Daniel et Soudant, 2010) avec les données de nutriments et de chlorophylle-a acquises par le RNO (Réseau National d'Observation) et les réseaux hydrologiques locaux de l'Ifremer (SRN, RHLN, ARCHYD). Il faut rappeler que les données de nutriments disponibles en 2009 étaient limitées en quantité et en nombre de zones suivies. Or, pour pouvoir établir des seuils de nutriments robustes, il est indispensable que les données de l'élément qualité biologique couvrent l'éventail des trois classes de qualité « très bon », « bon » et « moyen ». Ceci est important pour pouvoir vérifier la linéarité de la relation sur toute l'étendue des classes. Le choix des données s'est alors effectué sur les séries historiques ayant acquis simultanément des valeurs de nutriments et de chlorophylle-a sur une période de 6 ans (plan de gestion DCE) entre 2003 et 2008. Comme le plan de surveillance DCE n'a été opérationnel qu'en fin d'année 2007, ces données ne sont donc pas issues de points de prélèvement utilisés pour le contrôle de surveillance DCE, ni acquises selon le plan d'échantillonnage recommandé spécifiquement pour la DCE. Les données ont été filtrées pour obtenir un jeu de données comparable en nombre (> 50), fréquence (mensuelle) et période d'acquisition (novembre à février). Trois écotypes ont répondu à l'ensemble de ces attentes : l'estuaire de la Seine (Seine Est), l'estuaire de la Loire et le bassin d'Arcachon.

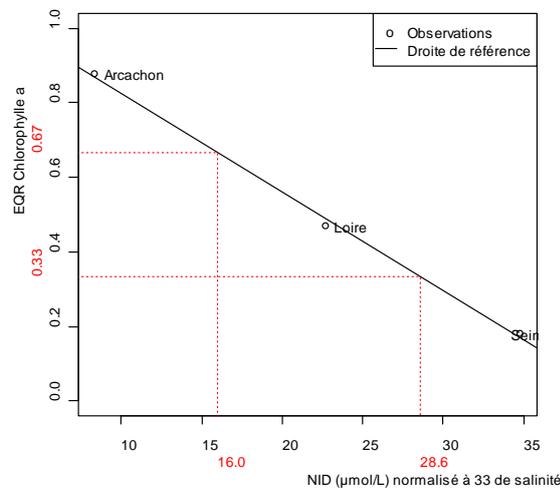


Figure 6 : Distribution des valeurs de NID normalisées à 33 de salinité des 3 écotypes « témoins » par rapport à leur EQR de chlorophylle-a. Les lignes horizontales montrent les seuils de chlorophylle-a « très bon état/bon état » (0.66) et « bon état/moyen état » (0.33), les lignes verticales montrent l'intersection avec la ligne marquant les seuils correspondant pour l'élément de qualité NID.

Une première étape a consisté à tracer la droite de dilution du NID en fonction de la salinité pour les trois écotypes. En utilisant la pente de ces droites de dilution, la concentration de NID de chaque écotype a été normalisée à 33 de salinité (Figure 5). Ces trois concentrations de NID normalisées ont ensuite été associées à leur EQR de chlorophylle-a respectif. Ces EQR de chlorophylle-a ont été calculés à partir de l'ensemble des valeurs de chlorophylle-a de chaque écotype mesurées entre mars et octobre de 2003 à 2008 (Figure 6), suivant les consignes établies

dans le rapport d'évaluation de l'élément phytoplancton (Soudant et Belin, 2010). On observe alors que l'écotype Seine, soumis à des apports massifs de nutriments, présente un EQR de biomasse chlorophyllienne dégradé, que les apports très limités en nutriments dans l'écotype Arcachon ont un effet mineur sur la biomasse chlorophyllienne et que l'écotype Loire se trouve dans une situation intermédiaire.

Les valeurs seuils de nutriments entre les classes « très bon état » / « bon état » et « bon état » / « état moyen » ont été déduites des valeurs d'EQR de chlorophylle-a correspondant à ces mêmes seuils pour l'écotype européen Manche/Atlantique 1/26a (les seuils des autres écotypes tels que mer du nord 1/26b n'étaient pas encore connus en 2009). Ainsi, en projetant la valeur seuil « très bon état/bon état » (=0.67) et la valeur seuil « bon état/état moyen » (= 0.33) de l'EQR chlorophylle-a sur la droite reliant les trois écotypes, on obtient respectivement des valeurs seuils de 16 et 29 μM (chiffre arrondi à l'unité) pour l'élément de qualité NID. Dans l'attente de données acquises dans le cadre du plan de surveillance DCE, ces valeurs seuils ont été appliquées entre 2010 et 2014 pour les évaluations de l'indicateur nutriments proposées par l'Ifremer (cf. chapitre 6 – processus d'évaluation).

Détermination de valeurs seuils avec le jeu de données 2014

Les valeurs de seuils de l'indicateur NID ont été revues en 2014 lorsque la série de données nutriments acquise par le contrôle de surveillance DCE est devenue exploitable sur un plan de gestion complet (2007-2012) et sur l'ensemble des masses d'eau. Ainsi, le nombre d'écotypes utilisés pour déterminer les valeurs seuils est passé de trois à une cinquantaine.

Après avoir tracé les valeurs de NID normalisées de chaque écotype en fonction de son EQR de chlorophylle-a, la dispersion des données (Figure 7) suggère une relation en forme de « coin inversé » où de faibles concentrations en NID correspondent à un EQR de chlorophylle-a élevé alors que de fortes concentrations en NID sont reliées à pratiquement toute la gamme de l'EQR de chlorophylle-a. Ceci peut s'expliquer par l'expression d'une ou de plusieurs pressions environnementales qui entraînent une diminution de la sensibilité de l'élément qualité chlorophylle-a à la seule pression des nutriments. Les deux principaux facteurs atténuant l'effet de l'enrichissement en nutriments dans les eaux littorales sont vraisemblablement (1) un important hydrodynamisme qui a la faculté de disperser et diluer rapidement les eaux fluviales chargées en nutriments, et/ou (2) une concentration de turbidité suffisante pour réduire l'intensité lumineuse pénétrant dans la colonne d'eau et donc pour limiter le développement du phytoplancton (particulièrement dans les estuaires).

Si cette relation montre qu'il est difficile de détecter l'effet d'un seul facteur de stress dans un environnement naturellement soumis à de nombreuses interactions écologiques, il est néanmoins possible de définir un indicateur à partir des sites semblant dominés par la pression des nutriments. Le modèle de régression linéaire n'étant pas approprié avec l'ensemble des données (distribution normale des résidus non satisfaite), la solution a consisté à tracer arbitrairement une droite correspondant à la surface inférieure du coin pour dégager les

écotypes ayant une relation de cause à effet nette entre les nutriments et la chlorophylle-a (Figure 8).

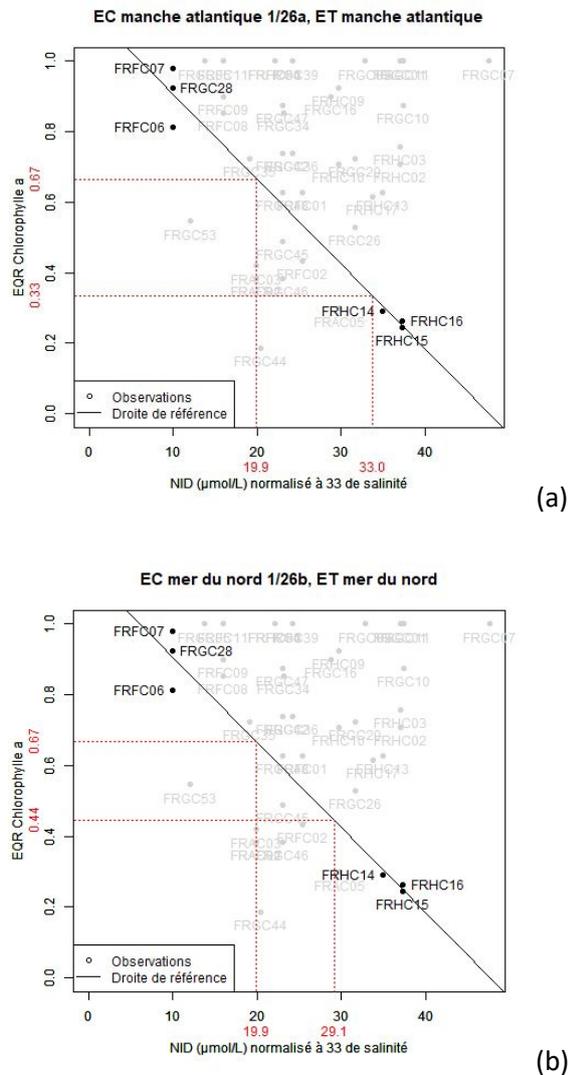


Figure 7 : Distribution des valeurs de NID normalisées à 33 de salinité de l'ensemble des masses d'eau suivies sur la période 2007-2012 par rapport à leur EQR de chlorophylle-a. (a) Valeurs seuils de l'écotype européen Manche/Atlantique pour l'indicateur phytoplancton. (b) Valeurs seuils de l'écotype européen Mer du Nord pour l'indicateur phytoplancton.

A noter que la ligne de régression est utilisée ici seulement comme un outil mécanique. Trois masses d'eau apparaissent comme représentatives d'un couple (nutriments élevés, chlorophylle-a élevée) : FRHC14 Baie de Caen, FRHC15 Côte fleurie et FRHC16 Le Havre Antifer. Trois autres masses d'eau apparaissent comme représentatives d'un couple (nutriments faibles, chlorophylle-a faible) : FRGC28 Concarneau Large, FRFC06 Arcachon amont et FRFC07 Arcachon aval.

Les seuils de NID sont déduits à nouveau de la projection des seuils de chlorophylle-a sur la droite reliant les valeurs des masses d'eau désignées comme représentatives. Les EQR de chlorophylle-a ayant été intercalibré pour tous les écotypes européens en 2014, il faut noter les valeurs de seuil différentes entre l'écotype européen Manche/Atlantique 1/26a (Figure 7a) et celui de mer du nord 1/26b (Figure 7b).

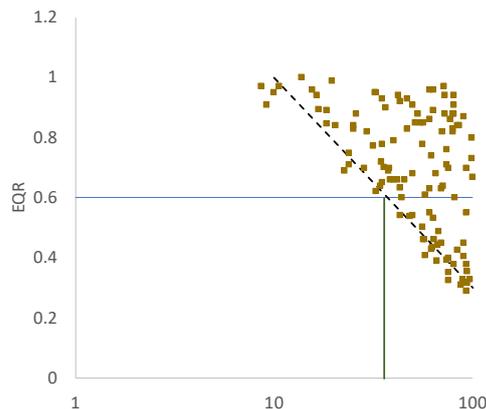


Figure 8 : Relation hypothétique entre un nutriment et l'EQR d'un indicateur biologique en cas de pressions multiples

Arbre de décision

L'évaluation de l'élément de qualité NID, comme les autres éléments de qualité physico-chimiques, doit s'effectuer dans les trois classes : très bon, bon ou mauvais. La valeur de NID normalisée de chaque écotype est donc comparée aux deux valeurs seuil de NID (Figure 9) :

- si la valeur de NID normalisée de l'écotype est inférieure à la valeur seuil « très bon état/bon état » ($20 \mu\text{mol/l}$), l'ensemble des masses d'eau de l'écotype a un indice NID classé en « Très bon état »,
- si la valeur de NID normalisée de l'écotype est comprise entre la valeur seuil « très bon état/bon état » ($20 \mu\text{mol/l}$) et la valeur seuil « bon état/Etat moyen » (29 ou $33 \mu\text{mol/l}$), l'ensemble des masses d'eau de l'écotype a un indice NID classé en « Bon état ».
- si la valeur normalisée de NID de l'écotype est supérieure à la valeur seuil « Bon état/Etat moyen » (29 ou $33 \mu\text{mol/l}$), deux cas sont distingués : soit la concentration de NID présente un impact négatif sur la biomasse phytoplanctonique (EQR chlorophylle $< 0,33$), auquel cas les masses d'eau de l'écotype présentent un « Etat moyen » vis-à-vis de ce paramètre, soit la concentration de NID n'a pas d'impact sur la biomasse phytoplanctonique (EQR chlorophylle $> 0,33$), auquel cas on considère que les masses d'eau de l'écotype sont évaluées en « Bon état ».

