

TRENTE ANNÉES D'OBSERVATION DES MICROALGUES ET DES TOXINES D'ALGUES SUR LE LITTORAL

Catherine Belin, Dominique Soudant



Trente années
d'observation
des microalgues
et des toxines d'algues
sur le littoral

Trente années d'observation des microalgues et des toxines d'algues sur le littoral

Catherine Belin et Dominique Soudant

Éditions Quæ
c/o Inra, RD 10, 78026 Versailles Cedex

Collection Synthèses

Stratégies des filières fromagères sous AOP en Europe

Modes de régulation et performance économique

P. Jeanneaux

2018

Services écosystémiques et protection des sols

Analyses juridiques et éclairages agronomiques

C. Hermon, coord.

2018

Paroles de chercheurs

Environnement et interdisciplinarité

E. Brun, J.-F. Ponge, J.-C. Lefeuvre

2017, 124 p.

Démanteler les barrages pour restaurer les cours d'eau

Controverses et représentations

R. Barraud, M.-A. Germaine, coord.

2017, 260 p.

© Éditions Quæ, 2018

ISBN : 978-2-7592-2940-6

ISSN : 1777-4624

ISBN PDF : 978-2-7592-2941-3

ISBN ePub : 978-2-7592-2942-0

Le code de la propriété intellectuelle interdit la photocopie à usage collectif sans autorisation des ayants droit. Le non-respect de cette disposition met en danger l'édition, notamment scientifique, et est sanctionné pénalement. Toute reproduction, même partielle, du présent ouvrage est interdite sans autorisation du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC), 20 rue des Grands-Augustins, Paris 6^e.

Table des matières

Remerciements	1
Préface.....	3
Introduction.....	5
Chapitre 1. Contexte.....	7
Quels « services » le phytoplancton procure-t-il ?.....	7
Pourquoi observer et surveiller le phytoplancton ?.....	8
Quels sont les enjeux prioritaires d'une observation du phytoplancton côtier ?	10
Enjeux de santé publique.....	13
Ce qu'ont déjà montré les données du Rephy	14
L'observation du phytoplancton : un enjeu capital	14
Chapitre 2. L'observation et la surveillance du phytoplancton et des phycotoxines	17
Historique.....	18
Le Rephy	24
Le Rephytox.....	39
Les données Rephy et Rephytox : bancarisation, mise à disposition et valorisation.....	44
Chapitre 3. Les données phytoplancton	49
Contexte général sur le littoral français métropolitain	49
État des lieux des séries de données Phytoplancton	51
Concentrations régulières fortes à très fortes de certains taxons	54
Les taxons jugés dominants	79

Évaluation de la qualité des eaux littorales avec les outils DCE	82
Les espèces phytoplanctoniques toxiques ou nuisibles	98
Les espèces phytoplanctoniques « emblématiques » du littoral français métropolitain	109
Tendances à long terme des séries de données phytoplancton.....	117
Conclusion.....	126
Chapitre 4. Les données hydrologie	127
Température de l'eau	128
Chlorophylle <i>a</i>	132
L'impact de l'azote inorganique dissous sur la chlorophylle <i>a</i>	132
Indicateurs hydrologiques évalués dans le cadre de la DCE.....	139
Chapitre 5. Les données phycotoxines	141
Les phycotoxines nuisibles pour les humains.....	142
Les familles de toxines présentes sur le littoral français.....	143
Trente ans de résultats sur les trois familles de phycotoxines réglementées (DSP, PSP et ASP)	150
Chapitre 6. Perspectives	177
Conclusion	181
Glossaire	183
Références bibliographiques	185
Annexe 1. Textes réglementaires ou guides cités dans le texte	195
Annexe 2. Zones marines	197
Annexe 3. Masses d'eau DCE	201
Annexe 4. Implantations Ifremer pour la mise en œuvre du Rephy	205
Annexe 5. Principaux sites Web cités dans le texte	207
Annexe 6. Taxons identifiés dans les données Quadriga-Rephy sur tout le littoral métropolitain, période 1987-2016	211
Crédits iconographiques	251

Remerciements

Nos premiers remerciements vont aux contributeurs de cet ouvrage, par ordre alphabétique : Zouher Amzil pour ce qui relève des toxines et du phytoplancton toxique ; Cédric Bacher pour le contexte et la définition des objectifs de ce que doit être un véritable observatoire du phytoplancton ; Nicolas Chomérat pour ce qui concerne la taxinomie et l'écologie du phytoplancton ; Anne Daniel pour les aspects relatifs à l'hydrologie et à la physico-chimie ; Philippe Gros pour l'introduction et le contexte, ainsi que la mise en perspective du rôle du phytoplancton dans l'histoire des écosystèmes marins ; Philippe Souchu pour son expertise sur l'écosystème de la baie de Vilaine et sur Dinophag.

Merci à Jérôme Paillet pour avoir encouragé et préfacé cet ouvrage, et pour sa confiance à l'égard du Rephy^{*1}.

Nous sommes particulièrement reconnaissants envers Bruno Barnouin et Benoît Beliaeff, qui ont été des managers incomparables. Par leur exigence et leur soutien, ils ont largement contribué à structurer le Rephy et à en faire ce qu'il est devenu : incontournable dans le paysage national et international.

Nous exprimons toute notre gratitude aux personnels des laboratoires Environnement-Ressources de l'Ifremer — que nous ne pouvons malheureusement pas tous citer tellement ils sont nombreux — pour la mise en œuvre du Rephy et du Rephytox* durant ces trente années. Nous tenons à saluer leur expertise thématique et de terrain, avec une pensée particulière pour les préleveurs, observateurs du phytoplancton, analystes et saisisseurs des résultats dans la base de données.

Un grand merci à Nadine Neaud-Masson, qui seconde admirablement la coordination nationale du Rephy-Rephytox. Merci à Maud Lemoine, qui a repris en 2017 cette coordination avec du respect pour le travail déjà accompli.

Encore un immense merci à Anne Daniel qui assure l'expertise du Rephy sur l'hydrologie avec brio et une infinie bienveillance, tout comme à Zouher Amzil pour son expertise sur les toxines, son soutien inconditionnel au Rephy-Rephytox et son optimisme contagieux.

Nous remercions grandement nos collègues qui ont permis la structuration des données Rephy-Rephytox, en particulier : Alain Le Magueresse, créateur du système d'information pour la surveillance du littoral, et Antoine Huguet qui en a poursuivi le développement avec talent, portant Quadrige aux niveaux national et international ; Gaétane Durand, Émilie Gauthier et Alice Lamoureux de la cellule

1. Tous les termes suivis d'un astérisque sont explicités dans le lexique en fin d'ouvrage.

d'administration Quadrige pour leur remarquable compétence et leur soutien en continu. Nous remercions également ceux qui ont rendu les données visibles et intelligibles, en particulier Benoît Beliaeff, initiateur des bulletins de la surveillance, et Alain Le Magueresse pour sa capacité à inventer des produits mettant en valeur les données Rephy. Enfin, nous sommes reconnaissants à l'ensemble des personnels du service Vigies, qui contribuent tous à en faire un lieu chaleureux, où il fait bon travailler.

Nous tenons à remercier particulièrement Isabelle Gailhard et Tania Hernández-Fariñas, qui ont chacune consacré leur thèse et trois années de leur carrière à l'analyse des données phytoplanctoniques et hydrologiques du Rephy, ainsi que leurs directeurs de thèse, en particulier Philippe Gros et Cédric Bacher, pour leurs questionnements scientifiques et leur éclairage en matière d'évolution et de perspectives.

Merci à nos collègues du laboratoire Dyneco-Pelagos, pour leur intérêt pour le Rephy et la multitude de projets mis en place pour le faire évoluer, spécialement Cédric Bacher, Annie Chapelle, Anne Daniel, Luis Lampert, Francis Gohin, Raffaele Siano. Un merci particulier à Alain Ménesguen pour son soutien indéfectible au Rephy depuis toujours.

Merci enfin à ceux qui ont apporté des suggestions et corrections à cet ouvrage, en particulier Isabelle Auby, mais aussi Éric Abadie, Jean-Pierre Allenou, Annie Chapelle, Valérie Derolez, Émilie Gauthier, Stéphane Guesdon, Francis Gohin, Luis Lampert, Nadine Neaud-Masson et Raffaele Siano.

L'acquisition des données du Rephy a bénéficié du soutien financier des agences de l'eau : Artois-Picardie, Seine-Normandie, Loire-Bretagne, Adour-Garonne et Rhône-Méditerranée-Corse. L'acquisition des données du Rephytox a bénéficié du soutien financier de la direction générale de l'Alimentation du ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation.

Catherine Belin
et Dominique Soudant

Préface

Le phytoplancton marin est aujourd'hui l'objet de très nombreuses attentions. Il est le premier maillon de la chaîne alimentaire, indispensable à la croissance et à la survie de l'ensemble des organismes marins. En fixant le CO₂, il contribue à la régulation du changement climatique. Il produit une grande partie de l'oxygène que nous respirons. Composé d'organismes réactifs à toutes les variations de l'environnement marin, il témoigne des changements du milieu, qu'ils soient naturels ou d'origine anthropique. Il peut en particulier révéler des dysfonctionnements majeurs des écosystèmes, tels que l'eutrophisation causée par des apports excessifs d'éléments nutritifs. Certaines espèces ont la faculté de produire des toxines qui contaminent la chaîne alimentaire au risque d'affecter le consommateur de fruits de mer.

Depuis les années 1970, l'Ifremer observe le phytoplancton dans le milieu marin. Cette observation, d'abord locale et à vocation scientifique, s'est ensuite structurée dans le réseau national Rephy officiellement créé en 1984. Le Rephy observe donc le phytoplancton microscopique, mais aussi les toxines que ce plancton produit et que l'on retrouve dans les fruits de mer, et tous les paramètres physico-chimiques nécessaires à l'interprétation des données. Le Rephy est un réseau pionnier et exemplaire à plusieurs titres :

- il combine observation scientifique et missions réglementaires de prévention sanitaire et d'évaluation de la qualité environnementale du milieu ;
- il a su évoluer dans le temps pour satisfaire des exigences croissantes, avec l'évolution de la réglementation sanitaire, avec la mise en place de la directive-cadre européenne sur l'eau (DCE*) puis de la directive-cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM*) ;
- il alimente une recherche de pointe, fondamentale comme appliquée, dont résulte une abondante littérature scientifique ;
- ses données sont disponibles à tous, très rapidement après leur collecte, et cela depuis de nombreuses années.

Cet ouvrage décrit pour la première fois le Rephy dans son intégralité et illustre les résultats obtenus en 30 ans d'observation rigoureuse et coordonnée. Son auteure principale, Catherine Belin, a consacré 30 années de sa vie professionnelle à piloter et à faire évoluer ce réseau, avec une conviction et une énergie qui forcent mon admiration. En 2018, le Rephy reste un réseau phare de l'Ifremer et contribue à l'Infrastructure de recherche littorale et côtière (Ilico), intégrée dans la feuille de route nationale des infrastructures de recherche.

Jérôme Paillet

Directeur du département océanographie
et dynamique des écosystèmes à l'Ifremer
22 juin 2018

Introduction

Le terme « phytoplancton », qui est un terme générique et non valide d'un point de vue classification des êtres vivants, englobe des organismes appartenant essentiellement aux règnes Chromista et, pour certains, Bacteria, selon la classification à sept règnes de Ruggiero *et al.* (2015). Une définition simple et pratique peut cependant en être donnée, comme l'ensemble des algues microscopiques unicellulaires et des cyanobactéries photosynthétiques qui flottent dans les eaux. Cette définition a l'avantage de poser les critères importants de ce que l'on appelle phytoplancton : une seule cellule, photosynthétique, non fixée, très peu mobile par elle-même.

Il existe plusieurs milliers d'espèces phytoplanctoniques (De Vargas *et al.*, 2015). Certaines d'entre elles peuvent proliférer de façon soudaine et massive en formant parfois des « eaux colorées », rouges, brunes ou vertes selon la couleur des pigments contenus dans les cellules (photo 1). Si les proliférations, encore nommées efflorescences ou désignées sous le nom anglo-saxon de *blooms*, sont excessives ou trop fréquentes, on parle d'eutrophisation. Ce phénomène peut être observé dans tous les milieux aquatiques, eaux douces ou marines, et est défini de la façon suivante dans Pinay *et al.* (2017) :

« L'eutrophisation des écosystèmes aquatiques est une succession de processus biologiques enclenchés en réponse à un apport excessif de nutriments. Elle peut être progressive ou brutale. Les effets les plus notables sont des proliférations de producteurs primaires (plantes aquatiques, algues, cyanobactéries), des phénomènes de toxicité ou d'anoxie (absence d'oxygène), des pertes de biodiversité ».

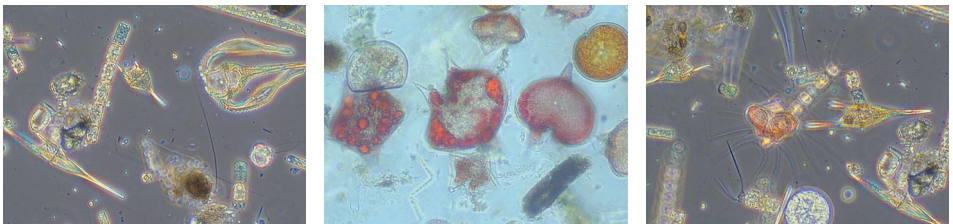


Photo 1. Eaux vertes en baie de Bourgneuf (Loire-Atlantique), suite à une efflorescence de *Lepidodinium chlorophorum* (classe des Dinophyceae), 1^{er} août 2014.

Pour ce qui est du phytoplancton, en fin de bloom, la décomposition des cellules mortes peut entraîner une diminution brutale d'oxygène dans le milieu (hypoxie), voire sa disparition (anoxie), provoquant alors des mortalités parmi la flore et la faune marine. Il s'ensuit, entre autres, une dégradation de la diversité animale et végétale, ainsi qu'une perturbation des usages des écosystèmes marins. D'autres phénomènes plus ponctuels peuvent également être observés.

Certaines espèces phytoplanctoniques produisent des substances toxiques, appelées phycotoxines — étymologiquement toxines algales (Lassus *et al.*, 2016). Une première catégorie concerne la production de toxines libérées dans le milieu marin (exotoxines), agissant directement sur la faune et la flore marine, et pouvant provoquer des mortalités massives parmi les organismes fixés ou peu mobiles. Elles sont appelées ichtyotoxines quand elles causent des mortalités de poissons. Une deuxième catégorie recouvre la production de toxines à l'intérieur des cellules de phytoplancton (endotoxines) : les organismes marins qui les ingèrent, par exemple les mollusques bivalves dont la nourriture inclut une forte proportion de phytoplancton, sont alors susceptibles d'intoxiquer les consommateurs de ces organismes. Une troisième catégorie concerne des espèces phytoplanctoniques qui émettent des toxines sous forme d'aérosols, potentiellement dangereux pour les promeneurs et baigneurs par leurs effets irritants. Un autre type de nuisance est la production de mousses ou de mucus, pouvant conduire dans les cas extrêmes à des mortalités parfois importantes de poissons ou autres organismes marins.

Toutefois, seule une petite proportion des espèces phytoplanctoniques est dangereuse pour la santé humaine ou pour d'autres espèces marines¹. Avant tout, le phytoplancton produit la quasi-totalité de la matière organique consommée par les animaux marins, en premier lieu par le zooplancton, les mollusques « filtreurs », les poissons herbivores, etc., eux-mêmes proies de divers prédateurs — dont l'homme. Seuls quelques animaux marins ne dépendent guère de la production phytoplanctonique, telles les espèces profondes des sites hydrothermaux alimentées par une production bactérienne chimiosynthétique. Pour toutes ces raisons, le phytoplancton est un indicateur crucial de l'état de la biodiversité marine. Il permet notamment d'évaluer la qualité du milieu en termes de potentialités nutritionnelles pour l'écosystème, mais aussi en termes de nuisances potentielles pour la faune et la flore, et pour les usagers du milieu marin.



Photos 2, 3 et 4. Cellules du phytoplancton vues au microscope optique. Mélange d'espèces.

1. En 1995, Sournia estimait à 2 % la proportion d'espèces toxiques dans la flore phytoplanctonique mondiale ; en 2016, Lassus *et al.* reconnaissent que cette proportion est difficile à estimer, tout en confirmant l'hypothèse d'une extension des proliférations toxiques et nuisibles.

Chapitre 1

Contexte

» Quels « services » le phytoplancton procure-t-il ?

Flottant dans les eaux superficielles éclairées de l'océan, le phytoplancton (algues unicellulaires eucaryotes¹ et cyanobactéries²) utilise un processus métabolique complexe (la photosynthèse oxygénique) qui transforme l'énergie lumineuse du soleil en énergie électrochimique pour scinder la molécule d'eau (avec libération d'oxygène) et synthétiser des composés organiques à partir du dioxyde de carbone (CO₂) et de nutriments minéraux (Fischer *et al.*, 2016). Cette production autotrophe fixe le CO₂ dans la biomasse et approvisionne en matière organique la quasi-totalité des organismes marins hétérotrophes³. Soulignons que la photosynthèse oxygénique fut « inventée » par les cyanobactéries il y a environ 2,4 milliards d'années (Soo *et al.*, 2017). Il s'agit d'une innovation fondamentale dans l'histoire de la vie sur Terre, notamment pour sa contribution à l'enrichissement en oxygène (O₂) de l'atmosphère de la planète (Lyons *et al.*, 2014), et aux conséquences afférentes pour l'évolution animale (Planavsky *et al.*, 2014 ; Reinhard *et al.*, 2016). Ainsi estime-t-on qu'il y a 800 millions d'années, l'ancêtre commun des animaux — vraisemblablement un eucaryote marin pluricellulaire bactériophage — serait apparu avec les débuts de l'oxygénation de l'océan. C'est au cours de « l'explosion cambrienne », il y a 540 millions d'années, que se développeront dans un océan bien oxygéné les formes modernes de la biodiversité (métabolisme aérobie, prédateurs carnivores de grande taille, etc.) (Erwin *et al.*, 2011 ; Sperling *et al.*, 2013).

Aujourd'hui, le phytoplancton produit près de la moitié de l'oxygène de l'atmosphère (celle-ci inclut 21 % d'O₂). Ce « service » est lié au processus de production primaire phytoplanctonique (NPP*), qui constitue l'apport essentiel de matière

1. Les eucaryotes rassemblent une partie des organismes unicellulaires et tous les organismes pluricellulaires (champignons, végétaux et animaux) ; la structure de la cellule eucaryote est caractérisée par un noyau entouré d'une membrane.

2. Les cyanobactéries appartiennent aux procaryotes ; ce groupe d'organismes unicellulaires rassemble les bactéries et les archées ; la cellule procaryote est relativement simple, dépourvue de noyau.

3. Par opposition aux autotrophes, les hétérotrophes — ici les animaux marins — sont incapables de synthétiser des composés organiques complexes.

organique aux réseaux trophiques marins. Ainsi la NPP est-elle un facteur dimensionnant de la production naturelle des poissons, mollusques et crustacés marins dont les pêcheries mondiales extraient chaque année 110 millions de tonnes⁴ (Zeller *et al.*, 2018). En 1998, Field *et al.* ont estimé la NPP de la biosphère à 105 GtC/an (gigatonnes de carbone par an). Presque la moitié (49 GtC/an) de cette production globale est attribuée au phytoplancton marin, qui compense sa relativement faible biomasse (très inférieure à 1 % de la biomasse photosynthétique totale de la planète) par un turnover rapide, de l'ordre de quelques jours. Selon Bar-On *et al.* (2018), cette forte productivité explique la « pyramide inversée » des biomasses de producteurs primaires (environ 1 GtC) et de consommateurs (environ 5 GtC) marins, le turnover des premiers étant globalement beaucoup plus élevé que celui des seconds, par exemple quelques années en moyenne chez les poissons.

Le transfert de la NPP aux consommateurs marins — en particulier aux poissons planctonophages — est le fruit d'un réseau d'interactions complexes, très éloigné du paradigme classique de la chaîne alimentaire phytoplancton-zooplancton-poissons. En majorité, les micro-organismes à la base des réseaux trophiques marins ne sont ni strictement autotrophes, ni strictement hétérotrophes, mais ils sont « mixotrophes », c'est-à-dire qu'une même cellule combine les deux modes de nutrition (Stoecker *et al.*, 2017). Les modalités de la mixotrophie sont très variées : entre autres, des bactéries planctoniques « photohétérotrophes » utilisent la photosynthèse anoxygénique, des nanoflagellés et dinoflagellés photosynthétiques phagocytent des proies, des flagellés microzooplanctoniques acquièrent la phototrophie en séquestrant de façon temporaire ou permanente des microalgues, etc. Ce remarquable foisonnement de stratégies concourt à stabiliser le réseau planctonique, à élargir l'accès à la consommation des bactéries — plus généralement à diversifier les voies d'entrée et de circulation du carbone et des éléments nutritifs dans le réseau — et il pourrait être un « portefeuille » de réponses à différents stress comme l'hypoxie ou la raréfaction de nutriments (Mitra *et al.*, 2014 ; 2016).

Enfin, le phytoplancton joue un rôle essentiel dans le fonctionnement de la « pompe biologique », en fixant le CO₂ atmosphérique qui sera transféré vers l'océan profond (diatomées mortes, etc.) où il sera séquestré pendant plusieurs siècles, contribuant ainsi à réguler le climat de la Terre (Tréguer *et al.*, 2018).

► Pourquoi observer et surveiller le phytoplancton ?

À l'échelle de l'océan mondial, la variabilité dans le temps et l'espace de la NPP reflète les influences combinées de facteurs physiques (par exemple : température, éclaircissement, dynamique et structures multi-échelles des masses d'eau, intensité de la stratification des eaux superficielles), biogéochimiques (par exemple : degré de disponibilité en nutriments et en éléments traces, voire colimitations complexes) et écologiques (par exemple : interactions au sein du réseau trophique pélagique).

4. Biomasse exprimée en « équivalent poids vif ».

Parmi les changements globaux qui s'amplifient depuis le début de l'ère industrielle, le réchauffement, l'acidification, la désoxygénation de l'océan et la diminution de la NPP sont des facteurs majeurs de stress pour les écosystèmes marins (IPCC, 2014). À cet égard, la connaissance de la dynamique du phytoplancton est primordiale pour anticiper les réponses du cycle du carbone aux émissions de CO₂ anthropogénique. Un peu moins du quart de ces émissions (23 %) ont été absorbées depuis 1900 par l'océan mondial (Le Quéré *et al.*, 2018), entraînant une atténuation de l'effet de serre. La dissolution du CO₂ a acidifié les eaux marines superficielles et désormais celles situées en profondeur (Perez *et al.*, 2018). Cela entraîne, parmi de nombreux autres impacts, un appauvrissement en carbonates, préjudiciable aux organismes qui élaborent des formations calcifiées (Gattuso *et al.*, 2015). Par ailleurs, plus de 90 % de l'excès de chaleur reçu par la planète depuis 1970 est stocké dans l'océan, environ 2/3 dans la couche entre 0 et 700 m et environ 1/3 au-delà (Gleckler *et al.*, 2016). La température moyenne des eaux marines superficielles augmente, diminuant leur densité, accroissant leur flottabilité et favorisant ainsi leur maintien en surface. Ce « renforcement de la stratification des eaux de surface » tend à y confiner le phytoplancton et à impacter différemment les communautés microalgales, selon qu'elles sont sous les basses ou sous les hautes latitudes, avec un risque de diminution globale de la NPP (Kwiatkowski *et al.*, 2017).

Pour la majorité des raisons qui ont été évoquées, le phytoplancton est l'objet d'observations à diverses échelles, indirectes (par exemple : observation de la « couleur de l'eau » par satellite) ou directes. Parmi les secondes figure classiquement l'observation de la variabilité de la composition taxinomique de la communauté planctonique, notamment les ensembles de données pluridécennales d'observation du plancton (phyto et zoo) produites depuis 1931 par le *Continuous Plankton Recorder* (CPR*), initialement déployé en mer du Nord, puis étendu à l'Atlantique nord-est et aujourd'hui à l'Atlantique nord et dans d'autres régions océaniques. À partir des années 1990, les questions soulevées par les changements des écosystèmes marins (eutrophisation, changements climatiques, détection de HAB* [*Harmful Algal Blooms*]) ont conduit à « faire parler » les séries à long terme du CPR pour caractériser la réponse de l'écosystème pélagique aux tendances de ces phénomènes (Hays *et al.*, 2005). Parmi les nombreux jalons de l'analyse statistique des séries du CPR, il convient de signaler la publication des deux résultats suivants :

- en 2005, la mise en évidence de l'augmentation (1958-2002) de l'abondance des « dinoflagellés » (un des deux groupes les plus importants du phytoplancton avec les diatomées), associée à la diminution de celle des diatomées (Leterme *et al.*, 2005) ;
- en 2007, la variabilité à long terme (quatre décennies) des efflorescences phytoplanctoniques à caractère toxique ou nuisible en Atlantique nord-est et en mer du Nord (Edwards *et al.*, 2006).

Après avoir posé les enjeux cruciaux de l'observation du phytoplancton, il convient de préciser quelles sont les questions prioritaires auxquelles il est nécessaire de répondre au regard des changements globaux et de l'effet des pressions environnementales et anthropiques⁵. Par ailleurs, l'augmentation et la meilleure prise en

5. Anthropique : d'origine humaine.

compte des phénomènes toxiques associés au phytoplancton font partie d'enjeux de santé publique non négligeables.

► Quels sont les enjeux prioritaires d'une observation du phytoplancton côtier ?

Les résultats des travaux de recherche nationaux et internationaux issus de l'analyse des données de réseaux d'observation du phytoplancton ont permis de dégager les objectifs principaux de l'observation du phytoplancton qui devait être menée par le RePHY dans le cadre de sa restructuration alors en cours (Hernández-Fariñas, 2015) :

- analyser les réponses du phytoplancton aux changements environnementaux ;
- mieux connaître les niches écologiques et les habitats ;
- détecter les variations de phénologie ;
- caractériser les traits et les groupes fonctionnels.

Ces objectifs ont également été considérés comme cruciaux dans le cadre de la création de l'Observatoire phytoplancton (observatoire interorganismes Ifremer-CNRS-Insu-Universités). Les argumentaires sous-tendant ces quatre objectifs sont détaillés ci-dessous.

Analyser les réponses du phytoplancton aux changements environnementaux

Les zones côtières sont particulièrement vulnérables aux pressions anthropiques (De Jonge *et al.*, 2002). Parmi les compartiments biologiques sensibles à ces pressions, le phytoplancton joue un rôle clé en influençant l'abondance et la diversité des autres compartiments biologiques. Les changements propres au phytoplancton peuvent affecter entre autres sa biomasse, sa diversité spécifique et la distribution biogéographique des espèces (Hernández-Fariñas et Bacher, 2015). Par ailleurs, les apports au milieu marin, liés aux activités humaines sur les bassins versants et combinés aux effets des changements climatiques, ont des conséquences multiples attribuables aux phénomènes d'eutrophisation (Cloern, 2001) :

- augmentation de la biomasse du phytoplancton et appauvrissement en oxygène dans les eaux de fond (Diaz et Rosenberg, 2008) ;
- modifications de la structure des communautés phytoplanctoniques en réponse aux variations des rapports azote/phosphore/silice (Philippart *et al.*, 2000) ;
- fréquence accrue des efflorescences d'algues (Hallegraeff, 1993) ;
- modification de la phénologie des communautés phytoplanctoniques (Leterme *et al.*, 2008).

La série de données sur le plancton la plus longue et la plus fournie en Europe, appelée « Helgoland Roads » et située dans l'archipel allemand d'Helgoland au sud-est de la mer du Nord, a débuté en 1962. Cette série a montré non seulement des changements à long terme dans l'abondance et la saisonnalité de divers organismes,

mais elle a également mis en évidence l'apparition de nouvelles espèces et des décalages du début des blooms de printemps après un automne et un hiver chauds⁶.

Ces modifications des communautés phytoplanctoniques ont des impacts à plus grande échelle sur la chaîne trophique ou sur la santé humaine. Les nombreuses études déjà réalisées sur l'analyse des changements du phytoplancton, que ce soit du point de vue de l'abondance globale, des proportions des principaux groupes taxonomiques, de la structure des communautés phytoplanctoniques et des fluctuations de l'abondance d'une espèce, montrent que ces changements sont le plus souvent corrélés à des facteurs environnementaux : température, salinité, nutriments. Comprendre les réponses aux changements et aux gradients environnementaux nécessite donc l'étude de plusieurs niveaux taxinomiques et fonctionnels à plusieurs échelles spatio-temporelles, ainsi que la confrontation des concepts écologiques aux observations *in situ* afin de développer des outils de gestion nécessaires à la réhabilitation et à la restauration des écosystèmes.

Mieux connaître les niches écologiques et les habitats

La niche écologique est définie comme la position occupée par une espèce dans son écosystème et par l'ensemble des conditions environnementales qui favorisent sa croissance. Les études portant sur la niche écologique permettent également de comparer plusieurs espèces et d'informer sur l'organisation de la communauté. Litchman *et al.* (2012) considèrent que la notion de niche écologique pourrait aider à prévoir les réactions des espèces du phytoplancton face aux divers facteurs de stress agissant simultanément. Trois ensembles de données bien connus (CPR, Helgoland Roads, Rephy) ont été analysés récemment pour la caractérisation de la niche des espèces du phytoplancton marin (Gebühr *et al.*, 2009 ; Grüner *et al.*, 2011 ; Irwin *et al.*, 2012 ; Hernández-Fariñas *et al.*, 2015). Deux caractéristiques souvent utilisées sont la position de la niche de l'espèce et son ampleur par rapport à des gradients environnementaux. La notion de niche, combinée aux traits biologiques qui définissent les stratégies de vie et réponses des espèces aux facteurs environnementaux, explique comment une grande diversité d'espèces peuvent coexister ou se succéder au cours du temps.

En particulier, les travaux de Hernández-Fariñas *et al.* (2015) s'appuient sur les données du Rephy pour analyser les positions occupées par les 35 taxons phytoplanctoniques les plus importants pour ce qui est de la fréquence d'occurrence et d'abondance le long du littoral français de la Manche et de l'Atlantique : ils ont montré que les variables environnementales, telles que la concentration en nutriments, la température de l'eau, l'irradiance et la turbidité, peuvent être considérées comme des facteurs clés contrôlant la dynamique du phytoplancton et influençant la structure de la communauté. Celle-ci a également été analysée et interprétée en termes de recouvrement de niche, de marginalité et de tolérance : par exemple, les genres *Skeletonema* et *Dactyliosolen* ont été identifiés comme respectivement le plus tolérant et le plus marginal. Globalement, les taxons spécialisés et marginaux présentent des valeurs de recouvrement plus faibles.

6. D'après le site Web de AWI (Alfred Wegener Institut).

Détecter les variations de phénologie

La phénologie est l'étude des variations périodiques du cycle de vie d'une espèce en relation avec les variations saisonnières du climat. Le phytoplancton, notamment sous les hautes latitudes, présente de fortes variations saisonnières caractérisées par des taux nets de croissance élevés pendant les périodes de conditions favorables, suivis d'un maximum d'abondance puis d'une diminution. Les espèces du phytoplancton ayant des niches différentes se succèdent dans le temps. La phénologie est souvent exprimée par la date à laquelle surviennent les efflorescences algales, leur amplitude et leur durée. Parmi les études menées sur la phénologie du phytoplancton, les données issues du CPR montrent des efflorescences plus précoces (trois semaines environ) des dinoflagellés *Ceratium*, *Prorocentrum* et *Dinophysis* en mer du Nord (Edwards et Richardson, 2004). La réponse phénologique des dinoflagellés à l'augmentation de la température n'est pas seulement physiologique, elle peut également répondre à une stratification plus précoce de la colonne d'eau. Au contraire, les diatomées sont probablement plus dépendantes de la longueur du jour ou de l'intensité lumineuse (Eilertsen *et al.*, 1995 ; Edwards et Richardson, 2004 ; Wiltshire *et al.*, 2008). La conséquence potentiellement la plus importante sur le fonctionnement des écosystèmes est la désynchronisation entre producteurs primaires et secondaires pouvant entraîner des effets en cascade qui se propagent jusqu'aux niveaux trophiques supérieurs. Ces effets sont actuellement peu documentés pour le phytoplancton.

Caractériser les traits et les groupes fonctionnels

Dès 1978, Margalef étudie l'influence de facteurs environnementaux, tels la turbulence et la disponibilité en nutriments, à la fois chez les différents groupes taxinomiques mais aussi chez les groupes fonctionnels du phytoplancton. Le modèle CSR (C : espèces compétitrices, S : tolérantes au stress, R : rudérales⁷), développé sur les plantes terrestres, a été appliqué à la classification d'espèces phytoplanctoniques d'après leur morphologie et leurs traits physiologiques (Reynolds, 1988). Ces traits biologiques incluent l'utilisation de la lumière, l'acquisition des ressources (comme les nutriments), la croissance ou encore la capacité à éviter le broutage (Litchman et Klausmeier, 2008). Kruk *et al.* (2010) considèrent qu'un regroupement des espèces fondé sur des caractéristiques morphologiques peut résumer la plus grande partie de la variabilité des propriétés fonctionnelles du phytoplancton. Weithoff (2003) propose au contraire que des traits tels que la taille de la cellule, le potentiel de fixation d'azote, la demande en silicate, la phagotrophie, la mobilité et la forme soient utilisés pour les caractériser. Obtenir une telle quantité d'informations pour chaque espèce reste néanmoins un enjeu majeur, d'autant que croiser celles-ci avec les données taxinomiques et avec les résultats des études sur la phénologie et les niches ouvrirait la voie à de nouvelles approches du fonctionnement des communautés phytoplanctoniques.

7. Poussant dans un milieu modifié à cause de la présence de l'homme (décombres, friches, etc.).



Photo 5. Archipel de Molène (Finistère), île de Litir.

» Enjeux de santé publique

L'intérêt des questions d'écologie marine côtière centrées sur l'évolution à long terme des communautés et de certaines espèces a été souligné par des groupes de recherche internationaux sur le phytoplancton, toxique ou non (Geohab*, ICES*-WGPME*, IOC*-ICES-WGHABD*). L'étude de ces questions bénéficie de la disponibilité de séries temporelles de longue durée (supérieures à vingt ans) dans des sites littoraux soumis à des pressions environnementales et anthropiques contrastées au niveau mondial. Dans ce contexte, les manifestations nuisibles des blooms de phytoplancton ont été particulièrement étudiées, étant donné leur impact sanitaire (dangerosité des phycotoxines présentes dans les produits de la mer), économique (pertes financières des conchyliculteurs et des pêcheurs pendant les périodes d'interdiction de consommation des produits concernés) et environnemental (mortalités parfois massives d'animaux marins). Ces questions ont émergé dans les années 1940 en Amérique du Nord, avec la contamination de nombreux gisements de coquillages par des toxines paralysantes, et ont commencé à faire parler d'elles dans les années 1960 en Europe du Nord. Elles sont ensuite devenues un véritable enjeu de santé publique dans toute l'Europe avec l'extension rapide des occurrences de toxines diarrhéiques et paralysantes dans les années 1980-1990, puis de toxines amnésiantes dans les années 1990-2000. Ces problèmes restent notoires aujourd'hui : les informations collectées par le groupe de travail IOC-ICES-WGHABD et mises à disposition dans la métabase de données Haedat* (*Harmful Algae Event Database*, Unesco-IOC-ICES-Pices⁸), qui recense les occurrences des phycotoxines dans le monde entier depuis plusieurs dizaines d'années, en témoignent⁹.

8. Pices : North Pacific Marine Science Organization.

9. Site Web Haedat : <http://haedat.iode.org>

►► Ce qu'ont déjà montré les données du Rephy

Pour conclure, les suivis à long terme de descripteurs biologiques et environnementaux, tels que le CPR et Helgoland Roads, ont déjà permis de détecter des changements au cours des dernières décennies. Concernant le Rephy, plusieurs études ont d'ores et déjà analysé la variation de la diversité phytoplanctonique à différentes échelles : spatiale, temporelle et fonctionnelle. Beliaeff *et al.* (2001) ont proposé une méthode d'identification des efflorescences qu'ils ont appliquée aux données du Rephy (période 1987-1997), mettant en évidence une typologie des principaux genres en fonction de leur phénologie (date de démarrage, amplitude, durée des efflorescences). Gailhard (2003) a décrit le patron commun de la variabilité temporelle des populations phytoplanctoniques à l'échelle du littoral français (période 1987-2000). En utilisant une série plus longue (1992-2010), David *et al.* (2012) ont analysé la variabilité des groupes phytoplanctoniques en relation avec les indices climatiques et environnementaux sur la façade du golfe de Gascogne. Ces auteurs ont montré que la structure des groupes taxinomiques présentait une évolution temporelle cohérente sur l'ensemble des sites, en relation avec des indices climatiques comme l'oscillation multidécennale atlantique (*Atlantic Multidecadal Oscillation*, AMO). De manière analogue, Hernández-Fariñas *et al.* (2014) ont montré une évolution de la diversité spécifique au cours des vingt dernières années en Manche orientale, en relation avec des changements hydroclimatiques mesurés par la salinité et la température à grande échelle. Des études ont également porté sur les conditions d'apparition de certaines espèces toxiques. La dynamique d'une population phytoplanctonique du genre *Dinophysis* dans le Mor braz (Sud Bretagne) a été mise en relation avec des facteurs physiques comme la stabilisation de la colonne d'eau par Gailhard (2003). Concernant l'espèce *Alexandrium minutum*, il a été montré que les efflorescences de la période 1991-2003 en Bretagne apparaissaient dans des sites confinés et soumis à de forts apports en sels nutritifs, leur phénologie pouvant être expliquée par une combinaison de facteurs abiotiques, comme la température, l'éclairement, le temps de résidence des masses d'eau (Chapelle *et al.*, 2007 ; Guallar *et al.*, 2017).

►► L'observation du phytoplancton : un enjeu capital

Les enjeux écologiques et sociétaux démontrent tout l'intérêt de bénéficier d'observations pérennes et stables dans l'espace et le temps, afin d'acquérir des séries de données exploitables. Il convient de noter que les approches de l'écologie du phytoplancton font en retour évoluer les dispositifs d'observation. Plusieurs espèces d'importance écologique, dont certaines sont toxiques, restent par exemple très difficiles à identifier « en routine », à cause de leur taille ou de la confusion possible avec des espèces proches au plan taxinomique : de nouvelles méthodes d'observation sont testées (biologie moléculaire, cytométrie en flux, logiciel de reconnaissance automatique de la forme des cellules phytoplanctoniques, échantillonnage haute fréquence, etc.) afin de pallier cette difficulté. Les interactions entre recherche et observation s'inscrivent donc dans un cercle vertueux : les méthodes innovantes augmentent la

quantité et la qualité des informations disponibles pour tester des hypothèses sur la structuration et le rôle fonctionnel de la biodiversité phytoplanctonique. Enfin, l'analyse de ces données nécessite le développement d'outils statistiques performants pour émettre et tester des hypothèses sur les mécanismes de la structuration des communautés phytoplanctoniques. Il s'agit en effet de croiser des données de nature et de source diverses, en particulier sur le climat, la météorologie, les flux de nutriments provenant des bassins versants, de manière à expliquer, surveiller et prévoir les conditions d'apparition de certaines espèces ou des communautés phytoplanctoniques.

Les données des réseaux d'observation ont également des applications plus opérationnelles. La notion d'état écologique des masses d'eau côtière, définie au niveau européen par la directive-cadre sur l'eau (DCE) en 2000, puis par la directive-cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM) en 2008 (annexe 1), s'appuie directement sur les résultats des réseaux d'observation. Dans les deux cas, d'une part pour les masses d'eau littorales (DCE), d'autre part pour la totalité des eaux territoriales de la métropole (DCSMM), la surveillance doit conduire à une évaluation de l'efficacité des programmes de gestion et de mesures à prendre pour atteindre un bon état écologique aux prochaines échéances fixées (respectivement 2020 et 2027).



Photo 6. Erquy (Côtes-d'Armor), vue sur le cap Fréhel.

Chapitre 2

L'observation et la surveillance du phytoplancton et des phycotoxines

Le réseau national de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines créé en 1984 par l'Ifremer a été nommé Rephy au début des années 1990. En 2016, le Rephy historique a été divisé en deux réseaux, le Rephy et le Rephytox, pour séparer deux types de mesures : phytoplancton et hydrologie dans les eaux marines, d'une part, et phycotoxines dans les coquillages, d'autre part. Le « nouveau » Rephy signifie désormais : « Réseau d'observation et de surveillance du phytoplancton et de l'hydrologie dans les eaux littorales », et ses objectifs sont très majoritairement environnementaux. Le Rephytox s'intitule : « Réseau de surveillance des phycotoxines dans les organismes marins », et ses objectifs sont strictement sanitaires. Bien que distincts, les réseaux Rephy et Rephytox restent étroitement associés, puisque la surveillance du phytoplancton toxique, toujours assurée par le Rephy, est utilisée pour le déclenchement d'analyses de toxines par le Rephytox et pour une meilleure compréhension des épisodes de contamination des organismes marins.

Le Rephy n'est pas seul dans le paysage français des observations phytoplanctoniques en milieu marin : celles-ci sont également régulièrement effectuées sur de nombreux sites des trois façades du littoral métropolitain dans le cadre du Resomar* (Réseau des stations et observatoires marins), qui comprend l'ensemble des OSU¹ et des laboratoires marins rattachés à l'Insu-CNRS², à l'Inee³-CNRS et aux universités partenaires. Des mesures physico-chimiques sont aussi historiquement réalisées dans le cadre du Somlit* (Service d'observation en milieu littoral), mis en place en 1995 par l'Insu-CNRS, labellisé par l'Insu depuis 1996, et qui regroupe actuellement dix stations marines. La complémentarité évidente des observations et mesures réalisées dans ces différents réseaux a conduit à mettre en place depuis quelques années une collaboration entre les organismes pilotes, qui s'est concrétisée par la création de l'entité Phytobs* (Observatoire phytoplancton) dans le cadre de

1. OSU : Observatoire des sciences de l'univers.

2. Insu-CNRS : Institut national des sciences de l'univers - Centre national de la recherche scientifique.

3. Inee : Institut écologie et environnement du CNRS.

la nouvelle Infrastructure de recherche littorale et côtière (IR Illico*). Cette infrastructure distribuée destinée à mesurer divers paramètres dans les zones côtières et littorales, au travers de plusieurs observatoires complémentaires intégrés dans des systèmes d'observation labellisés ou en cours de labellisation, a pour objectif de fédérer, autour des enjeux scientifiques de cette zone charnière, les différents services de recherche existants. Le Phytobs en fait désormais partie en tant qu'entité en cours de labellisation (figure 1). Il est composé de 25 sites de prélèvement choisis parmi les plus emblématiques des réseaux constitutifs. Quinze appartiennent au Rephy, huit au Somlit-Resomar, et deux sont communs aux deux réseaux.



Figure 1. Logo du Phytobs (Observatoire phytoplancton), entité commune aux réseaux Rephy et Somlit-Resomar, constituée de 25 sites de prélèvement de l'un et/ou l'autre réseau.

Le Rephy, d'abord exclusivement métropolitain, s'est étendu aux DROM-COM* (départements, région et collectivité d'outre-mer) dans le milieu des années 2000 à l'occasion de la mise en place de la DCE : Martinique, Guadeloupe, Saint-Martin, Guyane, La Réunion et Mayotte. Les spécificités et caractéristiques du Rephy dans ces départements sont résumées plus loin dans ce chapitre.

Avant de décrire chacun des réseaux Rephy et Rephytox de façon détaillée, un historique résume leurs évolutions respectives depuis leur création, tant en termes de stratégies d'échantillonnage que de fonctionnement.

►► Historique

Si le réseau qui allait devenir le Rephy fut officiellement créé en 1984 par l'Ifremer, les prémices d'une surveillance du phytoplancton sur l'ensemble du littoral français datent de plusieurs années auparavant. Suite à de nombreuses « eaux colorées » observées dans plusieurs régions (Arcachon - Cap-Ferret en 1969, Bretagne Ouest - Aber-Wrach en 1971, estuaire de la Seine - Honfleur en 1975, Calvados en 1978), dont certaines produites par des espèces de phytoplancton soupçonnées toxiques, l'ISTPM⁴ a progressivement mis en place un programme de surveillance (Lassus, 2009). Celui-ci, informel au début des années 1970, s'est nourri des exemples des pays voisins, Royaume-Uni et Espagne en particulier. En 1976, des intoxications en Europe et en France, dues à la consommation de moules espagnoles, ont accéléré le mouvement. Le premier « Programme national de surveillance des phénomènes d'eaux colorées et autres perturbations du milieu ayant pour origine des organismes phytoplanctoniques » est mis en place en 1984 suite à plusieurs milliers d'intoxica-

4. ISTPM : Institut scientifique et technique des pêches maritimes ; l'Ifremer résulte de la fusion en 1984 de l'ISTPM et du CNEXO (Centre national pour l'exploitation des océans).

tions diarrhéiques dans l'ouest de la France (Berthomé et Lassus, 1985 ; Paulmier et Joly, 1983).

Les moteurs de l'évolution de la surveillance Rephy-Rephytox pendant les trois décennies ultérieures ont été de deux ordres : l'adaptation à de nouvelles demandes externes et une volonté interne de pérennité de principes structurants.

Les demandes externes ont essentiellement pour origine des réglementations telles que la DCE pour les aspects environnementaux ou les règlements européens pour les aspects sanitaires, mais il y a aussi des demandes sociétales : l'exemple le plus probant sur les aspects sanitaires étant la décision, prise en 2010, de modifier la méthode de détection des toxines diarrhéiques suite à la remise en cause par les professionnels de la conchyliculture du bio-essai sur souris.

Sur le plan interne, ces adaptations se sont faites dans le respect de trois grands principes inscrits au cœur du fonctionnement du Rephy tout au long de ces trente années. À une époque pas si lointaine où la surveillance était uniquement considérée comme une activité de contrôle réglementaire sans intérêt scientifique, le premier principe se base sur la conviction de la coordination Rephy que l'acquisition de données sur l'ensemble du phytoplancton était un investissement à long terme qui porterait un jour ses fruits. Cette intuition a été déterminante pour le maintien et l'évolution du réseau vers ce qu'il est devenu, un véritable observatoire de la biodiversité du phytoplancton. Le second principe, qui en découle, vise à tout mettre en œuvre pour que les données soient stockées systématiquement dans la base de données nationale (devenue Quadrige), de la façon la plus pertinente possible. Enfin, le dernier grand principe est le maintien d'une cohérence nationale, avec des stratégies nationales et donc similaires d'une région à l'autre, tout en tenant compte des disparités géographiques. Les points d'étape importants de l'évolution de la surveillance Rephy-Rephytox sont détaillés ci-dessous.

Évolution des stratégies d'échantillonnage pour les aspects environnementaux

Les aspects environnementaux du Rephy étaient sous-jacents dès sa création en 1984, du fait de l'observation de l'ensemble des espèces phytoplanctoniques, en plus des espèces toxiques requises pour les objectifs sanitaires. Les enjeux sur la biodiversité n'étaient cependant pas alors à l'ordre du jour, ni l'intérêt de pérenniser des séries temporelles sur les populations phytoplanctoniques, en témoignent Koslow et Couture (2013) :

« Les séries chronologiques écologiques sont les Cendrillons de la science de l'océan : servantes longtemps négligées, subsistant en marge de ce qui est à la mode, elles se trouvent maintenant courtisées au bal du changement climatique »⁵.

La nécessité de mettre en place une surveillance pour répondre aux exigences de la DCE dans les années 2000 a changé bien des choses : le Rephy est en effet devenu naturellement le principal réseau d'acquisition des données phytoplancton et hydrologie pour la DCE, sur toutes les façades littorales. Ceci a permis de légitimer

5. Traduction personnelle des auteurs.

définitivement les stratégies du RePHY pour une observation de l'ensemble du phytoplancton.

Surveillance DCE à partir de 2005

La DCE dans le milieu marin considère deux grands types de masses d'eau : d'une part les masses d'eau côtières, d'autre part les masses d'eau de transition qui, comme leur nom l'indique, sont situées à l'interface des eaux marines et des eaux douces. Historiquement, le RePHY et les réseaux régionaux complémentaires couvraient mal ou peu les masses d'eaux de transition, à l'exception du Réseau de suivi lagunaire dédié aux lagunes méditerranéennes (considérées par la DCE comme des eaux de transition). Par ailleurs, jusqu'en 2005, le RePHY comportait encore de nombreux lieux de prélèvements échantillonnés à pied, dont les résultats ne s'avéraient pas représentatifs de l'état de l'ensemble de la masse d'eau. En outre, un certain nombre de masses d'eau n'avaient jamais été suivies par le RePHY. Une première étape de la réorganisation du RePHY (2005 à 2007) a donc consisté en la création de nouveaux lieux de prélèvement, en particulier dans les eaux côtières de Méditerranée et dans les eaux de transition de Manche-Atlantique non suivies auparavant. Parallèlement, une relocalisation plus au large d'un certain nombre de points trop proches de la côte a été effectuée, en particulier en Bretagne, largement basée sur les résultats des estimations données par les cartes satellitaires sur la répartition de la biomasse chlorophyllienne dans la masse d'eau (Gohin *et al.*, 2008).

Au même moment, les discussions et premières conclusions des groupes européens d'intercalibration géographique, visant à permettre la comparabilité des résultats entre les différents États membres pour chaque élément de qualité biologique, dont le phytoplancton, ont contribué à faire évoluer les stratégies et méthodes du RePHY. En 2006, les premières recommandations techniques pour le phytoplancton et l'hydrologie (périodes et fréquences d'échantillonnage, méthodes de prélèvement et d'analyses) et les premières propositions de métriques et de grilles pour l'indicateur phytoplancton ont servi de base aux annexes techniques de la circulaire DCE 2007/20 du 5 mars 2007. La mise en place d'une surveillance « labellisée DCE » s'est faite en plusieurs étapes : en 2006 de façon anticipée en Méditerranée, puis en 2007 en Manche, enfin en 2008 pour les masses d'eau de transition. Elle s'est accompagnée d'un accroissement significatif du nombre de lieux RePHY. À partir de 2007, la conception et la mise au point des métriques et de l'indicateur phytoplancton ont entraîné l'élaboration d'un ensemble de scripts informatiques permettant l'application des règles d'évaluation pour le phytoplancton et pour l'hydrologie (d'après les travaux de Soudant, Belin, Daniel, Lamoureux), avec édition de cartes et de fiches masse d'eau comprenant les informations sur la confiance et la précision des résultats fournis. Ainsi, en adéquation avec les exigences des guides méthodologiques européens, du ministère chargé de l'Environnement et de l'Onema (devenu AFB*), des évaluations complètes ont pu être réalisées et mises à disposition de tous les acteurs de la DCE (Soudant et Belin, 2009 ; Soudant et Belin, 2010 ; Belin *et al.*, 2014). Depuis, les ajustements, souvent mineurs, sur les lieux de prélèvement RePHY dans le cadre de la surveillance DCE relèvent, soit de demandes particulières au niveau régional, soit de la mise en évidence au fil des années d'une médiocre représentativité du lieu par rapport à sa masse d'eau. L'opération d'optimisation du

Rephy mise en œuvre de 2013 à 2016 a réglé un certain nombre de problèmes, mais a également identifié des pistes d'amélioration (Belin, 2016).



Photo 7. Estérel (Var), Pointe du Cap Roux.

Optimisation de la surveillance phytoplancton et hydrologie, 2013-2016

Une opération d'optimisation a débuté en 2013, suite aux demandes exprimées par la direction générale de l'Ifremer. Après la définition de lignes directrices sur les deux aspects du Rephy (environnemental et sanitaire), deux documents ont été produits en 2014 pour l'aspect environnemental : d'une part un état détaillé des lieux existants avec des propositions concrètes sur la pertinence et le devenir de chaque lieu et, d'autre part, des éléments de réflexion sur un Rephy mieux adapté aux enjeux de la recherche, soulignant en particulier l'intérêt d'acquérir des paramètres supplémentaires, de mieux organiser la collecte des données hydrologiques complémentaires et de considérer formellement le Rephy comme un observatoire.

En 2014 et 2015, le processus d'optimisation s'est poursuivi avec en particulier :

- la liste des lieux de prélèvement à conserver en priorité ;
- l'adaptation des fréquences d'échantillonnage ;
- la définition des frontières (en matière d'objectifs et de lieux rattachés) entre le Rephy national et le réseau régional complémentaire quand il en existait un ;
- la possibilité d'acquérir sur certains « lieux clés » des données supplémentaires sur le phytoplancton à l'aide de nouveaux paramètres.

Plus précisément, les paramètres existants et la façon d'optimiser leur acquisition (nutriments par exemple) ont été considérés, ainsi que les modalités de mise en place de nouveaux paramètres (comme la cytométrie en flux et les pigments) et de nouvelles méthodes d'observation du phytoplancton (numérisation et reconnaissance d'images). En fin de processus, le nombre de lieux utilisés pour la surveillance globale phytoplancton-hydrologie dans le cadre du Rephy et des quatre réseaux régionaux a été réduit de 27 % entre fin 2013 et mi 2016.

L'aboutissement de l'optimisation du Rephy s'est concrétisé en 2016 par la description du nouveau format de l'observation et de la surveillance du phytoplancton et des paramètres hydrologiques associés, dans le cadre des réseaux Rephy et régionaux (Belin, 2016) :

- définition des trois composantes (observation, surveillance, sanitaire) ;
- prise en compte de la complémentarité du Rephy et des réseaux régionaux ;
- liste des modifications ou améliorations souhaitables sur les paramètres mesurés ;
- présentation des nouveaux paramètres et nouvelles méthodes envisageables.

Cette optimisation s'est faite en cohérence avec le processus de labellisation pour une sélection de séries de données phytoplancton du Rephy, qui a démarré en 2014 et est toujours en cours d'instruction (chapitre 1).

Évolution des stratégies d'échantillonnage pour les aspects sanitaires

Jusqu'en 1997, le Rephy fonctionnait sur un mode informel qui consistait à prendre en compte de façon globale les épisodes toxiques des années passées pour faire évoluer les stratégies. En 1998, la première apparition de toxines paralysantes (PSP*) en Méditerranée dans les coquillages de l'étang de Thau a entraîné une situation de crise, lors de laquelle la légitimité même du Rephy a été remise en cause sur deux de ses composantes : la stratégie Rephy, alors entièrement basée sur la détection du phytoplancton toxique dans l'eau pour couvrir le risque toxines, et le bio-essai sur souris, utilisé pour la détection des toxines diarrhéiques. Les procédures ont alors été formalisées dans des documents de prescription, avec en 1999 le premier d'une longue série de « Cahiers de procédures Rephy ». Suite à ces événements, le mode de fonctionnement a été optimisé, prenant mieux en compte les exigences des textes réglementaires européens, eux-mêmes en cours de révision avec l'apparition de nouvelles toxines dans de nombreux pays européens. Ainsi, la mise en œuvre d'une surveillance des toxines amnésiantes (ASP*), rendue obligatoire dans la directive CE 97/61 (annexe 1), a pu débuter dès 1999 en France et tourner à plein régime à partir de 2000. En 1999, la coordination nationale Rephy a mis en place le site internet « Rephy info toxines », pour une publication hebdomadaire des résultats de la surveillance sanitaire (site actif jusqu'en 2007, puis remplacé en février 2014 par le produit Web actuel du même nom).

Les suites de la mission d'inspection européenne de l'OAV⁶ en France en octobre 2001, destinée à évaluer les conditions sanitaires de production et mise sur le marché des produits de la pêche et de l'aquaculture, ont été une autre étape importante dans l'évolution du Rephy. En effet, l'OAV a remis en cause l'utilisation des résultats du phytoplancton en vertu de la réglementation européenne alors en vigueur, selon laquelle seule la surveillance systématique des phycotoxines dans les coquillages, partout et toute l'année, était prévue, sans que soit évoqué le rôle du phytoplancton comme indicateur prévisionnel. Un argumentaire basé sur des données historiques a alors démontré la validité de l'indicateur phytoplancton pour

6. OAV : Office alimentaire et vétérinaire, appartenant à la DG Sanco (Direction générale de la santé et des consommateurs de la Commission européenne).

les toxines PSP et ASP en France et décrit comment les nouveaux concepts de « zones à risque » et de « périodes à risque » pouvaient compenser la faiblesse de l'indicateur phytoplancton pour les toxines diarrhéiques. À Bruxelles en octobre 2001, la contribution française — associée à celle de quelques autres États membres — au groupe de travail de la Commission des Communautés européennes sur les plans d'échantillonnage des mollusques bivalves a permis de faire acter dans les recommandations finales : l'importance de la surveillance du phytoplancton en complément de celle des toxines dans les coquillages et la difficulté, sinon l'impossibilité, d'un suivi systématique des toxines dans les coquillages dans un contexte conchylicole tel que celui de la France (dissémination des zones de production, diversité des modes de culture, production pendant une grande partie de l'année).



Photo 8. Cancale (Ille-et-Vilaine), exploitations ostréicoles.

En 2001, la coordination Rephy proposa un projet de surveillance des pectinidés (coquilles Saint-Jacques, pétoncles, etc.) qui, en tant que coquillages de pêche, n'étaient pas encore formellement inclus dans les coquillages à surveiller, mais dont on pressentait qu'ils allaient le devenir. La surveillance des coquillages de pêche fut mise en place en 2003 et 2004 suite à une modification de la réglementation européenne, puis étendue en 2005 à une grande partie des gisements exploités, pour les pectinidés, mais aussi pour les autres coquillages de gisements au large (amandes, palourdes roses, etc.).

Les conclusions tirées d'une analyse des données pour la gestion du risque lié à *Dinophysis*, mettant en lumière la faiblesse de l'indicateur phytoplancton *Dinophysis* pour l'anticipation des épisodes de toxines diarrhéiques (Beliaeff et Belin, 1999), ont conduit la coordination Rephy à proposer une modification de la stratégie : les concepts de zones à risque et de périodes à risque, sur une base objective prenant en compte l'analyse des données toxines, zone par zone et mois par mois, sur les années précédentes, pour renforcer la surveillance du phytoplancton de façon ciblée, ont été introduits pour la première fois dans le Cahier de procédures Rephy 1999. En 2005, le risque devenant trop important, une modification majeure de la stratégie du Rephy a été introduite, avec en plus une surveillance systématique des toxines

lipophiles dans les coquillages des zones à risque en période à risque, y compris en l'absence de phytoplancton toxique. Cette stratégie est toujours valable, même si les critères de définition des zones et des périodes à risque ont été légèrement modifiés.

En 2006, suite à la contestation relative aux procédures et aux résultats de la surveillance Rephy dans le bassin d'Arcachon, un Groupe d'expertise collective d'urgence (GECU) a été mis en place par l'Afssa* (devenu Anses*), pour statuer sur les fondements du système de surveillance et des stratégies d'échantillonnage du Rephy. L'avis de l'Afssa du 27 octobre 2006 (annexe 1) a reconnu, entre autres, le bien-fondé de la stratégie sanitaire générale mise en œuvre dans le Rephy.

Toujours en 2006, suite à l'observation chez des baigneurs de problèmes respiratoires associés à la présence de la microalgue benthique *Ostreopsis*, une surveillance expérimentale a été mise en place à Marseille et à Toulon, et des procédures particulières de prélèvement et d'analyse des espèces fixées sur les macro-algues ont été décrites. L'avis de l'Afssa du 11 juillet 2008 (annexe 1) recommandant une extension de cette surveillance, de nouvelles procédures ont été ajoutées dans les Cahiers Rephy 2009, puis 2011.

En 2009, face à la contestation croissante par les conchyliculteurs du bio-essai sur souris pour la détection des toxines lipophiles, une étude statistique a été réalisée sur la comparaison des résultats obtenus par les deux méthodes (bio-essai et analyse chimique) utilisées conjointement, sur environ un tiers des échantillons de coquillages du Rephy, depuis quelques années dans le cadre d'une étude pilotée par le laboratoire Phycotoxines d'Ifremer. Le rapport final (Belin *et al.*, 2009) a servi d'appui à l'administration française pour les discussions avec les instances européennes. Le 1^{er} janvier 2010, le remplacement du bio-essai sur souris par une analyse chimique était acté en France par décision ministérielle. L'avis de l'Afssa du 4 décembre 2009 (annexe 1) a cependant recommandé le maintien du bio-essai dans un dispositif de vigilance de dix points régulièrement échantillonnés sur tout le littoral, afin de détecter d'éventuelles toxines émergentes non ciblées dans les analyses chimiques. Ce dispositif de vigilance, EMERGTOX, est séparé du Rephy depuis 2017, mais il est maintenu et désormais étendu aux principales toxines répertoriées dans le monde (d'après les travaux de Z. Amzil). Depuis 2010, les modifications dans les stratégies d'échantillonnage et les méthodes du Rephytox sont restées mineures. Le Rephytox a été formellement séparé du Rephy en 2016, et les années 2016 et 2017 ont été consacrées à la préparation de l'externalisation du Rephytox, devenue effective au 1^{er} janvier 2018.

► Le Rephy

Objectifs et principales caractéristiques

L'objectif du Rephy (figure 2) est la connaissance de la biomasse, de l'abondance et de la composition du phytoplancton marin des eaux côtières et lagunaires, ainsi que du contexte hydrologique afférent. Cette connaissance recouvre notamment celle de la distribution spatio-temporelle des différentes espèces phytoplanctoniques et de leur évolution, ainsi que le recensement des efflorescences exceptionnelles.



Figure 2. Logo du Rephy.

L'acquisition simultanée de paramètres hydrologiques et physico-chimiques permet de caractériser et de comprendre les processus gouvernant les écosystèmes côtiers.

Cet objectif se décline selon les trois composantes précisées en 2016 : observation, surveillance, sanitaire. Le Rephy a en effet été restructuré à cette date, suite à une étude d'optimisation de trois ans ayant pour principal but de mieux répondre aux diverses questions posées à la fois par les scientifiques et par les gestionnaires du milieu marin, questions auxquelles le Rephy apporte historiquement sa contribution. Cette étude, outre l'identification des doublons et des redondances dans les lieux de prélèvement, a permis de recadrer en l'optimisant le fonctionnement du Rephy. Les trois composantes sont décrites ci-dessous avec leurs objectifs et caractéristiques respectifs.

La composante « observation » du Rephy

Le Rephy observation a pour objectif de répondre à des questions de recherche, en particulier :

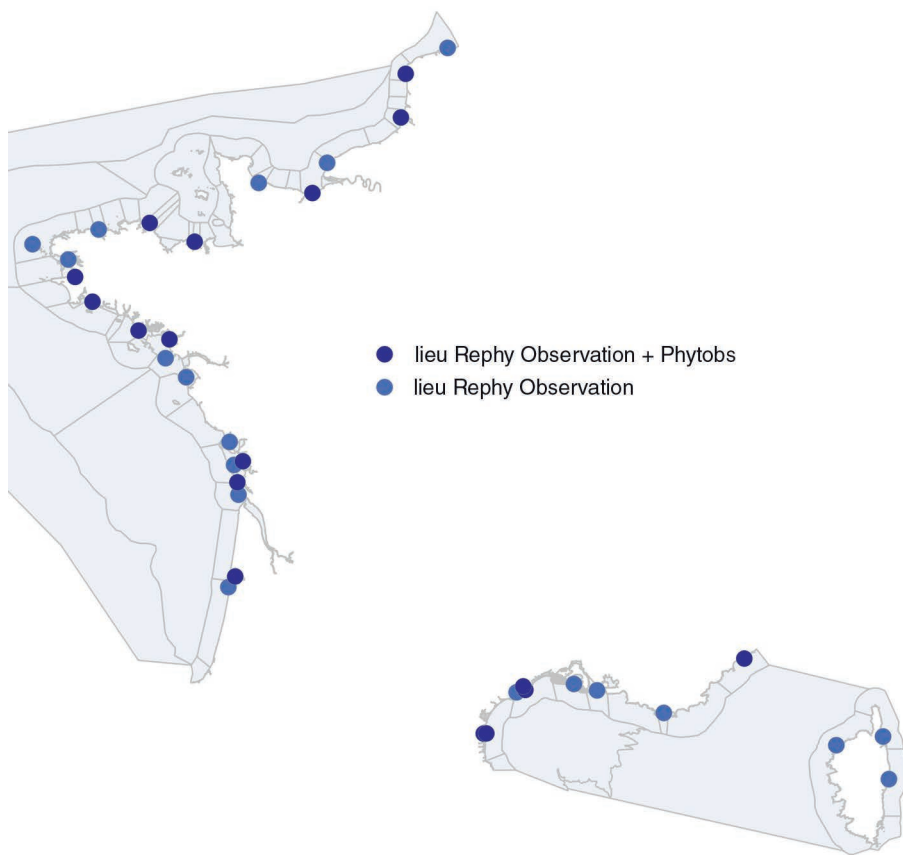
- analyser les réponses des communautés phytoplanctoniques aux changements environnementaux, susceptibles d'avoir des impacts à plus grande échelle, sur le réseau trophique ou sur la santé humaine ;
- participer à la définition des niches écologiques du phytoplancton, c'est-à-dire les combinaisons de paramètres environnementaux correspondant aux conditions favorables à une espèce, afin d'aider à prévoir les réactions des espèces du phytoplancton face aux divers facteurs de stress ;
- détecter les variations de phénologie, l'étude des fluctuations périodiques du cycle de vie d'une espèce en relation avec les variations saisonnières et climatiques ; ces variations peuvent par exemple mettre en évidence des efflorescences plus précoces, avec des conséquences potentiellement importantes sur le fonctionnement des écosystèmes pouvant entraîner des effets en cascade qui se propagent jusqu'aux niveaux trophiques supérieurs ;
- participer à la caractérisation des traits et des groupes fonctionnels, afin de classer les espèces phytoplanctoniques d'après leur morphologie et leurs traits physiologiques. L'association de ces informations avec celles fournies par la phénologie et les niches des espèces peut conduire à une méthode pertinente pour évaluer la réponse des communautés à des variations environnementales ;
- participer à l'évaluation de la qualité du milieu littoral au travers d'indicateurs, tels que ceux qui sont décrits pour la DCE ou pour la DCSMM.

Le Rephy observation est composé de 36 lieux répartis sur toutes les façades du littoral (carte 1) : ils ont été retenus en 2016 comme les plus pertinents au vu de leur historique de données pour fournir une connaissance satisfaisante de la biodiversité du phytoplancton sur le littoral français métropolitain, ainsi que de la distribution spatiale et des variations temporelles des divers taxons⁷ phytoplanctoniques le long

7. Le terme générique de « taxon » est employé pour désigner de façon unique une entité identifiée dans les données phytoplancton, quel qu'en soit le niveau (espèce, genre, etc.).

des côtes françaises (Beliaeff *et al.*, 2001 ; Gailhard, 2003 ; Gailhard *et al.*, 2002 ; 2003 ; Hernández-Fariñas, 2015 ; Hernández-Fariñas *et al.* 2014 ; 2015). Nombre de ces lieux ont des séries de données très longues, parfois trente ans. Les principales caractéristiques du Rephy observation sont :

- un échantillonnage toute l'année avec une fréquence élevée (une fois par quinzaine) ;
- une observation du phytoplancton total (identification et dénombrement de tous les taxons identifiables au microscope optique) ;
- de nombreux paramètres hydrologiques mesurés en accompagnement.



Carte 1. Carte des 36 lieux Observation du Rephy, dont 17 sont également rattachés au Phytobs (Observatoire phytoplancton commun avec le Somlit-Resomar). Le zonage correspond aux zones marines décrites dans l'annexe 2. État actualisé en mars 2018. Carte réalisée avec QGIS (2018)⁸.

Ces caractéristiques permettent de répondre au mieux aux objectifs fixés, voire à de nouvelles questions, comme la détection de nouvelles espèces. En outre, pour 31 de ces lieux, elles contribuent au calcul des indicateurs DCE destinés à évaluer

8. Les cartes 1 à 15, A2, A3, A4 de cet ouvrage ont toutes été réalisées avec le logiciel libre QGIS.

la qualité des eaux littorales. L'observation du phytoplancton total sur ces 36 lieux permet aussi d'alimenter le suivi des espèces toxiques mené par ailleurs pour des objectifs sanitaires.

La composante « surveillance » du Rephy

Le Rephy surveillance a pour principal objectif de répondre aux directives européennes (DCE et DCSMM) pour le phytoplancton et l'hydrologie, en complétant la composante observation. Plusieurs indicateurs de la qualité des eaux littorales sont ainsi régulièrement calculés selon les critères fixés par la DCE, à partir des données Rephy de l'ensemble Observation + Surveillance : un indicateur phytoplancton et des indicateurs hydrologiques (décrits respectivement dans les chapitres 3 et 4).

Le Rephy surveillance est composé de 116 lieux distribués dans les masses d'eau officiellement retenues pour la surveillance du phytoplancton, quand celles-ci ne contiennent pas déjà un lieu Rephy observation (carte 2). Ces lieux ont été choisis pour leur représentativité, c'est-à-dire que leur position reflète au mieux la qualité moyenne de la masse d'eau, celle-ci ayant été dans un certain nombre de cas estimée par des études faisant intervenir des techniques d'imagerie satellitaire. Le fonctionnement du Rephy surveillance s'appuie sur les critères officiels DCE, fixés par l'arrêté du 7 août 2015⁹, moins contraignants que ceux qui sont appliqués au Rephy observation :

- une période d'échantillonnage parfois réduite en nombre de mois sur l'année ;
- une fréquence d'échantillonnage plus basse (une fois par mois) ;
- une observation du phytoplancton adaptée.

Les paramètres hydrologiques qui sont analysés en parallèle des observations phytoplanctoniques sont identiques à ceux du Rephy observation.

Il convient de préciser que l'observation adaptée du phytoplancton prévue dans le cadre du Rephy surveillance recouvre deux méthodes, selon que les lieux sont situés en lagunes ou non.

La première méthode concerne 55 lieux hors lagunes et consiste en une observation « allégée » au microscope, appelée flore indicatrice, excluant les espèces peu abondantes. Une flore indicatrice comprend les espèces phytoplanctoniques qui prolifèrent en concentration importante au moment de l'observation et les espèces toxiques. La première catégorie fournit l'information nécessaire pour le calcul de l'indicateur DCE, mais elle peut aussi être utilisée pour le suivi des proliférations algales, espèce par espèce, ou bien pour le suivi des espèces toxiques pour la faune et la flore, dans la mesure où celles-ci ne sont généralement nuisibles qu'à forte concentration. La deuxième catégorie correspond au suivi des espèces toxiques pour les consommateurs, par ailleurs mené pour des objectifs sanitaires.

La seconde méthode d'observation adaptée du phytoplancton est réservée aux 35 lieux Surveillance des lagunes méditerranéennes : elle consiste en une estimation par une méthode de cytométrie en flux, du nano et du picophytoplancton, au regard de l'importance de ces composantes du phytoplancton dans ces écosystèmes parti-

9. Arrêté en cours de révision.

culiers (Bec *et al.*, 2011). Le reste du phytoplancton n'est donc pas dénombré sur les lieux strictement Surveillance des lagunes.

Enfin, 26 lieux Surveillance positionnés dans des masses d'eau de transition de Manche-Atlantique ne sont échantillonnés que pour des mesures hydrologiques : il s'agit de lieux situés dans des eaux turbides ou trop en amont d'une rivière, pour lesquels une évaluation du phytoplancton n'est pas jugée pertinente, mais qui sont indispensables pour étudier le comportement des paramètres hydrologiques dans le continuum terre-mer.



Carte 2. Carte des 147 lieux Rephy utilisés pour la DCE (31 lieux Observation et 116 lieux Surveillance), selon qu'ils sont situés en eaux côtières ou de transition, et selon qu'ils sont suivis pour : le phytoplancton dénombré au microscope (phyto), l'hydrologie (hydro), le nano et le picophytoplancton (nano-pico). Le zonage correspond aux masses d'eau DCE officielles, décrites dans l'annexe 3. État actualisé en mars 2018.

L'ensemble des composantes « observation + surveillance » du Rephy

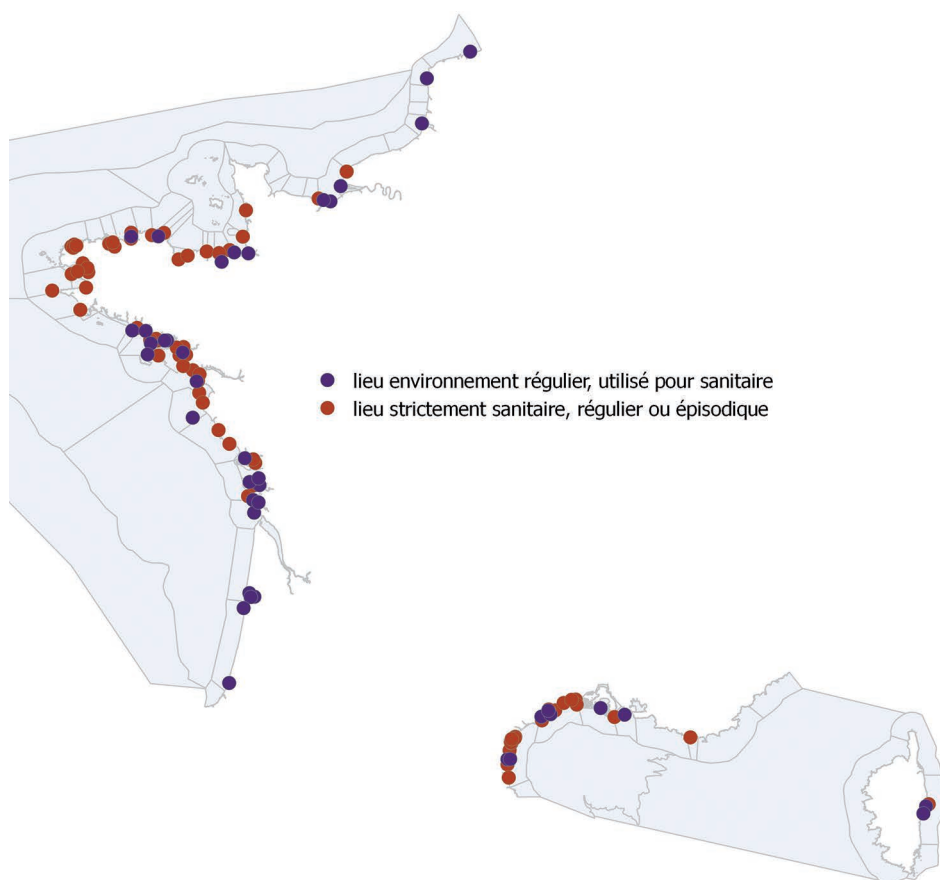
En complément des observations du phytoplancton, la mesure des paramètres hydrologiques de base permet d'appréhender l'activité biologique d'un écosystème côtier : température, salinité, turbidité, oxygène dissous, chlorophylle *a*, nutriments. Cette surveillance environnementale permet de répondre non seulement aux obligations de la DCE, mais aussi à d'autres directives ou conventions internationales. En particulier, les indicateurs DCSMM restent à déterminer, mais ils devraient s'appuyer sur les résultats des travaux menés dans le cadre de la DCE et ayant abouti à ses indicateurs.