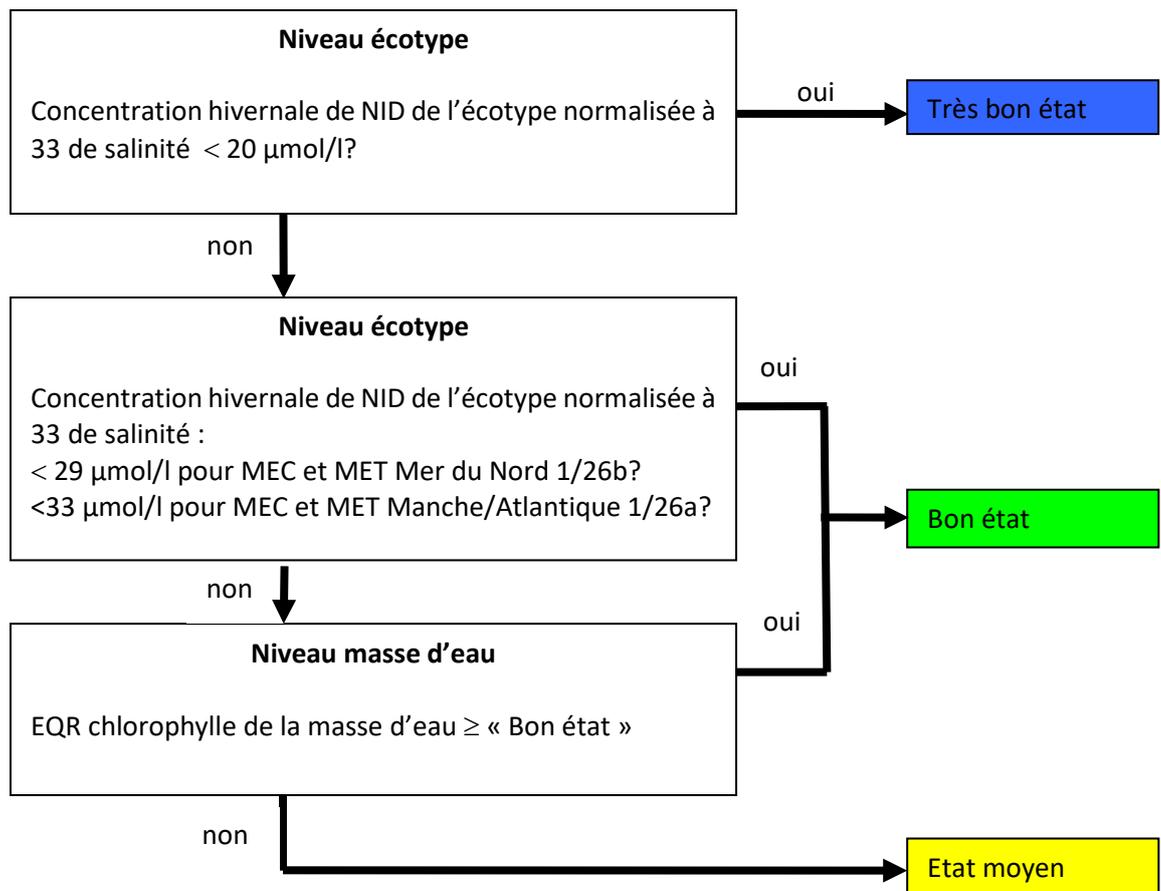


Figure 9 : Arbre de décision pour l'évaluation de l'indicateur NID.

Comme l'évaluation de l'indicateur biomasse phytoplanctonique n'est pas pertinente dans les masses d'eau de transition classées turbides (Belin, 2014 a et b), l'évaluation de l'élément qualité NID ne peut pas être rendue dans ces masses d'eau. Ceci n'est à priori pas un problème car le manque de lumière dans les estuaires a une incidence plus importante sur le développement du phytoplancton qu'une concentration de nutriments en excès (Cloern, 1999). Toutefois, en accordance avec les spécifications de la DCE, un avis d'expert peut être émis pour déclasser, si avéré, l'élément de qualité nutriments d'une masse d'eau de transition turbide d'un état bon à un état moyen. Cet avis doit reposer sur :

- le classement des autres indicateurs biologiques (macroalgues, angiospermes) sensibles à une forte concentration de nutriments dans la MET. Si l'un de ces indicateurs est évalué en moyen, le déclasser de l'indicateur nutriments en état moyen peut être justifié.
- la présence en aval de MEC évaluées en état moyen.

6 Processus d'évaluation

Après une extraction de données dans la base Quadrige², des scripts R ont été réalisés pour produire tous les ans des documents permettant d'effectuer une évaluation des masses d'eau de métropole et des DOMs sur les 6 dernières années (durée correspondant à un plan de gestion DCE). Les résultats issus de cette évaluation résultent d'une application des règles d'évaluation nationales de la DCE (arrêté du 27 juillet 2018) mais ne préjugent en rien du classement final et officiel DCE de l'état écologique des masses d'eau. Par exemple, la pertinence de l'évaluation de certaines masses d'eau peut être discutable en raison d'un faible nombre de mesures.

Les détails techniques de ces processus pour les éléments de qualité physico-chimiques sont décrits dans des documents de procédure Ifremer (Daniel et al., 2017a et b). Après une phase d'extraction des données dans Quadrige², plusieurs programmes sont utilisés dans ce processus d'évaluation des nutriments : un programme pour l'importation et le pré-traitement des données, un programme pour calculer les valeurs de NID normalisées à 33 de salinité de chaque écotype, un programme final pour fournir les différents produits nécessaires à l'évaluation (fiche écotype, fiche masse d'eau, cartes de synthèse régionale).

Si certaines informations sont inscrites directement dans les programmes (ex : fréquences et périodes de mesure), des tables sont nécessaires au fonctionnement de ces programmes (ex : valeurs des seuils des classes d'état), dont notamment le fichier support (« fichier point-masse d'eau DCE », Annexes 2 et 3) qui associe, pour la physico-chimie et le phytoplancton, les points de prélèvement et les masses d'eau, tout en répertoriant leurs caractéristiques (point surveillance nutriments, écotype, etc.). Ces tables sont vérifiées, et mises à jour si besoin, préalablement à chaque évaluation.

6.1 Extraction

Les données sont extraites de la base Quadrige² à une date précise, généralement en mai. Toutes les données sont extraites indépendamment de leur état de validation et qualification. Les paramètres extraits sont : l'ammonium, le nitrate, le nitrite, la somme nitrate + nitrite, l'azote total, le phosphore total et la salinité.

L'extraction est effectuée sur les réseaux nationaux REPHY et RNO et sur les réseaux régionaux ARCHYD, RHLN, RSL, SRN. L'extraction est également effectuée sur le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO) en cas de besoin de données de nutriments antérieures à 2007.

6.2 Programme de sélection et de pré-traitement des données

Ce programme a pour objectif la sélection des données pertinentes pour l'évaluation. Plusieurs filtres sont appliqués au fichier résultant de l'extraction des données Quadrige² dont la

suppression des enregistrements sans résultat, des enregistrements sans numéro d'échantillon, des enregistrements pour lesquels le point de prélèvement n'est pas présent dans la table des points DCE, des enregistrements autres que BON ou non qualifiés, de tous les enregistrements correspondant à des passages qui ne sont pas faits à pleine mer, des enregistrements acquis sur des niveaux autres que la surface, des enregistrements de nutriments auxquels ne sont pas associés des données de salinité.

6.3 Programme de détermination du NID normalisé à 33 de salinité pour les façades de Mer du Nord/Manche/Atlantique

Ce programme calcule le NID normalisé à 33 de salinité après avoir tracé une droite de dilution avec les données de chaque écotype. Les données retenues pour tracer la droite de dilution sont obtenues après application des filtres suivants : suppression des données n'appartenant pas aux écotypes de Mer du Nord / Manche / Atlantique, sélection des données mesurées chaque hiver entre novembre et février, regroupement des données par écotype, agrégation temporelle (garder une seule valeur mensuelle par année pour chaque point de prélèvement, la plus élevée), agrégation spatiale (garder une seule valeur mensuelle par année pour chaque masse d'eau, celle qui est reliée à la valeur maximale de salinité).

Le nombre de valeurs de NID ayant une salinité supérieure à 20 doit être au minimum de 6 pour que le calcul de la concentration de NID normalisée à 33 soit effectué. Après avoir déterminé les coefficients de la droite de dilution, les données exceptionnelles sont supprimées par test statistique (données hors de l'enveloppe à 95% de la première régression).

6.4 Programme d'évaluation des masses d'eau

6.4.1 Mer du Nord / Manche / Atlantique

L'évaluation d'une masse d'eau n'est pas effectuée s'il y a moins de 18 données (sur 24 minimum attendues) dans un écotype sur la période d'évaluation de 6 ans et si la pente de la droite de dilution est supérieure à 1. Les seuils et les EQR de chlorophylle-a sont issus du processus d'évaluation de l'indicateur phytoplancton effectués préalablement. Une classe d'état est attribuée à chaque masse d'eau après comparaison de sa valeur de NID normalisée et son EQR chlorophylle (Tableau 5).

<i>pour chaque masse d'eau</i>	NID < seuil très bon/bon	seuil très bon/bon < NID < seuil bon/moyen	NID > seuil bon/moyen
EQR chlorophylle > seuil très bon/bon	très bon	bon	bon
seuil très bon/bon < EQR chlorophylle < seuil bon/moyen	très bon	bon	bon
EQR chlorophylle < seuil bon/moyen	très bon	bon	moyen

Tableau 5 : grille d'évaluation de l'élément de qualité NID des MEC et MET en fonction de l'EQR de chlorophylle mesuré sur la même période.

6.4.2 Lagunes méditerranéennes

L'évaluation de chaque indice (NID, PO_4^{3-} , NT, PT) d'une lagune n'est pas effectuée s'il y a moins de 18 données sur la période d'évaluation de 6 ans. Une classe d'état est attribuée à chaque indice de chaque lagune après comparaison de la valeur de son percentile 90 avec les seuils de la grille d'évaluation (Tableau 4). L'agrégation des deux (lagunes oligo- et méso-halines) ou quatre indices (lagunes poly- et eu-halines) est effectuée sur l'indice le plus déclassant selon le principe du « one-out, all-out ».

6.4.3 Confiance et précision

Les intervalles de confiance et les probabilités d'appartenance à chacune des classes sont obtenus par application de la méthode de rééchantillonnage du bootstrap (Davison & Hinkley, 1997 ; WFD CIS Guidance document n°13, 2005). Ce traitement est appliqué en Mer du Nord/Manche/Atlantique à la concentration de NID normalisée à 33 de salinité de chaque écotype en utilisant comme éléments stratifiant le point de prélèvement et l'année de manière à tenir compte de la spécificité des années et des points de mesure au regard de leur salinité. Dans les lagunes méditerranéennes, ce traitement utilise le mois comme élément stratifiant pour tenir compte de la saisonnalité du phénomène.

Il faut noter que l'on considère généralement que le bootstrap ne devrait pas être appliqué sur des échantillons de taille inférieure à la trentaine d'observations (Chernick, 2007). En dessous de ce seuil, c'est la représentativité de l'échantillon qui est en question et avec elle, la pertinence des estimations. Les évaluations ne respectant pas cette condition sont identifiées par un commentaire dans les fiches masses d'eau.

6.5 Programme d'outils de présentation de résultats

Les résultats d'évaluation sont résumés et mis en forme par le biais de fiches d'évaluation « masse d'eau ». Des éléments d'expertise supplémentaires sont associés à chaque fiche et sont disponibles sous forme de « fiche écotype », de cartes de synthèse régionale et de fichiers de contrôle permettant la vérification des résultats issus des différents programmes.

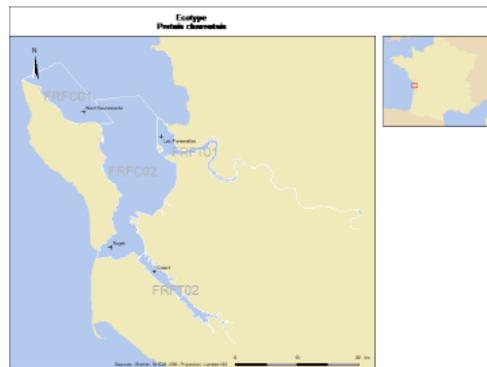
6.5.1 Fiches écotype

La fiche écotype (Figure 10) rassemble une carte situant les points de prélèvement contribuant à l'évaluation et des masses d'eau de l'écotype, un tableau listant les données des points de prélèvements et le graphe représentant la droite de dilution de la concentration en NID en fonction de la salinité ayant servi à la normalisation à 33 de salinité.

Ecotype Pertuis charentais

Période de référence : 2013-2018
Extraction des données nutriments : 19/07/2019

Situation



Point(s) contributif(s)

Mnemo point	Libellé point	Code masse eau	Statut	Nombre de mesures utilisées
079-P-010	Nord Saumonards	FRFC01	DCE	32
081-P-005	Les Fontenelles	FRFT01	DCE	24
082-P-001	Auger	FRFC02	DCE	34
083-P-015	Cotard	FRFT02	DCE	22

Graphique(s)

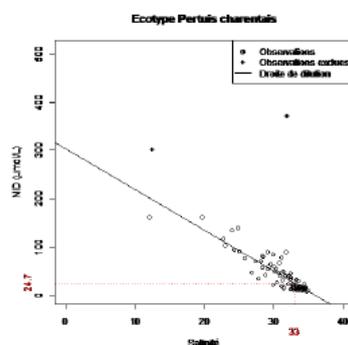


Figure 10 : Exemple de « fiche écotype ».