Les données Rephy sont également utilisées dans le cadre de la convention Oskar pour les aspects phytoplancton, chlorophylle *a* et hydrologie en Manche-Atlantique. De même, les données acquises en Méditerranée ont vocation à être transmises à Medpol* dans le cadre de la convention de Barcelone. La surveillance assurée par l'ensemble Rephy observation + Rephy surveillance est, sur certaines zones, renforcée par celle menée par des réseaux de surveillance régionaux, pour des problématiques plus locales (SRN* en Artois-Picardie, RHLN* en Normandie, Archyd* pour le bassin d'Arcachon, RSLHYD* pour les lagunes méditerranéennes).

La composante « sanitaire » du Rephy

La composante strictement sanitaire du Rephy a pour objectif d'affiner le déclenchement des prélèvements de coquillages effectués dans le cadre du Rephytox, en complétant de façon ponctuelle les résultats déjà acquis sur les espèces toxiques par les deux autres composantes observation et surveillance. Dans ce cadre, le suivi des espèces phytoplanctoniques est restreint à celles qui sont productrices de toxines susceptibles de s'accumuler dans les produits marins de consommation, et les mesures hydrologiques sont facultatives.

Les contraintes du Rephy sanitaire sont moindres que celles des deux autres composantes : l'échantillonnage peut être épisodique et limité dans le temps, en liaison avec le contexte de toxicité dans la zone concernée. Étant donné que toute flore réalisée sur un lieu Rephy inclut systématiquement l'identification et le dénombrement des espèces toxiques, les résultats de tous les lieux Rephy sont susceptibles de donner l'alerte. Un certain nombre de lieux Observation et Surveillance peuvent également être échantillonnés, en plus de leurs objectifs propres, pour le suivi des seules espèces toxiques, jusqu'à une fois par semaine pendant une période limitée : ceci concerne 21 des 36 lieux Observation et 20 des 58 lieux Surveillance. En y ajoutant les 71 lieux strictement Sanitaires, avec une flore par semaine pendant les épisodes toxiques, le nombre de lieux utilisés pour des objectifs sanitaires est de 112 (carte 3).



Carte 3. Carte des 112 lieux Rephy utilisés pour des objectifs sanitaires, constitués d'une part de 41 lieux Observation et/ou Surveillance, d'autre part de 71 lieux strictement Sanitaires. État fin 2016 (modifications minimales depuis cette date).

Organisation générale

La surveillance du phytoplancton et de l'hydrologie effectuée par le Rephy répond en partie à des exigences réglementaires et les principaux interlocuteurs institutionnels sont : l'AFB, les agences de l'eau des façades littorales : AEAP* (Artois-Picardie), AESN* (Seine-Normandie), AELB* (Loire-Bretagne), AEAG* (Adour-Garonne), AERMC* (Rhône-Méditerranée-Corse). La maîtrise d'ouvrage et le financement sont partagés entre, d'une part, les cinq agences de l'eau pour la surveillance effectuée dans le cadre de la DCE et, d'autre part, l'Ifremer pour la composante Rephy observation hors DCE. La composante sanitaire stricte est financée par la direction générale de l'Alimentation (DGAL*) du ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation. La maîtrise d'œuvre de l'ensemble du Rephy est assurée par l'Ifremer. La mise en œuvre opérationnelle repose sur neuf laboratoires de l'Ifremer établis sur treize implantations réparties sur le littoral (annexe 4). Ils assurent, chacun pour sa

zone littorale de compétence, les prélèvements d'eau, les mesures *in situ*, les observations du phytoplancton, les analyses hydrologiques, la saisie des données, la valorisation et la diffusion des résultats au niveau régional. La majorité de ces activités est réalisée par les laboratoires Ifremer eux-mêmes, mais certaines peuvent être déléguées.

Toutes les opérations, du prélèvement à la bancarisation, sont effectuées sous démarche qualité, dont les principales composantes sont :

- un processus qualité général relatif à la surveillance du littoral s'inscrivant dans le système de management de la qualité ISO 9001 de l'Ifremer ;
- des manuels qualité dans chacun des laboratoires intervenant pour le Rephy ;
- une accréditation pour certains paramètres ;
- des documents de prescriptions nationaux et de méthodes (Belin et Neaud-Masson, 2017 ; Neaud-Masson, 2015) auxquels doivent également se référer les éventuels délégataires ;
- des contrôles métrologiques réguliers sur les appareils de mesure ;
- des intercalibrations et des essais d'aptitude par comparaisons interlaboratoires régulièrement effectués ;
- des formations régulières ;
- une habilitation à la saisie des données dans Quadrige ;
- un processus de qualification des données dans Quadrige.

La cohérence au niveau national du Rephy est gérée par la coordination nationale Rephy-Rephytox, chargée de la programmation, du suivi opérationnel, de la valorisation et de la diffusion des résultats aux niveaux national et international, ainsi que de l'interface avec les unités de recherche. Le soutien méthodologique, l'expertise et la formation des intervenants Rephy sont assurés par des experts de plusieurs domaines de compétence (taxinomie et écologie du phytoplancton, hydrologie, bancarisation, traitement, valorisation et diffusion des données), également responsables de la mise à jour des documents de méthodes et/ou de la mise à disposition d'outils.

Stratégie d'échantillonnage

Pour répondre à ses objectifs, le Rephy effectue des mesures *in situ* dans la masse d'eau (température, salinité, turbidité, oxygène dissous) et des prélèvements d'eau destinés à l'observation du phytoplancton et aux analyses de certains paramètres hydrologiques (chlorophylle *a*, nutriments et pigments sur certains lieux de prélèvement) : voir photos 9 à 12. Les paramètres à mesurer sur chacun des lieux, ainsi que la période et la fréquence d'échantillonnage pour chacun d'entre eux, sont définis dans le contexte d'une mutualisation des différentes stratégies de surveillance de chacune des trois composantes. Par exemple, les mêmes observations de phytoplancton peuvent être utilisées à la fois pour des aspects environnementaux ou sanitaires.

Les périodes et fréquences d'échantillonnage suivent des règles précises, différentes selon la composante Rephy, la façade maritime, le type de masse d'eau et le paramètre mesuré. Ces règles sont détaillées dans les tableaux 1, 2 et 3, respectivement

pour les composantes observation, sanitaire et surveillance. Les paramètres mesurés sont décrits plus loin. Certains d'entre eux sont obligatoires pour tous les lieux de la composante, d'autres sont réservés à un groupe particulier de lieux, c'est le cas par exemple pour certains lieux du Rephy observation désignés pour une surveillance expérimentale des pigments. Les prélèvements et les mesures *in situ* sont systématiquement réalisés à pleine mer plus ou moins deux heures et à un mètre sous la surface, à l'exception du paramètre oxygène dissous qui doit également être mesuré au fond.



Photos 9 et 10. Prélèvement d'eau. À gauche : mise à l'eau de la bouteille armée pour le prélèvement. À droite : récupération de la bouteille après le prélèvement.



Photos 11 et 12. Remplissage des flacons à partir de la bouteille à prélèvement. À gauche : flacon pour les nutriments. À droite : flacon pour le phytoplancton.

Des observations du phytoplancton au microscope optique sont réalisées sur la majorité des lieux du Rephy, elles sont adaptées aux objectifs définis pour chacune des composantes. Deux catégories de lieux ne sont pas concernées par ces trois paramètres flores :

- certains lieux Surveillance situés dans des masses d'eau de transition de Manche-Atlantique, dans des eaux turbides ou en amont d'une rivière, ne sont échantillonnés que pour des mesures hydrologiques, car l'observation du phytoplancton n'y est pas jugée pertinente (carte 2 : lieux en eau de transition, hydro) ;

– les lieux Surveillance des lagunes méditerranéennes, pour lesquels le phyto-
plancton est mesuré par cytométrie en flux, pour tenir compte de l'importance dans
ces écosystèmes du nano et du picophytoplancton, généralement non identifiable au
microscope optique (carte 2 : lieux en lagunes, hydro-nano-pico).

Tous les lieux Rephy peuvent être consultés et téléchargés avec leur couche géogra-
phique sur le produit Surval (annexe 5).

Tableau 1. Stratégies d'échantillonnage pour le Rephy observation, par façade, avec les
paramètres à mesurer obligatoirement, et ceux qui sont réservés à des zones spécifiques.

Sont indiqués respectivement : le nombre de lieux concernés, le paramètre à mesurer, la période et
la fréquence d'échantillonnage. Abréviations : M-Atl = Manche-Atlantique, Méd. = Méditerranée,
EC = eaux côtières, ET = eaux de transition, OBS = Observation, SAN = Sanitaire.

Paramètres obligatoires			
Toutes les façades			
Tous les lieux OBS : 24 en M-Atl. EC et ET, 8 en Méd. EC, 4 en Méd. Lagunes	Phyto -flore totale	Toute l'année	Une fois par quinzaine
	Chlorophylle- <i>a</i>	Toute l'année	
	Température et salinité	Toute l'année	
	Turbidité	Toute l'année	
	Oxygène dissous	Juin à septembre	
	Nutriments	Toute l'année	
Paramètres additionnels			
Manche et Atlantique, eaux côtières			
Méditerranée, eaux côtières			
Lieux OBS désignés pour la surveillance des pigments : 11 en M-Atl. EC, 1 en Méd. EC	Pigments	Toute l'année	Une fois par quinzaine
Toutes les façades			
Lieux OBS + SAN : 13 en M-Atl., 4 en Méd., 4 en Méd. Lagunes	Phyto -flore toxique	Pendant épisode toxique et selon contexte	Une fois par semaine, lors des semaines sans flore totale
	Température et salinité	En même temps que phyto toxique	Une fois par semaine

Tableau 2. Stratégies d'échantillonnage pour le Rephy Sanitaire.

Sont indiqués respectivement pour le paramètre à mesurer obligatoirement : le nombre de lieux
concernés, la période et la fréquence d'échantillonnage. Abréviations : M-Atl = Manche et Atlantique,
Méd. = Méditerranée, EC = eaux côtières, SAN = Sanitaire.

Paramètres obligatoires			
Toutes façades			
Tous les lieux SAN : 81 en M-Atl., 14 en Méd. EC, 17 en Méd. lagunes	Phyto -flore toxique	Pendant épisode toxique et selon contexte	Une fois par semaine

Tableau 3. Stratégies d’échantillonnage pour le Rephy surveillance, par façade, avec les paramètres à mesurer obligatoirement, et ceux qui sont réservés à des zones spécifiques.

Sont indiqués respectivement : le nombre de lieux concernés, le paramètre à mesurer, la période et la fréquence d’échantillonnage. Abréviations : M-Atl = Manche et Atlantique, Méd. = Méditerranée, EC = eaux côtières, ET = eaux de transition, SURV = Surveillance, SAN = Sanitaire.

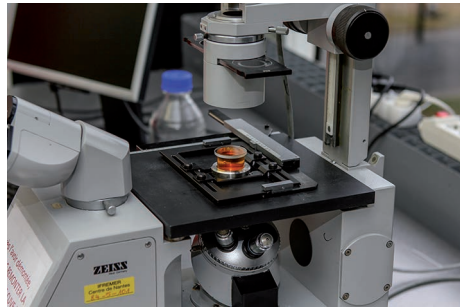
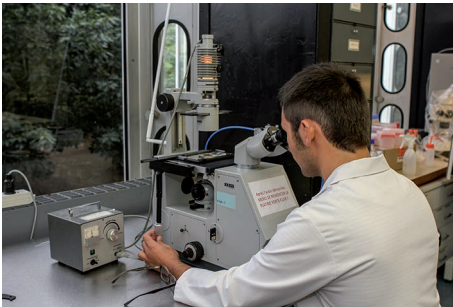
Paramètres obligatoires			
Manche et Atlantique, eaux côtières et de transition			
54 lieux SURV phyto-hydro (EC et ET)	Phyto -flore indicatrice	Toute l'année	Une fois par mois
	Chlorophylle- <i>a</i>	Mars à octobre	
	Température et salinité	Toute l'année	
	Turbidité	Toute l'année	
	Oxygène dissous	Juin à septembre	
	Nutriments	Novembre à février	
26 lieux SURV hydro (ET)	Température et salinité	Toute l'année	Une fois par mois
	Turbidité	Toute l'année	
	Oxygène dissous	Juin à septembre	
	Nutriments	Novembre à février	
Méditerranée, eaux côtières			
1 lieu SURV phyto-hydro EC	Phyto -flore indicatrice	Toute l'année	Une fois par mois
	Chlorophylle- <i>a</i>	Toute l'année	
	Température et salinité	Toute l'année	
	Turbidité	Toute l'année	
	Oxygène dissous	Juin à septembre	
	Nutriments	Toute l'année, une fois tous les trois ans	
Méditerranée, eaux de transition de type lagunes			
35 lieux SURV nano-pico ET	Synthèse nano-pico-phyto	Juin à août	Une fois par mois
	Chlorophylle- <i>a</i>	Juin à août	
	Température et salinité	Juin à août	
	Turbidité	Juin à août	
	Oxygène dissous	Juin à août	
	Nutriments	Juin à août, tous les ans ou tous les trois ans	
Paramètres additionnels			
Toutes les façades			
Lieux SURV + SAN : 19 en M-Atl., 1 en Méd. Lagunes	Phyto -flore toxique	Pendant épisode toxique et selon contexte	Une fois par semaine, lors des semaines sans flore indicatrice
	Température et salinité	En même temps que phytotoxique	Une fois par semaine

Paramètres mesurés et méthodes

Phytoplancton identifié et dénombré

Les observations du phytoplancton (photos 13 et 14), effectuées au microscope optique selon la méthode d'Utermöhl (1931), sont plus ou moins poussées selon ce qui est attendu. Les trois paramètres relatifs à ces observations se définissent comme suit :

- les « flores totales » correspondent à l'identification et au dénombrement de l'ensemble des taxons phytoplanctoniques reconnaissables au microscope optique. Elles sont effectuées strictement sur les lieux du Rephy observation et leur principal objectif est de répondre à des questions de recherche, mais elles sont également utilisées pour la DCE et pour la composante sanitaire dans un contexte de mutualisation ;
- les « flores indicatrices » correspondent à l'identification et au dénombrement d'une liste ciblée d'espèces, dont celles en concentration importante et celles qui sont avérées toxiques. Elles sont faites sur les lieux du Rephy surveillance et sont donc utilisées pour la DCE, mais elles peuvent également servir pour la composante sanitaire ;
- les « flores toxiques » correspondent à l'identification et au dénombrement des seules espèces toxiques. Elles sont faites sur les lieux du Rephy sanitaire, mais peuvent également être effectuées sur les lieux Rephy observation et surveillance en supplément ; leur utilisation est strictement sanitaire.



Photos 13 et 14. Observation du phytoplancton. À gauche : observateur au microscope inversé. À droite : cuve à sédimentation.

L'identification du phytoplancton s'appuie sur le référentiel taxinomique de Quadrigé, basé sur le référentiel mondial WoRMS*. L'identification doit se faire au plus précis (espèce ou genre) si possible, sinon à un niveau taxinomique supérieur (genre, famille, voire ordre ou classe). Le microscope optique ne permet d'observer que le microphytoplancton et une petite partie du nanophytoplancton.

Nano et picophytoplancton

Le nano et le picophytoplancton peuvent contribuer de manière significative à la biomasse phytoplanctonique totale, ce qui a été mis en évidence depuis de

nombreuses années dans les lagunes méditerranéennes. Ces mesures sont donc actuellement limitées à ces masses d'eau. Les analyses faites par cytométrie en flux, selon la méthode de Vaquer *et al.* (1996), permettent d'obtenir des groupes fonctionnels pour le nano et le picophytoplancton. Trois groupes sont actuellement discriminés dans les résultats Rephy des lagunes méditerranéennes : le nano supérieur à 3 μm , le pico eucaryote, et le pico procaryote incluant les cyanobactéries, ces derniers étant inférieurs à 3 μm .

Chlorophylle *a* et phéopigments

La chlorophylle *a* est le principal pigment photosynthétique du phytoplancton. Il est reconnu par la communauté océanographique comme un indicateur de la biomasse phytoplanctonique depuis plus de 60 ans (Jeffrey *et al.*, 1997). La biomasse est en effet plus facile à déterminer avec la chlorophylle *a* qu'à partir des dénombrements du phytoplancton pour lesquels il est nécessaire d'avoir des données supplémentaires sur la taille et le volume des cellules. Les phéopigments quant à eux sont utilisés comme critère de l'état physiologique du phytoplancton, car ils résultent du broutage et de la dégradation des cellules et ne sont donc pas physiologiquement actifs. La mesure de ces paramètres a toujours accompagné les observations du phytoplancton. La chlorophylle *a* et les phéopigments sont analysés au laboratoire sur des échantillons d'eau brute (photos 15 et 16), par spectrophotométrie monochromatique ou par fluorimétrie (Aminot et Kérouel, 2004). Sur quelques lieux du Rephy observation, ils sont également étudiés au travers de la mesure de pigments.



Photos 15 et 16. Filtration de la chlorophylle *a*. À gauche : chaîne de filtration. À droite : chlorophylle *a* sur les filtres.

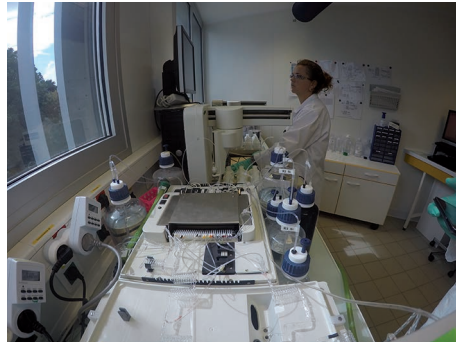
Pigments

Les analyses pigmentaires permettent d'obtenir une distribution des groupes phytoplanctoniques par l'étude de leurs pigments biomarqueurs, analysés par CLHP* (chromatographie liquide haute performance). Parmi les avantages de cette méthode, la fenêtre d'observation est sans conteste la plus intéressante, puisqu'elle permet d'aborder toutes les classes de taille, du pico au microphytoplancton. Ne donnant pas d'information sur les espèces elles-mêmes, elle est tout à fait complémentaire des observations au microscope (Lampert, 2015). La méthode utilisée

est celle de Van Heukelem et Thomas (2001) ou de Zapata *et al.* (2000). Jusqu'à 71 pigments différents peuvent être discriminés avec ces méthodes.

Nutriments

Les principaux nutriments nécessaires à la nutrition du phytoplancton sont : l'ammonium (NH_4^+), le nitrate (NO_3^-), le nitrite (NO_2^-), le phosphate (PO_4^{3-}), le silicate (SiOH_4). Ces cinq composés ont été mesurés depuis 2007 pendant les mois d'hiver (novembre à février) dans la majorité des lieux Rephy de la Manche et de l'Atlantique, pour permettre le calcul de l'élément qualité DCE nutriments. Cette surveillance hivernale avait pour but de déterminer le stock de nutriments disponible dans chaque masse d'eau lors du démarrage de la production phytoplanctonique en début de printemps. Depuis 2016, la surveillance des nutriments est effectuée tout au long de l'année sur tous les lieux du Rephy observation, y compris dans les eaux côtières de Méditerranée, ce qui permet de mieux étudier les variations des rapports azote/phosphore/silice qui influencent la structuration des communautés phytoplanctoniques. Les échantillons d'eau pour l'analyse des nutriments sont préfiltrés lors du prélèvement. La concentration de l'ammonium est déterminée par fluorimétrie en flux et la concentration des quatre autres nutriments par spectrophotométrie en flux (Aminot et Kérouel, 2007) : voir photo 18.



Photos 17 et 18. À gauche : sonde multiparamètres et bouteille à prélèvement pour des prélèvements Rephy sur le bateau de la Société nationale de sauvetage en mer du Croisic. À droite : analyse de nutriments au laboratoire Ifremer de Nantes.

Température, salinité, turbidité et oxygène dissous

L'analyse des paramètres physico-chimiques est indispensable pour caractériser le phytoplancton. Ainsi, la température et la salinité jouent un rôle essentiel dans la variabilité des cycles phytoplanctoniques au niveau de la production et de la diversité. La turbidité, par l'estimation de l'opacité du milieu, permet de déterminer la quantité de lumière disponible pour le développement du phytoplancton. Enfin, l'oxygène dissous est un paramètre vital gouvernant la majorité des processus biologiques des écosystèmes : des concentrations élevées sont à relier à des efflorescences phytoplanctoniques, alors que des concentrations basses sont généralement le signe

d’une décomposition du phytoplancton. Tous ces paramètres sont mesurés généralement *in situ* au moment du prélèvement à l’aide de capteurs, avec une sonde multiparamètres (photo 17).

Liens avec le réseau Rephytox

Un seuil d’alerte est défini pour chaque groupe d’espèces phytoplanctoniques toxiques actuellement présentes sur les côtes françaises. La mise en évidence d’espèces toxiques, à partir et au-delà de ces seuils, doit déclencher la recherche des toxines concernées dans les coquillages dans le cadre du Rephytox. Ces seuils d’alerte sont décrits dans le chapitre 2 (section : Stratégie d’échantillonnage).

Le Rephy en outre-mer

Le Rephy est implanté dans les cinq départements et Régions d’outre-mer (DROM : Martinique, Guadeloupe, Guyane, La Réunion, Mayotte) et à Saint-Martin (Collectivité d’outre-mer). Le Rephy y est actuellement exclusivement dédié à la DCE, il

Tableau 4. Synthèse des paramètres actuellement mesurés dans chacun des DROM. ME = masse d’eau.

	Phytoplancton dénombré - flore totale	Pigments	Nano et picophyto- plancton par cytométrie en flux	Température, salinité, turbidité, oxygène dissous, pH	Nutriments (ammonium, nitrate + nitrite, phosphate, silicate)
La Réunion	Sur 4 des 12 ME surveillées + estimation qualitative au filet	Pigments sur 2 ME, mais mesures de chlorophylle- <i>a</i> et phéopigments sur les 8 ME non récifales	Sur 4 des 12 ME surveillées	Sur toutes les ME surveillées	
Mayotte	Sur 7 des 17 ME + estimation qualitative au filet	Non, mais mesures de chlorophylle- <i>a</i> et phéopigments sur les 17 ME	Sur 7 des 17 ME	Sur toutes les ME surveillées	
Guyane	Sur les 7 lieux de la ME côtière	Sur les 7 lieux de la ME côtière	Non	Sur toutes les ME surveillées	
Martinique	Sur toutes les ME surveillées (sauf silicate)				
Guadeloupe et Saint-Martin	Sur toutes les ME surveillées				

ressemblerait donc *a priori* dans son fonctionnement à la composante surveillance du Rephy métropolitain. Cependant, les paramètres mesurés depuis quelques années permettent d'ores et déjà de considérer ces réseaux comme de véritables réseaux d'observation. En effet, les flores phytoplanctoniques effectuées sont systématiquement des flores totales et les paramètres hydrologiques cruciaux les accompagnent. En outre, les nouveaux paramètres, que sont les pigments et/ou les mesures par cytométrie en flux, sont désormais acquis sur une grande partie des masses d'eau de chacun des DROM (tableau 4), permettant d'avoir une vision de l'ensemble du phytoplancton, incluant le nano et le picophytoplancton. En revanche, la composante sanitaire n'est pas prise en compte, car la consommation des coquillages n'est pas un enjeu crucial comme en métropole. Il faut cependant noter que la ciguatera¹⁰ touche la Guadeloupe et Saint-Martin, comme de façon plus marginale la Martinique, et que des études sur le sujet sont en cours. Le Rephy dans les DROM est éventuellement complété par des études portant sur le phytoplancton et/ou les paramètres hydrologiques.

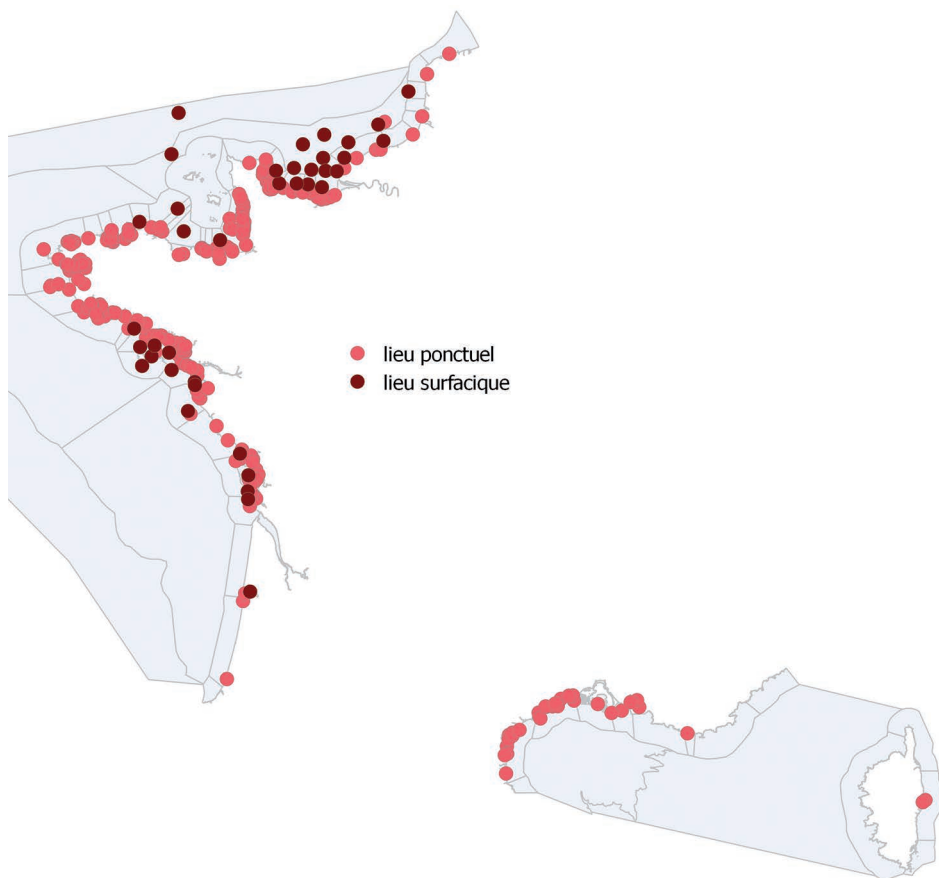
» Le Rephytox

Objectifs et principales caractéristiques

L'objectif du réseau Rephytox est la recherche et le suivi des toxines réglementées susceptibles de s'accumuler dans les mollusques bivalves. Les toxines réglementées au niveau européen appartiennent à trois familles : les toxines lipophiles incluant les toxines diarrhéiques (DSP*), les toxines paralysantes (PSP) et les toxines amnésiantes (ASP).

La surveillance exercée par le Rephytox s'applique aux coquillages exploités à des fins professionnelles dans leur milieu naturel, c'est-à-dire dans les zones de production (parcs, filières, bouchots, etc.) ou dans les zones de pêche professionnelle. La surveillance des espèces phytoplanctoniques toxigènes ou suspectes opérée par le Rephy contribue à la mise en œuvre de la surveillance des phycotoxines, puisqu'elle permet le déclenchement de prélèvements de coquillages en dehors des périodes à risque identifiées pour certaines toxines. Le Rephytox est constitué d'un nombre important de lieux de prélèvement de coquillages (carte 4), afin de fournir les informations nécessaires aux administrations responsables de la gestion du risque sanitaire, chargées de prendre les décisions officielles d'interdiction de pêche et de commercialisation des coquillages contaminés. Sur un total de 278 lieux, sachant que certains lieux contiennent plusieurs espèces de coquillages, 127 contiennent des moules, 94 des huîtres, 50 des coquilles Saint-Jacques, 48 des palourdes, 34 des coques. Les autres espèces de coquillages exploitées sont plus faiblement représentées étant donné leur moindre exploitation professionnelle : donaces, pétoncles (noirs et blancs), amandes, palourdes roses, vernis, spicules.

10. La ciguatera est une intoxication qui survient suite à la consommation de poissons contaminés par des ciguatoxines (chapitre 5).



Carte 4. Carte des 278 lieux coquillages du Rephytox potentiellement mobilisables, dont 240 lieux ponctuels et 38 lieux surfaciques.

Les lieux ponctuels sont échantillonnés à des coordonnées géographiques fixes. Les lieux surfaciques sont adaptés à l'échantillonnage des coquillages de gisements au large, pour lesquels le prélèvement ne peut pas toujours être effectué sur des coordonnées géographiques fixes ; pour des raisons de lisibilité, ils ne sont pas représentés ici par leur surface mais par un point au centre de la surface, ils sont cependant visualisables sur le produit Surval du site Web Ifremer environnement littoral (annexe 5). État actualisé en mars 2018.

Le dispositif national de surveillance des biotoxines réglementées dans les coquillages comprend aussi, en plus du Rephytox, le réseau des laboratoires agréés de la DGAL dans le cadre des plans de surveillance et plans de contrôle (PSPC*) mis en œuvre chaque année au stade de la distribution. Ces plans s'inscrivent dans le cadre général de la vérification de la conformité des denrées alimentaires qui relève de la responsabilité des autorités compétentes. L'objectif de ces plans est d'évaluer le niveau de contamination par les phycotoxines des coquillages mis sur le marché. Les résultats contribuent, par conséquent, à l'estimation de l'exposition du consommateur (Nicolas *et al.*, 2017).

Organisation générale

La surveillance des phycotoxines dans les coquillages répond strictement à des exigences réglementaires et les principaux interlocuteurs institutionnels sont : la direction générale de l'Alimentation (DGAL) et le LNR* (Laboratoire national de référence) pour les biotoxines marines de l'Anses. La maîtrise d'ouvrage et le financement sont assurés par la DGAL. La maîtrise d'œuvre, assurée jusqu'en 2017 par l'Ifremer, est depuis le 1^{er} janvier 2018 sous la responsabilité des préfectures de départements, qui s'appuient sur les DDTM (direction départementale des territoires et de la mer) et/ou sur les DDPP (direction départementale de la protection des populations). Celles-ci choisissent des laboratoires pour réaliser les prélèvements de coquillages et les analyses de toxines. L'Ifremer apporte une assistance à maîtrise d'ouvrage avec :

- un appui à l'élaboration du dispositif de surveillance sanitaire (procédures nationales) ;
- un soutien au maître d'ouvrage pour l'accompagnement des opérateurs chargés des prélèvements et des analyses ;
- la bancarisation et la diffusion des données.

La cohérence au niveau national du Rephytox et les liens avec le Rephy sont gérés par la coordination nationale Ifremer du Rephy-Rephytox.

Toutes les opérations, du prélèvement à la bancarisation, sont effectuées sous démarche qualité, dont les principales composantes sont :

- l'agrément par la DGAL des laboratoires pour les prélèvements et analyses ;
- un document de prescriptions national ;
- un pilotage des méthodes d'analyse des toxines réglementées par le LNR biotoxines de l'Anses (description des méthodes, expertise, mise en place régulière d'essais d'aptitude par comparaisons interlaboratoires, formations).

Pour ce qui concerne la bancarisation, effectuée par l'Ifremer, les exigences sont similaires à celles du Rephy : une habilitation à la saisie des données dans Quadrigé et un processus de qualification des données dans Quadrigé.

Stratégie d'échantillonnage

Pour répondre à ses objectifs, le Rephytox réalise des prélèvements de coquillages sur les lieux de prélèvement précédemment décrits, en vue de la détection et du suivi des trois familles de phycotoxines réglementées. Ces lieux sont représentatifs de l'un ou l'autre des coquillages exploités professionnellement pour la mise sur le marché. Les lieux de prélèvement Rephytox peuvent être communs avec des lieux Rephy ou bien être étroitement associés à eux, puisque les résultats Rephy sont en mesure de déterminer le déclenchement de la recherche de toxines sur les lieux Rephytox de la zone environnante. Les prélèvements peuvent concerner divers types de coquillages, en gisements naturels ou bien élevés selon des modes variés (bouchots, filières, tables, etc.) : voir photo 19.



Photo 19. Palavas-les-Flots (Hérault), élevage de coquillages sur cordes.

Dans tous les cas de détection de phytoplancton toxique par le Rephy au-delà des seuils d'alerte définis, des analyses de toxines sont déclenchées dans les coquillages à un rythme hebdomadaire. Ces seuils d'alerte, basés sur les données historiques, sont¹¹ :

- pour les espèces phytoplanctoniques productrices de toxines lipophiles : dès présence pour toutes les espèces de *Dinophysis* ; 10 000 cellules par litre (seuil provisoire, en l'absence de données de référence sur un seuil pertinent) pour les espèces suivantes : *Gonyaulax spinifera*, *Lingulodinium polyedrum*¹², *Protoceratium reticulatum*, *Prorocentrum lima*¹³ ;
- pour les espèces productrices de toxines paralysantes : 10 000 cellules par litre pour *Alexandrium minutum*, 5 000 cellules par litre pour *Alexandrium catenella* (dans l'étang de Thau, le seuil est ramené à 1 000 cellules par litre), 10 000 cellules par litre pour les espèces d'*Alexandrium* non identifiées ;
- pour les espèces productrices de toxines amnésiantes : 300 000 cellules par litre pour les espèces de *Pseudo-nitzschia* les moins toxiques (appartenant aux groupes des fines ou sigmoïdes), 100 000 cellules par litre pour les espèces de *Pseudo-nitzschia* les plus toxiques (appartenant aux groupes des larges ou effilées)¹⁴.

Cette stratégie est fondée sur l'hypothèse que l'observation de certaines espèces phytoplanctoniques toxiques est un indicateur fiable, dans la mesure où celles-ci ne contaminent les coquillages que si elles sont présentes à des concentrations importantes (de l'ordre du millier ou de la centaine de milliers de cellules par litre). L'observation de ces espèces permet donc d'anticiper la contamination des coquillages en déclenchant le plus rapidement possible la recherche de toxines. L'historique

11. Extrait de Neaud-Masson et Lemoine (2017).

12. L'orthographe acceptée est *Lingulodinium polyedra*.

13. *Prorocentrum lima* est une espèce benthique.

14. Les termes « fine », « large », « sigmoïde », « effilée » n'ont aucune signification taxinomique, ils sont utilisés pour regrouper des espèces qui ne peuvent pas être reconnues en tant que telles au microscope optique.

des données acquises par le Rephy montre que cette hypothèse est toujours vérifiée pour les épisodes toxiques PSP et ASP observés dans les élevages et gisements proches de la côte, situés dans la zone de balancement des marées ou bien à faible profondeur. En effet, les toxicités avérées PSP et ASP sont toujours précédées de développements importants de respectivement *Alexandrium* et *Pseudo-nitzschia*.

Cependant, dans certains cas le suivi du seul phytoplancton toxique n'est pas suffisamment fiable pour garantir la sécurité sanitaire des coquillages de la zone, la recherche de toxines est alors réalisée systématiquement dans les coquillages. C'est le cas dans :

- les zones à risque pour les toxines lipophiles pendant des périodes à risque prédéterminées. En effet, ces zones et périodes, jugées plus sensibles au vu des données historiques, peuvent connaître une contamination des coquillages même en présence de très faibles quantités de phytoplancton toxique, difficilement détectables et justifiant donc le recours à cette analyse systématique. Les zones et périodes à risque basées sur les données des trois dernières années sont actualisées chaque année ;
- les gisements au large, qui sont suivis systématiquement pour les trois familles de toxines toutes les quinze semaines (un mois avant, et pendant toute la période d'exploitation). En effet, les coquillages sont à une telle profondeur (plusieurs dizaines de mètres) que l'observation du phytoplancton toxique devrait, pour être représentative, être effectuée sur l'ensemble de la colonne d'eau, ce qui n'est opérationnellement pas envisageable.

Les gisements plutôt côtiers et peu profonds, proches d'un point Rephy, font l'objet d'une procédure particulière, avec ajout d'une observation du phytoplancton toxique au fond en plus de celle faite en surface.