6.5.2 Fiches masse d'eau

Un exemple de fiche « masse d'eau » est donné en Figure 11. La masse d'eau de la fiche est identifiée en tête par son code et son libellé. Des informations sont ensuite fournies sur les données traitées : période de référence (comprenant six années pleines) et date d'extraction des données de nutriments et de chlorophylle-a. La première section décrit la masse d'eau : sa typologie, son écotype et son statut (surveillance, opérationnelle, turbide). La seconde section affiche l'évaluation de la masse d'eau au regard de l'élément de qualité nutriment : l'indice de l'élément qualité, sa grille, le classement qui en découle et son intervalle de confiance. La confiance est fournie sous la forme des trois probabilités d'appartenance à chacune des classes d'état du meilleur au pire. La troisième section fournit le détail de l'évaluation de l'élément de qualité biomasse dans la masse d'eau. La dernière section est constituée d'un commentaire d'expertise optionnel.

FRHC15 – Côte Fleurie

Période de référence : 2013-2018
Extraction des données nutriments : 10/07/2019
Extraction des données biomasse : 02/07/2019

Description de la masse d'eau

Typologie	C3 - Côte vaseuse modérément exposée
Écotype	Seine est
ME de surveillance	Oui
ME opérationnelle	Oui
ME turbide	Non

Évaluation de l'élément de qualité

Nutriments	EQR [IC] Grille Classe Confiance
------------	---

Évaluations des indices de l'élément de qualité

NID	Indice [IC]	29.7 [27.1;32.2]
	Seuil	20-33
	Classe	2
	Confiance	0-100-0

Information complémentaire : indice biomasse

Biomasse	N	40 (48)
	Indice	9
	Grille de l'indice	(4.4 - 10 - 20 - 40)
	EQR [IC]	0.37 [0.18;0.46]
	Grille	(0.08 - 0.17 - 0.33 - 0.76)
	Classe	2
	Confiance	0-61-37-3-0

N	nombre d'observations disponibles (nombre d'observations attendues)
Indice	résultat du calcul de la métrique dans l'unité du paramètre.
Grille de l'indice	grille de lecture de l'indice définissant les 5 classes d'état.
EQR	Ecological Quality Ratio, indice ramené sur l'intervalle [0 ; 1], 0 étant le pire et 1 le meilleur.
IC	intervalle de confiance à 95% de l'EQR.
Grille	grille de lecture de l'EQR définissant les 5 classes d'état du pire au meilleur.
Classe	état de la masse d'eau au regard de l'EQR.
Confiance	probabilité d'appartenance de la masse d'eau à chacune des 5 classes d'état au regard de la masse d'eau, de la meilleure à la pire.

Commentaire

Cette première évaluation de l'indicateur nutriments est uniquement basée sur l'indice NID.

Figure 11 : Exemple de « fiche masse d'eau ».

6.5.3 Cartes de synthèse régionale

Les résultats sont synthétisés au niveau régional sous forme cartographique (Figure 12) en représentant chaque masse d'eau par sa couleur d'évaluation. Les masses d'eau non évaluées se distinguent avec la couleur grise.

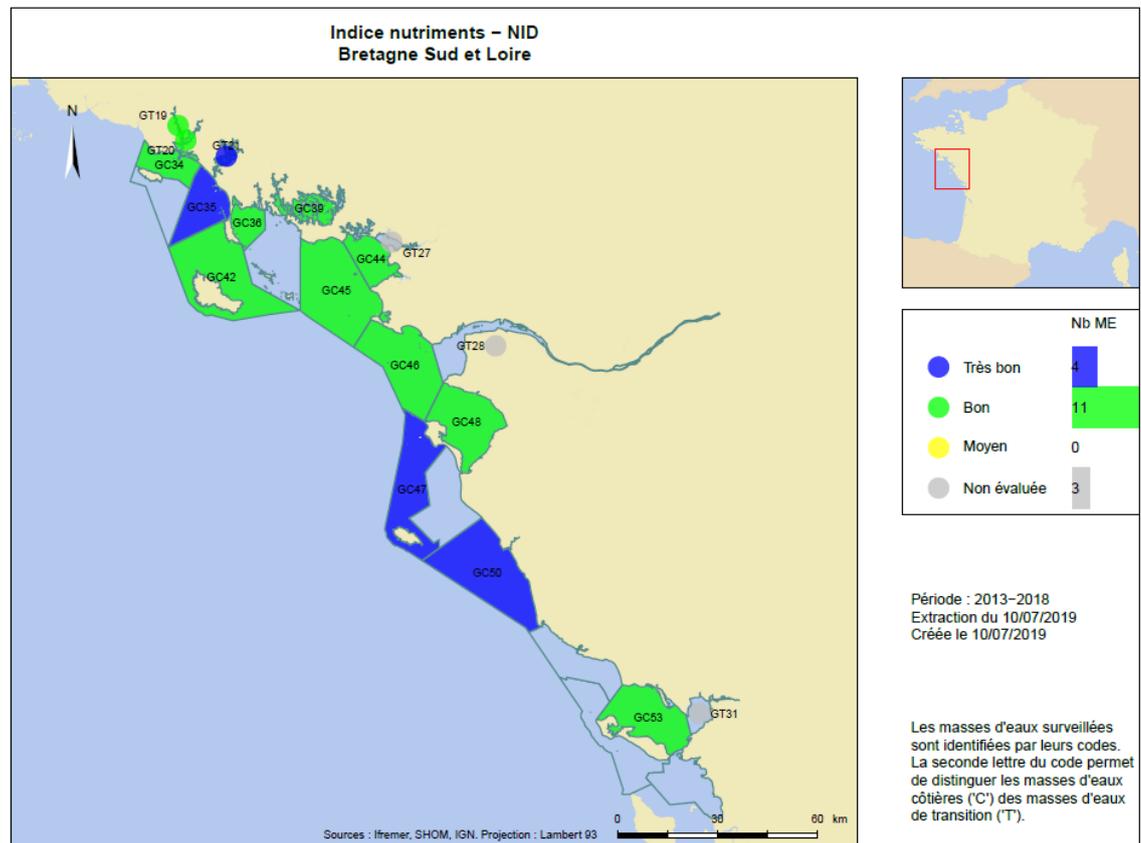


Figure 12 : Exemple de carte de synthèse régionale

7 Indicateur nutriments DCE dans les autres pays européens

7.1 Ateliers de travail DCE sur l'élément de qualité nutriments

Les Etats membres ont été libres de définir leur propre méthode d'évaluation tout en respectant le cadre commun des guides méthodologiques (guidances⁴). L'intercalibration, ou interétalonnage européen, est un exercice qui consiste à valider la compatibilité des méthodes d'évaluation utilisées par l'ensemble des états membres, ainsi qu'à harmoniser et ajuster le type de résultats et les valeurs qu'elles fournissent. Pour une même classe d'évaluation, les méthodes des Etats membres doivent fournir un résultat comparable en signification et en niveau

⁴ https://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm

d'évaluation. Ce travail communautaire peut conduire les Etats membres à adapter leurs méthodes d'évaluation ou à en développer de nouvelles, pour se mettre en conformité avec la vision commune du « bon état » issue de l'intercalibration. Si cet exercice a été mené au cours de trois rounds successifs (2005, 2012, 2018) pour les éléments de qualité biologique, la comparaison des paramètres physico-chimiques a débuté plus tard.

Le premier workshop traitant de la détermination de standards européens pour les nutriments a été organisé en octobre 2007 à Zandvoort (NL). Trois sessions de discussion avaient été organisées (plan d'eau, cours d'eaux, eaux de transition-eaux côtières) dans le but d'assurer le continuum eaux douces - eaux marines. Suite à la présentation des méthodes pressenties pour définir les standards dans les trois types d'eaux de l'ensemble des pays présents, de grandes différences avaient déjà été mises en évidence sur le choix des paramètres mesurés, de la période de suivi, de la métrique utilisée (percentile, médiane...), de la méthode d'estimation des valeurs seuils (équation issue de la littérature, données terrain ou issues de modèles). Ce workshop avait émis une demande à la commission européenne pour pourvoir harmoniser l'évaluation des nutriments de façon comparable à celle mise en œuvre pour l'évaluation des indicateurs biologiques.

Aucune suite n'a été donnée à cette demande jusqu'à l'organisation par ECOSTAT d'un second workshop en février 2013 à Birmingham. Ce deuxième atelier a pointé à nouveau l'extrême diversité des données de phosphore et azote acquises dans les trois types d'eau (lacs, rivières et eaux côtières) qui rend pratiquement impossible la comparaison des valeurs seuils obtenues par les différents états membres, ainsi que le lien des valeurs seuils proposées sur le continuum terre-mer.

Suite à ce workshop, un questionnaire a été expédié à l'ensemble des Etats membres au cours de l'été 2014 pour faire un bilan sur les trois aspects suivants : (1) valeurs seuils « très bon/bon » et « bon/moyen », (2) méthodes utilisées pour déterminer ces seuils, (3) rôle de la classification des nutriments dans l'évaluation globale de l'état écologique. Le bilan de ce questionnaire a été présenté lors de la réunion ECOSTAT de mars 2015 à Bruxelles au cours de laquelle il a été décidé la création d'un groupe de travail « nutriments ». Ce groupe de travail piloté par l'Allemagne s'est réuni à Berlin en novembre 2015. Ce workshop avait pour but de faire un bilan de l'existant, sur la base d'un nouveau questionnaire expédié aux états membres pendant l'été 2015, et de fixer des objectifs dans le cadre de la programmation 2016-2018 de la stratégie commune. Il s'est déroulé en 3 sessions : (1) Comparaison des seuils de nutriments et des méthodologies mises en œuvre pour les déterminer, (2) Approches utilisées pour définir les seuils en utilisant la relation pression-impact, (3) Comment relier les différents seuils définis sur le continuum eaux douces – eaux salines pour assurer une gestion cohérente.

Plusieurs rapports ont synthétisé les discussions et résultats issus de ce workshop pour les eaux littorales. Dworak (2016) présente une synthèse des réponses aux questionnaires de 2014 et 2015 qui met à nouveau en évidence les très grandes différences entre Etats membres sur les paramètres et métriques utilisées, la période de l'année évaluée, la façon de déterminer les conditions de référence et donc les valeurs seuils de la grille d'évaluation. Ce rapport révèle

également que la majorité des valeurs seuils présentées par les Etats membres ne sont pas en accordance avec les références établies par les conventions des mers régionales.

Texeira (2016) s'est basé sur les jeux de données fournis à ECOSTAT dans le cadre de l'intercalibration phytoplancton pour rechercher des valeurs seuils de nutriments dans les MET et les MEC. L'approche statistique utilisée est celle qui sera décrite ensuite par Phillips et al. (2018). Si elle s'est révélée adéquate pour les lagunes, elle n'a pas été déclarée assez robuste pour déterminer les valeurs seuils dans les autres MET et dans les MEC. Cette méthode statistique n'effectue aucune normalisation par rapport à la salinité et sépare pas le jeu de données par bassin hydrographique.

Le workshop de septembre 2017 à Berlin a clôturé le premier mandat du groupe de travail nutriments. Le but de ce workshop était de finaliser un guide (Philips et al., 2018) rassemblant les bonnes pratiques pour aider les Etats membres à établir des valeurs seuils de nutriments dans les lacs, les eaux douces, les masses d'eau de transition et les eaux côtières. Ce guide n'a pas pour objectif de proposer une compilation de l'ensemble des méthodes déjà définies par les Etats membres mais de proposer une approche de travail commune pour l'ensemble des types d'eaux (lacs, eaux douces, eaux de transition, eaux côtières). Cette approche est basée sur la relation linéaire pression-impact et sur l'utilisation de différents tests statistiques rassemblés dans un « tool-kit ». L'utilisation du tool-kit dans les eaux marines a été jugée compliquée à mettre en œuvre par la majorité des Etats membres représentés dans le groupe de travail en raison notamment des pressions multiples exercées en milieu côtier. Des tests avaient été menés en amont de ce workshop par les pays volontaires sur leur propre jeu de données. Les résultats obtenus par la France (Daniel et Gimard, 2017) montraient des résultats statistiques ininterprétables sauf pour le cas particulier des lagunes méditerranéennes. Des méthodes alternatives ont ainsi été proposées pour les eaux marines. Ce guide n'a pas une valeur comparable à celle des résultats issus des travaux d'intercalibration des éléments biologiques. Il est uniquement considéré comme un outil, son application n'étant pas obligatoire notamment pour les pays ayant déjà défini leurs seuils et métriques.

7.2 Paramètres, métriques et seuils utilisés dans les autres Etats membres

7.2.1 Masses d'eau de transition

Seule la moitié des Etats membres ont répondu au questionnaire ce qui rend la comparaison compliquée d'autant plus que les réponses sont hétérogènes (Figure 13). La métrique la plus utilisée est la moyenne (7 pays). La médiane n'est utilisée que par l'Irlande et le percentile 90 par le Portugal et la Belgique.

Country	National Type	TN in mg/l			TP in microg/l			Phosphate			Nitrate			DIN		
		Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile
France	all															W
France	all															W
Germany	T1, T2	Y			Y											W
Ireland	TW2										W					
Ireland	TW2									W						
Portugal	A1									Y			Y			
Portugal	A1									Y			Y			
Sweden	Göta Älvs och Norde Älvs estuarie	W/S			W/S				W							W
UK	TW1															W
UK	TW2															W
UK	TW3															W
UK	TW4															W
UK	TW5															W

(a)

Country	National Type	TN in mg/l			TP in microg/l			Phosphate			Nitrate			DIN			Comments
		Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	
Belgium	O1o	S			S			Y				Y			Y		
Belgium	O1b							S									
Belgium	O2zout							S									
France	all															W	
France	all															W	
Germany	T1, T2	Y			Y											W	
Ireland	TW2								W/S								
Ireland	TW2								W/S								
Ireland	TW2								W/S								
Netherlands																W	
Portugal	A1								Y		Y						
Portugal	A1								Y		Y						
Portugal	A1								Y		Y						
Portugal	A1								Y		Y						
Spain	AT-T07						Y		Y								
Spain	AT-T08						Y		Y								
Spain	AT-T09						Y		Y								
Spain	AT-T10						Y		Y								
Spain	AT-T11						Y		Y								
Spain	AT-T12						Y		Y								
Spain	AT-T13						Y		Y								
Sweden	Göta Älvs och Norde Älvs estuarie	W/S			W/S		W						W				
UK	TW1												W				
UK	TW2												W				
UK	TW3												W				
UK	TW4												W				
UK	TW5												W				

(b)

Figure 13 : Paramètres et période de mesure utilisés pour définir (a) le seuil « très bon/bon » et le seuil « bon/moyen » dans les MET par les Etats membres de l'Atlantique Nord-Est ayant répondu au questionnaire. W = hiver, S = été, y = toute l'année (d'après Dworak 2016).

Les paramètres les plus fréquemment utilisés sont le phosphate (5 pays) et le NID (4 pays). Aucune comparaison ne peut toutefois être effectuée pour le phosphate car les États membres utilisent tous des méthodes différentes et procèdent à des évaluations à des périodes différentes de l'année. L'Allemagne, le Royaume-Uni, la France, les Pays-Bas et la Suède évaluent tous le NID en période hivernale en utilisant

comme métrique la moyenne. Seule la Belgique évalue le NID en utilisant le percentile 90 comme métrique. En revanche, tous les États membres qui utilisent l'azote total et le phosphore total ont défini comme métrique la moyenne mais avec des données acquises à des périodes différentes de l'année. La Belgique, l'Espagne et le Portugal sont les seuls États membres qui évaluent le nitrate tout au long de l'année mais en utilisant des métriques différentes (la Belgique et le Portugal le percentile 90, l'Espagne la moyenne).

7.2.2 Masses d'eau côtières

Country	National Type	TN in mg/l			TP in microg/l			Phosphate			Nitrate			DIN		
		Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile
Belgium	CWSB1	W						W								
France	all													W		
France	all													W		
Germany	N1	Y		Y										W		
Germany	N2	Y		Y										W		
Germany	N3	Y		Y										W		
Germany	N4	Y		Y										W		
Germany	N5	Y		Y										W		
Ireland	CW2, CW5, CW6 and CW8														W	
Ireland	CW2, CW5, CW6 and CW8														W	
Sweden	1n	W/S		W/S			W							W		
Sweden	1s	W/S		W/S			W							W		
Sweden	2	W/S		W/S			W							W		
Sweden	3	W/S		W/S			W							W		
Sweden	4	W/S		W/S			W							W		
Sweden	5	W/S		W/S			W							W		
Sweden	6	W/S		W/S			W							W		
UK	CW1														W	
UK	CW2														W	
UK	CW3														W	
UK	CW4														W	
UK	CW5														W	
UK	CW6														W	
UK	CW7														W	
UK	CW8														W	
UK	CW11														W	
UK	CW12														W	

(a)

Country	National Type	TN in ng/l			TP in microg/l			Phosphate			Nitrate			DIN			Comments
		Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	
Belgium	CWS8 1	W						W									
France	all													W			
France	all													W			
Germany	N1	Y		Y										W			
Germany	N2	Y		Y										W			
Germany	N3	Y		Y										W			
Germany	N4	Y		Y										W			
Germany	N5	Y		Y										W			
Ireland	CW2, CW5, CW6 and CW8														W/S		
Ireland	CW2, CW5, CW6 and CW8														W/S		
Ireland	CW2, CW5, CW6 and CW8														W/S		
Netherlands														W			
Norway	S1	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	S2	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	S3	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	S5	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	S6	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	S7	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	N1	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	N2	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	N3	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	N4	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	N5	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	N6	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	N7	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	M1	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	M2	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	M3	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	M4	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	M5	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	M6	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	M7	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	H1	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	H2	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	H3	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	H4	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	H5	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	H6	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	H7	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	G1	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	G2	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	G3	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	G4	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	G5	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	G6	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	G7	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	B1	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	B2	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	B3	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	B4	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	B5	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	B6	W/S		W/S				W/S			W/S						
Norway	B7	W/S		W/S				W/S			W/S						

(b)

Country	National Type	TN in mg/l			TP in microg/l			Phosphate			Nitrate			DIN			Comments	
		Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile	Mean	Median	90% percentile		
Portugal	A5	W/S							Y			Y						
Portugal	A7	W/S							Y			Y						
Spain	AC-T12							Y		Y								
Spain	AC-T13							Y		Y								
Spain	AC-T14							Y		Y								
Spain	AC-T15							Y		Y								
Spain	AC-T16							Y		Y								
Spain	AC-T17							Y		Y								
Spain	AC-T18							Y		Y								
Spain	AC-T19							Y		Y								
Spain	AC-T20							Y		Y								
Sweden	1n	W/S	S				W						W					
Sweden	1s	W/S	S				W						W					
Sweden	2	W/S	S				W						W					
Sweden	3	W/S	S				W						W					
Sweden	4	W/S	S				W						W					
Sweden	5	W/S	S				W						W					
Sweden	6	W/S	S				W						W					
UK	CW1																	
UK	CW2																	
UK	CW3																	
UK	CW4																	
UK	CW5																	
UK	CW6																	
UK	CW7																	
UK	CW8																	
UK	CW11																	
UK	CW12																	additional standards depending on turbidity of waters. 99th percentile DIN

(b suite)

Figure 14 : Paramètres et période de mesure utilisés pour définir (a) le seuil « très bon/bon » et le seuil « bon/moyen » dans les MEC par les Etats membres de l'Atlantique Nord-Est ayant répondu au questionnaire. W = hiver, S = été, y = toute l'année (d'après Dworak 2016).

La moyenne est la seule métrique utilisée pour déterminer le seuil « très bon/bon » dans les MEC. Les paramètres les plus évalués sont NT (3 pays) et DIN (4 pays), le nitrate n'étant pas du tout évalué. La plupart des suivis sont effectués uniquement en hiver, mis à part l'Allemagne qui a un suivi toute l'année et la Suède qui mesure TN et TP en été. Ces conditions facilitent la comparaison des valeurs limites, car les méthodes d'évaluation des données sont communes et les paramètres sont évalués à des périodes similaires.

Tous les pays de l'écorégion Atlantique Nord-Est ont répondu au questionnaire au sujet du seuil « bon/moyen ». La moyenne est la métrique la plus couramment utilisée et le suivi est généralement effectué uniquement en hiver. Les paramètres les plus fréquemment utilisés sont le DIN (6 pays) et le TN (5 pays). Il faut noter que trois pays (France, Irlande, Royaume-Uni) n'utilisent qu'un seul paramètre.

Une comparaison des valeurs seuil « bon/moyen » dans les MEC a été effectuée avec un nombre satisfaisant de pays (9) pour le paramètre NID en période hivernale (Figure 15). On remarque que les valeurs seuils présentées par la France sont comparables à celles proposées par

l'Allemagne, les Pays-Bas, la Norvège et la Suède. Il faut noter que les métriques utilisées par la Belgique, l'Irlande, l'Espagne et la Norvège ne sont pas clairement identifiées (vraisemblablement pas la moyenne), et que le Royaume-Uni n'évalue pas les masses d'eau côtières situées en aval des principaux fleuves car ils considèrent que la turbidité y est trop élevée pour permettre un développement phytoplanctonique.

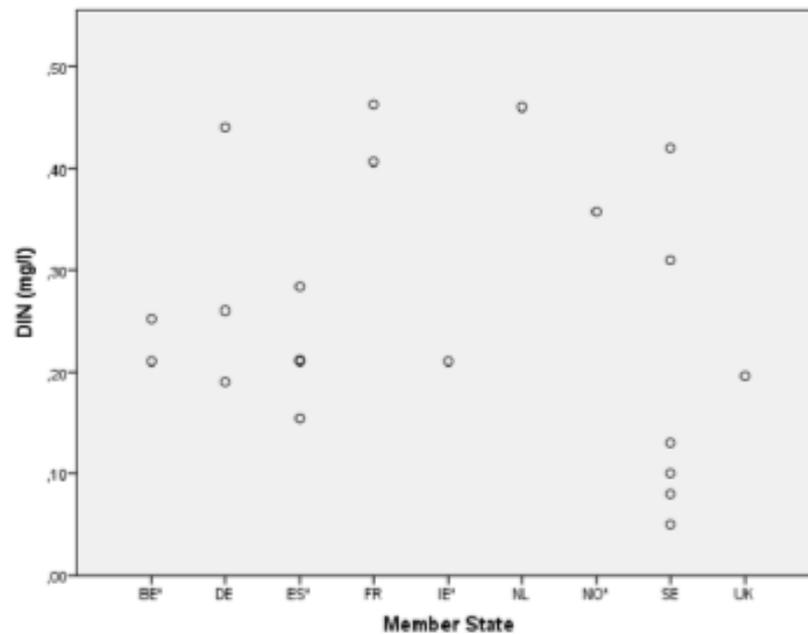


Figure 15 : Valeurs seuils « bon/moyen » définies pour le paramètre DIN en hiver dans les MEC par quelques Etats membres de l'Atlantique nord (unité en mg/l).

7.3 Relation entre la DCE et les autres réglementations européennes

Des mesures pour réduire les apports anthropogéniques et pour protéger le milieu marin ont été prises depuis les années 70 au niveau européen à travers notamment les conventions des mers régionales et les directives suivantes :

- la Convention d'Helsinki de 1974 concerne les eaux littorales de la Baltique,
- la Convention de Paris de 1974 et la Convention OSPAR de 1992 assurent la protection de l'Atlantique du Nord-Est,
- la Convention de Barcelone de 1976 assure la protection de la Méditerranée,
- la directive 91/271/CEE du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines (directive DERU),

- la directive 91/676/CEE du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole (directive Nitrates) vise à réduire la pollution des eaux provoquées par les nitrates utilisés à des fins agricoles et à prévenir toute nouvelle pollution,
- la Convention de Bucarest de 1992 assure la protection de la Mer Noire,
- la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE (DCE) du 23 octobre 2000 définit un cadre pour la gestion et la protection des eaux par grand bassin hydrographique au plan européen. Elle fixe un objectif de bon état écologique et chimique pour les eaux souterraines, les eaux intérieures de surface, les eaux de transition et les eaux côtières au plus tard à l'horizon 2027,
- la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin 2008/56/CE (DCSMM) du 17 juin 2008 établit un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin et conduit chaque État membre à élaborer une stratégie en vue de l'atteinte ou du maintien du Bon État Écologique (BEE).

Si toutes ces réglementations ont pour dénominateur commun la réduction des concentrations en nutriments dans les eaux, chacune impose une méthode (identification de zones, programmes d'actions...) et des objectifs plus ou moins restrictifs. Il existe donc un manque d'articulation qui rend délicat la comparaison de leurs évaluations.

Ainsi, dès 2009, un guide méthodologique « Eutrophication Assessment in the Context of European Water Policies » (n°23) a été rédigé sous la présidence européenne par un groupe d'experts d'Allemagne, d'Espagne, de Finlande, des Pays-Bas et du Royaume-Uni. Ce document propose une lecture conceptuelle de la prise en compte de l'eutrophisation dans l'ensemble de la réglementation européenne et propose une synthèse des différentes méthodes d'évaluation mises en œuvre. Il émet également des recommandations pour harmoniser les critères de classification mais aussi pour mettre en œuvre des programmes de surveillance qui puissent répondre aux exigences de l'ensemble des réglementations.

ECOSTAT a de nouveau inscrit les éléments de qualité physico-chimiques, dont les nutriments, dans sa programmation 2019-2021. Le nouveau groupe de travail est piloté par l'Allemagne et le JRC et est constitué de quatre sous-groupes :

- le premier sous-groupe, dirigé par la Norvège, l'Allemagne et le JRC, est chargé de faire un nouveau point sur les valeurs seuils de nutriments utilisés par les Etats membres pour voir s'ils ont changé depuis le dernier bilan de 2014 et si une comparaison est devenue possible,
- le deuxième sous-groupe, dirigé par l'Allemagne et le JRC, est chargé de faire le lien avec la DCSMM et les conventions des mers régionales pour notamment vérifier et étudier le lien entre les éléments de qualité utilisés pour évaluer l'eutrophisation par la DCE, par le descripteur Eutrophisation de la DCSMM et, pour la France, par OSPAR et MEDPOL,
- l'objectif du troisième sous-groupe, dirigé par la Norvège, l'Allemagne et le JRC, est d'étudier les autres éléments de qualité physico-chimiques utilisés pour évaluer le bon

état écologique (paramètres, valeurs seuils, importance de ces paramètres dans l'évaluation finale),

- le quatrième sous-groupe, piloté par la Norvège, l'Allemagne et le JRC, doit faire un bilan sur les méthodes utilisées pour définir des objectifs de réduction de nutriments dans les Etats membres et de vérifier si ces méthodes sont compatibles avec l'obtention du bon état écologique.