S'agissant des toxines lipophiles, les moules sont considérées comme une espèce sentinelle, car les données historiques montrent qu'elles se contaminent toujours plus précocement que tous les autres coquillages. Quand elles sont présentes dans une zone de production, les moules sont donc analysées en première intention, les autres coquillages étant analysés dès que les moules deviennent toxiques. Il n'y a pas d'espèces sentinelles identifiées pour les toxines ASP et PSP, toutes les espèces de coquillages doivent donc être suivies simultanément.

Paramètres mesurés et méthodes

Toutes les analyses sont réalisées sur les chairs totales égouttées des coquillages vivants selon la méthode de référence.

Les toxines lipophiles réglementées quantifiées dans le cadre de la surveillance sanitaire sont : l'acide okadaïque (AO*), les dinophysistoxines (DTX*), les pectenotoxines (PTX*), les azaspiracides (AZA*) et les yessotoxines (YTX*). Elles sont dosées par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (CL-SM/SM*) : voir photo 20.

Les toxines paralysantes réglementées sont celles de la famille des saxitoxines (STX*). La quantification de ces toxines est réalisée par bio-essai sur souris. À noter que ce bio-essai devrait être remplacé à court terme par une analyse chimique

en chromatographie liquide haute performance avec détection par fluorescence (CLHP/FLD*), qui deviendrait la méthode de référence.

Les toxines amnésiantes réglementées sont l'acide domoïque (AD*) et ses isomères, qui sont dosés par chromatographie liquide haute performance avec détection par ultraviolet (CLHP/UV*).

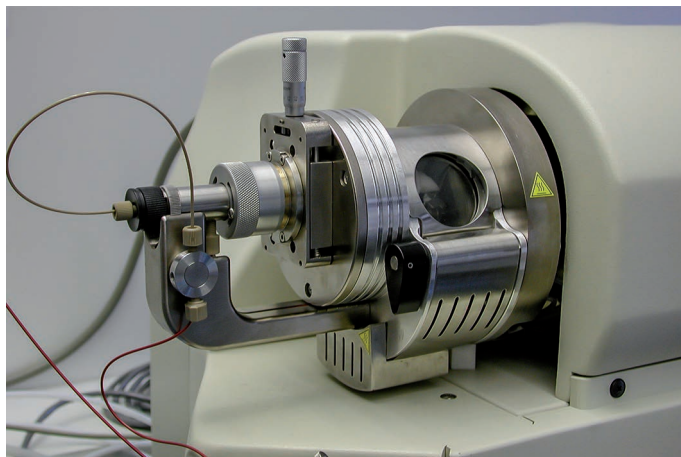


Photo 20. Spectromètre de masse pour l'analyse des toxines lipophiles-DSP.

Les méthodes d'analyse des toxines sont les méthodes officielles prévues par le règlement (CE) n° 2074/2005 (annexe 1), reconnues au niveau communautaire et en accord avec les autorités françaises. Elles sont relayées au plan national par le LNR pour les biotoxines marines de l'Anses. Les seuils réglementaires de sécurité sanitaire sont définis dans les textes réglementaires européens pour les phycotoxines (dont les plus récents sont les règlements CE 853/2004 et UE 786/2013, annexe 1). Les trois familles de toxines sont décrites en détail dans le chapitre 5 : effets et intoxications, historique, méthodes et seuils actuellement en vigueur, phytoplancton producteur, fondements des stratégies de surveillance.

► Les données Rephy et Rephytox : bancarisation, mise à disposition et valorisation

Bancarisation



Figure 3. Logo de la base de données nationale Quadriga.

Tous les résultats acquis dans le cadre du Rephy et du Rephytox depuis 1987 sont bancarisés dans la base de données nationale Quadriga, qui contient les résultats de la surveillance du littoral mise en œuvre par l'Ifremer et par un certain nombre de ses partenaires. La base Quadriga et son

application Quadrige² (figure 3), mise en service en 2008, sont la troisième version d'une base de données nationale dont les deux premières ont été mises en service respectivement en 1987 et 1996. La banque Quadrige associe à la base de données une panoplie d'outils d'interprétation et d'élaboration de produits d'information, décrits ou mis à disposition sur le site Web Ifremer environnement littoral (annexe 5). Quadrige constitue un élément du Système d'information sur l'eau (SIE), et à ce titre, contribue aux travaux du Secrétariat d'administration national des données relatives à l'eau (Sandre).

La bancarisation des données dans Quadrige est soumise à un processus qualité, dont les principales caractéristiques sont les suivantes :

- processus qualité général relatif à la surveillance du littoral s'inscrivant dans le système de management de la qualité ISO 9001 de l'Ifremer ;
- gestion de la base et de ses référentiels par une cellule d'administration ;
- formation et habilitation obligatoire pour l'utilisation de Quadrige ;
- saisie selon un document de consignes (pour les données RePHY et RePHYTOX : Neaud-Masson, 2017) ;
- obligation de contrôle et de validation des données saisies ;
- processus de qualification mis en œuvre *a posteriori* sur les données (Gauthier *et al.*, 2014 ; Gauthier, 2017) afin de fournir pour chaque résultat une information sur la donnée (bonne, douteuse, fausse).

L'accès aux données brutes de la base Quadrige est réservé aux utilisateurs autorisés, mais les données validées sont publiques et diffusées sous différentes formes.

Diffusion et mise à disposition des données

Les données RePHY et RePHYTOX sont disponibles pour tout public au travers de deux produits :

- Seanoe, pour des données brutes et détaillées avec une grande partie des métadonnées existantes ;
- Surval, pour des données brutes et des métadonnées simplifiées.

Seanoe (*Sea scientific open data publication*) est un éditeur de données scientifiques dans le champ des sciences marines. Pour les années antérieures à l'année en cours, l'intégralité des données RePHY de métropole et des données RePHYTOX est mise à disposition. Chacun des jeux de données est associé à un DOI* aux adresses suivantes :

- <http://doi.org/10.17882/47248> pour les données RePHY ;
- <http://doi.org/10.17882/47251> pour les données RePHYTOX.

Surval est l'outil de visualisation des lieux et des données de la surveillance du littoral présents dans Quadrige, il est disponible sur le site Web Ifremer environnement littoral (annexe 5). Des cartes permettent d'afficher les lieux de surveillance actifs des réseaux. Des graphiques visualisent les séries de données associées à un lieu et à un paramètre, pour tous les lieux y compris ceux devenus inactifs. Les données sont mises à jour quotidiennement et sont téléchargeables, y compris les informations géographiques.

Valorisation des données et communication

Les résultats sanitaires sont disponibles en temps réel sur le produit Rephy info toxines. Deux types de produits présentent les données nationales sous une forme agrégée et conviviale, cartographique ou synoptique : ParamMaps et Synoptiques. Les bulletins de la surveillance présentent les données annuelles à un niveau régional. Tous ces produits sont en ligne sur le site Web Ifremer environnement littoral (annexe 5), lequel contient également de nombreux dossiers illustrés.

Rephy info toxines est le produit de diffusion en temps réel des résultats sanitaires (phytoplancton toxique et toxines). Ce bulletin fournit chaque semaine les résultats des dénombrements du phytoplancton toxique et des concentrations en toxines sur chacun des lieux de prélèvement échantillonnés, par département ou groupe de départements. Ces résultats, diffusés en temps réel, ne préjugent en rien des décisions administratives (arrêtés préfectoraux d'interdiction de vente et de ramassage, et arrêtés levant ces interdictions) qui ont été ou seront prises pour les coquillages des zones concernées.

Les produits ParamMaps présentent sous une forme cartographique une synthèse des résultats par année sur le phytoplancton toxique, le phytoplancton dominant et les phycotoxines. Les produits Synoptiques visualisent les séries de données sur les toxines et sur la chlorophylle *a*, avec une présentation à la fois spatiale (par zone) et temporelle (par an ou par mois). Des exemples de ces deux produits sont commentés dans les chapitres 3 et 5.

Les bulletins régionaux de la surveillance communiquent annuellement aux différents partenaires de l'Ifremer, à l'échelle de plusieurs régions côtières, les résultats de l'ensemble de la surveillance mise en œuvre par l'Institut, sous une forme graphique et homogène sur tout le littoral français. Ces représentations sont assorties de commentaires sur les niveaux et les tendances des paramètres mesurés. Les lieux de surveillance, témoins de l'effort local d'une stratégie nationale, sont repérés à l'aide de cartes et de tableaux.

Enfin, toutes les publications, rapports et autres documents relatifs au Rephy et au Rephytox sont désormais disponibles sur Archimer, l'archive institutionnelle de l'Ifremer s'inscrivant dans le mouvement international Open Access.

Trente années de données sur le phytoplancton, l'hydrologie et les phycotoxines

Les trois chapitres suivants sont consacrés aux résultats acquis par le Rephy-Rephytox sur les trois domaines : phytoplancton, hydrologie, et phycotoxines. Ils présentent une synthèse des résultats, en mettant en exergue quelques éléments parmi les plus marquants. Les données traitées concernent exclusivement celles du littoral métropolitain. Étant donné le nombre extrêmement important de résultats présents dans la base Quadrige, une présentation nationale des données n'est pas envisageable par lieu de prélèvement et doit passer par des regroupements géographiques pour les synthétiser. En effet, sur la période 1987-2016, environ 1 450 000 résultats ont été enregistrés dans la base Quadrige pour Rephy-Rephytox,

comprenant pour chacun plusieurs dizaines de métadonnées¹⁵ sur le lieu de prélèvement, le prélèvement, l'échantillon et le résultat. Cela donne : pour le phytoplancton et l'hydrologie, respectivement plus de 700 000 et plus de 350 000 résultats, sur plus de 500 lieux géographiques différents (dont 223 sont encore actifs) ; pour les toxines près de 400 000 résultats sur près de 450 lieux géographiques différents (dont 278 sont encore actifs). Dans les chapitres suivants les données sont donc regroupées, soit par zone marine, soit par masse d'eau DCE (ces deux zonages étant visualisés dans les annexes 2 et 3). Les zones marines recouvrent une étendue au large beaucoup plus importante que celle des masses d'eau, ce dernier zonage n'étant utilisé que dans le cadre de la DCE.

15. Les métadonnées sont toutes les informations qui accompagnent le résultat.

Chapitre 3

Les données phytoplancton

» Contexte général sur le littoral français métropolitain

Le schéma classique d'évolution saisonnière des populations phytoplanctoniques en milieu tempéré, et donc sur le littoral français métropolitain, est constitué de différents cycles, comportant des périodes de proliférations importantes. Ces blooms sont souvent monospécifiques, c'est-à-dire qu'une seule espèce participe à l'augmentation de la biomasse, les autres espèces restant à leur niveau habituel. C'est au printemps que sont généralement observées les abondances maximales avec les blooms à « diatomées », ancien terme désormais remplacé par le nom de la classe des Bacillariophyceae, qui contient les organismes unicellulaires du phytoplancton dénués de flagelles et présentant un squelette siliceux externe. Ceux-ci profitent des apports importants de nutriments par les rivières suite au lessivage des bassins versants par les pluies hivernales. En effet, les Bacillariophyceae, flottant passivement dans la colonne d'eau du fait de l'absence de flagelles, sont très dépendantes des apports en nutriments. Les conditions favorables à leur prolifération sont donc réunies au printemps, lorsque l'enrichissement des eaux littorales est à son maximum et que l'allongement de la durée du jour favorise la photosynthèse. À l'inverse, la fin du printemps et l'été sont plutôt propices aux blooms à « dinoflagellés », ancien terme désormais remplacé par le nom de la classe des Dinophyceae, qui contient un certain nombre des organismes unicellulaires du phytoplancton ayant des flagelles. Ceux-ci, mobiles grâce aux flagelles qui leur permettent de se déplacer dans la colonne d'eau, profitent au maximum d'une quantité plus limitée de nutriments qui ont été en grande partie consommés au printemps lors des blooms à Bacillariophyceae. Un nouveau pic de blooms, généralement moins importants qu'au printemps, peut ensuite être observé en automne, avec de nouveaux apports en nutriments faisant suite aux pluies automnales. Enfin l'hiver est une période de moindre abondance.

Si la disponibilité en nutriments constitue un aspect crucial pour l'initiation et le développement de blooms, d'autres facteurs peuvent également jouer un rôle important : l'éclairement pour les espèces autotrophes, l'hydrodynamique, qui favo-

rise les accumulations de cellules dans les zones frontales¹ au large ou dans les zones confinées à la côte, et certains cycles de reproduction, qui comportent par exemple une phase enkystée permettant aux cellules « d'attendre » les conditions favorables à leur développement. La fréquence des blooms phytoplanctoniques, la nature des taxons responsables de ces blooms et les concentrations maximales observées sont des éléments d'appréciation du fonctionnement des écosystèmes et de leur dégradation éventuelle. Mais la compréhension de la dynamique globale du phytoplancton dans l'espace et dans le temps, comme de la composition et de la structuration des populations, est également essentielle. À cet égard, la notion de « seuil », ou concentration minimale pour laquelle une nuisance (vis-à-vis de la faune aquatique ou bien des consommateurs) est susceptible de se manifester, est une notion cruciale et la question se pose de sa définition : quels sont les critères pertinents pour parler de prolifération excessive, de développement exceptionnel, d'eutrophisation ? Les réponses à ces questions sont extrêmement liées aux écosystèmes et aux conditions hydrodynamiques et climatiques. Cepenat, cette difficulté a été contournée, par exemple dans le cadre des travaux d'intercalibration DCE pour l'évaluation de la qualité des eaux littorales, avec la description d'« écotypes européens » basés principalement sur les conditions naturelles de développement du phytoplancton. Cette disposition a permis de définir des critères différents pour caractériser un état dégradé, selon que l'écotype correspondait à une zone naturellement riche (comme la mer du Nord) ou à une zone oligotrophe, c'est-à-dire pauvre en phytoplancton (comme dans les eaux côtières de Méditerranée).

Viennent ensuite d'autres questions. Par exemple, des proliférations excessives mais ponctuelles ont-elles un niveau de nuisance équivalent à celui de développements plus faibles mais chroniques dans le temps ? Ici, il est intéressant d'examiner comment les données acquises par le RePHY (RePHY, 2017) pendant trente années ont pu contribuer à apporter des éléments de réponses, ou tout au moins à faire un état des lieux.

Différents points de vue seront successivement abordés :

- les taxons ayant régulièrement proliféré à fortes ou très fortes concentrations sur le littoral ;
- les taxons jugés « dominants » au sens des indices de dominance utilisés en écologie pour définir la place de chaque taxon dans son écosystème ;
- les résultats de l'évaluation de la qualité des eaux littorales d'un point de vue phytoplancton avec les outils développés dans le cadre de la DCE ;
- les espèces toxiques ou nuisibles, avec un focus sur les trois groupes d'espèces produisant des toxines diarrhéiques, paralysantes et amnésiantes.

Ces résultats seront précédés par un état des lieux des séries de données phytoplancton et des taxons présents sur le littoral français.

1. Les fronts hydrologiques sont des interfaces issues de contraintes physiques diverses, et sont souvent des lieux de grande productivité.

Encadré 1. Précisions sur l'utilisation du terme « phytoplancton »

Les organismes unicellulaires du phytoplancton constituent un groupe polyphylétique² d'organismes sans apparentement proche (explications détaillées : annexe 6). Ainsi, les données « phytoplancton » du RePHY peuvent inclure des taxons appartenant à d'autres règnes que celui des Chromista qui comprend les principaux groupes du phytoplancton. Par ailleurs, le terme phytoplancton utilisé dans ce chapitre recouvre surtout le microphytoplancton, dont la taille est globalement entre 20 et 300 μm , ainsi qu'une partie du nanophytoplancton (entre 2-3 et 20 μm), quand les cellules sont en chaîne et donc identifiables au microscope optique. Le nano et le picophytoplancton (taille inférieure à 2 μm) seront cependant évoqués pour des cas particuliers. Enfin, quelques taxons évoqués dans ce chapitre concernent des espèces benthiques, c'est-à-dire vivant au fond ou fixées sur un substrat (par exemple sur des macro-algues), qui se retrouvent parfois dans la colonne d'eau et sont alors identifiées et dénombrées en même temps que le phytoplancton.

► État des lieux des séries de données Phytoplancton

Parmi les données acquises par le RePHY sur le phytoplancton, celles relatives aux flores totales sont évidemment les plus pertinentes en matière de traitement et d'interprétations. Le tableau 5 et la carte 5 visualisent les séries les plus intéressantes, d'après une sélection faite à partir des critères suivants :

- les séries les plus longues, c'est-à-dire comprenant plus de 300 flores totales sur la période 1987-2016 (certaines d'entre-elles sont désormais inactives pour des raisons diverses) ;
- les séries courtes avec potentiel, car elles sont portées par des lieux pérennisés, c'est-à-dire appartenant au RePHY observation, voire au Phytobs ;
- des séries inactives plus ou moins longues qui ont montré leur capacité à être associée à une série active portée par un lieu géographiquement proche. Ce couplage, qui a été validé par un traitement des données montrant une similarité entre les flores des deux lieux, a permis de garder dans le RePHY observation des lieux dont les séries flores totales ont démarré tardivement.

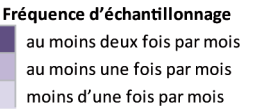
Les séries de données phytoplancton - flores totales ont été le plus souvent accompagnées de mesures hydrologiques, au minimum température, salinité, turbidité, et souvent oxygène dissous. Des mesures de chlorophylle *a* sont également historiquement présentes aux mêmes dates sur la plupart des lieux concernés, ainsi que des mesures de nutriments pour certains d'entre eux. Il convient de rappeler que les données acquises sur des lieux dont la pérennité n'a pas été jugée pertinente (lieux désormais inactifs), sont toujours disponibles.

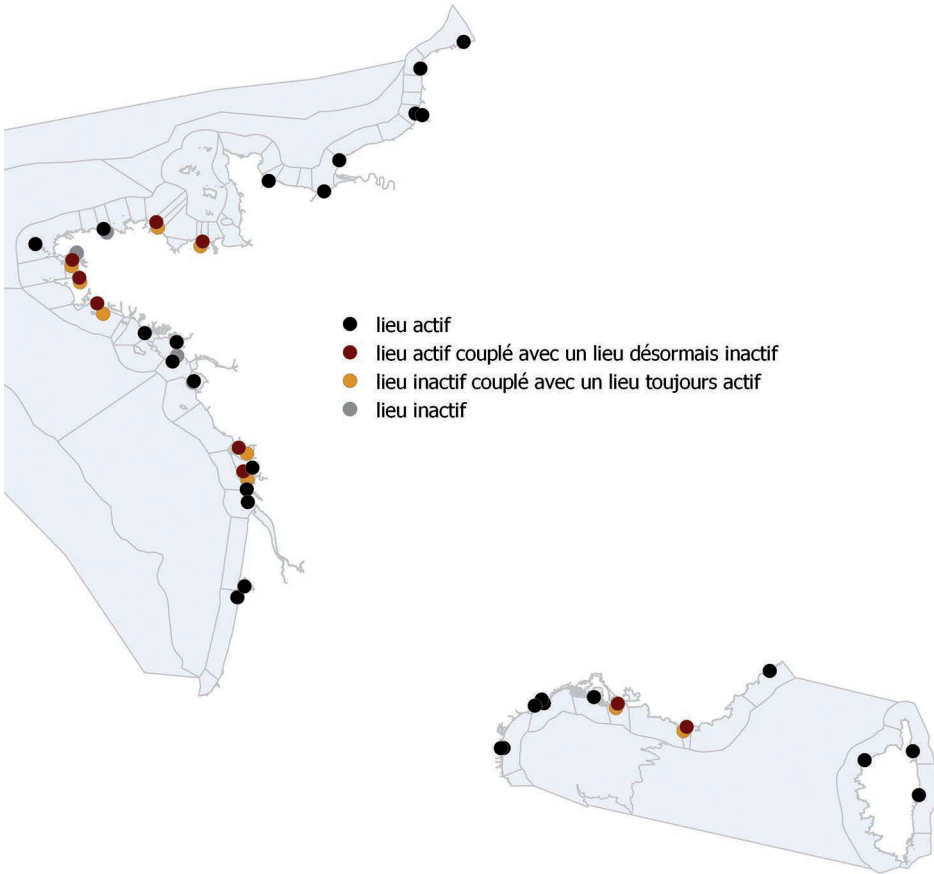
2. Se dit d'un groupe de taxons qui semblent n'être pas tous issus des mêmes ancêtres, par opposition à monophylétique.

Tableau 5. Sélection des séries de données Rephy « phytoplancton-flores totales » les plus intéressantes, pour ce qui est de leur longueur ou de leur potentialité.

La fréquence d'échantillonnage est visualisée par lieu de prélèvement et par année. Les couleurs des libellés des lieux correspondent à celles de la carte 5.

Zone marine	Lieu : mnémo et libellé		1987 à 2016											
001 - Frontière belge - Gris-Nez	001-P-015	Point 1 Dunkerque												
002 - Cap Gris-Nez-Boulonnais	002-P-007	Point 1 Boulogne												
006 - Baie de Somme - Large	006-P-001	At so												
007 - Baie de Somme	007-P-008	Bif												
010 - Baie de Seine et Orne	010-P-001	Antifer pont. pétr.												
010 - Baie de Seine et Orne	010-P-109	Cabourg												
014 - Baie des Veys	014-P-023	Géfosse												
022 - Arguenon-Estuaire-Large	022-P-002	Saint-Cast												
022 - Arguenon-Estuaire-Large	022-P-018	Les Hébihens												
027 - Trieux-Bréhat	027-P-001	Bréhat												
027 - Trieux-Bréhat	027-P-028	Loguivy												
033 - Baie de Morlaix - Large	033-P-029	St. Pol large												
034 - Rivière de Morlaix	034-P-001	Pen al Lann												
037 - Ouessant-Abers	037-P-086	Ouessant-Youc'h												
039 - Rade de Brest	039-P-001	Le Passage (a)												
039 - Rade de Brest	039-P-072	Lanvéoc large												
039 - Rade de Brest	039-P-083	Lanvéoc												
040 - Baie de Douarnenez	040-P-001	Kervel												
040 - Baie de Douarnenez	040-P-017	Kervel large												
043 - Concarneau large - Glénan	043-P-003	Men Du												
047 - Baie de Concarneau	047-P-016	Concarneau large												
055 - Baie de Quiberon	055-P-001	Men er Roue												
063 - Baie de Vilaine - côte	063-P-002	Ouest Loscolo												
068 - Traicts du Croisic	068-P-001	Le Croisic (a)												
069 - Loire-Large	069-P-075	Basse Michaud												
071 - Baie de Bourgneuf	071-P-004	Bois Chaise (a)												
071 - Baie de Bourgneuf	071-P-061	Bois Chaise large												
076 - Pertuis Breton	076-P-002	L'Éperon (terre)												
076 - Pertuis Breton	076-P-016	Filière w												
079 - Pertuis d'Antioche	079-P-010	Nord Saumonards												
079 - Pertuis d'Antioche	079-P-026	Le Cornard												
080 - Marennes Oléron	080-P-008	Boyard												
082 - Pertuis de Maumusson	082-P-001	Auger												
084 - Aval et large de la Gironde	084-P-034	La Palmyre												
087 - Arcachon aval	087-P-008	Arcachon-Bouée 7												
088 - Bassin d'Arcachon	088-P-050	Teychan bis												
095 - Côte audoise	095-P-002	Barcares												
097 - Étang de Salses - Leucate	097-P-002	Parc Leucate 2												
102 - Côte languedocienne	102-P-007	Sète mer												
104 - Étang de Thau	104-P-001	Bouzigues (a)												
104 - Étang de Thau	104-P-002	Marseillan (a)												
106 - Côte camarguaise	106-P-011	Rousty												
109 - Golfe de Fos	109-P-002	Antoine												
109 - Golfe de Fos	109-P-027	Anse de Carteau												
112 - Rade de Toulon	112-P-001	Lazaret (a)												
112 - Rade de Toulon	112-P-010	22B-Toulon g. rade												
114 - Cannes-Menton	114-P-058	Villefranche												
115 - Cap Corse - Bastia	115-P-008	Sud Bastia												
118 - Étang de Diana	118-P-001	Diana centre												
122 - Corse Ouest	122-P-083	Calvi												





Carte 5. Carte des lieux Rephy portant les séries de données Rephy « phytoplancton-flores totales » identifiées dans le tableau 5.

Les lieux inactifs couplés sont légèrement décalés en latitude (vers le sud) pour être visibles.

Taxons phytoplancton observés sur le littoral métropolitain

Les cellules du phytoplancton observées au microscope optique ne sont pas toutes identifiables au niveau de l'espèce, qui constitue la base de la classification systématique du monde vivant. Certaines cellules ne peuvent être reconnues qu'à des niveaux supérieurs de cette classification, par exemple pour aller du plus précis au plus général : le genre (qui englobe généralement plusieurs espèces), la famille, l'ordre ou la classe, voire l'embranchement ou le règne. Le terme générique de « taxon » est donc employé pour désigner de façon unique l'entité identifiée dans des données taxinomiques, quel qu'en soit le niveau. L'identification des données dans la base Quadrige est toujours réalisée au mieux de la possibilité et/ou de la capacité d'identification de l'observateur, au niveau de l'espèce ou du genre si c'est possible. Les cellules non reconnues à ces niveaux sont affectées à un taxon de niveau supérieur. Les données phytoplancton Rephy comportent 521 taxons diffé-

rents sur l'ensemble de la période 1987-2016, qui sont listés dans l'annexe 6. Parmi ceux-ci : 242 espèces ou groupes d'espèces (encadré 2), 202 genres ou groupes de genres, 41 familles.

Encadré 2. Particularités des données taxinomiques

Le nommage d'un taxon est basé sur un référentiel mondial (WoRMS). La taxinomie du phytoplancton évoluant régulièrement, un taxon peut être reclassé, par exemple dans un genre différent, et son nom est alors modifié. Un exemple est celui de *Karenia mikimotoi*, qui a été identifié précédemment comme : *Gyrodinium nagasakiense*, *Gymnodinium nagasakiense*, *Gymnodinium mikimotoi*, tous ces noms étant devenus synonymes de son nom valide actuel. Pour éviter qu'un seul et même taxon soit nommé de façon différente dans une série de données, un taxon dans la base de données Quadriga est toujours décrit par son unique nom latin valide (ou référent) au moment de l'extraction des données (il est donc conseillé aux utilisateurs des données de toujours utiliser des extractions récentes). Par ailleurs, les groupes de genres et les groupes d'espèces ne sont pas des niveaux reconnus de la classification systématique ; ils ont été introduits dans le référentiel Quadriga afin de pallier la difficulté ou l'impossibilité de différencier au microscope optique certaines espèces d'un même genre ou certains genres d'une même famille : ceux-ci ont donc été regroupés (par exemple le groupe d'espèces : *Karenia brevis* + *Karenia papilionacea*).

Comment traiter les données phytoplancton : les unités taxinomiques

Comme les données sont stockées au plus précis des possibilités et capacités de l'observateur phytoplancton afin de ne perdre aucune information, cela conduit de fait à une hétérogénéité des données, avec un mélange de taxons de niveaux différents, qu'il est difficile de traiter. Hernández-Fariñas (2015) a proposé d'utiliser des regroupements de taxons afin de résoudre en partie cette difficulté, et elle a décrit des « unités taxinomiques » (UT*), qui sont le plus souvent des groupes de genres et/ou d'espèces, difficiles à différencier au microscope optique. La liste des 521 taxons observés sur la période 1987-2016 est alors réduite à 227 UT : celles-ci sont indiquées dans l'annexe 6, au regard de chacun de leurs taxons constitutifs. Les unités taxinomiques sont désormais quasi systématiquement utilisées dans les traitements de données réalisées par Ifremer, par exemple pour les produits en ligne type ParamMaps, les évaluations DCE et les modélisations automatisées des séries temporelles du phytoplancton.

► Concentrations régulières fortes à très fortes de certains taxons

Le tableau 6 détaille pour chacune des UT les concentrations maximales observées par année sur la période 1987-2016, sur les trois façades (Manche, Atlantique

et Méditerranée). La visualisation en quatre classes de concentrations maximales annuelles met bien en évidence la capacité de certains taxons à proliférer régulièrement et, donc, les risques éventuels de nuisances.

De fait, les effets réellement nuisibles de proliférations trop importantes, par exemple la diminution de l'oxygène disponible conduisant à des mortalités d'animaux marins, apparaissent souvent à des concentrations supérieures à un ou plusieurs millions de cellules par litre. L'information est donc d'importance, même si ceci n'est pas toujours valable pour les espèces produisant des toxines susceptibles d'occasionner des nuisances à des concentrations moindres.

En Manche, onze UT sont régulièrement observées à de fortes ou très fortes concentrations maximales annuelles sur la période considérée. Deux d'entre elles dépassent souvent dix millions de cellules par litre et presque toujours un million : *Phaeocystis* et *Chaetoceros*. Certaines UT dépassent souvent un million de cellules par litre, parfois dix millions et presque toujours cent mille : *Alexandrium*, *Pseudo-nitzschia*, *Leptocylindrus*, *Dactyliosolen*, *Guinardia*, *Skeletonema*, *Asterionella* + *Asterionellopsis* + *Asteroplanus*. Enfin d'autres UT dépassent presque tous les ans cent mille cellules par litre, mais atteignent rarement un million : *Neocalyptrella* + *Proboscia* + *Rhizosolenia*, *Thalassiosira* + *Porosira*.

En Atlantique, dix UT sont régulièrement observées à de fortes ou très fortes concentrations maximales annuelles sur la période. Une d'entre elles dépasse souvent dix millions de cellules par litre, sinon un million : *Lepidodinium*. Plusieurs UT dépassent souvent un million de cellules par litre, parfois dix millions, et presque toujours ou toujours cent mille : la famille des Gymnodiniaceae, *Prorocentrum*, *Pseudo-nitzschia*, *Attheya*, *Chaetoceros*, *Leptocylindrus*, *Skeletonema*, *Asterionella* + *Asterionellopsis* + *Asteroplanus*, Euglenida + Eutreptiida. Les blooms correspondant à l'UT Gymnodiniaceae sont le plus souvent dus au genre *Gymnodinium*, ceux correspondant à l'UT Euglenida + Eutreptiida à un taxon non identifié appartenant à la classe des Euglenophyceae.

En Méditerranée, huit UT sont régulièrement observées à de fortes ou très fortes concentrations maximales annuelles sur la période. Une d'entre elles dépasse souvent dix millions de cellules par litre et quasi systématiquement un million : *Skeletonema*. Certaines UT dépassent souvent un million de cellules par litre, parfois dix millions, et presque toujours ou toujours cent mille : *Prorocentrum*, *Cylindrotheca* + *Ceratoneis* + *Nitzschia* + *Hantzschia*, *Pseudo-nitzschia*, *Chaetoceros*, *Leptocylindrus*. Enfin d'autres UT dépassent très souvent cent mille cellules par litre, mais atteignent rarement un million : *Neocalyptrella* + *Proboscia* + *Rhizosolenia*, *Thalassionema* + *Thalassiothrix* + *Lioloma*. Les blooms correspondant à l'UT *Cylindrotheca* + *Ceratoneis* + *Nitzschia* + *Hantzschia* sont le plus souvent dus aux genres *Nitzschia* ou *Hantzschia*, ceux correspondant à l'UT *Neocalyptrella* + *Proboscia* + *Rhizosolenia* sont toujours dus au genre *Rhizosolenia*, et ceux correspondant à l'UT *Thalassionema* + *Thalassiothrix* + *Lioloma* sont associés alternativement à l'un des trois genres.

Le tableau 7, présenté ensuite, synthétise par façade les observations des unités taxinomiques décrites ci-dessus.

Tableau 6. Visualisation des concentrations maximales observées, par unité taxinomique, par façade et par année, sur la période 1987-2016. Les UT sont présentées dans l'ordre de la classification taxinomique.