8 Perspectives

De nouveaux outils et des jeux de données plus importants permettent d'envisager aujourd'hui une mise à jour de l'élément de qualité nutriments développé en 2010. Une première étape consisterait à recenser les zones où les évaluations fournies par l'indicateur actuel ne sont pas satisfaisantes par rapport aux avis des experts. Suivant les résultats de cette enquête, ainsi que ceux du nouveau bilan de comparaison de seuils qui doit être effectué par ECOSTAT en 2020, plusieurs pistes pourraient être envisagées.

La piste la plus simple serait de retravailler l'indicateur actuel notamment la façon de définir la pente obtenue sur le graphe de distribution des valeurs de NID normalisées à 33 de salinité par rapport à l'EQR de chlorophylle, et/ou encore, comme déjà discuté en 2010, l'extension de la classification en état moyen aux masses d'eau ayant une concentration de NID supérieure au seuil « bon/moyen » et un EQR de chlorophylle compris entre les seuils « très bon/bon » et « bon/moyen ».

Une faiblesse de l'indicateur actuel est de ne pas pouvoir distinguer des zones "à risque hydrodynamique", c'est-à-dire sensibles à une pression de nutriments, de zones "non à risque hydrodynamique", c'est-à-dire naturellement moins sensibles à une pression de nutriments. En effet, les écotypes nutriments ont été établis à dire d'expert en fonction des panaches de dilution des fleuves. L'analyse de la pertinence des paysages hydrodynamiques et physiques déjà proposés par le SHOM en 2018 dans le cadre de la DCSMM pourrait permettre cette distinction. Elle permettrait également d'harmoniser les références prises en compte par les deux directives. Cette définition de paysages marins (Cachera et al., in prep.; Boutet et al., in prep.) est basée sur des entités spatio-temporelles homogènes du point de vue de leur fonctionnement hydrologique, sur la base d'une analyse géostatistique de variables d'intérêt issues du modèle HYCOM (profondeur de la couche de mélange, déficit d'énergie potentielle, température de surface, salinité de surface, moyenne de courant de marée...). Si la pertinence de ces travaux n'est pas établie pour les masses d'eau côtières de la DCE, un travail complémentaire pourra être effectué pour intégrer de nouveaux paramètres au modèle (ex : nature du sédiment roche/sable/vase). Les gradients de dilution de salinité des principaux bassins hydrographiques servant à la normalisation de la concentration de NID pourraient également être redéfinis en utilisant les schémas de dilution obtenus à partir des simulations de modèles hydrodynamiques/biologiques (Ménesguen et Dussauze, 2015).

Une étude reste à mener pour déterminer la pertinence de l'indicateur nutriments dans les MEC de Méditerranée et dans les MET et MEC des DOMs à partir du jeu de données constitué depuis environ cinq ans.

L'intérêt de l'intégration du paramètre phosphate dans l'indicateur nutriments est à étudier notamment en recherchant l'influence de la part de phosphore échangeable dans les estuaires et masses d'eau côtières. Enfin, une réflexion devrait s'engager pour tenir compte de la probable évolution des phénomènes d'eutrophisation dans un contexte de changement climatique et de modification des régimes hydrologiques.

9 Bibliographie et textes réglementaires

Aminot A. (1988). Le phosphore en milieu marin. AIDEC. Colloque sur le phosphore, ses dérivés et leur comportement dans le milieu naturel (nov. 1988). Cahier, 28(1).

Aminot, A., Kérouel, R., (2004). Hydrologie des écosystèmes marins : paramètres et analyses. France: Editions Ifremer, 336 p.

Aminot, A., Kérouel, R., (2007). Dosage automatique des nutriments dans les eaux marines. France: Editions QUAE, 188 p.

Andersen, J.H & Conley, D.J. (eds) (2006). Eutrophication in coastal Ecosystems: selected papers from the second International Symposium on Research Management of Eutrophication in Coastal ecosystems, 20-23 June 2006, Nyborg, Denmark.

Andrieux-Loyer F. (1997). Les formes de phosphore particulaire et sédimentaire en environnement côtier. Méthodes d'analyse, biodisponibilité, échange. PhD Thesis, Université de Bretagne Occidentale

Arrêté du 12 janvier 2010 relatif aux méthodes et aux critères à mettre en œuvre pour délimiter et classer les masses d'eau et dresser l'état des lieux prévu à l'article R. 212-3 du code de l'environnement.

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. NOR : DEVO1001032A. Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer, en charge des technologies vertes et des négociations sur le climat.

Arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement. NOR : DEVO1001031A. Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer, en charge des technologies vertes et des négociations sur le climat.

Arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement.

Arrêté du 27 juillet 2018 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.

Arrêté du 17 octobre 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement.

Baehr A., Derolez V., Fiandrino A., Le Fur I., Malet N., Messiaen G., Munaron D., Oheix J., Ouisse V., Roque d'Orbcastel E., Bec B. (2013). Bilan méthodologique de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation RSL. Quatorze années de résultats en Région Languedoc-Roussillon. RST/LER/LR 13-01. 279 p.

Baturin, G.N. (2003). Phosphorus cycle in the ocean. *Lithology and Mineral Resources* 38, 101–119.

Belin C., Daniel A. (2013). Méthodes de bio-indication en eaux littorales. Indicateur phytoplancton et physico-chimie. Livrable A2 : Synthèse des conclusions du GT phytoplancton - hydrologie. Validation intermédiaire des grilles biomasse dans les MET de Manche Atlantique. Révision de la définition des masses d'eau turbides pour la prise en compte de l'indicateur phytoplancton. Addendum au rapport final sur la définition des masses d'eau turbides. Rapport réalisé dans le cadre de la convention Ifremer / ONEMA 2012. 51 p.

Belin C., Lamoureux A., Soudant D. (2014a). Evaluation de la qualité des eaux littorales de la France métropolitaine pour l'élément de qualité Phytoplancton dans le cadre de la DCE. Etat des lieux des règles d'évaluation, et résultats pour la période 2007-2012. Tome 1 - Etat des lieux, méthodes et synthèse des résultats. DYNECO/VIGIES/14-05 - Tome 1. <https://doi.org/10.13155/50490>

Belin C., Lamoureux A., Soudant D. (2014b). Evaluation de la qualité des eaux littorales de la France métropolitaine pour l'élément de qualité Phytoplancton dans le cadre de la DCE. Etat des lieux des règles d'évaluation, et résultats pour la période 2007-2012. Tome 2 - Résultats détaillés : fiches par masse d'eau et éléments d'expertise. DYNECO/VIGIES/14-05 - Tome 2. <https://doi.org/10.13155/50492>

Belin C., Neaud-Masson N. (2017). Cahier de Procédures REPHY. Document de prescription. Version 1 . ODE/VIGIES/17-01 . <http://doi.org/10.13155/50389>

Berland, B., D. Bonin, and S. Maestrini (1980). Azote ou phosphore ? Considérations sur le "paradoxe nutritionnel" de la mer Méditerranée. *Oceanologica Acta*, 3(1), 135-141.

Carpenter P.D., Smith J. D. (1984). Effect of pH, iron and humic acid on the estuarine behaviour of phosphate. *Environ. Technol. Lett.*, 6, 65-72.

Chernick, M.R. (2007). *Bootstrap Methods: A Guide for Practitioners and Researchers*, 2nd Edition. Wiley, New York.

Circulaire DCE 2005/11 du 29 avril 2005, relative à la typologie nationale des eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau, eau de transition et eaux côtières) en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000.

Circulaire DCE 2007/20 du 5 mars 2007, relative à la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance (contrôle de surveillance, contrôles opérationnels, contrôles d'enquête et contrôles additionnels) pour les eaux littorales (eaux de transition et eaux côtières) en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000.

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. *Aquat. Ecol.* 33: 3-15

Cloern J.E., (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progressive Series*, vol. 210, pp. 223-253.

Cotner JB, Ammerman JW, Peele ER, Bentzen E (1997) Phosphorus limited bacterioplankton growth in the Sargasso Sea. *Aquat Microb Ecol* 13:141–149

Daniel A., (2009). Consignes pour le prélèvement d'échantillons d'eau en vue de mesures hydrologiques. Document Ifremer / SE3L / DYNECO. <http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/dossiers/prelevementhydro/index.html>

Daniel A., Soudant D. (2010). Évaluation DCE mai 2010 : Élément de qualité : nutriments. Document général pour les masses d'eaux de la France métropolitaine, hors lagunes méditerranéennes. Convention Onema-Ifremer 2010. DYNECO/PELAGOS/10.03, 100p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00019/12991/>

Daniel A., Kérouel R., Aminot A. (2010). Document de méthode hydrologie. Compléments au manuel de méthodes d'analyses en milieu marin "Dosage automatique des nutriments dans les eaux marines" (2007). DYNECO/PELAGOS/10.05.

Daniel A., Lampert L. (2016). Consignes pour le prélèvement d'échantillons d'eau en vue de mesures hydrologiques Document de méthode hydrologie. Version 2. ODE/DYNECO/PELAGOS/16-03. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00360/47127/>

Daniel A., Lamoureux A., Provost C. (2017a). Descriptif du processus « évaluation DCE nutriments » - façades Mer du Nord/Manche/Atlantique. Rapport RST/DYNECO/PELAGOS/17.06

Daniel A., Lamoureux A., Provost C., Derolez V. (2017b). Descriptif du processus « évaluation DCE nutriments » - lagunes méditerranéennes. Rapport RST/DYNECO/PELAGOS/17.07

Daniel Anne, Gimard Antonin (2017c). Application of the ECOSTAT “nutrient tool-kit” to the French WFD transitional and coastal waters. ODE/DYNECO/PELAGOS/17.1

Davidson A., Hinkley D.V., (1997). *Bootstrap Methods and Their Application*. Cambridge University Press.

Desmit X, Thieu V, Billen G, et al. (2018). Reducing marine eutrophication may require a paradigmatic change. *The Science of the Total Environment*, 635:1444-1466. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.181.

Devlin, M & Bonne, W. (2016). NEA GIG Intercalibration Report. Phytoplankton element. Common type NEA 1/26 (Available at CIRCA)

Diaz, F., P. Raimbault, B. Boudjellal, N. Garcia, and T. Moutin (2001). Early spring phosphorus limitation of primary productivity in a NW Mediterranean coastal zone (Gulf of Lions), *Marine Ecology Progress Series*, 211, 51-62

Directive n° 2000/60/CE du 23 octobre 2000 du Parlement européen et du Conseil, établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Dworak, M. Berglund, S. HaiderW. Leujak, U. Claussen (2016). A comparison of European nutrient boundaries for transitional, coastal and marine waters. <http://mcc.jrc.ec.europa.eu/documents/201606235417.pdf>

Fröelich P.N. (1988). Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: a primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnol. Oceanogr*, 33, 4(2), 649-668.

Gohin Francis, Saulquin Bertrand, Oger-Jeanneret Helene, Lozac'h L, Lampert Luis, Lefebvre Alain, Riou Philippe, Bruchon Franck (2008). Towards a better assessment of the ecological status of coastal waters using satellite-derived chlorophyll-a concentrations. *Remote Sensing of Environment*, 112(8), 3329-3340. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.02.014>

Grouhel-Pellouin A., Belin C., Daniel A. (2006). Recommandations techniques pour le contrôle de surveillance dans le cadre de la DCE, pour le phytoplancton et les paramètres physico-chimiques (hors contaminants chimiques). Rapport Ifremer.

Gruber N. (2008). The marine nitrogen cycle: Overview and challenges. In: Capone D.G., Bronk D.A., M.R. M, Carpenter E.J. (eds) *Nitrogen in the Marine Environment (Second Edition)*. Academic Press, Burlington, pp. 1-50.

Guide REEEL (2018). Guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des eaux littorales dans le cadre de la DCE. MTES/DGAL/DEB/ELM3 ; IFREMER ; AFB

Ifremer, Créocéan, Université de Montpellier 2 (2000). Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens. 236 p. Site web : <http://rsl.cepralmar.org/telecharger.html>

Jickells, T. D. (1998). Nutrient biogeochemistry of the coastal zone. *Science*, 281:217-222.

Klausmeier, C. A., E. Litchman, T. Daufresne, and S. A. Levin (2004), Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton, *Nature*, 429 (6988), 171-174.

Lazure P., Mauge R., Ehrhold A., Guillaumont, B., Hamon D., Croguennoc C., Raffin B., Joanny M., Beliaeff B. (2002). Mise en œuvre de la Directive cadre sur l'eau. Propositions IFREMER pour une typologie des eaux côtières et de transition. Rapport Ifremer - R.INT.DEL/AO 02-11

Ménesguen A., Dussauze M. (2015). Détermination des "bassins récepteurs" marins des principaux fleuves français de la façade Manche-Atlantique, et de leurs rôles respectifs dans l'eutrophisation phytoplanctonique des masses d'eau DCE et des sous-régions DCSMM. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00333/44422/>

Moore, C., M. Mills, K. Arrigo, I. Berman-Frank, L. Bopp, P. Boyd, E. Galbraith, R. Geider, C. Guieu, and S. Jaccard (2013). Processes and patterns of oceanic nutrient limitation. *Nature Geosci* 6, 701–710.