Règne-Embranchement	Manche 1987 à 2016	Atlantique 1987 à 2016	Méditerranée 1987 à 2016
Classe			
Libellé unité taxinomique			
Bacteria-Cyanobacteria			
Cyanobacteria			
Classe des Cyanophyceae			
Anabaena			
Nostoc			
Microcystis			
Oscillatoria			
Merismopedia			
Chromista			
Chromista			
Phytoflagellés sauf... (1)			
Chromista-Cryptophyta			
Cryptophyceae			
Chromista-Haptophyta			
Classe des Prymnesiophyceae			
Prymnesiophyceae			
Coccolithaceae			
Coccosphaerales			
Phaeocystis			
Prymnesiales			
Chrysochromulina+Haptolina			
Prymnesiaceae			
Prymnesium			
Ophiaster			
Chromista-Ciliophora			
Ciliophora			
Tintinnina			
Helicostomella			
Mesodinium			
Tiarina			
Chromista-Myxozoa			
Dinoflagellata			
Pselodinium			
Classe des Dinophyceae			
Dinophyceae			
Dinophysiales			
Dinophysiaceae			
Dinophysis + Phalacroma			
Metaphalacroma			
Ornithocercus			
Sinophysis			
Amphidomataceae			
Amphidoma			

Règne-Embranchement Classe Libellé unité taxinomique	Manche 1987 à 2016	Atlantique 1987 à 2016	Méditerranée 1987 à 2016
Ceratitaceae			
Ceratium + Neoceratium + ... (2)			
Ceratocorys			
Microcanthodinium			
Palaeophthalacroma			
Peridiniella			
Goniadomataceae			
Goniadoma			
Triadinium			
Gonyaulacaceae			
Alexandrium			
Gonyaulax + Protoceratium			
Lingulodinium			
Coolla			
Ostreopsis			
Pyrophacaceae			
Fragilidium			
Pyrophacus			
Gymnodiniaceae			
Akashiwo			
Amphidinium			
Cochlodinium			
Katodinium			
Lepidodinium			
Torodinium			
Karenia			
Karlodinium			
Polykrikaceae			
Polykrikos			
Warnowiaceae			
Nematodinium			
Warnowia + Nematodini... (3)			
Noctilucales			
Spatulodinium			
Noctilucaeae			
Noctiluca			
Pronoctiluca			
Oxyrrhis			
Peridinales			
Protoperidinium + Peridinium			
Scripsiella + Ensiculifer... (4)			
Oxytoxaceae			

Règne-Embranchement	Manche 1987 à 2016			Atlantique 1987 à 2016			Méditerranée 1987 à 2016		
Classe									
Libellé unité taxinomique									
<i>Amphidiniopsis</i>									
<i>Oxytoxum + Corythodinium</i>									
<i>Thecadinium</i>									
Proteroperidiniaceae + Peri... (5)									
<i>Kryptoperidinium</i>									
<i>Adenoides</i>									
<i>Azadinium</i>									
<i>Heterocapsa</i>									
<i>Vulcanodinium rugosum</i>									
<i>Blepharocysta</i>									
<i>Podalampas</i>									
<i>Diplodopsis + Diplodelta + ... (6)</i>									
Prorocentrales									
Prorocentraceae									
<i>Mesoporos</i>									
<i>Prorocentrum</i>									
<i>Dissodinium + Pyrocystis</i>									
Chromista-Ochrophyta									
Classe des Bacillariophyceae									
Bacillariophyceae									
<i>Navicula + Fallacia + ... (7)</i>									
Achnantheae									
<i>Achnanthes</i>									
<i>Cocconeis</i>									
Bacillariaceae									
<i>Bacillaria</i>									
<i>Cylindrotheca + Ceratoneis</i> ... (8)									
<i>Pseudo-nitzschia</i>									
Cymbellaceae									
<i>Gomphonema + Gomphonopsis</i>									
Naviculales									
<i>Amphiprora</i>									
<i>Diploneis</i>									
<i>Meuniera</i>									
<i>Trachyneis</i>									
<i>Pinnularia</i>									
<i>Donkinia</i>									
<i>Pleurosigma + Gyrodinium</i>									
<i>Toxaria</i>									
<i>Stauroneis</i>									
Plagiotropidaceae									
<i>Plagiotropis</i>									
<i>Plagiotropis</i>									

Règne-Embranchement	Manche 1987 à 2016	Atlantique 1987 à 2016	Méditerranée 1987 à 2016
Classe			
Libellé unité taxinomique			
Entomoneidaceae			
Entomoneis			
Surirellaceae			
Surirella			
Amphora			
Rhaphoneis + Delphineis			
Coscinodiscophyceae			
Lauderia + Schroederella			
Eunotogramma			
Biddulphiaceae			
Biddulphia + Odontella + ... (9)			
Bellerophon			
Cerataulina			
Eucampia + Climacodium			
Hemiaulus			
Cymatosiraceae + Plagio... (10)			
Triceratiaceae			
Triceratium			
Attheya			
Chaetocerataceae			
Bacteriastrium			
Chaetoceros			
Leptocylindraceae			
Leptocylindrus			
Corethron			
Asterolampraceae			
Asteromphalus			
Aulacoseira			
Aulacodiscus			
Coscinodiscaceae			
Coscinodiscus + Stellarima			
Heliopeltaceae			
Actinophycus			
Hemidiscaceae			
Actinocyclus			
Podosira + Hyalodiscus			
Lauderiaceae + Melosirac... (11)			
Melosira			
Stephanopyxis			
Paralia			
Cymatosiraceae			
Campylosira			
Minutocellus			

Règne-Embranchement Classe	Manche 1987 à 2016	Atlantique 1987 à 2016	Méditerranée 1987 à 2016
Libellé unité taxinomique			
<i>Plagiogrammopsis</i>			
Lithodesmiaceae			
<i>Ditylum</i>			
<i>Helicotheca</i>			
Lithodermium			
Rhizosoleniaceae			
<i>Dactylosolen</i>			
<i>Guinardia</i>			
<i>Neocalyptrella</i> + <i>Probosc...</i> (12)			
<i>Detonula</i>			
<i>Skeletonema</i>			
<i>Cyclotella</i>			
Thalassiosiraceae			
<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>			
<i>Synedra</i> + <i>Toxarium</i>			
<i>Climacospheria</i>			
Fragilariaceae + Toxariaceae			
<i>Asterionella</i> + <i>Asterione...</i> (13)			
<i>Diatoma</i> + <i>Fragilaria</i>			
<i>Licmophora</i>			
<i>Rhabdonema</i>			
<i>Grammatophora</i>			
<i>Striatella</i>			
<i>Tabellaria</i>			
<i>Thalassionema</i> + <i>Thalass...</i> (14)			
Centriques			
<i>Mediopryx</i>			
Pennées			
Classe des Chrysophyceae			
Chrysophyceae			
<i>Dinobryon</i>			
Classe des Dictyochophyceae			
Dictyochophyceae			
Dictyochaetes			
Dictyochaceae			
<i>Dictyocha</i>			
Pedinellales			
<i>Apedinella</i>			
<i>Pseudopedinella</i>			
Classe des Raphidophyceae			
Raphidophyceae			
Chattonellales			
<i>Chattonella</i>			

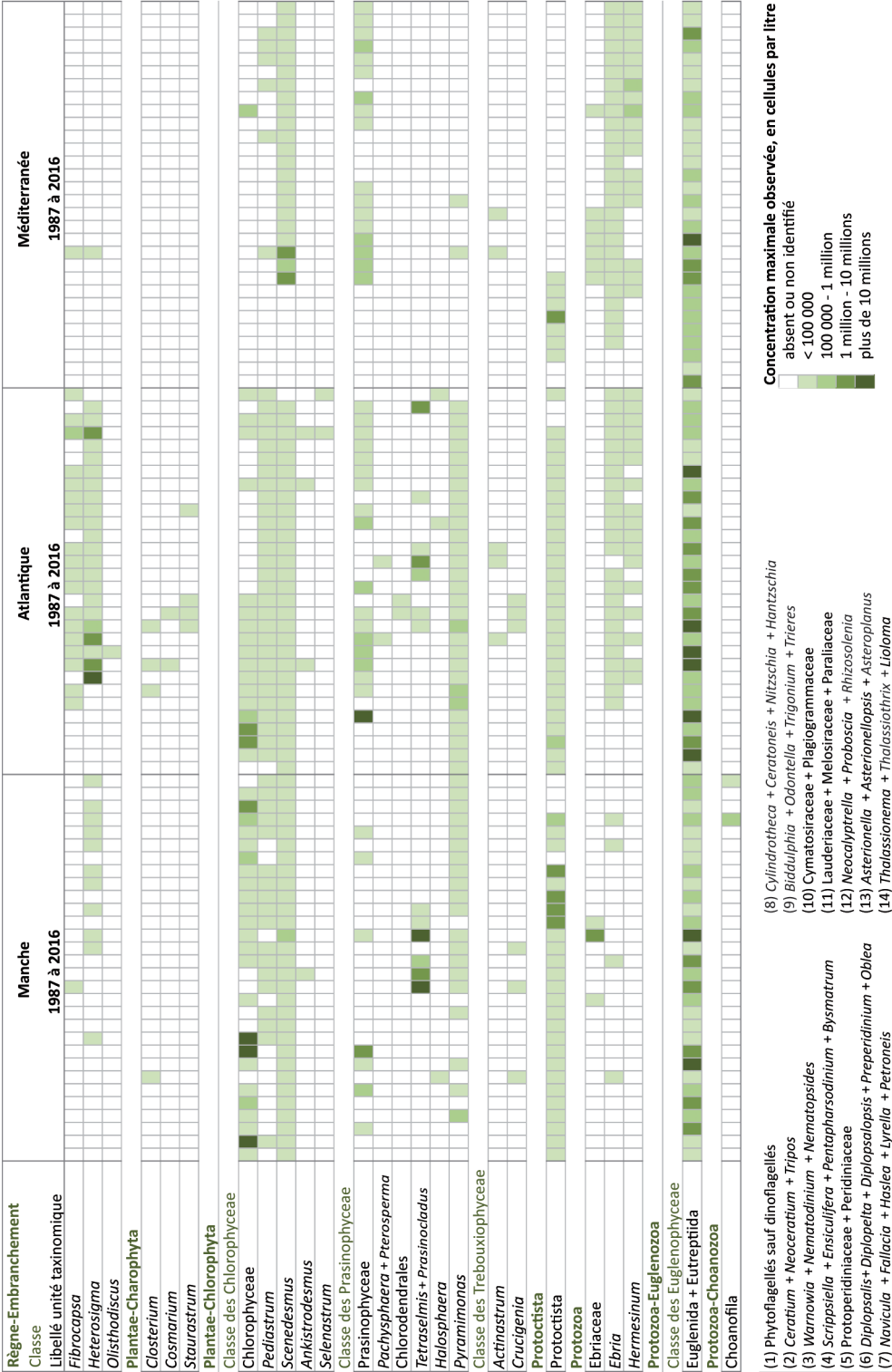


Tableau 7. Unités taxinomiques ayant le plus proliféré sur les différentes façades.

		Proliférations en nombre d'années sur 30 ans		
		plus de 100 000 cellules par litre	dont plus d'1 million	dont plus de 10 millions
Manche	<i>Phaeocystis</i>	28	27	20
	<i>Alexandrium</i>	22	11	5
	<i>Pseudo-nitzschia</i>	28	17	0
	<i>Chaetoceros</i>	30	27	11
	<i>Leptocylindrus</i>	30	13	3
	<i>Dactyliosolen</i>	27	15	5
	<i>Guinardia</i>	30	18	3
	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>	28	3	0
	<i>Skeletonema</i>	28	19	6
	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>	28	8	1
	<i>Asterionella</i> + <i>Asterionellopsis</i> + <i>Asteroplanus</i>	29	17	6
Atlantique	<i>Gymnodinium</i>	27	16	3
	<i>Lepidodinium</i>	20	17	10
	<i>Prorocentrum</i>	29	14	4
	<i>Pseudo-nitzschia</i>	29	22	1
	<i>Attheya</i>	22	19	8
	<i>Chaetoceros</i>	30	30	3
	<i>Leptocylindrus</i>	30	26	3
	<i>Skeletonema</i>	30	22	6
	<i>Asterionella</i> + <i>Asterionellopsis</i> + <i>Asteroplanus</i>	28	19	1
	<i>Euglenoidea</i>	25	12	5
Méditerranée	<i>Prorocentrum</i>	29	21	7
	<i>Cylindrotheca</i> + <i>Ceratoneis</i> + <i>Nitzschia</i> + <i>Hantzschia</i>	29	25	7
	<i>Pseudo-nitzschia</i>	26	23	4
	<i>Chaetoceros</i>	30	27	6
	<i>Leptocylindrus</i>	30	18	0
	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>	24	3	0
	<i>Skeletonema</i>	30	29	15
	<i>Thalassionema</i> + <i>Thalassiothrix</i> + <i>Lioloma</i>	24	9	0

En nombre d'années (sur trente ans) pour lesquelles des proliférations ont été observées pour chacune des tranches de concentrations. Les UT sont présentées dans l'ordre de la classification taxinomique.

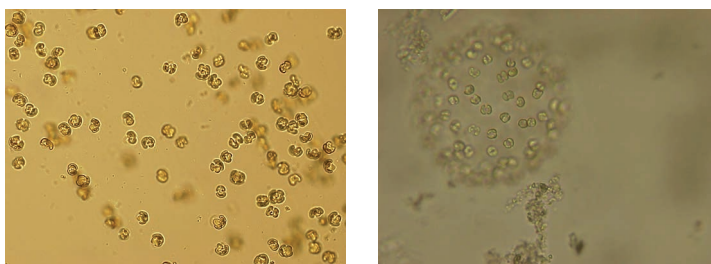
La plupart de ces taxons prolifèrent donc dans toutes les façades, ou y sont au moins régulièrement observés. Parmi ceux-là, les plus omniprésents sont *Pseudo-nitzschia*, *Chaetoceros*, *Skeletonema* et *Leptocylindrus*. *Pseudo-nitzschia* produit des toxines dangereuses pour le consommateur de coquillages et sera largement évoqué plus loin. *Chaetoceros* comprend des espèces à soies épineuses susceptibles d'entraîner des lésions sur les branchies de poissons et donc des mortalités : en France ce fut le cas par exemple en 2010 en baie de Douarnenez (Lassus *et al.*, 2016). *Skeletonema* et *Leptocylindrus* ne sont pas connus pour être nuisibles (photos 21 à 23).



Photos 21, 22, 23. Phytoplancton au microscope optique. De gauche à droite : *Skeletonema*, *Chaetoceros curvisetus*, *Leptocylindrus* (appartenant tous à la classe des Bacillariophyceae).

D'autres taxons prolifèrent sur une grande partie du littoral, mais de façon moindre sur une façade : c'est le cas de *Prorocentrum*, plus inféodé à l'Atlantique et à la Méditerranée qu'à la Manche. Ce genre comprend environ une quarantaine d'espèces planctoniques, dont certaines (en particulier *P. cordatum*) peuvent conduire à des nuisances du fait d'anoxies (Lassus *et al.*, 2016).

Des taxons apparaissent plus spécifiques d'une façade, par exemple *Phaeocystis* pour la Manche et *Lepidodinium* pour l'Atlantique. Ils sont néanmoins observés dans la façade voisine à de plus faibles concentrations, mais ont en commun de ne pas du tout être observés en Méditerranée. Trois autres exemples d'UT plus inféodées à une façade sont : *Attheya*, observé essentiellement en Atlantique ; *Alexandrium*, dont les proliférations se produisent surtout en Manche et qui fait partie du groupe des trois genres produisant des toxines nuisibles pour les consommateurs ; et le groupe de genres *Cylindrotheca* + *Ceratoneis* + *Nitzschia* + *Hantzschia*, proliférant seulement en Méditerranée.



Photos 24 et 25. *Phaeocystis* (classe des Prymnesiophyceae) au microscope optique. De gauche à droite : cellules libres, cellules en colonies.

Phaeocystis (photos 24 et 25) forme des colonies pouvant conduire à des mousses spectaculaires, couramment observées sur les côtes de la mer du Nord (photo 26). Sa répartition est caractéristique des eaux côtières enrichies en nutriments. Non toxique à proprement parler, ce taxon est cependant considéré comme nuisible du fait de la formation de ces mousses pouvant provoquer des asphyxies chez les poissons par un effet mécanique.



Photo 26. *Phaeocystis* formant des mousses dans le port de Boulogne, 17 mai 2011.

Lepidodinium chlorophorum est une espèce qui colore les eaux d'un vert très intense quand elle prolifère (photos 27 et 28). Non toxique, ses proliférations peuvent néanmoins conduire à des anoxies importantes, avec pour conséquences des mortalités d'animaux marins. C'est en 1988, suite à des eaux colorées vertes sur une grande partie du littoral atlantique, que cette espèce a été identifiée comme appartenant au genre *Gymnodinium* et nommée provisoirement *Gymnodinium* « sp. 1982 » (Sournia *et al.*, 1992) ou « *Gymnodinium* vert », en référence à des eaux colorées répertoriées sur le littoral atlantique depuis 1982. En 1990, l'espèce responsable d'une eau verte observée en Allemagne (Helgoland) a été considérée comme identique et décrite comme *Gymnodinium chlorophorum* avant d'être transférée dans le genre *Lepidodinium*.

La coloration verte de *Lepidodinium chlorophorum* est due à un contenu pigmentaire tout à fait atypique pour un dinoflagellé : la quantité importante de chlorophylle *b* la rapproche en effet de l'embranchement des Chlorophyta (Sournia *et al.*, 1992). C'est une espèce qui a une distribution typiquement côtière et ses proliférations semblent corrélées aux apports fluviaux. Ces eaux vertes, ainsi d'ailleurs que les autres eaux colorées, quand elles sont observées en Bretagne ou en Loire-Atlantique peuvent être signalées à Phenomer par tout citoyen (encadré 3).



Photos 27 et 28. Eaux vertes à *Lepidodinium chlorophorum*. À gauche : dans les bouchots de Pénestin (baie de Vilaine, Morbihan), juillet 2007. À droite : à Préfailles (Loire-Atlantique), 1^{er} août 2014.

Encadré 3. Phenomer : un projet de science participative

Depuis 2013, l’Ifremer et ses partenaires (organismes institutionnels et gouvernementaux, centres de recherche et associations) ont lancé à l’échelle de la Bretagne et du département de la Loire-Atlantique, Phenomer, un projet de science participative. Ce projet invite les citoyens à signaler des phénomènes d’eaux colorées dus aux proliférations massives de microalgues. Phenomer a des objectifs à la fois scientifiques et pédagogiques. Il vise également à une meilleure sensibilisation du public vis-à-vis de la sphère du phytoplancton. À partir des signalements, les scientifiques peuvent prélever des échantillons d’eau de mer et les analyser, pour étudier la biodiversité des efflorescences et mettre en place de nouvelles actions de recherche spécifiques. Siano *et al.* (2018) ont ainsi montré que Phenomer, tout en prouvant la motivation des citoyens sur ce sujet, pouvait compléter les observations fournies par les réseaux de surveillance : pendant la période 2013-2015, entre 48 % et 78 % des observations effectuées par les citoyens étaient hors du périmètre du Rephy. De plus, Phenomer a permis non seulement d’estimer la couverture spatiale et la durée de certains phénomènes d’eaux colorées, mais aussi de mettre en évidence la présence en Bretagne de nouvelles espèces potentiellement toxiques.

Attheya, essentiellement représentée par l’espèce *Attheya armata* autrefois nommée *Chaetoceros armatus*, est surtout observée en Bretagne Ouest, entre la rade de Brest et la baie de Concarneau. Elle est particulièrement connue pour ses eaux colorées d’un brun noirâtre en baie d’Audierne, parfois confondues avec une pollution pétrolière.

Le groupe de genres *Cylindrotheca* + *Ceratoneis* + *Nitzschia* + *Hantzschia* prolifère surtout en Méditerranée, il est cependant présent sur les autres façades. Sur les trois façades, les observations concernent essentiellement les genres *Nitzschia* et/ou *Hantzschia*, très peu *Cylindrotheca*, et jamais *Ceratoneis*.

Les records de proliférations à plus de cent millions de cellules par litre, ne sont pas fréquents et sont listés ci-dessous. Ils conduisent souvent à des nuisances du type

anoxies et/ou mortalités de faune marine, parfois localisées, parfois plus étendues, mais dont les conséquences ne sont la plupart du temps que partiellement décrites. Toutes les concentrations sont en cellules par litre.

En Manche :

- *Phaeocystis*, 200 millions en baie de Somme en 1989 ;
- la famille des Gymnodiniaceae, 130 millions en 1989 et 500 millions en 1990. Ces résultats correspondent à des proliférations du genre *Gymnodinium* sur les côtes du Calvados, ensuite identifié avec le nom d'espèce *Lepidodinium chlorophorum* (*supra*) ;
- les familles Cymatosiraceae + Plagiogrammaceae, correspondant à deux blooms du genre *Plagiogramma* en baie de Saint-Brieuc en 1991 et 1992, avec respectivement 136 millions et 288 millions ;
- *Skeletonema*, correspondant à deux blooms de l'espèce *Skeletonema costatum*, avec 550 millions dans l'Aber-Benoît (Bretagne Ouest) en 2000 et 107 millions en baie de Seine en 2007 ;
- la classe des Chlorophyceae, correspondant à deux blooms en rivière de Morlaix, avec 750 millions en 1988 et 250 millions en 1995.

En Atlantique :

- *Gymnodinium*, 290 millions à Marennes Oléron en 1988 ; il s'agit peut-être de l'espèce *Lepidodinium chlorophorum*, non identifiée à cette époque, mais ceci n'est pas confirmé ;
- *Lepidodinium*, 187 millions en rade de Brest en 1996 et 100 millions en rivière de Pénerf en 2001 ;
- *Karenia mikimotoi*, 136 millions en rade de Brest en 2002 ;
- *Kryptoperidinium foliaceum*, 400 millions en baie de Concarneau en 1987 ;
- *Prorocentrum*, 116 millions en rade de Brest en 2004 ;
- *Attheya armata*, en baie d'Audierne, 510 millions en 1989 et 460 millions en 1997 ;
- *Heterosigma akashiwo*, 133 millions en rade de Brest en 1994 ;
- la classe des Prasinophyceae, 420 millions en baie de Concarneau en 1991 ;
- la classe des Euglenophyceae, 175 millions dans le port du Belon en 1996.

En Méditerranée :

- *Alexandrium*, d'une part *Alexandrium minutum*, espèce productrice de toxines paralysantes, avec 180 millions en rade de Toulon en 1990 (la zone n'étant pas une zone conchylicole, ce bloom n'a été suivi d'aucun épisode toxique) ; d'autre part l'espèce *Alexandrium insuetum* avec 120 millions sur la côte languedocienne en 1991 ;
- *Prorocentrum balticum* + *cordatum*, 171 millions dans l'étang de Berre en 1994 ;
- *Nitzschia* + *Hantzschia*, 120 millions dans l'étang du Prévost en 2000.

Parmi les taxons concernés par ces records de proliférations, on peut citer *Karenia mikimotoi* et *Heterosigma akashiwo*, deux espèces produisant des toxines libérées dans le milieu marin et agissant directement sur la faune et la flore marine. Dans les années 1970-1980, *Karenia mikimotoi* a été associée à des effets nuisibles pour les coquilles Saint-Jacques (mortalités, inhibition de croissance) en Bretagne Ouest (Lassus *et al.*, 2016). En 1995, elle a provoqué des mortalités massives d'animaux marins le long des côtes atlantiques. Cet épisode de juin-juillet 1995 a atteint une ampleur considérable, jamais renouvelée depuis, autant par les concentrations observées que par son extension géographique, de la rade de Brest jusqu'à

Noirmoutier (Belin et Raffin, 1998) Les conséquences biologiques et économiques de cette prolifération furent nombreuses, avec par exemple : d'importantes mortalités de poissons (sauvages et d'élevage) et de divers autres animaux (mollusques bivalves, gastéropodes, vers polychètes, crustacés, etc.), altération du processus de la reproduction saisonnière estivale pour les coquillages de pêche, manque à gagner de deux ou trois ans pour les élevages de moules et d'huîtres. D'après Sournia *et al.* (1991), *K. mikimotoi* est capable de supporter des conditions environnementales fluctuantes et contrastées et s'adapte à une large gamme de température, salinité et concentration en sels nutritifs. Sa présence est notamment signalée au niveau des zones frontales et dans les eaux stratifiées où elle peut avoir accès à de fortes teneurs en ammonium (sa forme de nutriment azoté préférée) issu de la reminéralisation bactérienne des blooms de diatomées précédents ayant sédimenté dans la couche de fond (Le Corre *et al.*, 1993 ; Ménesguen *et al.*, *in revision b*). À de fortes concentrations, les blooms forment des eaux colorées de couleur brun foncé à brun-rouge. *K. mikimotoi* est connue pour produire des substances cytotoxiques, hémolytiques et agressives pour les membranes cellulaires, elle peut aussi sécréter du mucus qui, en diminuant la diffusion de l'oxygène au niveau des branchies, contribue à des mortalités de poissons.

*Heterosigma akashiwo*³, petite espèce appartenant à la classe des Raphidophyceae a été détectée pour la première fois en France à La Rochelle en 1992, puis observée en Bretagne et en Normandie, toujours en fin d'été et généralement à faible concentration, et enfin sur l'ensemble du littoral atlantique (Billard et Chrétiennot-Dinet *in* Berland et Lassus, 1997). En 1994, une efflorescence massive, avec formation d'eaux brunes, a provoqué des mortalités de salmonidés d'élevage à Camaret (Belin et Raffin, 1998). Très peu présente sur le littoral de la Manche et presque jamais observée en Méditerranée, elle n'a plus fait de blooms en Atlantique après les années 1990, avec une exception cependant en 2013, en baie de Vilaine et Pen-Bé. Cette année-là des concentrations atteignant trois millions de cellules par litre ont été enregistrées. *H. akashiwo* supporte une large gamme de température et de salinité. Sa prolifération est facilitée par sa toxicité pour les autres espèces phytoplanctoniques et par sa faible consommation par le zooplancton. Ses efflorescences donnent des eaux de couleur jaune brun. Elle est associée à des mortalités de poissons d'élevage dans de nombreuses régions du monde (Japon, Canada, États-Unis, Chili, Nouvelle-Zélande, Écosse). *H. akashiwo* est une espèce toxique, qui libère des substances hémolytiques attaquant les membranes des cellules épithéliales des branchies et des parois digestives des poissons : ceux-ci meurent par suffocation, même en présence d'oxygène. Les toxines seraient par contre inactives sur les mollusques et les mammifères.

Dans aucune des façades, les résultats ne montrent une évolution flagrante des maxima annuels de concentrations sur la période de trente ans. Les proliférations les plus importantes se répartissent sur l'ensemble de la période pour les taxons cités ci-dessus. Ceci ne signifie pas pour autant que le niveau moyen n'ait pas varié. Pour les autres taxons moins abondants, il faut souvent nuancer une interprétation immédiate qui pourrait laisser croire qu'un taxon prolifère plus (ou moins) dans

3. Antérieurement nommée *Heterosigma carterae*.

les années récentes : ceci concerne en particulier des taxons qui n'étaient pas obligatoirement reconnus dans les premières années d'observation, ou bien des taxons de haut niveau pour lesquels des identifications plus précises ont été faites sur les périodes récentes. C'est là toute la difficulté d'interprétation de données extrêmement sensibles à « l'effet observateur » (encadré 4).

Encadré 4. Difficultés associées à l'interprétation des données phytoplancton

Les observations phytoplanctoniques au microscope sont des analyses très particulières qui demandent une grande expérience. L'expertise de l'observateur-trice augmente au fur et à mesure des années et des formations qu'il-elle a suivies. La conséquence en est qu'une série de données relative au suivi d'un même lieu de surveillance par un seul observateur peut évoluer dans le sens suivant : plus de taxons reconnus aux niveaux genre ou espèce, donc moins de taxons comptabilisés à des rangs plus hauts. Ce qui est très positif mais à prendre en compte si l'on travaille sur l'évolution dans le temps de la richesse spécifique (c'est-à-dire le nombre de taxons reconnus). Le changement d'observateur sur une série de données peut également avoir des effets divers, comme l'augmentation ou la diminution des taxons reconnus, quantitativement et qualitativement. Pour cette raison, l'interprétation de toute série de données doit prendre en compte ces facteurs, afin de ne pas attribuer à tort un changement dans la série à un événement environnemental. C'est là toute l'importance de la modélisation des données qui sera expliquée et commentée plus loin.

Lepidodinium chlorophorum est un exemple de taxon dont l'identification dans les données date de 1998 en Manche et de 1996 en Atlantique, alors qu'un « *Gymnodinium* vert », avait été identifié formellement en 1989 et 1990 dans le Calvados, en 1990 au nord de l'estuaire de la Seine, dès 1982 et jusqu'en 1991 sur divers sites du littoral compris entre le Morbihan et le nord de la Gironde, ainsi qu'en rade de Brest (Sournia *et al.*, 1992). Les proliférations de *Lepidodinium chlorophorum* sont donc identifiables pour ces années-là dans les données relatives au genre *Gymnodinium* (UT Gymnodiniaceae). C'est aussi le cas des Cryptophyceae, non systématiquement comptées avant 1994, du fait de leur petite taille.

Certains taxons semblent cependant être d'apparition plus récente, mais ceci est à nuancer cas par cas. Par exemple :

– *Chrysochromulina* + *Haptolina* (classe des Prymnesiophyceae), non identifiés dans les données avant les années 1990. Or il est très probable que ces genres aient été présents, mais sans avoir été identifiés ni comptés du fait de la petite taille des cellules et de la difficulté d'identification pour des observateurs non encore confirmés. *Chrysochromulina* comprend des espèces toxiques dont *Chrysochromulina polylepis* (nom valide : *Prymnesium polylepis*) connue pour être dangereuse pour les poissons, du fait de la production de toxines hémolytiques (Lassus *et al.*, 2016) ;

– *Asteromphalus*, observé à partir de 2001 en Atlantique et 2006 en Méditerranée, est un genre assez commun, il a probablement été identifié à un rang plus haut auparavant ;

- *Plagiogrammopsis* observé à partir de 2006-2007 en Manche et en Atlantique, mais jamais en Méditerranée. Ce genre était probablement identifié à un rang plus haut auparavant ;
- *Karlodinium* présent dans les données à partir de 2008 en Manche et en Atlantique, mais pas en Méditerranée. Du fait de la difficulté de reconnaissance, ce genre a très probablement été identifié à un rang plus haut auparavant. De plus, la création de ce genre datant de 2000, il est probablement aussi confondu dans les données avec *Gyrodinium* ou enregistré dans la famille des Gymnodiniaceae. Plusieurs espèces de *Karlodinium* sont connues pour être toxiques pour les poissons. Ainsi des mortalités de poissons observées en 1994 dans l'étang de Diana en Corse, faisant suite à une prolifération de *Gyrodinium corsicum* renommé depuis *Karlodinium corsicum* (Lassus *et al.*, 2016), prouvent que ce genre n'était pas absent des eaux françaises ;
- *Amphidiniopsis* à partir de 2012 en Atlantique. Il s'agit en fait d'un genre benthique qui ne se retrouve que très exceptionnellement dans la colonne d'eau ;
- *Vulcanodinium rugosum* (photo 29), décrit par Nézan et Chomérat (2011), est présent dans les données à partir de 2013 et identifié comme la source de la production de pinnatoxines dans les mollusques de l'étang d'Ingril, sur la côte du Languedoc (Hess *et al.*, 2013). Sa présence est connue depuis 1996, mais il n'était pas décrit comme un genre séparé. C'est seulement en 2009 avec sa prolifération massive à Ingril que l'on a pu étudier plus de matériel et faire sa description, d'autant que Rhodes *et al.* (2010) avaient signalé qu'un dinoflagellé inconnu mais morphologiquement proche était un producteur de pinnatoxines ;
- *Azadinium* présent dans les données à partir de 2013 en Atlantique, mais très difficile à identifier du fait de sa petite taille et de sa proximité avec *Heterocapsa*, avec lequel il peut être confondu. *Azadinium* est reconnu comme producteur d'azaspiracides (Tillmann *et al.*, 2009), des toxines de la famille des lipophiles réglementées. Des azaspiracides ont été détectées en France en faible quantité dès 2002 (Lassus *et al.*, 2016), puis en 2008 (Amzil *et al.*, 2008), laissant à penser que ce genre était déjà présent en France avant 2013.

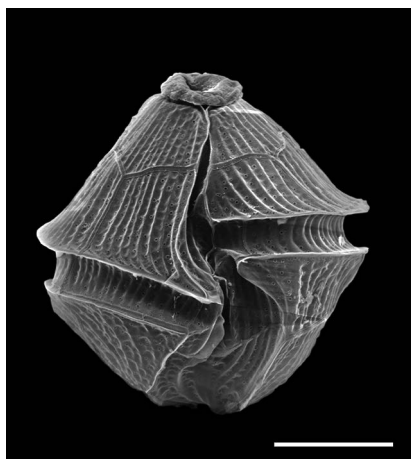


Photo 29. *Vulcanodinium rugosum* Nézan et Chomérat (classe des Dinophyceae), au microscope électronique. Barre d'échelle : 10 μ m.

Si le tableau 6 est très informatif en termes de vision globale par façade, il ne l'est pas en termes d'évolutions spatiales (puisque tous les sites sont regroupés par façade) ni d'évolutions saisonnières. Pour accéder à une partie de cette dernière information, les mêmes résultats ont été compilés en considérant les concentrations maximales par mois, toutes années confondues, afin de déterminer si certaines saisons sont plus sujettes que d'autres aux proliférations importantes (tableau 8).

Parmi les taxons ayant le plus proliféré sur les différentes façades (et identifiés dans le tableau 7), tous ont pu être observés à toutes les saisons⁴, y compris l'hiver. Les proliférations les plus importantes (supérieures à un million) sont cependant différentes d'une façade à l'autre et d'un taxon à l'autre (tableau 8).

En Manche :

- toutes les saisons : *Phaeocystis* ;
- toutes les saisons, sauf l'hiver : *Pseudo-nitzschia*, *Chaetoceros*, *Dactyliosolen*, *Skeletonema*, *Asterionella* + *Asterionellopsis* + *Asteroplanus* ;
- printemps et été : *Guinardia*, *Neocalyptrella* + *Proboscia* + *Rhizosolenia*, *Thalassiosira* + *Porosira* ;
- été : *Alexandrium* ;
- été et automne : *Leptocylindrus*.

En Atlantique :

- toutes les saisons : *Skeletonema*, *Asterionella* + *Asterionellopsis* + *Asteroplanus* ;
- toutes les saisons, sauf l'hiver : *Lepidodinium*, *Prorocentrum*, *Pseudo-nitzschia*, *Chaetoceros*, *Leptocylindrus*, la classe des Euglenophyceae ;
- toutes les saisons, sauf l'été : *Attheya* ;
- été et automne : *Gymnodinium*.

En Méditerranée :

- toutes les saisons : *Prorocentrum*, *Cylindrotheca* + *Ceratoneis* + *Nitzschia* + *Hantzschia*, *Pseudo-nitzschia*, *Chaetoceros*, *Leptocylindrus*, *Skeletonema* ;
- toutes les saisons sauf le printemps : *Thalassionema* + *Thalassiothrix* + *Lioloma* ;
- été et automne : *Rhizosolenia*.

Les tableaux par an et par mois ont permis de mettre en évidence les taxons qui prolifèrent régulièrement de façon importante, avec une information spatiale globale, à l'échelle de la façade, et une information sur la saisonnalité de ces proliférations. La présentation choisie, du maximum par façade et par année ou mois, ne permet cependant pas de rendre compte du nombre d'observations du taxon, ni de la localisation géographique précise. Or il est indispensable de s'intéresser aussi aux taxons qui sont régulièrement observés sans obligatoirement proliférer et de pondérer l'importance de ceux qui prolifèrent rapidement et à forte concentration mais qui ne sont présents dans le milieu que de façon épisodique : il s'agit donc de déterminer quels sont les taxons « dominants » sur le littoral français. Il est ensuite intéressant de visualiser de façon détaillée la distribution géographique précise de ces taxons.

4. Les saisons sont entendues ici comme les saisons météorologiques (ou climatiques) : hiver de décembre à février, printemps de mars à mai, été de juin à août, automne de septembre à novembre.

Les UT sont présentées dans l'ordre de la classification taxinomique. Chacun des mois agrège les données de toutes les années confondues.

[illegible]

[illegible]

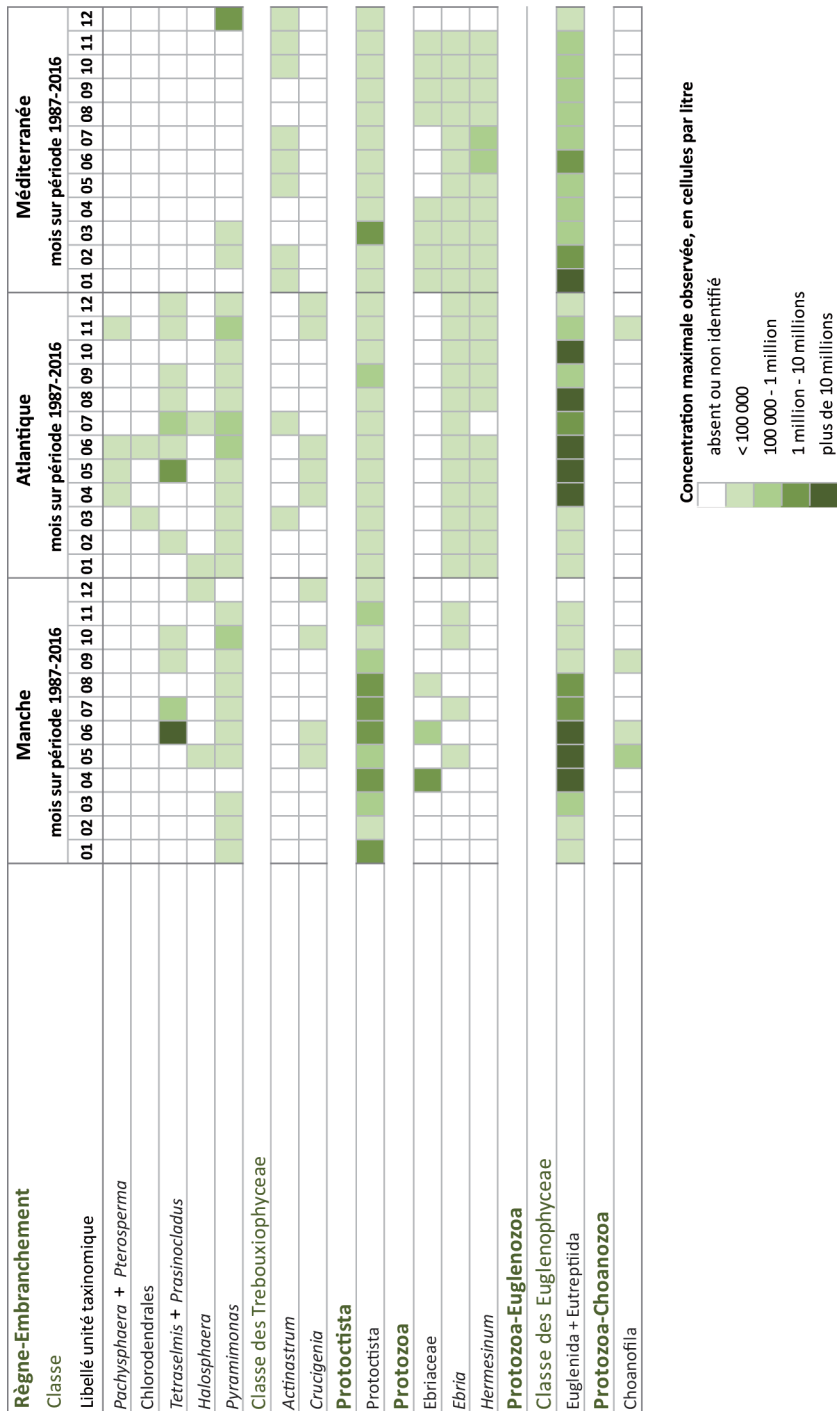
Règne-Embranchement Classe		Manche												Atlantique												Méditerranée												
		mois sur période 1987-2016												mois sur période 1987-2016												mois sur période 1987-2016												
Libellé unité taxinomique		01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	
	<i>Katodinium</i>																																					
	<i>Lepidodinium</i>																																					
	<i>Torodinium</i>																																					
	<i>Karenia</i>																																					
	<i>Karlodinium</i>																																					
	Polykrikaceae																																					
	<i>Polykrikos</i>																																					
	Warnowiaceae																																					
	<i>Nematodinium</i>																																					
	<i>Warnowia</i> + <i>Nematodinium</i> + <i>Nematopsides</i>																																					
	Noctilucales																																					
	<i>Spatulodinium</i>																																					
	Noctiluaceae																																					
	<i>Noctiluca</i>																																					
	<i>Pronoctiluca</i>																																					
	<i>Oxyrrhis</i>																																					
	Peridinales																																					
	<i>Protoperidinium</i> + <i>Peridinium</i>																																					
	<i>Scrippsiella</i> + <i>Ensiculifera</i> + <i>Pentaparsodinium</i> + <i>Bysmatrum</i>																																					
	Oxytoxaceae																																					
	<i>Amphidiniopsis</i>																																					
	<i>Oxytoxum</i> + <i>Corythodinium</i>																																					
	<i>Thecadinium</i>																																					
	Protoperidiniaceae + Peridiniaceae																																					
	<i>Kryptoperidinium</i>																																					
	<i>Adenoides</i>																																					
	<i>Azadinium</i>																																					
	<i>Heterocapsa</i>																																					
	<i>Vulcanodinium rugosum</i>																																					
	<i>Blepharocysta</i>																																					
	<i>Podolampas</i>																																					
	<i>Diplopsalis</i> + <i>Diplopetla</i> + <i>Diplopsalopsis</i> + <i>Preperidinium</i> + <i>Oblea</i>																																					
	Prorocentrales																																					

Règne-Embranchement	Manche	Atlantique	Méditerranée
Classe	mois sur période 1987-2016	mois sur période 1987-2016	mois sur période 1987-2016
Libellé unité taxinomique	01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12	01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12	01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12
Prorocentraceae			
Mesoporos			
Prorocentrum			
Dissodinium + Pyrocystis			
Chromista-Ochrophyta			
Classe des Bacillariophyceae			
Bacillariophyceae			
Navicula + Fallacia + Haslea + Lyrella + Petroneis			
Achnantheaceae			
Achnanthes			
Cocconeis			
Bacillariaceae			
Bacillaria			
Cylindrotheca + Ceratoneis + Nitzschia + Hantzschia			
Pseudo-nitzschia			
Cymbellaceae			
Gomphonema + Gomphoneis			
Naviculales			
Amphiprora			
Diploneis			
Meuniera			
Trachyneis			
Pinnularia			
Donkinia			
Pleurosigma + Gyrosigma			
Toxonidea			
Stauroneis			
Plagiotropidaceae			
Plagiolemma			
Plagiotropis			
Entomoneidaceae			
Entomoneis			
Surirellaceae			

Règne-Embranchement		Manche			Atlantique			Méditerranée					
		mois sur période 1987-2016											
		mois sur période 1987-2016											
Classe	Libellé unité taxinomique	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12
	<i>Surirella</i>												
	<i>Amphora</i>												
	<i>Rhaphoneis</i> + <i>Delphineis</i>												
	Coscinodiscophyceae												
	<i>Lauderia</i> + <i>Schroederella</i>												
	<i>Eunotogramma</i>												
	Biddulphiaceae												
	<i>Biddulphia</i> + <i>Odontella</i> + <i>Trigonium</i> + <i>Trieres</i>												
	<i>Bellerochea</i>												
	<i>Cerataulina</i>												
	<i>Eucampia</i> + <i>Climacodium</i>												
	<i>Hemiaulus</i>												
	Cymatosiraceae + Plagiogrammaceae												
	Triceratiaceae												
	<i>Triceratium</i>												
	<i>Attheya</i>												
	Chaetocerotaceae												
	<i>Bacteriastrium</i>												
	<i>Chaetoceros</i>												
	Leptocylindraceae												
	<i>Leptocylindrus</i>												
	<i>Corethron</i>												
	Asterolampraceae												
	<i>Asteromphalus</i>												
	<i>Aulacoseira</i>												
	<i>Aulacodiscus</i>												
	Coscinodiscaceae												
	<i>Coscinodiscus</i> + <i>Stellarima</i>												
	Heliopeltaceae												
	<i>Actinopterychus</i>												
	Hemidiscaceae												
	<i>Actinocyclus</i>												
	<i>Podosira</i> + <i>Hyalodiscus</i>												

Règne-Embranchement	Manche												Atlantique												Méditerranée													
	mois sur période 1987-2016												mois sur période 1987-2016												mois sur période 1987-2016													
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12		
Classe																																						
Libellé unité taxinomique																																						
Lauderiaceae + Melosiraceae + Paraliaceae																																						
Melosira																																						
Stephanopyxis																																						
Paralia																																						
Cymatosiraceae																																						
Campylosira																																						
Minutocellus																																						
Plagiogrammopsis																																						
Lithodesmiaceae																																						
Ditylum																																						
Helicotheca																																						
Lithodesmium																																						
Rhizosoleniaceae																																						
Dactylosolen																																						
Guinardia																																						
Neocalyptrella + Proboscia + Rhizosolenia																																						
Detonula																																						
Skeletonema																																						
Cyclotella																																						
Thalassiosiraceae																																						
Thalassiosira + Porosira																																						
Synedra + Toxarium																																						
Climacosphenia																																						
Fragilariaceae + Toxariaceae																																						
Asterionella + Asterionellopsis + Asteroplanus																																						
Diatoma + Fragilaria																																						
Limnophora																																						
Rhabdonema																																						
Grammatophora																																						

Règne-Embranchement	Manche												Atlantique												Méditerranée													
	mois sur période 1987-2016												mois sur période 1987-2016												mois sur période 1987-2016													
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12		
Classe																																						
Libellé unité taxinomique																																						
<i>Mediopyxix</i>																																						
Pennées																																						
Classe des Chrysophyceae																																						
Chrysophyceae																																						
<i>Dinobryon</i>																																						
Classe des Dictyochophyceae																																						
Dictyochophyceae																																						
Dictyochales																																						
Dictyochaceae																																						
<i>Dictyocha</i>																																						
Pedinellales																																						
<i>Apedinella</i>																																						
<i>Pseudopedinella</i>																																						
Classe des Raphidophyceae																																						
Raphidophyceae																																						
Chattonellales																																						
<i>Chattonella</i>																																						
<i>Fibrocapsa</i>																																						
<i>Heterosigma</i>																																						
<i>Olisthodiscus</i>																																						
Plantae-Charophyta																																						
<i>Closterium</i>																																						
<i>Cosmarium</i>																																						
<i>Staurostrum</i>																																						
Plantae-Chlorophyta																																						
Classe des Chlorophyceae																																						
Chlorophyceae																																						
<i>Pediastrum</i>																																						
<i>Scenedesmus</i>																																						
<i>Ankistrodesmus</i>																																						
<i>Selenastrum</i>																																						
Classe des Prasinophyceae																																						
Prasinophyceae																																						



» Les taxons jugés dominants

Le produit cartographique ParamMaps « phytoplancton dominant », disponible sur le site Web Ifremer environnement littoral (annexe 5), a été conçu pour répondre à la question suivante : comment se distribuent, dans l'espace et dans le temps, les taxons jugés « dominants » au regard des données acquises par le RePHY ? Le choix d'une cartographie dynamique, permettant de faire défiler pour chacun des taxons retenus (32 au total) des cartes annuelles sur la période 2003-2016, répond à ces questions sous une forme lisible et immédiate (figure 4).

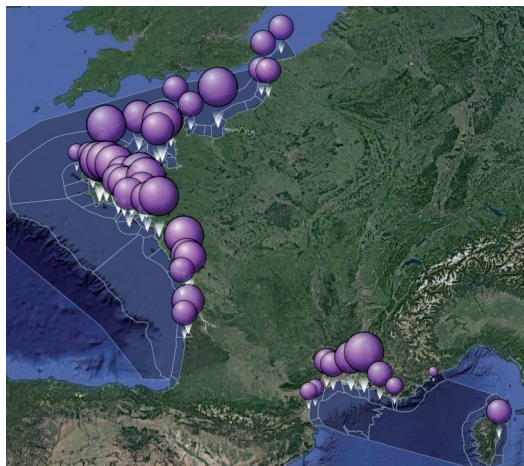


Figure 4. Exemple de carte extraite du produit ParamMaps « phytoplancton dominant » : cartographie de 32 taxons dominants sur le littoral de 2003 à 2016.

Une carte par taxon et par année. Un symbole représente la concentration maximale en cellules par litre, observée pour le taxon et pour l'année, sur la zone marine concernée. Les résultats sont agrégés par zone et par tranche de concentrations. L'exemple concerne le taxon *Skeletonema* en 2016. Cartographie Google Maps.

La dominance est un concept utilisé en écologie pour définir la place de chaque taxon dans son écosystème. Plusieurs méthodes peuvent être utilisées. Pour les données phytoplancton du RePHY, la détermination des taxons dits « dominants » s'est appuyée sur un calcul réalisé sur les données des quatorze années les plus récentes (2003-2016), selon une méthode adaptée de l'indice de Sanders (1960). Ce dernier est déterminé en classant les espèces de un à dix par abondance dans chaque échantillon. Un rang de un reçoit une valeur de dix points, un rang de deux équivaut à neuf points, trois équivaut à huit points... et un rang de dix équivaut à un point. Les points sont sommés et ainsi, si une espèce est classée en premier dans vingt échantillons, elle aura deux cents points, le score le plus élevé possible. L'adaptation consiste à tenir compte des abondances en utilisant à la place des points les abondances relatives des espèces dans l'échantillon. Ce calcul a permis de classer les unités taxinomiques selon leur rang de dominance. Le tableau 9 détaille les 40 UT les plus dominantes pour la période 2003-2016, sur l'ensemble du littoral français et sur chacune des façades (Manche, Atlantique, Méditerranée).

Les résultats présentés dans le tableau 9, peuvent être comparés à ceux sur les taxons ayant proliféré à forte concentration (tableau 7). Si les périodes prises en compte ne sont pas les mêmes (2003-2016 pour les premiers, 1987-2016 pour les seconds), il est toutefois manifeste qu'il existe une similitude entre les deux tableaux, un certain nombre de taxons étant présents dans l'un et l'autre pour une façade donnée. Ceci

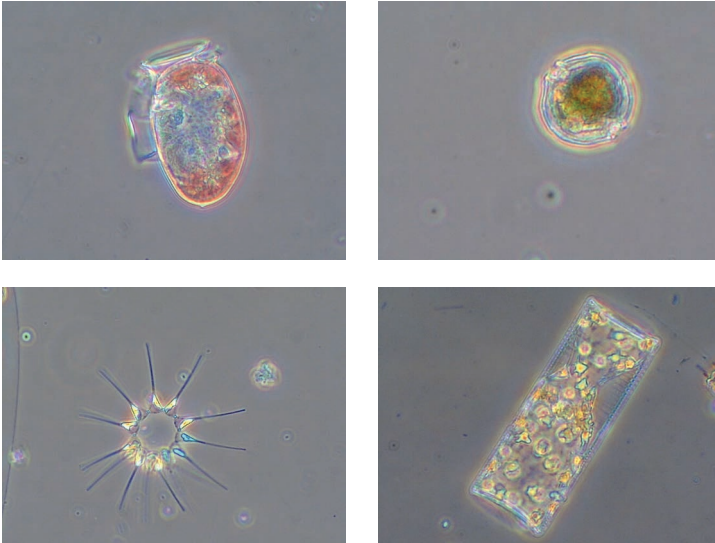
Tableau 9. Les unités taxinomiques (UT) classées par rang de dominance (calculé par une méthode adaptée de l’indice de Sanders sur la période 2003-2016), sur l’ensemble du littoral français et sur chacune des façades.

Seules les UT classées dans les 40 premiers rangs de l’une ou l’autre des façades sont présentes dans le tableau. La dernière colonne indique si l’UT est visualisable sur les cartes annuelles détaillées du produit ParamMaps « phytoplankton dominant » (*supra*).

Unités taxinomiques	Rangs de dominance				Visualisable dans le produit Web Param Maps Phyto Dominant
	Tout le littoral	Manche	Atlantique	Méditerranée	
Classe des Bacillariophyceae					
Classe des Dinophyceae					
Autres classes					
<i>Pseudo-nitzschia</i>	1	1	1	1	OUI
<i>Chaetoceros</i>	2	2	4	2	OUI
<i>Skeletonema</i>	3	4	2	3	OUI
<i>Leptocylindrus</i>	4	8	3	7	OUI
Cryptophyceae	5	7	5	4	OUI
<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>	6	17	6	5	OUI
<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>	7	6	7	24	OUI
<i>Cylindrotheca</i> + <i>Ceratoneis</i> + <i>Nitzschia</i> + <i>Hantzschia</i>	8	14	10	8	OUI
<i>Guinardia</i>	9	5	13	21	OUI
<i>Prorocentrum</i>	10	27	14	6	OUI
<i>Asterionella</i> + <i>Asterionellopsis</i> + <i>Asteroplanus</i>	11	11	8	14	OUI
<i>Alexandrium</i>	12	13	18	9	OUI
<i>Phaeocystis</i>	13	3	51	non observé	OUI
Gymnodiniaceae	14	16	11	11	OUI
<i>Paralia</i>	15	10	9	48	OUI
<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>	16	9	21	17	OUI
<i>Thalassionema</i> + <i>Thalassiothrix</i> + <i>Lioloma</i>	17	18	23	10	OUI
<i>Dactyliosolen</i>	18	12	28	16	OUI
<i>Scrippsiella</i> + <i>Ensiculifera</i> + <i>Pentaparsodinium</i> + <i>Bysmatrum</i>	19	26	17	12	OUI
<i>Navicula</i> + <i>Fallacia</i> + <i>Haslea</i> + <i>Lyrella</i> + <i>Petroneis</i>	20	20	27	13	OUI
<i>Dictyocha</i>	21	42	15	18	OUI
<i>Lepidodinium</i>	22	31	12	non observé	OUI
<i>Protoperidinium</i> + <i>Peridinium</i>	23	32	22	20	OUI
<i>Cerataulina</i>	24	30	19	27	OUI
<i>Gonyaulax</i> + <i>Protoceratium</i>	25	39	16	29	OUI
Cymatosiraceae + Plagiogrammaceae	26	15	24	84	
Euglenida + Eutreptiida	27	25	30	22	OUI
Fragilariaceae + Toxariaceae	28	46	20	104	
Ciliophora	29	22	26	non observé	
<i>Licmophora</i>	30	61	73	15	OUI
<i>Pleurosigma</i> + <i>Gyrosigma</i>	31	40	34	25	OUI
<i>Heterocapsa</i>	32	37	38	26	OUI
<i>Ceratium</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripas</i>	33	73	41	23	OUI
<i>Karenia</i>	34	36	31	33	OUI
<i>Cocconeis</i>	35	88	96	19	OUI
Chaetocerotaceae	36	non observé	25	non observé	
<i>Lingulodinium</i>	37	95	29	37	
<i>Lauderia</i> + <i>Schroederella</i>	38	24	42	49	
<i>Biddulphia</i> + <i>Odontella</i> + <i>Trigonium</i> + <i>Trieres</i>	39	23	46	57	
<i>Ditylum</i>	40	29	39	50	
<i>Rhaphoneis</i> + <i>Delphineis</i>	41	19	60	non observé	
Pennées	42	28	48	35	
<i>Melosira</i>	43	48	32	47	
Centriques	44	43	33	107	
Protoctista	45	21	71	non observé	
<i>Katodinium</i>	46	38	49	36	
Peridinales	47	60	36	91	
<i>Lithodesmium</i>	48	64	35	non observé	
<i>Mesodinium</i>	49	51	40	58	
Cyanobacteria	51	non observé	37	non observé	
<i>Grammatophora</i>	52	63	56	32	
Bacillariaceae	53	33	50	105	
<i>Actinocyclus</i>	54	100	198	28	
<i>Diploneis</i>	56	52	80	31	
<i>Oxytoxum</i> + <i>Corythodinium</i>	58	non observé	117	30	
<i>Bacteriastrium</i>	59	84	57	40	
<i>Akashiwo</i>	62	34	89	60	
Chlorophyceae	65	35	146	79	
<i>Hemiaulus</i>	70	101	111	34	
<i>Ostreopsis</i>	72	150	151	39	
Naviculales	73	non observé	non observé	38	



corroboire naturellement le fait que le poids des fortes concentrations observées au moins une fois par an est très déterminant dans le calcul de l'indice de dominance. De nombreuses exceptions méritent cependant d'être relevées. En premier lieu, la classe des Cryptophyceae apparaît systématiquement dans les dix premiers taxons dominants sur toutes les façades alors qu'elle n'est pas présente dans les taxons proliférants, du moins selon les critères de choix qui ont prévalu pour ces derniers. Néanmoins, il est évident que des taxons appartenant à cette famille sont observés tous les ans sur tout le littoral, assez souvent à de fortes concentrations. Dans ce cas, c'est à la fois la capacité à proliférer et la quasi-permanence de ces taxons dans les eaux (ils sont identifiés à toutes les saisons) qui leur donnent un indice de dominance élevé. D'autant qu'il y a probablement une sous-estimation dans les dénombrements relatifs à cette classe, car celle-ci comporte de nombreuses très petites espèces, sans doute comptées principalement lorsqu'elles sont en forte abondance. Le deuxième exemple concerne l'UT *Dinophysis* + *Phalacroma*, qui recouvre en réalité essentiellement le taxon *Dinophysis* : ce taxon ne prolifère jamais à forte concentration en Atlantique et Méditerranée, mais il est classé respectivement 6^e et 5^e pour la dominance dans ces deux façades, signe qu'il est présent sur de longues périodes dans les eaux concernées. Le cas d'*Alexandrium* est encore différent : classé dans les taxons proliférants en Manche en partie pour des blooms assez anciens, il est en réalité plus dominant en Méditerranée, du fait de sa présence très régulière dans l'étang de Thau. *Paralia* est un autre exemple de taxon plutôt dominant en Manche et en Atlantique, bien qu'il n'ait produit aucun bloom supérieur à 100 000 cellules par litre. À l'inverse, *Attheya* est l'exemple même du taxon qui prolifère à très forte concentration en Atlantique, mais dont la présence dans les eaux est sporadique, puisqu'il n'est classé que 53^e en rang de dominance sur cette façade.



Photos 30, 31, 32, 33. Phytoplancton au microscope optique. En haut, de gauche à droite : *Dinophysis acuminata*, *Alexandrium* (classe des Dinophyceae). En bas, de gauche à droite : *Asterionellopsis glacialis*, *Guinardia flaccida* (classe des Bacillariophyceae).

► Évaluation de la qualité des eaux littorales avec les outils 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 intérieures de surface, les eaux de transition, les eaux côtières et les eaux souterraines. Pour ce qui concerne l'état écologique, la Directive demande à ce que soient évalués un certain nombre d'éléments de qualité biologiques, ainsi que des paramètres physico-chimiques soutenant la biologie, afin de définir l'état global d'une masse d'eau. La notion de « masse d'eau » au sens DCE a été officiellement définie en 2004, conduisant à un découpage du littoral en plus de 200 masses d'eau pour la métropole (annexe 3), auxquelles se sont ajoutées environ 70 masses d'eau dans les DROM-COM. Le phytoplancton figure parmi les éléments de qualité biologiques retenus pour la classification de l'état écologique des masses d'eaux littorales, c'est-à-dire les eaux côtières⁵ et de transition⁶. Il doit être évalué à partir de trois composantes : biomasse, abondance et composition, selon les termes mêmes de la DCE. Les éléments de qualité physico-chimiques à évaluer sont la température, la turbidité, l'oxygène dissous et les nutriments. Les masses d'eaux doivent être qualifiées pour les paramètres biologiques selon une grille à cinq classes, correspondant respectivement aux états « très bon », « bon », « moyen », « médiocre », « mauvais ». Les paramètres physico-chimiques sont, quant à eux, évalués sur trois classes de très bon à moyen. La limite entre les états bon et moyen est cruciale pour déterminer le bon état général.

Afin d'assurer la comparabilité à l'échelle européenne des résultats de classification des systèmes de contrôles nationaux, des groupes européens d'intercalibration géographique ont été créés au début des années 2000 pour les paramètres biologiques. Les conclusions de cette intercalibration, qui a mobilisé de nombreux experts depuis 2004, ont permis d'homogénéiser les méthodes et les critères de classement, d'une part pour les régions Mer-du-Nord - Manche - Atlantique, d'autre part pour la région Méditerranée. Un groupe de travail « nutriments », rassemblant des représentants « eaux de surface » (lacs et eaux douces) et « eaux littorales » (eaux de transition et eaux côtières) de l'ensemble des pays membres, a été mandaté entre 2014 et 2017 pour faire le bilan des techniques utilisées pour établir les indicateurs nutriments et pour proposer un outil permettant de les harmoniser sur le continuum terre-mer et sur l'ensemble des écotypes européens. Aucune intercalibration n'a été effectuée pour les autres indicateurs de qualité physico-chimiques. Les indicateurs physico-chimiques sont donc basés sur des seuils et métriques déterminés à dire d'expert (Daniel et Soudant, 2009a ; 2009b ; 2010 ; 2011a ; 2011b) à partir des données historiques du RePHY et du RNO*. À noter que les DROM n'ont pas été

5. Eaux côtières : situées en deçà d'une ligne dont tout point est situé à une distance d'un mille marin au-delà du point le plus proche de la ligne de base servant pour la mesure de la largeur des eaux territoriales.

6. Eaux de transition : à proximité des embouchures de rivières, qui sont partiellement salines en raison de leur proximité des eaux côtières, mais qui sont fondamentalement influencées par des courants d'eau douce.

soumis aux processus d'intercalibration : chaque DROM se fixe donc ses propres critères, sur avis d'experts et sur études.

Actuellement, la classification écologique des eaux littorales françaises pour ce qui concerne le phytoplancton et les paramètres physico-chimiques de soutien s'appuie exclusivement sur les données du Rephy. Des évaluations sur six années sont régulièrement réalisées pour l'ensemble du littoral (métropole et DROM), et sont transmises aux autorités compétentes (agences de l'eau pour la métropole, offices de l'eau pour les DROM et AFB), qui sont chargées du classement officiel et des suites à donner, en particulier des mesures à prendre pour la restauration de la qualité des masses d'eau dont l'état est moyen, médiocre ou mauvais.

Après une description des méthodes et critères retenus pour cette évaluation, les principaux résultats de la dernière évaluation réalisée pour l'élément phytoplancton sur les données 2011-2016 seront présentés et discutés.

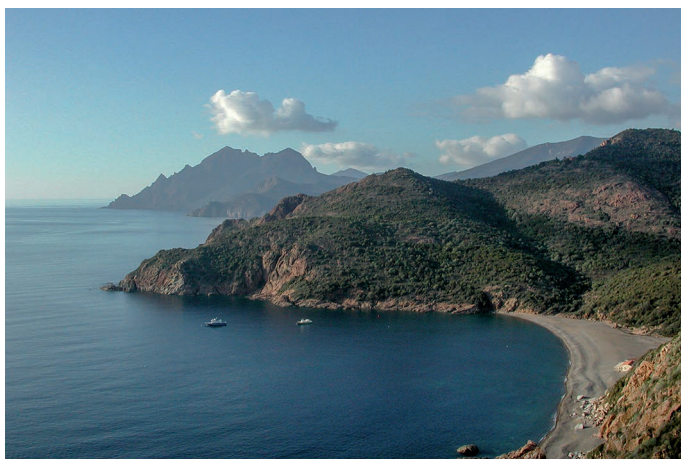


Photo 34. Porto (Corse du Sud).

Méthodes et critères retenus pour l'évaluation

Conformément au texte de la DCE, le phytoplancton doit être évalué à partir de trois composantes (ou indices) : biomasse, abondance et composition. Les travaux menés jusqu'ici au niveau européen ont permis aux différents pays membres de s'intercaler sur le premier indice (chlorophylle *a*), de donner des indications pour le deuxième (blooms de phytoplancton), mais n'ont pas abouti, à ce stade, à fournir une définition pour le troisième. Suite à ces travaux, aux différentes évaluations basées sur les données Rephy et aux propositions d'Ifremer, les autorités compétentes françaises ont retenu dans leurs premiers arrêtés la nécessité de fournir :

- un indicateur phytoplancton constitué de deux indices (biomasse et abondance) ;
- des éléments sur les paramètres hydrologiques suivants : température, turbidité, oxygène dissous et nutriments.

Des travaux complémentaires menés jusqu'en 2017 ont permis de définir et valider les données à utiliser et les méthodes de calcul (ou métriques) pour chacun des

indices, mais aussi les grilles de classement et les valeurs de référence. Pour chacun des indices : la grille est composée de quatre valeurs définissant les frontières entre les états très bon/bon, bon/moyen, moyen/médiocre et médiocre/mauvais ; la valeur de référence (encore appelée condition initiale ou naturelle) est la valeur de très bon état fixée par expertise ou consensus européen. Métriques, grilles et valeurs de référence sont liées et sont donc définies conjointement. Afin de pouvoir comparer les différents indices entre eux et leurs différentes grilles, un EQR (*Ecological Quality Ratio*) est défini comme un rapport impliquant la valeur de référence et la valeur de l'indice : il en résulte une quantité variant entre zéro et un, zéro étant le plus mauvais score et un le meilleur.

Il est essentiel de noter que les grilles et les valeurs de référence n'ont de sens que dans un certain contexte géographique, climatique et hydrodynamique. En effet, le phytoplancton peut répondre naturellement de façon très différente aux conditions hydroclimatiques et aux apports en nutriments selon le contexte géographique. Ceci explique que des valeurs de référence soient différentes d'une zone à l'autre, y compris si ces zones sont soumises aux mêmes pressions anthropiques (d'origine humaine). Les éléments qui influencent ces variations géographiques sont en particulier les pressions non anthropiques qui affectent le taux de croissance et la productivité du phytoplancton, en particulier les flux d'eau douce, mais aussi la configuration du plateau continental, la géomorphologie, le marnage (amplitude de marée), les courants côtiers. Par exemple, la valeur de référence de l'indice biomasse pour les eaux côtières de la mer du Nord, naturellement chargées en chlorophylle *a*, est plus forte que celle des eaux côtières de Corse, naturellement pauvres en phytoplancton. Pour ce qui concerne les différences entre les grilles : dans les eaux atlantiques ouvertes sur le large, avec des concentrations naturelles en nutriments (par les fleuves et rivières) relativement faibles, le phytoplancton répond rapidement à de faibles modifications de ces apports. Pour ces eaux dont les valeurs de référence sont plutôt faibles, une augmentation de 100 % de la chlorophylle *a* peut être considérée comme significative d'un glissement du bon état à un état moyen. En comparaison, les masses d'eau semi-fermées sont naturellement turbides et plus riches en nutriments : elles sont donc sujettes à des blooms plus nombreux et plus importants en matière de concentrations cellulaires. Pour ces masses d'eau dont les valeurs de référence sont plutôt fortes, une augmentation de seulement 50 % de la chlorophylle *a* peut être considérée comme significative d'un glissement du bon état à un état moyen.

Suite à ces constats, le littoral français métropolitain a été découpé en plusieurs « écotypes », partagés avec différents pays européens, pour lesquels les grilles et les valeurs de référence peuvent être différentes pour un même indice. Le tableau 10 liste les écotypes concernant la France métropolitaine et leurs principales caractéristiques. Le tableau 11 donne un exemple de grille et de valeur de référence, sachant que la description complète pour tous les écotypes français (métropole et DROM) est disponible dans le Guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des eaux littorales (2018, annexe 1).

L'indicateur phytoplancton est évalué sur les masses d'eau qui ont été désignées par les autorités compétentes comme celles à surveiller pour la DCE (soit plus des 3/4 du total des masses d'eau en métropole et la quasi-totalité de celles des DROM). Parmi

celles-ci, quelques-unes sont cependant exclues de la surveillance : en effet l'indicateur phytoplancton a été jugé non pertinent dans certains estuaires trop turbides, ceux-ci étant plutôt des zones d'accumulation temporaire de la biomasse chlorophyllienne en provenance du bassin versant en amont, et non des zones de production interne importante du fait des fortes turbidités. L'indicateur phytoplancton doit être évalué sur une période de six années pleines, sauf exception.

Tableau 10. Les différents écotypes européens définis pour l'indicateur phytoplancton DCE sur le littoral français métropolitain. Chacun de ces écotypes est associé à une grille de classement et une valeur de référence pour chacun des deux indices biomasse et abondance (tableau 11).

Écotype européen	Principales caractéristiques
Eaux côtières Mer-du-Nord 1/26b	Concerne le littoral du nord de la France, sous l'influence du panache de la Somme, soit de la frontière belge au sud de la baie de Somme. Zone naturellement chargée en biomasse phytoplanctonique : la valeur de référence est donc plus élevée qu'en Manche-Atlantique pour cet indice.
Eaux de transition Mer-du-Nord	Concerne les masses d'eau de transition entre la frontière belge et la baie de Somme incluse.
Eaux côtières Manche-Atlantique 1/26a	Concerne le littoral Manche-Atlantique, du sud de la baie de Somme à la frontière espagnole. Zone naturellement moins chargée en biomasse phytoplanctonique que sur le littoral de la mer du Nord.
Eaux de transition Manche-Atlantique	Concerne les masses d'eau de transition entre la baie de Somme (non comprise) et la frontière espagnole.
Eaux côtières Méditerranée type 1	Concerne une seule masse d'eau, proche du Rhône, fortement influencée par des apports en eaux douces.
Eaux côtières Méditerranée type 2A	Concerne les masses d'eau moyennement affectées par des apports en eaux douces (donc en nutriments), soit la plupart de celles situées à l'ouest du Rhône : la valeur de référence pour la biomasse est un peu plus élevée que dans les masses d'eau 3W.
Eaux côtières Méditerranée type 3W	Concerne les masses d'eau non affectées par des apports en eaux douces, soit la plupart de celles situées à l'est du Rhône.
Eaux de transition Méditerranée type lagune	Concerne les lagunes et étangs de la côte méditerranéenne, sur le continent et en Corse. Les lagunes étant naturellement chargées en biomasse phytoplanctonique, leur valeur de référence est nettement plus élevée que dans les eaux côtières méditerranéennes.
Eaux de transition Méditerranée type delta	Concerne une seule masse d'eau dans le delta du Rhône.
Eaux côtières Méditerranée type Corse	Concerne les masses d'eau côtières de la Corse, naturellement très peu chargées en biomasse phytoplanctonique : leur valeur de référence est plus basse que celle des eaux côtières méditerranéennes du continent.

Tableau 11. Un exemple de grille de classement et de valeur de référence associées à l’écotype « Eaux côtières Manche-Atlantique 1/26a » utilisées pour le calcul de l’indice biomasse.

La première ligne décrit la valeur de référence et les valeurs seuils dans l’unité de la métrique choisie (P90 de chlorophylle *a*). La deuxième ligne donne les EQR calculés comme le rapport valeur de référence / valeur seuil, afin de normaliser les seuils et leur assigner une valeur entre 0 et 1.

Valeur de référence		Grille				
		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
P90 de chlorophylle <i>a</i> en µg/L	3,33	0-4,40	4,40-10	10-20	20-40	> 40
EQR		1-0,76]	0,76-0,33	0,33-0,17	0,17-0,08	0,08-0

Indice biomasse

Le paramètre retenu pour évaluer la biomasse est la chlorophylle *a*. En effet, celle-ci est présente dans une grande majorité de cellules phytoplanctoniques, elle est simple à mesurer et elle traduit bien la biomasse du phytoplancton tout en étant complémentaire de l’information apportée par des observations plus détaillées sur le phytoplancton, comme les dénombrements d’espèces. S’il est utile de préciser que certaines espèces ne contiennent pas de chlorophylle *a* et ne sont donc pas incluses dans cette approche, il est cependant raisonnable de dire que la biomasse estimée de cette façon est une bonne approximation des variations de la population phytoplanctonique dans son ensemble (micro, nano et picophytoplancton). La métrique retenue pour ce paramètre est le percentile 90 (P90) des données de chlorophylle *a* mesurées une fois par mois sur la période productive (mars à octobre en Manche et Atlantique, toute l’année en Méditerranée, juin à août pour les lagunes méditerranéennes). Cette statistique est telle que 90 % des mesures observées lui sont inférieures. Elle témoigne de l’ordre de grandeur de la concentration la plus élevée hors phénomènes exceptionnels.



Photo 35. Lège-Cap-Ferret (Gironde), vue sur la dune du Pilat.

Abondance

L'abondance du phytoplancton est estimée de deux façons différentes selon le type de masse d'eau. Dans toutes les masses d'eau côtières et de transition des trois façades à l'exception des lagunes méditerranéennes, elle est estimée sur la base des observations du microphytoplancton, réalisées par microscopie optique avec identification et dénombrement de chacun des taxons présents. Dans les lagunes méditerranéennes, étant donné la spécificité de ces écosystèmes dans lesquels le phytoplancton est très mal représenté par le seul microphytoplancton, l'abondance est estimée sur la base du nano et du picophytoplancton, mesurés par cytométrie en flux.

L'indice abondance estimé à partir du phytoplancton dénombré au microscope est calculé à partir des blooms de chacun des taxons phytoplanctoniques identifiés et dénombrés dans les listes floristiques. Un bloom est ici défini comme toute concentration supérieure à un seuil, pour un taxon unique. Ce seuil est différent selon la région et selon la taille des cellules constituant le taxon. Pour la plupart des masses d'eau en métropole, il est respectivement de 100 000 ou 250 000 cellules par litre selon que le taxon concerné comporte des cellules grandes ou petites. En effet, il est important de tenir compte de la taille des cellules, un bloom de petites cellules avec une biomasse moindre ayant moins de conséquences en matière de nuisances qu'un bloom de grandes cellules. Pour les masses d'eau côtières de Corse, il est fixé à 25 000 cellules par litre⁷, car ces eaux sont naturellement oligotrophes. L'indice abondance apporte une information complémentaire à celle apportée par la chlorophylle *a*, car toutes les espèces phytoplanctoniques ne contiennent pas de chlorophylle *a* dans la même proportion. De plus, si la biomasse chlorophyllienne permet d'estimer la propension de la population phytoplanctonique dans son ensemble à proliférer, la prise en compte des blooms de chaque taxon permet d'évaluer la propension d'un taxon unique à se développer de façon importante, éventuellement au détriment des autres. La faiblesse de cet indice d'abondance réside cependant dans le fait qu'il ne prend en compte qu'une partie du phytoplancton (microphytoplancton et une partie du nanophytoplancton) en occultant le picophytoplancton et le reste du nanophytoplancton. La métrique retenue pour cet indice est le pourcentage d'échantillons pour lesquels au moins un taxon dépasse la concentration-seuil fixée pour un bloom rapporté au nombre total d'échantillons. Le calcul est effectué sur des données acquises une fois par mois tout au long de l'année.

L'indice abondance pour les lagunes méditerranéennes est calculé de façon différente, car les lagunes sont des écosystèmes particuliers dans lesquels la majeure partie du phytoplancton est composée de cellules appartenant au nano et au picophytoplancton. L'indice abondance pour les lagunes est donc basé sur des mesures de cytométrie en flux, méthode qui permet de prendre en compte ces cellules de très petite taille. Deux paramètres sont retenus pour cet indice : les concentrations respectives, en millions de cellules par litre, du nanophytoplancton et du picophytoplancton. La métrique pour chacun de ces paramètres est le P90 comme pour la chlorophylle *a*. L'indice abondance est ensuite obtenu par combinaison de ces deux

7. Selon les travaux d'Anne Goffart, non publiés.

métriques, en prenant le minimum de leurs EQR. Le calcul est effectué sur des données acquises une fois par mois de juin à août.

Indicateur phytoplancton

L'indicateur phytoplancton résulte de la combinaison des indices de biomasse et d'abondance. La procédure retenue est la suivante : les valeurs des deux indices sont d'abord transformées en EQR, puis l'EQR de l'indicateur phytoplancton est calculé comme la moyenne des EQR des deux indices. Il s'ensuit qu'il varie lui-même entre zéro et un. Au niveau européen, seul l'indice biomasse est intercalibré.

Résultats et discussion sur les évaluations DCE

Les figures 5 et 6 visualisent les résultats de l'évaluation réalisée sur les données 2011-2016 pour l'indicateur phytoplancton, agrégeant les résultats des indices biomasse et abondance. Le tableau 12 fournit le détail de cette évaluation, masse d'eau par masse d'eau, en distinguant les résultats respectifs des deux indices. Les masses d'eau DCE sont nommées selon un code constitué de : « FR » + une lettre relative à l'agence de l'eau concernée⁸ + « C » ou « T » selon qu'il s'agit d'une masse d'eau côtière ou de transition + un numéro d'ordre. Par exemple FRAC01 est la première masse d'eau côtière en Artois-Picardie.