Moutin T. (2000). Cycle biogéochimique du phosphate : rôle dans le contrôle de la production planctonique et conséquences sur l'exportation de carbone de la couche éclairée vers l'océan profond. *Océanis*, 26 (4), pp.643-660.

Neaud-Masson N. (2017). *Quadrigé² - Manuel de saisie pour les programmes REPHY, REPHY-ETUDES et REPHYTOX*. Document de prescription. Version 3-1. Document de prescription. ODE/VIGIES/17-14. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00440/55200/>

Phillips G., Kelly M., Teixeira H., Salas F., Free G., Leujak W., Solheim A.L., Várbíró G. (2018). Best Practice Guide on establishing nutrient concentrations to support good ecological status. WFD CIS WG ECOSTAT, Report for the EU Commission Joint Research Center.

Pinay G., Gascuel C., Menesguen A., Souchon Y., Le Moal M., Levain A., Moatar F., Pannard A., Souchu P. (2017). L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA - Irstea. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00408/51903/>

Redfield, A.C., Ketchum, B.H. and Richards, F.A. (1963) The Influence of Organisms on the Composition of the Sea Water. In: Hill, M.N., Ed., The Sea, Vol. 2, Interscience Publishers, New York, 26-77

Sanchez A., Grillas P., Derolez V., Bec B. & Giraud A., (2017). Adaptation des grilles DCE de qualité nutriments, du phytoplancton (abondance et biomasse) et des macrophytes, pour les lagunes oligo et mésohalines. Rapport d'étude Tour du Valat/ONEMA/Agence de l'Eau RM, 65p.

Smith, V. H., (2006). Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnology and Oceanography*, 377–384.

Soudant D., Belin C. (2010). Évaluation DCE janvier 2010 - Élément de qualité : phytoplancton. R.INT.DIR.DYNECO/VIGIES/10-03/DS.

Teixeira, H., and Salas, F., (2016). The use of pressure response relationships between nutrients and biological quality elements as a method for establishing nutrient supporting element boundary values for the Water Framework Directive: Coastal and transitional waters. Report for the EU Commission Joint Research Center.

Vollenweider, R.A. (1968). Water Management Research; Scientific Fundamentals of Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with particular reference to Nitrogen and Phosphorus as factors in Eutrophication. Technical Report DAS/CSI/68.27, OECD, Paris.

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

WFD CIS Guidance Document No. 5 (2003) Transitional and coastal waters – typology, reference conditions and classification systems.

WFD CIS Guidance Document No. 13 (2005). Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential.

WFD CIS Guidance Document No. 23 (2009). Eutrophication assessment in the context of european water policies. Technical report-2009-030.

Zaldívar, J.-M., Cardoso, A.C., Viaroli, P., Newton, A., de Wit, R., Ibanez, C., Reizopoulou, S., Somma, F., Razinkovas, A., Basset, A., Holmer, M. and N. Murray (2008). Eutrophication in transitional waters: an overview. *Transitional Waters Monographs* 1(2008), 1-78.

10 Sigles

ARCHYD : Réseau Hydrologie Arcachon

CIS : Common Implementation Strategy

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

ECOSTAT : ECOlogical STATus. Le groupe de travail ECOSTAT est animé par le JRC (Joint Research Center) et deux états membres (Allemagne et le Royaume Uni). Durant les réunions qui se déroulent deux fois par an, les représentants des états membres ont pour missions :

- d'harmoniser les approches (guides, méthodes de comparabilité...),
- de valider les travaux d'intercalibration des éléments biologiques,
- de faire l'interface entre les différents Groupes d'Intercalibration Géographiques (GIG).

EQR : Ecological Quality Ratio

GIG-MED : Groupe d'Intercalibration Géographique – Méditerranée

GIG-NEA : Groupe d'Intercalibration Géographique – Nord Est Atlantique

GT eaux littorales : Ce groupe de travail national, piloté par la direction de l'eau et de la biodiversité du MEDDE, a pour vocation de définir des orientations nationales pour les différentes thématiques liées à la mise en œuvre de la DCE dans les masses d'eau littorales.

LER : Laboratoires Environnement Ressources de l'Ifremer

MEC : Masse d'Eau Côtière

MEDDE : Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie

MET : Masse d'Eau de Transition

NID : Azote Inorganique Dissous = nitrate + nitrite + ammonium

NT : azote total

PT : phosphore total

P90 : Percentile 90

Quadrige² : base nationale des données de la surveillance du littoral retenue par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE) pour stocker les données acquises dans le cadre de la DCE dans les eaux littorales.

REPHY : Réseau d'Observation et de Surveillance du Phytoplancton et de l'Hydrologie dans les eaux littorales

RHLN : Réseau Hydrologique du Littoral Normand

RNO : Réseau National d'Observation

ROCHH : Réseau d'Observation de la Contamination Chimique du littoral qui a pris la suite en 2008 du RNO.

RSL : Réseau de Suivi Lagunaire

SANDRE : Secrétariat d'Administration National des Données Relatives à l'Eau

SRN : Suivi Régional des Nutriments – Nord Pas de Calais

Annexe 1 : Liste des points de prélèvement officiellement désignés pour l'évaluation de l'indicateur de qualité nutriments en métropole en février 2020*.

* Cette liste est susceptible d'évoluer au cours du temps

Code masse eau	Mnemo point	Libellé point	Point phytoplancton	Point nutriment
FRAC01	001-P-015	Point 1 Dunkerque	OUI	OUI
FRAC02	001-P-015	Point 1 Dunkerque	OUI	OUI
FRAC03	002-P-007	Point 1 Boulogne	OUI	OUI
FRAC05	006-P-001	At so	OUI	OUI
FRAT01	007-P-008	Bif	OUI	OUI
FRHC18	008-P-012	Dieppe 1 mille	OUI	OUI
FRHC17	009-P-023	Fécamp 1 mille		
FRHC16	010-P-001	Antifer ponton pétrolier	OUI	OUI
FRHT03	011-P-010	Seine 1		
FRHC15	010-P-109	Cabourg	OUI	OUI
FRHT04	010-P-110	Estuaire de l'Orne		
FRHC14	010-P-102	Ouistreham 1 mille	OUI	OUI
FRHC14	010-P-187	Luc 1 mille		
FRHC13	012-P-005	St Aubin les Essarts	OUI	OUI
FRHC12	012-P-013	Asnelles-Meuvaives	OUI	OUI
FRHC11	013-P-006	Port en Bessin 1 mille	OUI	OUI

Code masse eau	Mnemo point	Libellé point	Point phytoplancton	Point nutriment
FRHC10	014-P-001	Roches de Grandcamp	OUI	OUI
FRHC10	014-P-024	Utah	OUI	OUI
FRHT06	014-P-023	Géfosse	OUI	OUI
FRHC09	015-P-030	La Hougue	OUI	OUI
FRHC09	015-P-031	Gougins	OUI	OUI
FRHC08	015-P-029	Reville 1 mille	OUI	OUI
FRHC07	016-P-006	Nord Ouest Levi	OUI	OUI
FRHC60	016-P-025	Digue de Querqueville	OUI	OUI
FRHC04	017-P-006	Dielette	OUI	OUI
FRHC03	018-P-021	Pirou Bergerie Sud		
FRHC03	018-P-054	Donville		
FRHC03	018-P-113	Ouest Lingreville	OUI	OUI
FRHC03	018-P-008	Denneville	OUI	OUI
FRHC03	018-P-057	Pointe Agon sud		
FRHC03	018-P-068	Coudeville1 mille		
FRHC01	019-P-001	Chausey	OUI	OUI
FRHC02	020-P-050	Champeaux	OUI	OUI
FRHT05	020-P-109	Tombelaine		
FRGC01	020-P-003	Mont St Michel	OUI	OUI
FRGT02	021-P-033	Port Saint Hubert	OUI	OUI

Code masse eau	Mnemo point	Libellé point	Point phytoplancton	Point nutriment
FRGC03	022-P-018	les Hébihens	OUI	OUI
FRGC05	025-P-104	Saint-Quay	OUI	OUI
FRGC07	027-P-028	Loguivy	OUI	OUI
FRGT03	027-P-029	Roche Jagu aval confluent Leff - 152E06		OUI
FRGT03	027-P-014	Pont de Lézardrieux - 152E08	OUI	OUI
FRGC08	031-P-006	Les 7 îles	OUI	OUI
FRGC10	032-P-027	Trébeurden	OUI	OUI
FRGC11	033-P-029	St Pol large	OUI	OUI
FRGT06	034-P-012	Estuaire (aval Pennelée) - MX12		OUI
FRGT06	034-P-013	Chenal aval Locquenolé Dourduff - MX13	OUI	OUI
FRGT07	035-P-017	Pont de la Corde - PZ05	OUI	OUI
FRGT08	037-P-029	Le Diouris - 29AW03		OUI
FRGT08	037-P-031	Aval Moulin de l'Enfer - AW11	OUI	OUI
FRGC18	037-P-028	Ouessant - cale de Porz Arlan	OUI	OUI
FRGC18	037-P-086	Ouessant - Youc'h korz	OUI	OUI
FRGC16	039-P-072	Lanvéoc large	OUI	OUI
FRGT10	039-P-014	Pointe St Yves - 29EL14		OUI
FRGT10	039-P-015	Aval la grande Palud - 29EL12		OUI
FRGT12	039-P-119	Aval confluence Douffine - 29AL36		OUI
FRGT12	039-P-120	Pont de Terenez - 29AL38		OUI

Code masse eau	Mnemo point	Libellé point	Point phytoplancton	Point nutriment
FRGT13	042-P-014	Pont d'Audierne - 29GY05	OUI	OUI
FRGC20	040-P-017	Kervel large	OUI	OUI
FRGC28	047-P-016	Concarneau large	OUI	OUI
FRGT14	045-P-012	Pouldon SE Ile Chevalier - PA20	OUI	OUI
FRGT14	045-P-010	Face moulin marée - 29PA16		OUI
FRGT15	046-P-006	Aval port Corniguel - 29OD08		OUI
FRGT15	046-P-007	Phare du Coq - 29OD16	OUI	OUI
FRGT16	048-P-019	Face anse Kergourlet - 29AV04		OUI
FRGT16	048-P-026	Amont port Kerdruc Rosbras - 29AV02	OUI	OUI
FRGT17	048-P-021	Estuaire amont Isle - 29BE26	OUI	OUI
FRGT17	048-P-074	Amont pont du Guily - 29BE07		OUI
FRGT18	048-P-023	Pont St Maurice - 29LA03	OUI	OUI
FRGT18	048-P-025	Queblen - 29LA11		OUI
FRGT19	050-P-017	Saint Christophe - 56B530	OUI	OUI
FRGT20	050-P-015	Citadelle - 56B600	OUI	OUI
FRGT20	050-P-018	Pont du Bonhomme - 56B480		OUI
FRGT20	050-P-019	Rade de Lorient - 56B560		OUI
FRGC34	049-P-020	Lorient 16	OUI	OUI
FRGT21	053-P-020	Aval Pont Lorois - 56ET16	OUI	OUI
FRGC35	052-P-010	Etel - Pierres noires	OUI	OUI

Code masse eau	Mnemo point	Libellé point	Point phytoplancton	Point nutriment
FRGC42	054-P-005	Taillefer	OUI	OUI
FRGC36	055-P-001	Men er Roue	OUI	OUI
FRGC39	061-P-003	Creizic	OUI	OUI
FRGC39	061-P-073	Roche Colas	OUI	OUI
FRGC45	062-P-018	Nord Dumet	OUI	OUI
FRGC44	063-P-002	Ouest Loscolo	OUI	OUI
FRGT27	065-P-013	Le Petit Sécé - 56V120		OUI
FRGT27	065-P-012	Aval Tréhiguier - 56V100		OUI
FRGT27	065-P-001	Kervoyal		
FRGC46	069-P-024	Pointe St Gildas large	OUI	OUI
FRGC46	069-P-075	Basse Michaud	OUI	OUI
FRGT28	070-P-020	Saint-Nazaire - 44 L029 (149200)		OUI
FRGT28	070-P-021	Cordemais - 44 L028 (148500)		OUI
FRGT28	070-P-022	Indre - 44 L015 (148000)		OUI
FRGT28	070-P-023	Ste Luce - 44L014 (137000)		OUI
FRGT28	070-P-024	Saint Géréon - 44 L013 (136600)		OUI
FRGC48	071-P-061	Bois de la Chaise large	OUI	OUI
FRGC47	072-P-005	Ile d'Yeu est	OUI	OUI
FRGC50	074-P-016	Large pointe grosse terre	OUI	OUI
FRGC53	076-P-016	Filière w	OUI	OUI

Code masse eau	Mnemo point	Libellé point	Point phytoplancton	Point nutriment
FRGT31	077-P-020	Pont du Brault - S86		OUI
FRFC01	079-P-010	Nord Saumonards	OUI	OUI
FRFC02	082-P-001	Auger	OUI	OUI
FRFT01	081-P-005	Les Fontenelles	OUI	OUI
FRFT02	083-P-015	Cotard	OUI	OUI
FRFT09	085-P-087	Gironde - PK 52 DCE		OUI
FRFT09	085-P-088	Gironde - PK 86		OUI
FRFC07	087-P-008	Arcachon - Bouée 7	OUI	OUI
FRFC07	087-P-012	Arcachon - Bouée 13		
FRFC06	088-P-050	Teychan bis	OUI	OUI
FRFC06	088-P-053	Courbey		
FRFC06	088-P-054	Jacquets	OUI	OUI
FRFC06	088-P-056	Girouasse		
FRFC06	088-P-057	Tès		
FRFC06	088-P-058	Comprian (e)	OUI	OUI
FRFC08	089-P-006	Capbreton	OUI	OUI
FRFC09	090-P-005	Hossegor	OUI	OUI
FRFT07	091-P-008	Adour 2	OUI	OUI
FRFC11	091-P-006	Saint Jean de Luz	OUI	OUI
FRFT08	091-P-007	Txingudi	OUI	OUI

Code masse eau	Mnemo point	Libellé point	Point phytoplancton	Point nutriment
FRDT01	096-P-017	CNS - Canet Sud	OUI	OUI
FRDT02	097-P-093	LES - Leucate Sud	OUI	OUI
FRDT02	097-P-091	LEN - Leucate Nord	OUI	OUI
FRDT03	098-P-014	LAP - La Palme	OUI	OUI
FRDT04	100-P-044	BGN - Bages Nord	OUI	OUI
FRDT04	100-P-046	BGS - Bages Sud	OUI	OUI
FRDT05a	099-P-023	AYR - Ayrolle	OUI	OUI
FRDT05b	099-P-022	CAM - Campagnol	OUI	OUI
FRDT06a	101-P-006	GRU - Gruissan	OUI	OUI
FRDT08	095-P-101	VDR - Vendres	OUI	OUI
FRDT09	103-P-005	BAN - Bagnas	OUI	OUI
FRDT10	104-P-117	TE - Thau Est	OUI	OUI
FRDT10	104-P-116	TW - Thau Ouest	OUI	OUI
FRDT10	104-P-113	TPE - Petit étang		
FRDT10	104-P-115	TANG - Crique de l'Angle		
FRDT11c	105-P-183	INN - Ingril Nord	OUI	OUI
FRDT11c	105-P-060	VIC - Vic	OUI	OUI
FRDT11b	105-P-182	PRE - Prévost Est	OUI	OUI
FRDT11b	105-P-133	MEW - Méjean Ouest	OUI	OUI
FRDT11b	105-P-134	GRC - Grec		

Code masse eau	Mnemo point	Libellé point	Point phytoplancton	Point nutriment
FRDT11a	105-P-130	ORW - Or Ouest	OUI	OUI
FRDT11a	105-P-127	ORE - Or Est	OUI	OUI
FRDT12	106-P-009	PON - Ponant	OUI	OUI
FRDT13e	107-P-021	MARS - Murette Sud	OUI	OUI
FRDT13e	107-P-020	MARN - Murette Nord	OUI	OUI
FRDT13h	107-P-026	CRE-Scamandre-Crey-Charnier	OUI	OUI
FRDT13h	107-P-027	SCA-Scamandre-Crey-Charnier	OUI	OUI
FRDT13h	107-P-030	CHA-Scamandre-Crey-Charnier	OUI	OUI
FRDT13c	107-P-022	MED - Médard	OUI	OUI
FRDT14a	108-P-067	VCS-Vaccarès	OUI	OUI
FRDT21	106-P-011	Rousty	OUI	OUI
FRDT21	109-P-010	Courbe		
FRDT20	109-P-019	Grand Rhône		OUI
FRDT14c	108-P-011	PLS-La Palissade	OUI	OUI
FRDT15a	110-P-115	BER-Berre	OUI	OUI
FRDT15b	110-P-116	VAÏ- Vaine	OUI	OUI
FRDT15c	110-P-058	BOL-Bolmon	OUI	OUI

Annexe 2 : Liste des masses d'eau côtières et de transition officiellement désignées pour le contrôle de surveillance en métropole en février 2020*.

* Cette liste est susceptible d'évoluer au cours du temps

Code masse eau	Libellé masse eau	Code typologie	Libellé typologie	Groupe ME phytoplancton	Ecotype nutriment	ME turbide	contrôle surveil.	contrôle opérat.
FRAC01	Frontière belge à jetée de Malo	C8	Côte sableuse mésotidale mélangée	EC Mer du Nord 1/26b	Mer du Nord		OUI	OUI
FRAC02	Jetée de Malo à Est cap Griz nez	C9	Côte à dominante sableuse macrotidale mélangée	EC Mer du Nord 1/26b	Mer du Nord		OUI	OUI
FRAT04	Port de Dunkerque et zone intertidale jusqu'à la jetée	T2	Grand port macrotidal	ET Mer du Nord	Dunkerque			OUI
FRAT03	Port de Calais	T2	Grand port macrotidal	ET Mer du Nord	Calais		OUI	OUI
FRAT02	Port de Boulogne	T2	Grand port macrotidal	ET Mer du Nord	Boulogne			OUI
FRAC03	Cap Griz nez à Slack	C1	Côte rocheuse, méso- à macrotidale, peu profonde	EC Mer du Nord 1/26b	Mer du Nord		OUI	OUI
FRAC04	Slack à la Warenne	C9	Côte à dominante sableuse macrotidale mélangée	EC Mer du Nord 1/26b	Mer du Nord			OUI
FRAC05	La Warenne à Ault	C9	Côte à dominante sableuse macrotidale mélangée	EC Mer du Nord 1/26b	Somme		OUI	OUI
FRAT01	Somme	T1	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide	ET Mer du Nord	Somme		OUI	OUI
FRHC18	Pays de Caux Nord	C1	Côte rocheuse, méso- à macrotidale, peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Caux		OUI	
FRHC17	Pays de Caux Sud	C1	Côte rocheuse, méso- à macrotidale, peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Caux			
FRHT01	Estuaire de Seine - Amont	T4	Estuaire mésotidal, très peu salé et à débit moyen	ET Manche Atlantique	Seine est			
FRHT02	Estuaire de Seine - Moyen	T4	Estuaire mésotidal, très peu salé et à débit moyen	ET Manche Atlantique	Seine est			
FRHC16	Le Havre - Antifer	C3	Côte vaseuse modérément exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Seine est		OUI	OUI
FRHT03	Estuaire de Seine - Aval	T5	Estuaire, petit ou moyen, macrotidal, fortement salé, à débit moyen	ET Manche Atlantique	Seine est	OUI	OUI	OUI
FRHC15	Côte Fleurie	C3	Côte vaseuse modérément exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Seine est		OUI	OUI

Code masse eau	Libellé masse eau	Code typologie	Libellé typologie	Groupe ME phytoplancton	Ecotype nutriment	ME turbide	contrôle surveil.	contrôle opérat.
FRHC14	Baie de Caen	C11	Côte principalement sableuse macrotidale	EC Manche Atlantique 1/26a	Orne		OUI	OUI
FRHC13	Côte de Nacre Est	C11	Côte principalement sableuse macrotidale	EC Manche Atlantique 1/26a	Orne		OUI	OUI
FRHC12	Côte de Nacre Ouest	C11	Côte principalement sableuse macrotidale	EC Manche Atlantique 1/26a	Calvados		OUI	OUI
FRHC11	Côte du Bessin	C11	Côte principalement sableuse macrotidale	EC Manche Atlantique 1/26a	Calvados		OUI	
FRHT04	Estuaire de l'Orne	T5	Estuaire, petit ou moyen, macrotidal, fortement salé, à débit moyen	ET Manche Atlantique	Orne			
FRHC10	Baie des Veys	C7	Côte à grande zone intertidale et à dominante vaseuse	EC Manche Atlantique 1/26a	Veys		OUI	
FRHT06	Baie des Veys : fond de baie estuarien et chenaux d'Isigny et de Carentan	T5	Estuaire, petit ou moyen, macrotidal, fortement salé, à débit moyen	ET Manche Atlantique	Veys		OUI	
FRHC09	Anse de Saint-Vaast la Hougue	C7	Côte à grande zone intertidale et à dominante vaseuse	EC Manche Atlantique 1/26a	Veys		OUI	
FRHC08	Barfleur	C1	Côte rocheuse, méso- à macrotidale, peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Nord Est Cotentin		OUI	
FRHC07	Cap Levy - Gatteville	C15	Côte rocheuse macrotidale profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Nord Est Cotentin		OUI	
FRHC60	Rade de Cherbourg	C16	Rade de Cherbourg (macrotidale, profonde, à sédiments mixtes)	EC Manche Atlantique 1/26a	Cherbourg		OUI	
FRHC61	Cherbourg: intérieur grande rade	C16	Rade de Cherbourg (macrotidale, profonde, à sédiments mixtes)	EC Manche Atlantique 1/26a	Cherbourg			
FRHC05	Cap de la Hague Nord	C15	Côte rocheuse macrotidale profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	La Hague			
FRHC04	Cap de Carteret - Cap de la Hague	C15	Côte rocheuse macrotidale profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	La Hague		OUI	
FRHC03	Ouest Cotentin	C17	Côte à grande zone intertidale et à mosaïque de substrat	EC Manche Atlantique 1/26a	SW Cotentin		OUI	
FRHC01	Archipel Chausey	C17	Côte à grande zone intertidale et à mosaïque de substrat	EC Manche Atlantique 1/26a	Chausey		OUI	
FRHC02	Baie du Mont-Saint-Michel: centre baie	C7	Côte à grande zone intertidale et à dominante vaseuse	EC Manche Atlantique 1/26a	SW Cotentin		OUI	
FRHT05	Baie du Mont-Saint-Michel : fond de baie estuarien	T5	Estuaire, petit ou moyen, macrotidal, fortement salé, à débit moyen	ET Manche Atlantique	SW Cotentin	OUI	OUI	OUI
FRHT07	La Risle maritime du confluent de la Corbie (inclus) au confluent de la Seine (exclu)	T4	Estuaire mésotidal, très peu salé et à débit moyen	ET Manche Atlantique				
FRHT08	La Dives			ET Manche Atlantique				
FRGC01	Baie du Mont-Saint-Michel	C7	Côte à grande zone intertidale et à dominante vaseuse	EC Manche Atlantique 1/26a	SW Cotentin		OUI	

Code masse eau	Libellé masse eau	Code typologie	Libellé typologie	Groupe ME phytoplancton	Ecotype nutriment	ME turbide	contrôle surveil.	contrôle opérat.
FRGT02	Bassin Maritime - de la Rance	T8	Petit estuaire à petite zone intertidale et à turbidité moyenne à forte	ET Manche Atlantique	Rance			OUI
FRGC03	Rance - Fresnaye	C10	Côte sableuse partiellement stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Rance		OUI	OUI
FRGC05	Fond Baie de Saint-Brieuc	C9	Côte à dominante sableuse macrotidale mélangée	EC Manche Atlantique 1/26a	St Brieuc		OUI	
FRGC06	Saint-Brieuc - large	C10	Côte sableuse partiellement stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Côtes d'Armor large			
FRGC07	Paimpol - Perros-Guirec	C1	Côte rocheuse, méso- à macrotidale, peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Côtes d'Armor large		OUI	
FRGT03	Trieux	T1	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide	ET Manche Atlantique	Trieux		OUI	OUI
FRGT04	Jaudy	T8	Petit estuaire à petite zone intertidale et à turbidité moyenne à forte	ET Manche Atlantique	Jaudy	OUI		
FRGT05	Leguer	T1	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide	ET Manche Atlantique	Lannion			
FRGC08	Perros-Guirec - Large	C15	Côte rocheuse macrotidale profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Nord finistère		OUI	
FRGC09	Perros-Guirec - Morlaix Large	C10	Côte sableuse partiellement stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Nord finistère			
FRGC10	Baie - Lannion	C13	Côte sableuse stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Lannion		OUI	
FRGC11	Baie - Morlaix	C11	Côte principalement sableuse macrotidale	EC Manche Atlantique 1/26a	Morlaix		OUI	
FRGC12	Léon - Trégor - Large	C1	Côte rocheuse, méso- à macrotidale, peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Nord finistère			
FRGT06	Rivière - Morlaix	T9	Petit estuaire à grande zone intertidale fortement salé et peu turbide	ET Manche Atlantique	Morlaix		OUI	OUI
FRGT07	Penzé	T9	Petit estuaire à grande zone intertidale fortement salé et peu turbide	ET Manche Atlantique	Morlaix			OUI
FRGC13	Les Abers (large)	C1	Côte rocheuse, méso- à macrotidale, peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Iroise			
FRGT08	Aber Wrac h	T9	Petit estuaire à grande zone intertidale fortement salé et peu turbide	ET Manche Atlantique	Aber Wrac h		OUI	OUI
FRGT09	Aber Benoît	T9	Petit estuaire à grande zone intertidale fortement salé et peu turbide	ET Manche Atlantique	Aber Benoît			
FRGC18	Iroise - Large	C2	Masse d'eau au large, rocheuse et profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Iroise		OUI	OUI
FRGC17	Iroise - Camaret	C14	Côte rocheuse mésotidale peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Brest - Elorn + Brest - Aulne			