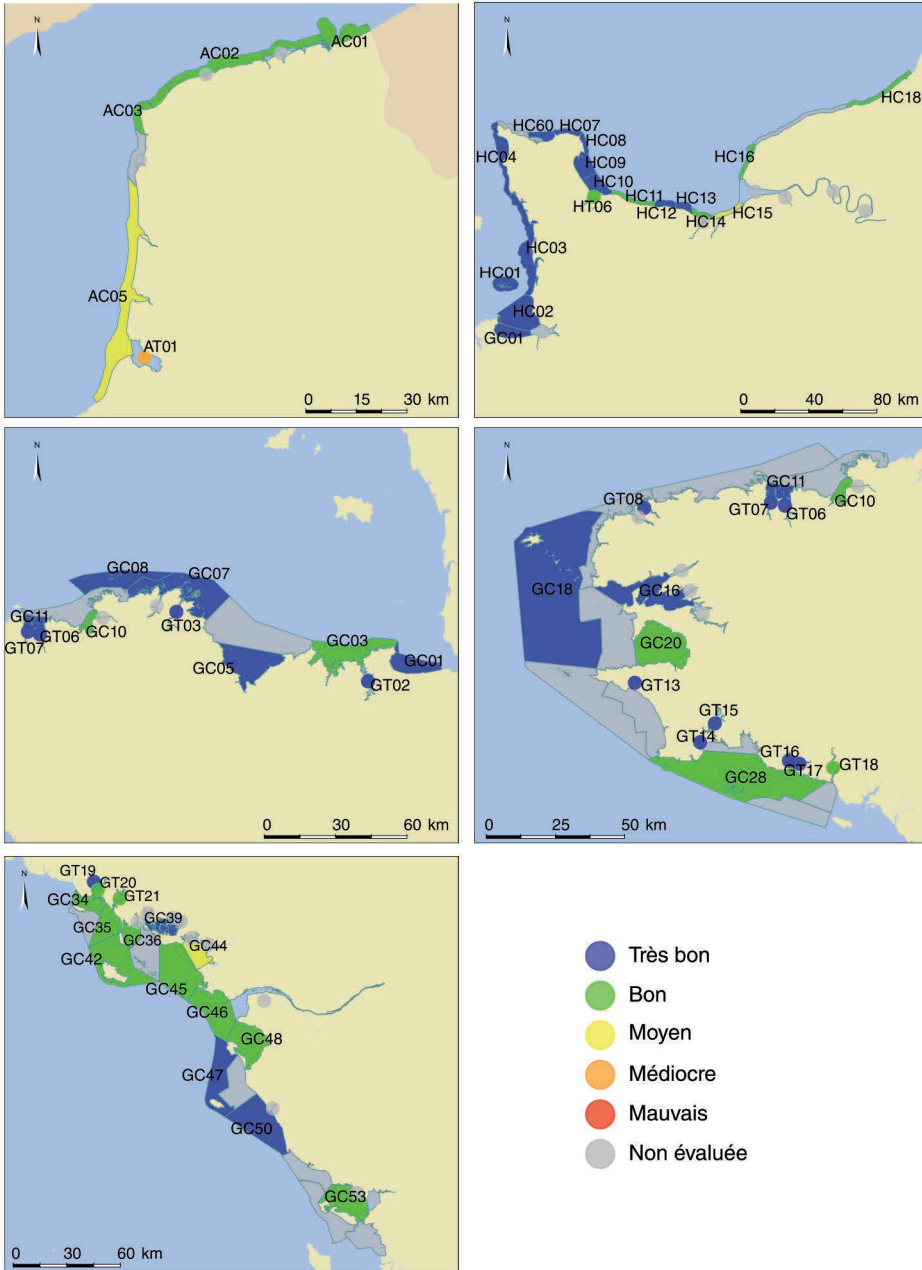
Sur les 99 masses d'eau évaluées, 96 présentent une évaluation pour les deux indices, trois ne sont évaluées qu'en matière d'abondance. Pour les 96 masses d'eau évaluées pour les deux indices, deux critères permettent de juger si le résultat fourni pour le classement de la masse d'eau est fiable : le nombre de données existantes au regard du nombre de données attendues et la confiance calculée comme la probabilité d'appartenance de la masse d'eau à chacune des classes. La confiance est calculée par la méthode de ré-échantillonnage du *bootstrap*. À partir de l'échantillon des observations, on simule 1 000 échantillons qui permettent chacun le calcul de l'indicateur étudié. Ce nouvel ensemble permet d'approcher la distribution de la vraie valeur et, ainsi, la détermination d'un intervalle de confiance et des probabilités des classes d'état.

Dans la majorité des cas, la combinaison des deux critères est satisfaisante ou assez satisfaisante. Elle conduit donc à une évaluation jugée fiable. Dans quelques cas, cependant, pour des raisons diverses l'évaluation reste à confirmer avec les données des années à venir. Le tableau 13 donne la répartition des masses d'eau dans les différentes classes d'état, avant et après prise en compte de la fiabilité de l'évaluation.

Les réserves sur la fiabilité de l'évaluation relèvent de l'un ou des deux cas suivants :

- un nombre de données très insuffisant (moins de 50 % des données attendues) pour au moins un des deux indices ;
- une confiance à améliorer.

8. A pour Artois-Picardie, H pour Normandie, G pour Loire-Bretagne, F pour Adour-Garonne, D et E pour Rhône-Méditerranée-Corse.



Sources : Ifremer, SHOM, IGN. Projection : Lambert 93

Figure 5. Cartographie des évaluations DCE pour l'indicateur phytoplancton, fournissant l'état de chaque masse d'eau surveillée sur la base des résultats des six années 2011-2016.

Les masses d'eau côtières apparaissent avec des aplats de couleur tandis que les masses d'eau de transition, souvent invisibles à cette échelle, sont visualisées par des symboles ronds. De haut en bas et de gauche à droite : Artois-Picardie, Normandie, Bretagne Nord, Bretagne Ouest, Bretagne Sud et Loire. Cartes créées le 25 mai 2018, avec les données Quadrigé extraites le 18 octobre 2017.

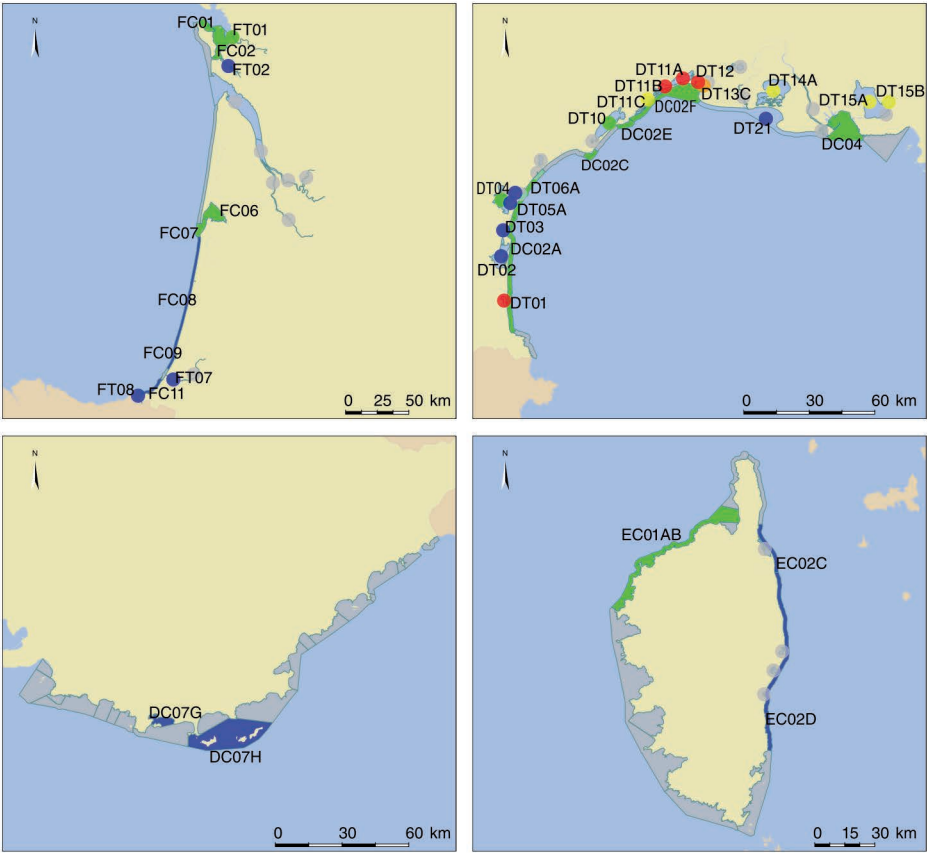


Figure 6. Cartographie des évaluations DCE pour l'indicateur phytoplancton, fournissant l'état de chaque masse d'eau surveillée sur la base des résultats des six années 2011-2016.

Les masses d'eau côtières apparaissent avec des aplats de couleur tandis que les masses d'eau de transition, souvent invisibles à cette échelle, sont visualisées par des symboles ronds. De haut en bas et de gauche à droite : Adour-Garonne, Méditerranée Ouest, Méditerranée Est, Corse. Cartes créées le 25 mai 2018, avec les données Quadriga extraites le 18 octobre 2017.

Dans le premier cas, il s'agit majoritairement de masses d'eau non surveillées sur une partie de la période 2011-2016, pour diverses raisons qui sont :

- de nouvelles masses d'eau prises en compte récemment, FRHC07, FRGT06, FRGT15, FRGT19, FRGT21, FRDT12, FRDT13c, FRDT15b ;
- une masse d'eau autrefois considérée comme non pertinente (car jugée comme turbide) et réhabilitée (en non turbide), FRGT03 ;
- des difficultés opérationnelles, FRAC01, FRAC02, FRGC18, FRDT21.

Tableau 12. Évaluations DCE pour l'indicateur phytoplancton, par masse d'eau, pour la période 2011-2016.

EC : Eau côtière, ET : Eau de transition. Confiance = probabilité d'appartenance de la masse d'eau à chacune des classes, de la meilleure à la pire ; cases roses : la confiance dans la classe attribuée est inférieure à 80 %.

Écotype européen	Code et libellé masse d'eau	État			Biomasse		Abondance		Phytoplancton
		Biomasse	Abondance	Phyto (moyenne)	Indication sur le nbre de résultats	Confiance	Indication sur le nbre de résultats	Confiance	
EC Mer du Nord 1/26b	FRAC01				insuff.	4-58-38-0-0	insuff.	0-0-100-0-0	0-56-44-0-0
EC Mer du Nord 1/26b	FRAC02				insuff.	3-62-35-0-0	insuff.	0-0-100-0-0	0-58-42-0-0
EC Mer du Nord 1/26b	FRAC03				suff.	8-87-5-0-0	insuff.	0-2-98-0-0	0-69-31-0-0
EC Mer du Nord 1/26b	FRAC05				suff.	0-82-17-0-0	suff.	0-0-99-1-0	0-2-98-0-0
ET Mer du Nord	FRAT01				suff.	0-0-0-96-4	suff.	0-0-44-56-0	0-0-0-100-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC18				suff.	23-71-6-0-0	insuff.	100-0-0-0-0	40-60-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC16				complet	0-14-86-0-0	complet	1-98-0-0-0	0-87-13-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC15				complet	0-86-14-0-0	complet	0-10-90-0-0	0-35-65-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC14				complet	0-86-14-0-0	insuff.	56-44-0-0-0	0-100-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC13				complet	10-90-0-0-0	insuff.	100-0-0-0-0	94-6-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC12				complet	94-6-0-0-0	insuff.	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC11				complet	11-89-0-0-0	insuff.	100-0-0-0-0	38-62-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC10				complet	12-88-0-0-0	insuff.	100-0-0-0-0	81-19-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRHT06				complet	77-23-0-0-0	suff.	1-96-4-0-0	11-89-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC09				complet	91-9-0-0-0	insuff.	100-0-0-0-0	99-1-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC08				complet	94-6-0-0-0	insuff.	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC07				très insuff.	100-0-0-0-0	très insuff.	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC60				complet	100-0-0-0-0	suff.	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC04				suff.	100-0-0-0-0	insuff.	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC03				suff.	79-21-0-0-0	insuff.	100-0-0-0-0	94-6-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC01				suff.	100-0-0-0-0	suff.	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRHC02				suff.	7-93-0-0-0	suff.	100-0-0-0-0	53-47-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC01				complet	100-0-0-0-0	suff.	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRGT02				complet	100-0-0-0-0	suff.	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC03				complet	22-78-0-0-0	complet	0-96-4-0-0	2-98-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC05				complet	100-0-0-0-0	complet	99-1-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC07				complet	100-0-0-0-0	complet	43-57-0-0-0	97-3-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRGT03				très insuff.	100-0-0-0-0	insuff.	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC08				suff.	100-0-0-0-0	suff.	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC10				complet	93-7-0-0-0	complet	0-96-4-0-0	12-88-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC11				suff.	100-0-0-0-0	complet	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRGT06				très insuff.	100-0-0-0-0	très insuff.	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRGT07				complet	61-39-0-0-0	suff.	98-2-0-0-0	99-1-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRGT08				insuff.	67-0-33-0-0	insuff.	99-1-0-0-0	67-33-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC18				très insuff.	100-0-0-0-0	suff.	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC16				complet	99-1-0-0-0	complet	21-79-0-0-0	85-15-0-0-0

Écotype européen	Code et libellé masse d'eau	État			Biomasse		Abondance		Phytoplancton
		Biomasse	Abondance	Phyto (moyenne)	Indication sur le nbre de résultats		Confiance		
					Indication sur le nbre de résultats	Confiance			
ET Manche Atlantique	FRGT13	Le Goyen			complet	81-18-0-0-0	complet	100-0-0-0-0	95-5-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC20	Baie de Douarnenez			complet	82-18-0-0-0	complet	14-86-0-0-0	49-51-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC28	Concarneau (large)			complet	100-0-0-0-0	complet	0-88-12-0-0	6-94-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRGT14	Rivière de Pont-l'Abbé			insuff.	67-33-0-0-0	insuff.	100-0-0-0-0	90-10-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRGT15	L'Odét			très insuff.	100-0-0-0-0	très insuff.	99-1-0-0-0	100-0-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRGT16	L'Aven			complet	67-19-11-3-1	complet	96-4-0-0-0	80-20-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRGT17	La Belon			diff.	99-1-0-0-0	diff.	96-4-0-0-0	99-1-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRGT18	La Laïta			complet	0-46-47-6-0	complet	5-95-1-0-0	0-82-18-0-0
ET Manche Atlantique	FRGT19	Le Scorff			insuff.	37-31-32-0-0	insuff.	84-16-0-0-0	56-44-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRGT20	Le Blavet			insuff.	4-93-4-0-0	insuff.	3-93-3-0-0	3-96-2-0-0
ET Manche Atlantique	FRGT21	Rivière d'Étel			très insuff.	100-0-0-0-0	très insuff.	1-99-1-0-0	40-60-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC34	Lorient - Groix			complet	100-0-0-0-0	diff.	1-96-2-0-0	34-66-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC35	Baie d'Étel			diff.	21-79-0-0-0	diff.	0-41-59-0-0	0-100-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC42	Belle-Île			diff.	32-68-0-0-0	diff.	0-79-21-0-0	0-100-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC36	Baie de Quiberon			diff.	65-35-0-0-0	complet	0-98-2-0-0	5-95-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC39	Golfe du Morbihan			complet	80-20-0-0-0	diff.	16-84-0-0-0	69-31-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC45	Baie de Vilaine (large)			complet	0-95-5-0-0	complet	0-83-17-0-0	0-97-3-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC44	Baie de Vilaine (cote)			diff.	0-37-63-0-0	complet	0-43-57-0-0	0-32-68-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC46	Loire (large)			complet	0-83-17-0-0	complet	0-70-30-0-0	0-93-7-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC48	Baie de Bourgneuf			complet	2-98-0-0-0	complet	0-18-82-0-0	0-98-2-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC47	Île d'Yeu			complet	99-1-0-0-0	diff.	97-3-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC50	Nord Sables-d'Olonne			complet	99-1-0-0-0	diff.	90-10-0-0-0	99-1-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRGC53	Pertuis Breton			complet	5-95-0-0-0	complet	30-70-0-0-0	8-92-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRFC01	Côte Nord-Est de l'Île d'Oléron			diff.	0-100-0-0-0	diff.	90-10-0-0-0	18-82-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRFC02	Pertuis Charentais			complet	0-85-15-0-0	complet	81-19-0-0-0	0-100-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRFT01	Estuaire Charente			complet	0-96-4-0-0	diff.	100-0-0-0-0	7-93-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRFT02	Estuaire Seudre			complet	4-96-0-0-0	complet	100-0-0-0-0	64-36-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRFC07	Arcachon aval			complet	100-0-0-0-0	complet	1-97-3-0-0	29-71-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRFC06	Arcachon amont			complet	99-1-0-0-0	complet	0-79-20-0-0	4-96-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRFC08	Côte Landaise			diff.	93-7-0-0-0	diff.	99-1-0-0-0	99-1-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRFC09	Lac d'Hossegor			complet	78-22-0-0-0	complet	15-85-0-0-0	60-40-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRFT07	Estuaire Adour Aval			complet	100-0-0-0-0	complet	100-0-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Manche Atlantique 1/26a	FRFC11	Côte Basque			complet	84-16-0-0-0	complet	98-2-0-0-0	98-2-0-0-0
ET Manche Atlantique	FRFT08	Estuaire Bidassoa			complet	39-54-7-0-0	complet	92-8-0-0-0	72-28-0-0-0
EC Méditerranée type 2A	FRDC02a	Racou Plage - Embouchure de l'Aude			diff.	65-35-0-0-0	diff.	32-68-0-0-0	54-46-0-0-0
ET Méditerranée type lagune	FRDT01	Canet			insuff.	0-0-0-2-98	insuff.	0-0-0-1-99	0-0-0-2-98

Écotype européen	Code et libellé masse d'eau	État			Biomasse		Abondance		Phytoplancton
		Biomasse	Abondance	Phyto (moyenne)	Indication sur le nbre de résultats	Confiance	Indication sur le nbre de résultats	Confiance	
ET Méditerranée type lagune	FRDT02 Salses-Leucate				suff.	100-0-0-0-0	suff.	0-94-6-0-0	74-26-0-0-0
ET Méditerranée type lagune	FRDT03 Étang de La Palme				complet	100-0-0-0-0	complet	100-0-0-0	100-0-0-0-0
ET Méditerranée type lagune	FRDT04 Complexe du Narbonnais Bages-Sigean				complet	100-0-0-0-0	complet	0-37-63-0-0	26-74-0-0-0
ET Méditerranée type lagune	FRDT05a Complexe du Narbonnais Ayrrolle				complet	100-0-0-0-0	complet	61-39-0-0-0	94-6-0-0-0
ET Méditerranée type lagune	FRDT06a Complexe du Narbonnais Gruissan				insuff.	100-0-0-0-0	insuff.	13-87-0-0-0	69-31-0-0-0
EC Méditerranée type 2A	FRDC02c Cap d'Agde				suff.	29-71-0-0-0	complet	9-91-0-0-0	4-96-0-0-0
ET Méditerranée type lagune	FRDT10 Étang de Thau				complet	69-31-0-0-0	complet	0-29-41-30-0	5-82-13-0-0
EC Méditerranée type 2A	FRDC02e Sète - Frontignan				suff.	29-71-0-0-0	complet	6-94-0-0-0	3-97-0-0-0
EC Méditerranée type 2A	FRDC02f Frontignan - Pointe de l'Espiguette				suff.	0-90-10-0-0	complet	0-91-9-0-0	0-92-8-0-0
ET Méditerranée type lagune	FRDT11c Étangs Palavasiens Ouest				complet	8-75-17-0-0	complet	0-3-27-70-0	0-12-84-4-0
ET Méditerranée type lagune	FRDT11b Étangs Palavasiens Est				complet	0-0-0-15-85	complet	0-0-0-0-99	0-0-0-11-89
ET Méditerranée type lagune	FRDT11a Étang de l'Or				suff.	0-0-0-0-100	suff.	0-0-0-0-100	0-0-0-0-100
ET Méditerranée type lagune	FRDT12 Étang du Ponant				très insuff.	0-4-5-67-24	très insuff.	0-0-0-24-76	0-0-4-44-52
ET Méditerranée type lagune	FRDT13c Petite Camargue Médart				très insuff.	0-0-100-0-0	très insuff.	0-0-5-68-27	0-0-18-82-0
ET Méditerranée type lagune	FRDT14a Camargue Complexe Vaccarès				insuff.	36-45-19-0-0	insuff.	0-1-38-55-6	0-43-54-2-0
ET Méditerranée type delta	FRDT21 Delta du Rhône				très insuff.	100-0-0-0-0	complet	98-2-0-0-0	100-0-0-0-0
ET Méditerranée type lagune	FRDT15a Étang de Berre Grand Étang				insuff.	0-33-62-5-0	insuff.	0-15-85-0-0	0-20-80-0-0
ET Méditerranée type lagune	FRDT15b Étang de Berre Vaine				très insuff.	0-0-100-0-0	très insuff.	0-0-100-0-0	0-0-100-0-0
EC Méditerranée type 1	FRDC04 Golfe de Fos				complet	100-0-0-0-0	complet	0-26-74-0-0	3-97-0-0-0
EC Méditerranée type 3W	FRDC07g Cap Cepet - Cap de Carqueiranne				complet	100-0-0-0-0	complet	98-2-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Méditerranée type 3W	FRDC07h Îles du Soleil				insuff.	100-0-0-0-0	insuff.	100-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Méditerranée type 3W	FRDC09b Port Antibes - Port de commerce Nice				abs.		abs.	100-0-0-0	
EC Méditerranée type 3W	FRDC09d Cap d'Antibes - Cap Ferrat				abs.		abs.	100-0-0-0	
EC Méditerranée type 3W	FRDC10c Monte Carlo - Frontière italienne				abs.		abs.	100-0-0-0	
EC Méditerranée type corse	FREC01ab Pointe Palazzu - Sud Nonza				insuff.	17-79-4-0-0	suff.	100-0-0-0	37-63-0-0-0
EC Méditerranée type corse	FREC02c Littoral bastiais				suff.	100-0-0-0-0	suff.	100-0-0-0	100-0-0-0-0
EC Méditerranée type corse	FREC02d Plaine orientale				suff.	100-0-0-0-0	suff.	100-0-0-0	100-0-0-0-0

État

Très bon

Bon

Moyen

Médiocre

Mauvais

Indication sur nombre de résultats observés

abs.

très insuff.

insuff.

suff.

complet

absence

inférieur de plus de 50 % à celui attendu

inférieur de plus de 10 % à celui attendu

correct au regard de celui attendu

égal à celui attendu

Tableau 13. Répartition dans les différentes classes d’état des 96 masses d’eau évaluées pour les deux indices biomasse et abondance, avant et après examen des critères permettant de juger de la fiabilité de l’évaluation. ME = masse d’eau.

État pour l'indicateur phyto	Nbre total de ME évaluées	ME avec des réserves sur la fiabilité de l'évaluation	Nbre de ME avec évaluation fiable
Très bon	47	FRHC07, FRGT03, FRGT06, FRGC18, FRGT15, FRGT19, FRDT21	40
Bon	36	FRAC01, FRAC02, FRGT21	33
Moyen	7	FRDT15b	6
Médiocre	2	FRDT13c	1
Mauvais	4	FRDT12	3
TOTAL	96		83

L’acquisition de données sur ces masses d’eau est désormais stabilisée et l’évaluation demande donc à être confirmée au cours des prochaines années, quand la série de données sur six ans sera complète. Dans le cas d’une confiance à améliorer, la masse d’eau FRGT19 (Le Scorff) est évaluée en très bon état, avec un indice biomasse « bon » et un indice abondance « très bon ». Mais la confiance pour la biomasse montre une probabilité non négligeable d’appartenance à la classe « moyen ». L’absence de données au début de la période requiert une confirmation de l’évaluation de cette masse d’eau en « très bon ». Pour les deux masses d’eau FRAC01 et FRAC02 près de la frontière belge, la confiance montre que le classement en « moyen » pour l’indice abondance est très fiable. La confiance pour la biomasse, dont le classement est « bon », montre par contre une probabilité non négligeable d’appartenance à la classe « moyen ». L’insuffisance de données pour les deux indices demande la confirmation de l’évaluation initiale de ces masses d’eau en « bon ».

L’objectif ultime de la DCE est le maintien ou la réhabilitation des masses d’eau dans un état très bon ou bon. Les résultats de l’évaluation de l’indicateur phyto-plancton sur la période 2011-2016 montrent donc que 73 masses d’eau sont en état très bon ou bon de façon fiable, soit 76 % des 96 masses d’eau évaluées. Dix masses d’eau demandent à être confirmées dans leur statut très bon ou bon avec des données supplémentaires. Il reste donc 13 masses d’eau (soit 13,5 %) dont l’état est problématique : trois en Manche en état moyen ou médiocre (baie de Somme, au large de la Canche de l’Authie et de la Somme, et au sud de la baie de Seine), une en Atlantique en état moyen (baie de Vilaine-côte en Bretagne Sud) et neuf en Méditerranée (toutes des lagunes, dont quatre en mauvais état). Il reste enfin trois masses d’eau côtières en Méditerranée Est qui n’ont pas pu être évaluées, faute de données disponibles sur la biomasse.

Validation de l’indice biomasse par imagerie satellitaire

Une comparaison des évaluations de la biomasse faites par imagerie satellitaire avec celles obtenues à partir des données *in situ* a été rendue possible grâce aux travaux

de Gohin et Bryère. Ils ont traité des cartes interpolées multi-capteurs quotidiennes sur une période de six années (2007-2012), avec un calcul du percentile 90 pixel par pixel, pour un traitement similaire à celui effectué sur les données *in situ* (Belin, 2014). La comparaison des deux types d'évaluation montre une bonne cohérence globale entre les deux approches, et un examen région par région indique que les évaluations *in situ* sont le plus souvent corroborées par l'estimation satellite. Un exemple en est donné en figure 7 : la masse d'eau « baie de Vilaine côte » est bien identifiée par l'image satellitaire en état moyen, comme le montre également le traitement des données terrain du Rephy pour la même période. De même, la distribution des couleurs dans les autres masses d'eau est cohérente entre les deux cartes. Rappelons que certains lieux d'échantillonnage du Rephy utilisés pour la DCE ont été repositionnés entre 2006 et 2008 suite aux informations qui avaient été précédemment données par l'imagerie satellitaire (Gohin *et al.*, 2008). Il est en effet visible sur la carte satellitaire que l'état d'une masse d'eau s'améliore souvent avec la distance à la côte, la bande côtière étant plus chargée en biomasse. Le lieu d'échantillonnage doit donc être choisi pour être représentatif d'un état global de l'ensemble de la masse d'eau.

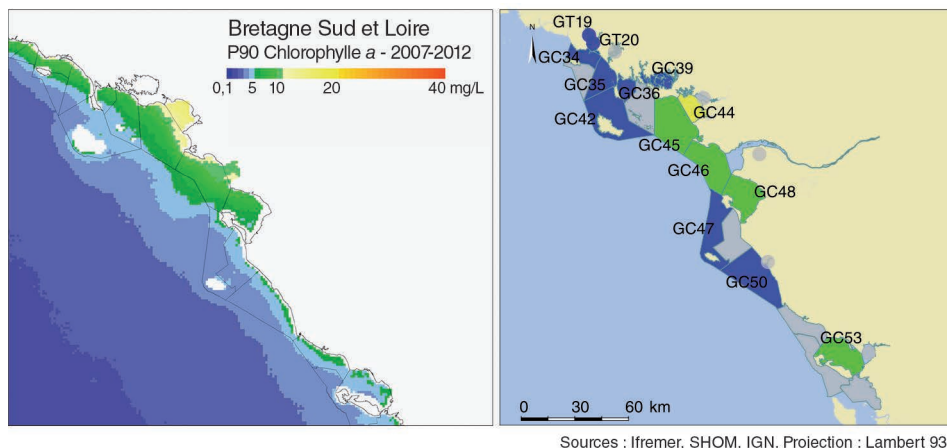


Figure 7. Comparaison des évaluations de l'indice biomasse fournies par imagerie satellitaire (à gauche) et par traitement des données chlorophylle *a* du Rephy (à droite), sur la même période 2007-2012 et selon le même codage de couleur (figures 5 et 6).

Contribution des différents taxons à l'indice abondance

L'indice abondance étant calculé à partir des blooms de chacun des taxons identifiés dans les échantillons, il est possible de préciser la contribution des différents taxons à cet indice. Le tableau 14 donne la liste des principaux taxons (regroupés en UT) ayant contribué à cet indice toutes régions de France confondues, à savoir les UT dont la contribution a été observée au moins six fois sur la période des six années, sur l'une ou l'autre des façades.

Le tableau 14 montre que la part des taxons appartenant à la classe des Bacillariophyceae est largement prépondérante. En comptant la totalité des taxons concernés,

cette classe recouvre plus de 87 % de la contribution totale des échantillons concernés, alors que la part des Dinophyceae n'est que de 2 %. Les contributions de *Phaeocystis* et des Cryptophyceae sont assez importantes avec respectivement 4,3 % et 4,7 %. Le détail des contributions par façade littorale montre cependant des disparités : la figure 8 visualise l'importance de la contribution de chacune des seize premières unités taxinomiques avec le détail par façade.

La figure 8 montre que les quatre taxons classés premiers pour l'ensemble du littoral (*Chaetoceros*, *Leptocylindrus*, *Pseudo-nitzschia* et *Skeletonema*, appartenant tous à

Tableau 14. Principales UT ayant contribué à l'indice abondance sur l'ensemble du littoral français, période 2011-2016, dans l'ordre décroissant du nombre d'échantillons concernés.

Règne-Embranchement-Classe	Unité Taxinomique	Nombre échantillons
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Chaetoceros</i>	316
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Leptocylindrus</i>	212
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Pseudo-nitzschia</i>	211
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Skeletonema</i>	193
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>	99
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Asterionella</i> + <i>Asterionellopsis</i> + <i>Asteroplanus</i>	81
Chromista-Cryptophyta	Cryptophyceae	72
Chromista-Haptophyta-Prymnesiophyceae	<i>Phaeocystis</i>	65
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Dactyliosolen</i>	61
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Guinardia</i>	49
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>	34
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Cerataulina</i>	17
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	Chaetocerotaceae	16
Bacteria-Cyanobacteria	Cyanobacteria	15
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Cylindrotheca</i> + <i>Ceratoneis</i> + <i>Nitzschia</i> + <i>Hantzschia</i>	14
Chromista-Myxozoa-Dinophyceae	<i>Lepidodinium</i>	14
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	Cymatosiraceae + Plagiogrammaceae	8
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Thalassionema</i> + <i>Thalassiothrix</i> + <i>Lioloma</i>	8
Chromista-Myxozoa-Dinophyceae	<i>Scrippsiella</i> + <i>Ensiculifera</i> + <i>Pentapharsodinium</i> + <i>Bysmatrum</i>	8
Chromista-Myxozoa-Dinophyceae	<i>Prorocentrum</i>	8
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Biddulphia</i> + <i>Odontella</i> + <i>Trigonium</i> + <i>Trieres</i>	6
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Ditylum</i>	6
Protozoa-Euglenozoa-Euglenophyceae	<i>Euglenida</i> + <i>Eutreptiida</i>	6
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae	<i>Lauderia</i> + <i>Schroederella</i>	6

la classe des Bacillariophyceae), avec des contributions comprises entre 12 et 20 % pour l'ensemble du littoral, participent largement dans toutes les façades à l'indice d'abondance. Mais la répartition en est très inégale : ainsi, la Méditerranée est clairement marquée par les deux taxons *Chaetoceros* et *Pseudo-nitzschia* qui représentent à eux deux 66 % des contributions pour cette façade. Pour la Manche et l'Atlantique, les contributions se distribuent entre plusieurs taxons, avec des différences parfois marquées entre ces deux façades. Enfin, certains taxons sont inféodés à une seule façade, comme *Phaeocystis* (classe des Prymnesiophyceae) pour la Manche et *Lepidodinium* (classe des Dinophyceae) pour l'Atlantique.

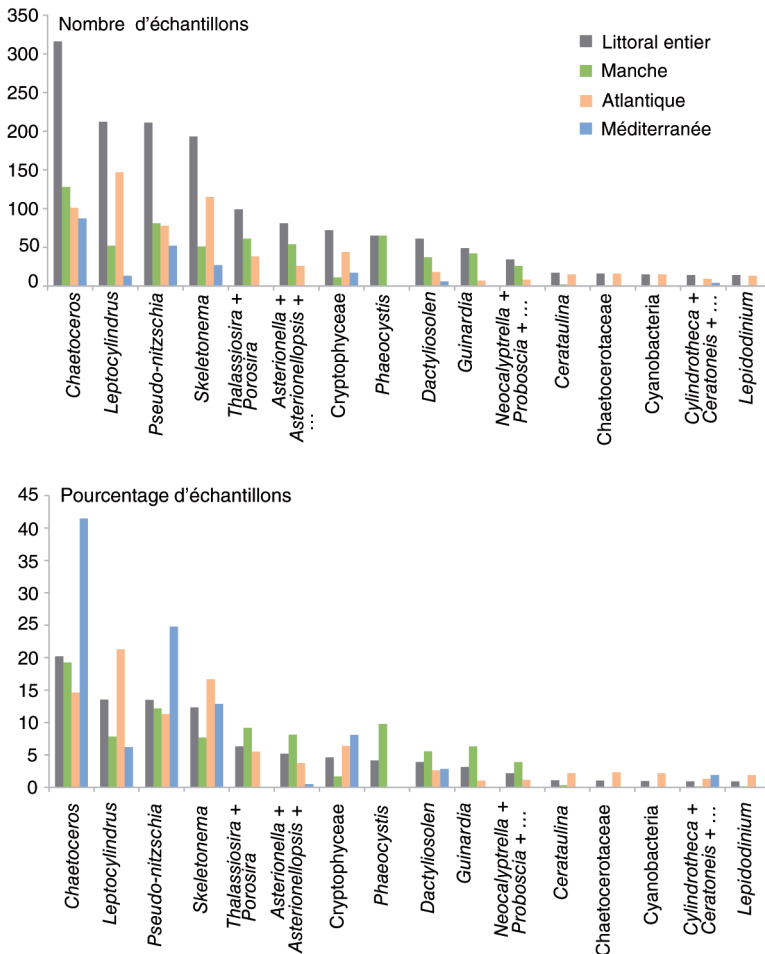


Figure 8. Les seize premières unités taxinomiques ayant contribué à l'indice d'abondance sur la période 2011-2016, pour l'ensemble du littoral français et pour chacune des façades.

Respectivement en nombre et en pourcentage d'échantillons concernés. « *Asterionella* + ... » = *Asterionella* + *Asterionellopsis* + *Asteroplanus* ; « *Neocalyptrella* + ... » = *Neocalyptrella* + *Proboscia* + *Rhizosolenia* ; « *Cylindrotheca* + ... » = *Cylindrotheca* + *Ceratoneis* + *Nitzschia* + *Hantzschia*.

► Les espèces phytoplanctoniques toxiques ou nuisibles

Un certain nombre d'espèces nuisibles ont déjà été citées ou décrites précédemment. Ici, la focale est mise sur les trois principaux groupes d'espèces toxiques en France, régulièrement médiatisées lors des interdictions de commercialisation des coquillages contaminés par des phycotoxines. Il s'agit de *Dinophysis*, *Alexandrium* et *Pseudo-nitzschia*, respectivement producteurs de toxines diarrhéiques, paralysantes et amnésiantes. Le cas d'*Ostreopsis* est également évoqué en raison de son danger potentiel pour les usagers de la mer, dans la mesure où il produit la palytoxine et surtout ses analogues les ovatoxines, qui se libèrent en aérosols dans l'air au risque de provoquer des irritations respiratoires. Enfin, un récapitulatif des espèces avérées ou potentiellement toxiques/nuisibles dans les eaux françaises conclura cette section.

Les espèces toxiques

Le produit cartographique ParamMaps « phytoplancton toxique », disponible sur le site Web Ifremer environnement littoral⁹, présente, à l'instar de celui réalisé pour le phytoplancton dominant (*supra*), des cartes annuelles des concentrations maximales sur la période 2003-2016 qui permettent de visualiser les changements d'une année à l'autre pour les espèces toxiques. Afin d'avoir une vue générale de la distribution de ces espèces sur un nombre limité de cartes, une synthèse sur vingt ans est réalisée dans la figure 9 en utilisant deux indicateurs : le maximum et la médiane des valeurs, par zone marine, sur la période 1997-2016 (explications dans l'encadré 5).

Ainsi, les deux catégories de cartes¹⁰ doivent être lues de façon différente : alors que les cartes des maxima visualisent toutes les zones concernées, les cartes des médianes — du fait du filtrage des données — font ressortir seulement les zones les plus concernées par une présence régulière du taxon.

Encadré 5. Calcul et interprétation du maximum et de la médiane des concentrations pour les figures 9, 12, 13 et 14.

Le maximum est calculé sur l'ensemble des données, et fournit une double information :

- sur l'étendue géographique, en visualisant toutes les zones marines pour lesquelles un taxon a été observé au moins une fois ;
- sur la concentration maximale observée.

La médiane est une statistique de position telle que la moitié des mesures observées lui sont inférieures et l'autre moitié supérieures. Elle est préférée à la moyenne du fait de sa moindre sensibilité aux valeurs exceptionnelles. En tant qu'indicateur de position d'une distribution de mesures, son calcul n'a de sens qu'à partir du moment où les mesures constituent effectivement une distribution et pas seulement des événements isolés et/ou exceptionnels. C'est pourquoi les zones marines ont été filtrées relativement à leur richesse en données. En premier

9. Voir annexe 5.

10. Les cartes ont été créées le 3 mai 2018, avec les données Quadrigé extraites le 11 décembre 2017.

lieu, arbitrairement, les zones marines présentant moins de vingt résultats sur les vingt années considérées sont écartées. En second lieu, les comptages phytoplanctoniques, comme toutes les autres mesures, sont concernés par des limites de détection¹¹ : lorsqu'un taxon n'est pas détecté, cela signifie que sa concentration dans l'échantillon est inférieure à la limite de détection. Ceci a deux conséquences. D'abord, la médiane doit être calculée avec une méthode tenant compte explicitement de l'existence de mesures à la limite de détection : ici *Robust Regression on Order Statistics* (Helsel et Cohn, 1988). Ensuite, si la proportion de données inférieures à la limite de détection est supérieure à 80 %, l'estimation est fragile. Par voie de conséquence, toutes les zones marines pour lesquelles cette proportion était dépassée ont été écartées.

Dinophysis

Le genre *Dinophysis* (photo 36) comporte de nombreuses espèces, dont un certain nombre produit des toxines lipophiles incluant des toxines diarrhéiques (DSP). En France, ce sont principalement les espèces *Dinophysis acuminata* et *D. sacculus* qui sont à l'origine des épisodes toxiques, mais il faut aussi noter la présence plus épisodique ou plus localisée des espèces potentiellement toxigènes suivantes : *D. acuta*, *D. caudata*, *D. fortii*, *D. norvegica*, *D. tripos*. La figure 9 cartographie l'ensemble des deux genres *Dinophysis* + *Phalacroma* réunis dans l'unité taxinomique du même nom : en réalité les données des trois façades pour cette UT concernent presque exclusivement des espèces du genre *Dinophysis*. Il faut savoir que certaines espèces de *Phalacroma* peuvent aussi être toxiques (Lassus *et al.*, 2016). La distribution géographique de ces deux genres réunis fournit ainsi une information pertinente en termes de risque.