Code masse eau	Libellé masse eau	Code typologie	Libellé typologie	Groupe ME phytoplancton	Ecotype nutriment	ME turbide	contrôle surveil.	contrôle opérat.
FRGC16	Rade - Brest	C12	Côte vaseuse abritée	EC Manche Atlantique 1/26a	Brest - Elorn + Brest - Aulne		OUI	
FRGT10	Elorn	T8	Petit estuaire à petite zone intertidale et à turbidité moyenne à forte	ET Manche Atlantique	Brest - Elorn	OUI	OUI	OUI
FRGT11	Rivière - Daoulas	T9	Petit estuaire à grande zone intertidale fortement salé et peu turbide	ET Manche Atlantique	Brest - Aulne			
FRGT12	Aulne	T8	Petit estuaire à petite zone intertidale et à turbidité moyenne à forte	ET Manche Atlantique	Brest - Aulne	OUI	OUI	OUI
FRGT13	Goyen	T1	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide	ET Manche Atlantique	Goyen		OUI	OUI
FRGC20	Baie - Douarnenez	C13	Côte sableuse stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Douarnenez		OUI	
FRGC24	Audierne - Large	C14	Côte rocheuse mésotidale peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Audierne			
FRGC26	Baie - Audierne	C14	Côte rocheuse mésotidale peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Audierne		OUI	
FRGC28	Concarneau - Large	C14	Côte rocheuse mésotidale peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Sud finistère		OUI	OUI
FRGC29	Baie Concarneau	C13	Côte sableuse stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Sud finistère			
FRGT14	Rivière - Pont l Abbé	T1	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide	ET Manche Atlantique	Pont l'Abbé		OUI	OUI
FRGT15	Odet	T8	Petit estuaire à petite zone intertidale et à turbidité moyenne à forte	ET Manche Atlantique	Odet		OUI	OUI
FRGT16	Aven	T1	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide	ET Manche Atlantique	Aven		OUI	OUI
FRGT17	Belon	T9	Petit estuaire à grande zone intertidale fortement salé et peu turbide	ET Manche Atlantique	Belon		OUI	OUI
FRGT18	Laïta	T3	Petit estuaire à petite zone intertidale et à faible turbidité	ET Manche Atlantique	Laïta		OUI	OUI
FRGT19	Scorff	T1	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide	ET Manche Atlantique	Lorient		OUI	OUI
FRGT20	Blavet	T8	Petit estuaire à petite zone intertidale et à turbidité moyenne à forte	ET Manche Atlantique	Lorient		OUI	OUI
FRGT21	Ria Etel	T3	Petit estuaire à petite zone intertidale et à faible turbidité	ET Manche Atlantique	Etel			OUI
FRGC32	Laita - Pouldu	C4	Côte vaseuse exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Pouldu			

Code masse eau	Libellé masse eau	Code typologie	Libellé typologie	Groupe ME phytoplancton	Ecotype nutriment	ME turbide	contrôle surveil.	contrôle opérat.
FRGC33	Laïta - large	C2	Masse d'eau au large, rocheuse et profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Pouldu			
FRGC34	Lorient - Groix	C10	Côte sableuse partiellement stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Lorient		OUI	
FRGC35	Baie d'Étel	C4	Côte vaseuse exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Étel		OUI	
FRGC37	Groix - Large	C14	Côte rocheuse mésotidale peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Belle Ile - Groix			
FRGC42	Belle-Ile	C1	Côte rocheuse, méso- à macrotidale, peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Belle Ile - Groix		OUI	
FRGC36	Baie - Quiberon	C13	Côte sableuse stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Golfe Morbihan large		OUI	
FRGC38	Golfe du Morbihan (large)	C13	Côte sableuse stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Golfe Morbihan large			
FRGT22	Rivière - Crac'h	T9	Petit estuaire à grande zone intertidale fortement salé et peu turbide	ET Manche Atlantique	Golfe morbihan			
FRGC39	Golfe du Morbihan	C12	Côte vaseuse abritée	EC Manche Atlantique 1/26a	Golfe morbihan		OUI	
FRGT23	Rivière Auray	T3	Petit estuaire à petite zone intertidale et à faible turbidité	ET Manche Atlantique	Golfe morbihan			
FRGT24	Rivière - Vannes	T3	Petit estuaire à petite zone intertidale et à faible turbidité	ET Manche Atlantique	Golfe morbihan			
FRGT25	Rivière Noyal	T1	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide	ET Manche Atlantique	Golfe morbihan	OUI		
FRGC45	Baie Vilaine - Large	C3	Côte vaseuse modérément exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Vilaine		OUI	OUI
FRGC44	Baie Vilaine - Côte	C3	Côte vaseuse modérément exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Vilaine		OUI	OUI
FRGT26	Rivière - Pénérif	T1	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide	ET Manche Atlantique	Pénérif	OUI		
FRGT27	Vilaine	T1	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide	ET Manche Atlantique	Vilaine	OUI	OUI	OUI
FRGC46	Loire Large	C10	Côte sableuse partiellement stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Loire		OUI	OUI
FRGT28	Loire	T7	Grand estuaire moyennement à fortement salé et à fort débit	ET Manche Atlantique	Loire	OUI	OUI	OUI
FRGC48	Baie - Bourgneuf	C3	Côte vaseuse modérément exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Loire		OUI	
FRGC47	Ile d'Yeu	C14	Côte rocheuse mésotidale peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Ile d'Yeu		OUI	
FRGC49	La Barre-de-Monts	C10	Côte sableuse partiellement stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Vendée			
FRGC50	Nord Sables-d'Olonne	C10	Côte sableuse partiellement stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Vendée		OUI	
FRGC51	Sud Sables-d'Olonne	C10	Côte sableuse partiellement stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Vendée			

Code masse eau	Libellé masse eau	Code typologie	Libellé typologie	Groupe ME phytoplancton	Ecotype nutriment	ME turbide	contrôle surveil.	contrôle opérat.
FRGC52	Ile de Ré - Large	C1	Côte rocheuse, méso- à macrotidale, peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Pertuis Breton			
FRGC53	Pertuis Breton	C3	Côte vaseuse modérément exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Pertuis Breton		OUI	
FRGC54	La Rochelle	C3	Côte vaseuse modérément exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Pertuis charentais			
FRGT30	Lay	T8	Petit estuaire à petite zone intertidale et à turbidité moyenne à forte	ET Manche Atlantique	Lay	OUI		
FRGT31	Sèvre - Niortaise	T8	Petit estuaire à petite zone intertidale et à turbidité moyenne à forte	ET Manche Atlantique	Sèvre niortaise	OUI	OUI	
FRFC01	Côte Nord-Est de l'Île d'Oléron	C1	Côte rocheuse, méso- à macrotidale, peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Pertuis charentais		OUI	
FRFC02	Pertuis Charentais	C3	Côte vaseuse modérément exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Pertuis charentais		OUI	OUI
FRGT29	Vie	T8	Petit estuaire à petite zone intertidale et à turbidité moyenne à forte	ET Manche Atlantique	Vie	OUI		
FRFT01	Estuaire Charente	T1	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide	ET Manche Atlantique	Pertuis charentais		OUI	OUI
FRFT02	Estuaire Seudre	T1	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide	ET Manche Atlantique	Pertuis charentais		OUI	OUI
FRFC03	Côte Ouest de l'Île d'Oléron	C6	Côte principalement sableuse très exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Garonne + Dordogne			OUI
FRFT09	Estuaire Gironde aval	T7	Grand estuaire moyennement à fortement salé et à fort débit	ET Manche Atlantique	Garonne + Dordogne	OUI	OUI	OUI
FRFT31	Estuaire Fluvial Isle	T4	Estuaire mésotidal, très peu salé et à débit moyen	ET Manche Atlantique	Isle			
FRFT32	Estuaire Fluvial Dordogne	T4	Estuaire mésotidal, très peu salé et à débit moyen	ET Manche Atlantique	Dordogne	OUI	OUI	
FRFT33	Estuaire Fluvial Garonne Amont	T6	Grand estuaire très peu salé et à fort débit	ET Manche Atlantique	Garonne	OUI	OUI	OUI
FRFT34	Estuaire Fluvial Garonne Aval	T6	Grand estuaire très peu salé et à fort débit	ET Manche Atlantique	Garonne	OUI		OUI
FRFT35	Gironde amont	T6	Grand estuaire très peu salé et à fort débit	ET Manche Atlantique	Garonne + Dordogne	OUI		
FRFC05	Côte Girondine	C6	Côte principalement sableuse très exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Côte Girondine			
FRFC07	Arcachon aval	C10	Côte sableuse partiellement stratifiée	EC Manche Atlantique 1/26a	Arcachon		OUI	

Code masse eau	Libellé masse eau	Code typologie	Libellé typologie	Groupe ME phytoplancton	Ecotype nutriment	ME turbide	contrôle surveil.	contrôle opérat.
FRFC06	Arcachon amont	C7	Côte à grande zone intertidale et à dominante vaseuse	EC Manche Atlantique 1/26a	Arcachon		OUI	
FRFC08	Côte Landaise	C6	Côte principalement sableuse très exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Landes - Basque		OUI	
FRFC09	Lac d'Hossegor	C5	Lac marin	EC Manche Atlantique 1/26a	Hossegor		OUI	OUI
FRFT06	Estuaire Adour Amont	T4	Estuaire mésotidal, très peu salé et à débit moyen	ET Manche Atlantique	Adour	OUI	OUI	OUI
FRFT07	Estuaire Adour Aval	T3	Petit estuaire à petite zone intertidale et à faible turbidité	ET Manche Atlantique	Adour		OUI	OUI
FRFC10	Panache de l'Adour	C6	Côte principalement sableuse très exposée	EC Manche Atlantique 1/26a	Adour			
FRFC11	Côte Basque	C14	Côte rocheuse mésotidale peu profonde	EC Manche Atlantique 1/26a	Landes - Basque		OUI	
FRFT08	Estuaire Bidassoa	T3	Petit estuaire à petite zone intertidale et à faible turbidité	ET Manche Atlantique	Bidassoa		OUI	
FRDT01	Canet	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune polyhaline			OUI
FRDT02	Etang de Salses-Leucate	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune euhaline		OUI	OUI
FRDT03	Etang de La Palme	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune euhaline		OUI	
FRDT04	Complexe du Narbonnais Bages-Sigean	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune euhaline		OUI	OUI
FRDT05a	Complexe du Narbonnais Ayrolle	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune euhaline		OUI	
FRDT05b	Complexe du Narbonnais Campagnol	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune mesohaline			OUI
FRDT06a	Complexe du Narbonnais Gruissan	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune euhaline			OUI
FRDT06b	Complexe du Narbonnais Grazel/Mateille	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune polyhaline			
FRDT07	Pissevache	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune polyhaline			
FRDT08	Vendres	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune mesohaline			OUI
FRDT09	Etang du Grand Bagnas	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune mesohaline		OUI	OUI
FRDT10	Etang de Thau	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune euhaline		OUI	OUI

Code masse eau	Libellé masse eau	Code typologie	Libellé typologie	Groupe ME phytoplancton	Ecotype nutriment	ME turbide	contrôle surveil.	contrôle opérat.
FRDT11c	Etangs Palavasiens ouest	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune euhaline			OUI
FRDT11b	Etangs Palavasiens est	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune polyhaline		OUI	OUI
FRDT11a	Etang de l'Or	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune polyhaline		OUI	OUI
FRDT12	Etang du Ponant	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune polyhaline			OUI
FRDT13a	Espiguette	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune				
FRDT13b	Petite Camargue Rhône St Roman	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune				
FRDT13c	Petite Camargue Médard	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune polyhaline		OUI	
FRDT13d	Petite Camargue Repaus et du Roi	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune				
FRDT13e	Petite Camargue Marette	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune mesohaline			OUI
FRDT13f	Etang du Lairan	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune				
FRDT13g	Canavérier	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune				
FRDT13h	Petite Camargue Scamandre/Charnier	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune oligohaline			OUI
FRDT14a	Complexe Vaccarès	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune polyhaline		OUI	OUI
FRDT14b	Camargue Marais périphériques	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune				
FRDT20	Grand Rhône	T12	Bras du Rhône	ET Méditerranée type delta	Bras du Rhône	OUI	OUI	
FRDT14c	Camargue La Palissade	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune oligohaline			OUI
FRDT14d	Salins de Giraud	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune				
FRDT14e	Complexe Fourneau-Cabri	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune				

Code masse eau	Libellé masse eau	Code typologie	Libellé typologie	Groupe ME phytoplancton	Ecotype nutriment	ME turbide	contrôle surveil.	contrôle opérat.
FRDT14f	Salins d'AiguesMortes	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune				OUI
FRDT15a	Grand étang de Berre	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune polyhaline		OUI	OUI
FRDT15b	Etang de Berre Vaine	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune polyhaline			OUI
FRDT15c	Etang de Berre Bolmon	T10	Lagunes méditerranéennes	ET Méditerranée type lagune	Lagune oligohaline			OUI

Avec le soutien financier de

**AGENCE FRANÇAISE
POUR LA BIODIVERSITÉ**

ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT

www.agence-francaise-biodiversite.fr



www.ifremer.fr