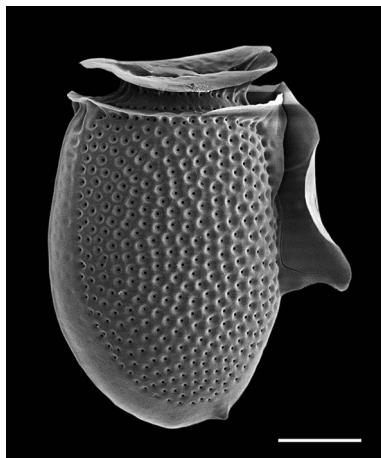


Photo 36. *Dinophysis acuminata* Claparède et Lachmann (classe des Dinophyceae), au microscope électronique. Barre d'échelle : 10 μ m.

11. La limite de détection pour la méthode de microscopie utilisée pour le dénombrement du phytoplancton est le plus souvent de 100 cellules par litre.

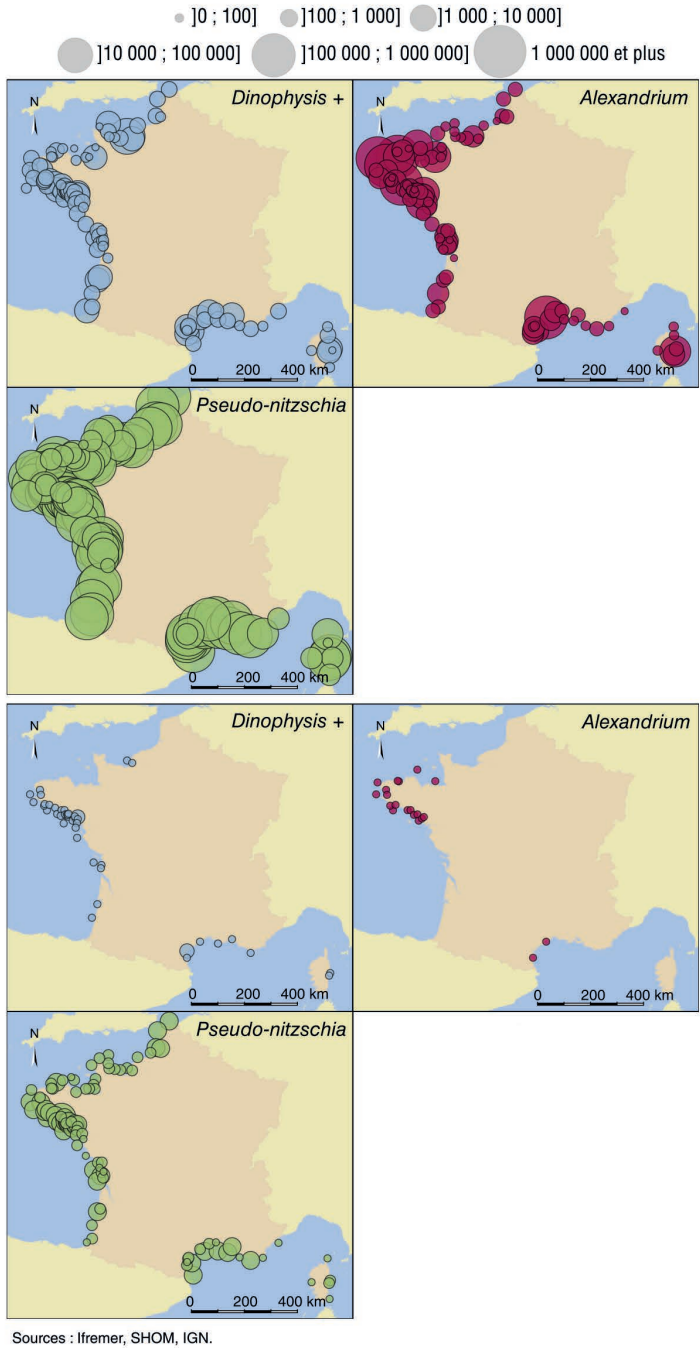


Figure 9. Cartographie des trois taxons comportant des espèces qui produisent des toxines dangereuses pour les consommateurs de coquillages.

Chaque carte synthétise les résultats d'un taxon sur vingt ans (1997-2016), par zone marine : en haut (3 cartes) les concentrations maximales, en bas (3 cartes) les concentrations médianes après filtrage sur les données (encadré 5). Les résultats sont présentés par tranche de concentrations, en cellules par litre. « *Dinophysis +* » = *Dinophysis* + *Phalacroma*.

Dinophysis a la particularité de ne jamais proliférer à de fortes concentrations en France, mais il peut être observé sur toutes les façades, selon les années. Les toxines qu'il produit sont susceptibles de contaminer les coquillages même quand il est observé à très faible concentration (de l'ordre de la centaine de cellules par litre). Malgré des configurations variables d'une année à l'autre, *Dinophysis* est observé tous les ans en baie de Seine, en Bretagne Ouest et Sud, et dans les lagunes méditerranéennes du Languedoc-Roussillon et de Corse. Il est aussi régulièrement observé dans les pertuis charentais, dans le bassin d'Arcachon et sur certains sites méditerranéens. La carte des médianes comparée à celle des maxima montre qu'il est par contre beaucoup plus rare sur le littoral du nord de la France, de l'Ouest Cotentin, de Bretagne Nord et dans les eaux côtières de l'Est Méditerranée et de la Corse. Les concentrations maximales annuelles sont généralement inférieures à 10 000 cellules par litre, et sont toujours inférieures à 100 000 cellules par litre à l'exception de la Normandie, pour laquelle des concentrations supérieures ont été enregistrées : au cap d'Antifer au nord de la Seine en 1989 et en 2016, avec un maximum de 228 000 cellules ; sur la côte du Calvados en 1995, puis en 2006 avec 803 000 cellules, le record national sur trente ans pour ce taxon. Les périodes de présence sont différentes selon les régions. Si *Dinophysis* peut être présent à tout moment, il est généralement observé à partir de mars-avril en Bretagne Ouest et Sud, et à partir de juillet-août en Normandie. Alors qu'il est rarement observé en hiver sur les côtes de Manche et d'Atlantique, *Dinophysis* peut être présent toute l'année en Méditerranée.

Dinophysis est un dinoflagellé qui est longtemps resté mystérieux, du fait de l'échec de sa culture en laboratoire, d'où la difficulté de faire avancer les connaissances sur les conditions environnementales qui favorisent son développement et sa toxicité. Des projets de recherche récents ont cependant fait émerger un certain nombre d'explications, dont le projet Dinophag mené en France par Souchu *et al.* (2013)¹² dans les Pays de la Loire. En effet, *Dinophysis* a un comportement alimentaire de type « mixotrophe », s'appuyant à la fois sur la photosynthèse (autotrophie) et la prédation (de type kleptoplastie¹³), en quelque sorte il est donc à la frontière des mondes végétal et animal. L'hypothèse de *Dinophysis* prédateur a été décrite dans le projet Dinophag, montrant que *Dinophysis* extrait des chloroplastes¹⁴ du cilié *Mesodinium rubrum*¹⁵ avec son pédoncule, puis les utilise pour effectuer sa propre photosynthèse. Mais le plus étonnant est que *Mesodinium rubrum* est lui-même un prédateur qui se fournit en chloroplastes sur d'autres micro-organismes phytoplanctoniques de la famille des Cryptophyceae (figure 10). *Dinophysis* est donc impliqué dans une chaîne trophique complexe, qui repose à la fois sur la disponibilité de proies et sur les facteurs qui influencent la photosynthèse (lumière, nutriments). Ceci conduit à penser que *Dinophysis* dépend des apports en nutriments pour garantir à la fois sa propre croissance et la croissance de ses partenaires (Cryptophyceae et *Mesodinium*). Les modèles de coévolution des différents paramètres (biologiques,

12. Le projet Dinophag est présenté dans un dossier illustré sur le site Ifremer environnement littoral (annexe 5).

13. Kleptoplastie ou « vol de plastes », notamment de chloroplastes.

14. Organes présents dans la cellule pour la photosynthèse.

15. Dont un synonyme est *Myrionecta rubra*.

chlorophylle *a*, nutriments) ont conclu que : *Dinophysis* est plus abondant dans la zone la plus eutrophisée des Pays de la Loire (baie de Vilaine) et, d'autant plus, quand les apports fluviaux et la biomasse phytoplanctonique sont élevés. Les solutions pour limiter le développement de *Dinophysis* seraient alors du même type que celles préconisées pour lutter contre l'eutrophisation : une réduction des apports de nutriments (Souchu *et al.*, 2013).

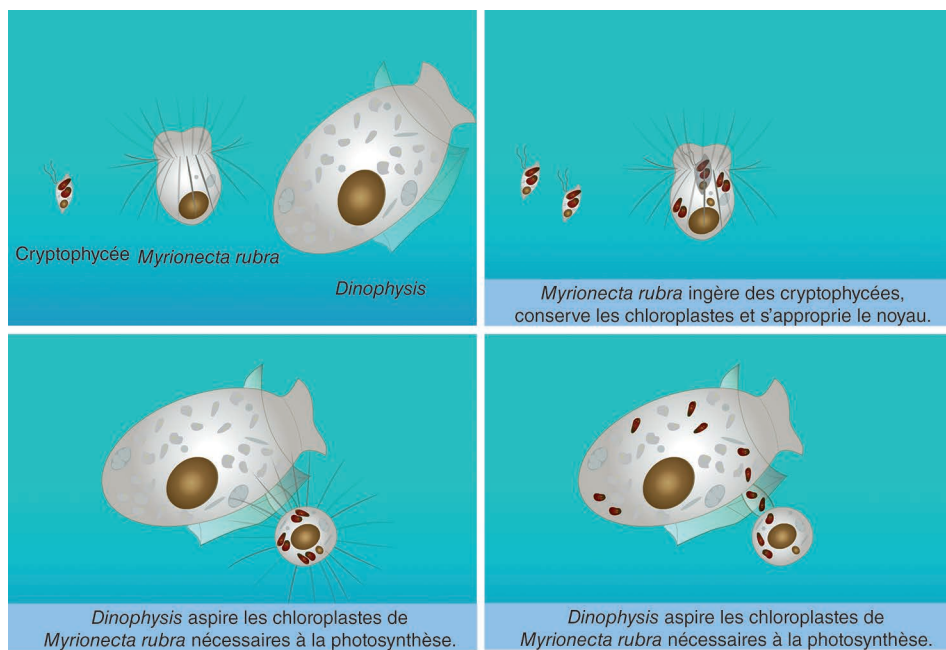


Figure 10. Chaîne trophique de *Dinophysis*, impliquant des Cryptophycées et l'espèce *Mesodinium rubrum* (= *Myrionecta rubra*). Extrait du dossier Dinophag sur le site Ifremer environnement littoral.

Alexandrium

Le genre *Alexandrium* (photo 37) comporte plusieurs espèces, dont quelques-unes produisent des toxines paralysantes (PSP). En France, les deux espèces toxiques ayant conduit à des épisodes de toxicité PSP sont : *A. minutum* en Manche et Atlantique (Lassus *et al.*, 2016) ; *A. catenella* dans l'étang de Thau (Masselin *et al.*, 2001). La figure 9 cartographie l'ensemble des espèces d'*Alexandrium*, toxiques ou non. La distribution géographique de ce genre fournit une information intéressante en termes de risque, même s'il n'est pas systématiquement avéré.

Certaines espèces d'*Alexandrium* peuvent se développer à des concentrations très importantes, jusqu'à plusieurs millions ou dizaines de millions de cellules par litre, pouvant alors former des « eaux rouges ». Les données disponibles depuis 1987 dans le cadre du Rephy montrent que les coquillages ne deviennent toxiques qu'après un développement important d'une espèce toxique d'*Alexandrium* (plusieurs milliers ou dizaines de milliers de cellules par litre selon les régions et les espèces), ce qui

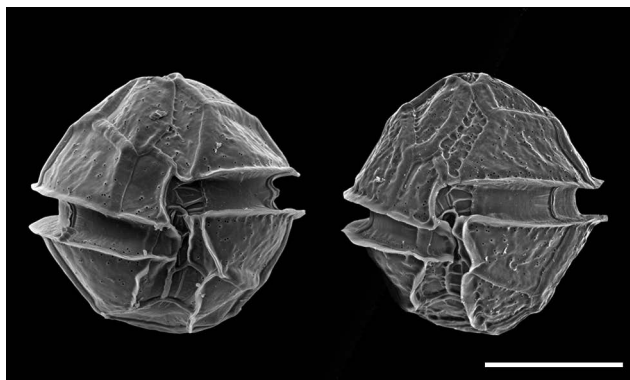


Photo 37. *Alexandrium minutum* Halim (classe des Dinophyceae), au microscope électronique. Barre d'échelle : 10 μ m.

explique qu'il est un excellent indicateur prévisionnel d'une contamination PSP à venir. Malgré des configurations variables d'une année à l'autre, *Alexandrium* peut être observé sur l'ensemble du littoral français, avec des concentrations maximales annuelles qui sont le plus souvent inférieures à 10 000 cellules par litre. Les zones les plus fréquemment touchées par des proliférations supérieures à 100 000 cellules par litre sont situées en Bretagne Nord et Ouest, ainsi que dans l'étang de Thau en Languedoc.

En Bretagne Nord, ces zones sont les suivantes :

- l'estuaire de la Rance très souvent entre 1996 et 2003, puis entre 2009 et 2011 ;
- la rivière de Morlaix, très souvent de 1989 à 1996, puis en 2000, 2010 et 2015 ;
- la rivière de Penzé, presque tous les ans entre 1990 et 2007, puis en 2015 ;
- les Abers, plusieurs fois entre 1988 et 2003.

La concentration maximale enregistrée sur toute la Manche est de 25 millions de cellules dans la rivière de Penzé en 1995. Depuis 2012, des blooms importants sont recensés en rade de Brest (Chapelle *et al.*, 2015), avec plus de 41 millions de cellules par litre en 2012.

Dans l'étang de Thau, des blooms ont été observés tous les ans entre 1998 et 2004, puis très souvent entre 2007 et 2016.

Les développements importants d'*Alexandrium* dans toutes ces régions ont été la plupart du temps associés à des épisodes de toxicité PSP. La plus forte concentration d'*Alexandrium* jamais observée fut de 180 millions de cellules en rade de Toulon en 1990 (donc non visible sur la carte), sans conséquences, la zone ne comportant pas de coquillages cultivés. La carte des médianes montre, qu'outre les zones déjà citées, *Alexandrium* est également régulièrement présent en Bretagne Sud et dans l'étang de Salses-Leucate en Roussillon. Les périodes de présence sont différentes selon les régions : en été en Bretagne, en automne et hiver en Méditerranée.

À l'inverse de *Dinophysis*, *Alexandrium* se cultive bien en laboratoire, ce qui a permis de l'étudier de façon contrôlée. Son cycle de développement est connu depuis longtemps, avec en particulier :

- une phase de croissance au printemps et en été, pendant laquelle *Alexandrium* se multiplie jusqu'à former éventuellement des eaux colorées ;

- une transformation en fin de bloom de certaines cellules en kystes de résistance qui s'enfouissent dans le sédiment, afin d'y passer l'hiver ;
- une phase de germination au printemps quand les kystes, retrouvant des conditions favorables, redonnent de nouvelles cellules mobiles (figure 11).

Un certain nombre d'études sur le terrain ont permis de cerner les caractéristiques principales du développement d'*Alexandrium*. Parmi les études menées en France, notons celle réalisée sur la rivière de Penzé en Bretagne Nord-Ouest (Chapelle *et al.*, 2007), dans laquelle les conditions environnementales pouvant expliquer les variations interannuelles des blooms d'*Alexandrium minutum* ont été décrites : une température de l'eau minimale (15 °C), un coefficient de marée inférieur à 80, un débit faible de la rivière. Ces conditions n'ayant néanmoins pas été suffisantes pour expliquer l'absence de blooms d'*Alexandrium* à partir de 2004, d'autres hypothèses sont toujours à l'étude, comme le parasitisme qui pourrait contrôler les développements d'*Alexandrium*.

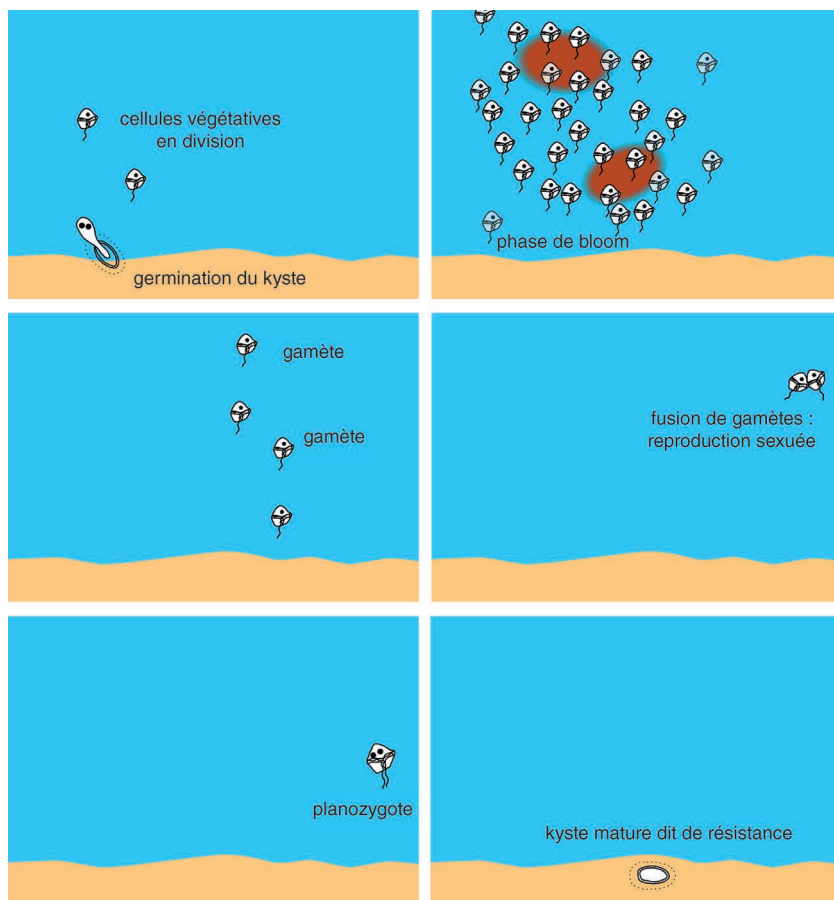


Figure 11. Cycle biologique d'*Alexandrium minutum* (d'après Wyatt et Jenkinson, 1997). Extrait du site Ifremer environnement littoral.

Le projet Phytorisk, mené par Guallar-Morillo *et al.* (2015)¹⁶, a également permis d'évaluer les risques d'efflorescences d'algues toxiques sur la région Loire-Bretagne pour les deux genres *Alexandrium* et *Pseudo-nitzschia* à partir des données disponibles, dont les données Rephy. Pour *Alexandrium*, il a été confirmé qu'il prolifère régulièrement dans les petites baies et estuaires présentant des caractéristiques similaires : milieux peu profonds, confinés, riches en nutriments (azote, phosphore). L'analyse de la niche écologique a montré la préférence d'*Alexandrium minutum* (l'espèce toxique présente en Bretagne) pour des eaux plus chaudes, mais de salinité variable. Globalement, Guallar *et al.* (2017) ont montré que la température est un facteur clé pour l'initiation du bloom, au même titre que le débit des rivières sur le maximum du bloom. Toutefois, ce second facteur se décline localement, favorisant la croissance par l'apport de nutriments et limitant l'abondance par l'effet de dilution. *Alexandrium* présente également une dynamique caractéristique d'une espèce invasive : une période d'installation avec des abondances faibles, puis une période avec des blooms de forte abondance et, enfin, une période de présence mais à des abondances plus faibles (car contrôlée par des parasites ou des prédateurs).

Les facteurs retenus, essentiellement abiotiques, n'expliquent cependant pas complètement la variabilité observée de ces efflorescences (durée, intensité, fin des blooms). Il faut vraisemblablement examiner plus en détail les interactions biotiques avec d'autres espèces, comme la compétition pour les ressources, le parasitisme ou la prédation.

En Méditerranée, c'est surtout l'étang de Thau qui a connu et connaît toujours des proliférations importantes de l'espèce *Alexandrium catenella*. Le fait que la souche présente dans cet étang soit apparentée à une souche japonaise (Lilly *et al.*, 2002) a permis d'étayer l'hypothèse d'une introduction accidentelle de cette espèce. Les kystes d'*Alexandrium* transportés dans les eaux de déballastage de navires en provenance d'Asie auraient contaminé les coquillages de la côte méditerranéenne espagnole, entraînant l'introduction d'*Alexandrium catenella* dans l'étang de Thau suite à la circulation de coquillages contaminés entre la France et l'Espagne dans les années 1980-1990. Les développements de cette espèce à Thau apparaissent principalement en période printanière et automnale, ils nécessitent des conditions hydroclimatiques particulières, combinant des facteurs de température et de vent (Laanaia *et al.*, 2013). Toujours en Méditerranée, une autre espèce d'*Alexandrium*, *A. minutum*, est régulièrement observée dans la lagune de Salses-Leucate sur la côte du Roussillon. Généralement présente à faible concentration, elle a cependant dépassé 10 000 cellules par litre dans les années 2007 à 2009.

Pseudo-nitzschia

Le genre *Pseudo-nitzschia* (photo 38) comporte plusieurs espèces, dont un certain nombre produit des toxines amnésiantes (ASP). En France, les espèces *P. australis* et *P. pseudodelicatissima* ont été formellement identifiées comme la cause d'épisodes de toxicité ASP (Amzil *et al.*, 2001 ; Nézan *et al.*, 2006). Il faut cependant

16. Le projet Phytorisk est présenté dans un dossier illustré sur le site Ifremer environnement littoral (annexe 5).

noter la présence des espèces toxigènes suivantes : *P. delicatissima*, *P. fraudulenta*, *P. multiseriata*, *P. multistriata*, *P. pungens* (Lassus *et al.*, 2016). Étant donné la difficulté d'identifier une espèce de ce genre au microscope, les identifications sont la plupart du temps relatives à un groupe d'espèces ou « complexe » : par exemple le complexe *delicatissima/pseudodelicatissima*, le complexe *seriata*, le complexe *americana*, etc. Il n'est pas possible dans le cadre des observations Rephy de quantifier le pourcentage de la contribution des espèces toxiques dans les blooms par rapport à celle des espèces non toxiques. Toutefois, certains groupes comportent des espèces plus toxiques (celles qui sont larges et effilées) et les seuils d'alerte définis dans le cadre du Rephy en tiennent donc compte : le seuil le plus sécuritaire étant attribué à ces groupes. La distribution géographique du genre dans son ensemble (figure 9) fournit néanmoins une information intéressante en termes de risque.

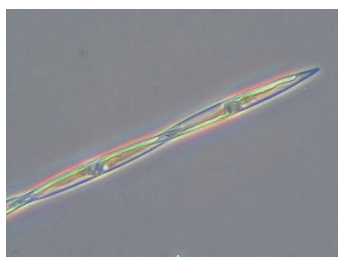


Photo 38. *Pseudo-nitzschia*
(classe des Bacillariophyceae)
au microscope optique.

Les cellules de *Pseudo-nitzschia*, de forme allongée, se réunissent souvent en colonies (chaînes). Dans des eaux enrichies en nutriments, ce genre peut dominer la population phytoplanctonique, formant des blooms, voire des eaux colorées. Les données disponibles depuis 1987 dans le cadre du Rephy montrent que les coquillages ne deviennent toxiques qu'après des développements supérieurs à plusieurs centaines de milliers de cellules par litre. La configuration générale des développements de *Pseudo-nitzschia* est assez similaire d'une année à l'autre : elle est observée tous les ans sur l'ensemble du littoral, avec des concentrations maximales annuelles importantes, très souvent supérieures à 100 000 cellules par litre et assez fréquemment supérieures à un million. Le record national a été atteint en 2010 sur la côte audoise en Méditerranée occidentale avec 60 millions de cellules par litre. Les plus fortes concentrations en Atlantique et Manche ont été respectivement de 14 millions en baie de Concarneau en 2008, et 4 millions en baie de Somme en 2014. Les blooms sont particulièrement nombreux entre mars et septembre sur toutes les façades. La carte des médianes montre que *Pseudo-nitzschia*, contrairement à *Dinophysis* et *Alexandrium*, est régulièrement présente sur la totalité du littoral à des concentrations non négligeables. Le fait que des épisodes toxiques ASP ne soient observés que dans certaines régions (chapitre 5) laisse à penser que le ratio espèces toxiques/espèces non toxiques dans les populations de *Pseudo-nitzschia* est une information qu'il serait important de pouvoir appréhender, afin d'affiner la surveillance.

Des études de terrain ont permis d'acquérir des connaissances sur les conditions environnementales qui favorisent son développement. Ainsi en France, Husson *et al.* (2016) ont utilisé les données du Rephy pour caractériser la dynamique saisonnière et la variabilité interannuelle des blooms de *Pseudo-nitzschia* associés à la

contamination des coquilles Saint-Jacques, dans six zones du littoral de la Manche et de l'Atlantique. Ils ont ainsi montré que l'importance et les caractéristiques des blooms de *Pseudo-nitzschia*, tout comme la fréquence des épisodes de toxicité associés, varient grandement selon la zone. Par ailleurs, la contamination ASP des coquillages est toujours précédée par des blooms importants de *Pseudo-nitzschia*. L'irradiance et la température jouent un rôle majeur sur l'initiation des blooms de *Pseudo-nitzschia* au printemps. Les épisodes de toxicité ASP ont tendance à être plus fréquents dans les baies fortement influencées par des apports en nutriments, notamment par les rivières (Husson *et al.*, 2016). Enfin, des événements climatiques à grande échelle (tels que la tempête Xynthia en 2010) pourraient stimuler les espèces toxiques de *Pseudo-nitzschia*.

Le projet Phytorisk (Guallar-Morillo *et al.*, 2015) a permis d'évaluer les risques d'efflorescences de *Pseudo-nitzschia* sur la région Loire-Bretagne. Il apparaît que les niches écologiques sont différentes selon les espèces, en particulier celle de *P. australis* se situe dans des eaux plus marines et légèrement plus froides que celle de l'ensemble des autres espèces, la niche de *P. fraudulenta* étant intermédiaire. Il en ressort aussi que, d'une manière générale, les efflorescences de *Pseudo-nitzschia* sont associées à des températures de l'eau et des éclaircissements élevés, donc au printemps et à l'été, et que les facteurs liés à l'hydrodynamisme des masses d'eau et aux nutriments sont cruciaux.

Ostreopsis

Le genre *Ostreopsis* (classe des Dinophyceae) comprend onze espèces généralement épiphytes sur des macro-algues ou des substrats immergés dans des eaux tropicales à tempérées chaudes (Hoppenrath *et al.*, 2014). *Ostreopsis* (photo 39) est observé dans le cadre du RePHY depuis le début des années 1990, mais il s'est fait remarquer surtout à partir de 2006, suite à des troubles respiratoires chez des baigneurs dans la région de Marseille. C'est en effet un producteur potentiel de palytoxines et d'ovatoxines dont la libération dans l'air, sous forme d'aérosols, peut conduire à des irritations de la peau, des yeux et du système respiratoire, voire à des difficultés respiratoires. *Ostreopsis* est presque systématiquement enregistré sous son nom de genre, sans indication d'espèce. En Méditerranée, une seule espèce a pu être identifiée sur une base morphologique et moléculaire, *O. cf. ovata*. Il s'agit du génotype le plus commun qui se retrouve notamment en Espagne et Italie, même si d'autres espèces ont été observées. En Atlantique, aucune identification formelle n'a pu être effectuée et il pourrait s'agir d'une autre espèce.

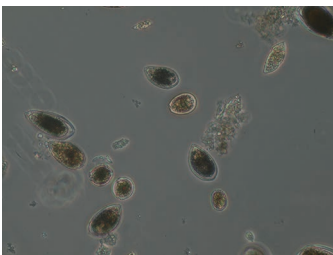


Photo 39. *Ostreopsis* (classe des Dinophyceae) au microscope optique.

Ce taxon est essentiellement inféodé à la Méditerranée, où il est observé presque tous les ans, mais à des concentrations faibles et dépassant rarement 10 000 cellules par litre. Les seules occurrences supérieures à 100 000 cellules dans les données du Rephy ont été enregistrées dans la zone de Marseille-calanques en 2008 (avec le record national de près de trois millions de cellules par litre) et 2009. *Ostreopsis* peut être observé toute l'année en Méditerranée, mais il est surtout présent entre juillet et novembre. En Atlantique, seules les observations d'*Ostreopsis* faites sur la côte basque sont probables. Dans les données Rephy, Marseille ressort comme la seule zone de présence régulière d'*Ostreopsis*. En réalité cette microalgue est observée tous les ans par le réseau Somlit-Resomar dans la région de Nice et Villefranche, où elle forme régulièrement des efflorescences importantes en été.

Récapitulatif des espèces toxiques ou nuisibles en France métropolitaine

Les espèces phytoplanctoniques toxiques et nuisibles peuvent être décrites en cinq catégories.

La première catégorie concerne les espèces produisant des toxines qui s'accumulent dans les organismes marins qui s'en nourrissent (coquillages, poissons, crustacés, etc.). Leurs nuisances touchent majoritairement les consommateurs de ces organismes. C'est le cas des trois principaux groupes d'espèces toxiques présents en France, *Dinophysis*, *Alexandrium* et *Pseudo-nitzschia*. Ces toxines n'affectent pas les coquillages eux-mêmes et ceux-ci peuvent être consommés une fois qu'ils sont décontaminés. Si en France, elles semblent ne toucher que les humains, ce n'est pas le cas dans certains pays où les concentrations en toxines PSP et ASP sont beaucoup plus élevées, au point parfois de provoquer des mortalités d'oiseaux et même de mammifères marins consommateurs de coquillages ou de poissons très contaminés. Dans cette catégorie, se rangent aussi *Azadinium* et *Vulcanodinium*. *Azadinium* est un producteur d'azaspiracides, toxines réglementées appartenant à la famille des toxines diarrhéiques, présentes seulement à très faible concentration en France (chapitre 5). *Vulcanodinium* est un producteur de pinnatoxines, sans effet toxique rapporté en France.

La deuxième catégorie concerne les espèces produisant des toxines, généralement hémolytiques, libérées dans le milieu marin et agissant directement sur la faune et la flore marine en provoquant des mortalités. Plusieurs espèces de ce type sont présentes sur le littoral français, avec des conséquences potentielles en cas de blooms, par exemple : *Karenia mikimotoi* et *Karlodinium corsicum* (classe des Dinophyceae), *Heterosigma akashiwo* (classe des Raphidophyceae), qui ont déjà causé des nuisances en France, et *Chrysochromulina* pour laquelle aucune nuisance n'a été observée.

La troisième catégorie concerne des effets nuisibles par action mécanique (production de mousses, de mucus, etc.), pouvant conduire à des mortalités de poissons ou autres organismes marins. Un cas typique, déjà évoqué, est *Phaeocystis*. *Chaetoceros* peut être également classée dans cette catégorie, même si les effets nuisibles ne sont pas fréquents au regard de son omniprésence tout le long du littoral. *Dictyocha* est

aussi susceptible d'irriter les branchies de poissons avec son squelette siliceux. En 1987, un bloom de *Dictyocha* (plus d'un million de cellules) a ainsi été à l'origine de mortalités importantes dans un élevage de truites en baie de Douarnenez (Belin et Raffin, 1998), suite à des irritations ayant provoqué des mucosités importantes au niveau des branchies. Depuis cette date, seul l'étang de Diana en Corse a connu un bloom de cette espèce en 2010 (plus de deux millions de cellules par litre), sans événement signalé.

La quatrième catégorie concerne des espèces produisant des toxines qui se libèrent en aérosols dans l'air (éventuellement en plus du risque d'intoxication alimentaire). C'est le cas d'*Ostreopsis*, producteur de palytoxines et d'ovatoxines.

Enfin la cinquième catégorie concerne les espèces dites nuisibles qui, par leur capacité à se développer rapidement en quantité très abondante, conduisent à des anoxies du milieu marin et donc indirectement à des mortalités de la faune et la flore. C'est en particulier le cas de *Lepidodinium chlorophorum* et d'*Attheya armata*.

À noter la présence en France métropolitaine, mais de façon rare et toujours à faible ou très faible concentration, d'une espèce potentiellement productrice de brevetoxines : *Karenia papilionacea*. Les brevetoxines, surtout présentes en Floride, golfe du Mexique et Nouvelle-Zélande, ont des effets multiples : irritations respiratoires par aérosols, mortalités de poissons et intoxications humaines avec des symptômes neurologiques (Lassus *et al.*, 2016). Du fait des faibles concentrations observées, aucun effet nuisible n'a été déploré en France.

» Les espèces phytoplanctoniques « emblématiques » du littoral français métropolitain

Le concept d'espèce emblématique n'a pas de définition officielle pour ce qui concerne le phytoplancton. Il est cependant intéressant de prendre en compte l'ensemble des caractéristiques décrites dans cette section afin de tenter d'établir une typologie des taxons les plus « emblématiques » par façade, le terme étant utilisé ici sous une acception très subjective. Sont pris en compte les critères suivants :

- les taxons proliférant régulièrement à des concentrations importantes (plus d'un million de cellules par litre) ou très importantes (plus de dix millions de cellules par litre) sur l'ensemble de la période 1987-2016 ;
- les taxons ayant été jugés comme des taxons dominants (dans les 20 premiers rangs) sur la période 2003-2016 ;
- les taxons ayant contribué à l'indice DCE abondance (contribution d'au moins 5 %) sur la période 2011-2016.

Le premier critère juge de la potentialité des taxons à proliférer, sur une durée pouvant être courte, mais dont la répétabilité peut être observée sur trois décennies. Le deuxième critère, la dominance, permet de mettre en évidence des taxons qui ne prolifèrent pas forcément à des concentrations importantes, mais dont la présence est plus ou moins continue dans le milieu marin. Le troisième critère (DCE) permet de mettre en évidence les taxons qui prolifèrent à des concentrations moyennes non prises en compte dans le premier critère (entre cent mille et un million de cellules

par litre). Le fait que les deux derniers critères soient jugés sur des périodes plus restreintes fait porter un poids sur les années récentes, ce qui a sans doute l'avantage de donner un aperçu plus réaliste de la situation actuelle. La prise en compte de l'ensemble de ces critères, pour chacune des façades, est résumée dans le tableau 15.

Les taxons que l'on peut juger comme emblématiques d'une façade sont ceux qui remplissent au moins un des critères définis dans le tableau 15. Ceux qui remplissent les trois critères sont sans conteste les taxons qui à la fois, prolifèrent le plus souvent à forte concentration depuis trente ans, sont les plus dominants (par leurs proliférations ou par leur présence continue ou quasi continue dans le milieu) depuis une quinzaine d'années et sont très présents dans les eaux ces six dernières années.

Pour la façade Manche, les taxons emblématiques sont au nombre de vingt, dont une majorité (quinze) appartient aux Bacillariophyceae. Parmi ces vingt taxons, huit d'entre eux répondent aux trois critères : l'un appartient à la classe des Prymnesiophyceae, les autres aux Bacillariophyceae.

Pour la façade Atlantique, les taxons emblématiques sont au nombre de vingt-trois, dont douze appartiennent aux Bacillariophyceae et sept aux Dinophyceae. Parmi ces vingt-trois taxons, six répondent aux trois critères, un seul appartenant à la classe des Cryptophyceae et les autres aux Bacillariophyceae.

Pour la façade Méditerranée, les taxons emblématiques sont au nombre de vingt, dont douze appartiennent aux Bacillariophyceae et six aux Dinophyceae. Parmi ces vingt taxons, cinq répondent aux trois critères, dont un appartenant à la classe des Cryptophyceae et les autres aux Bacillariophyceae.

Afin d'en savoir plus sur la répartition géographique plus fine de ces taxons, les figures 12, 13 et 14 visualisent sur des cartes¹⁷ douze de ces taxons emblématiques, sachant que trois autres taxons (*Dinophysis*, *Alexandrium*, *Pseudo-nitzschia*) ont déjà été représentés dans la figure 9. Les taxons cartographiés ont été choisis pour représenter une diversité de cas différents, par exemple ceux qui sont plus présents sur certaines façades. Les quelques taxons omniprésents sur tout le littoral (*Chaetoceros*, *Leptocylindrus*, *Skeletonema*, etc.), présentant des cartes nationales très similaires, ne sont pas tous représentés ici¹⁸.

Les cartes visualisent une synthèse sur vingt ans pour chacun de ces douze taxons, en utilisant deux indicateurs : le maximum et la médiane des valeurs, par zone marine, sur la période 1997-2016. Les explications sur le calcul et l'interprétation du maximum et de la médiane sont dans l'encadré 5.

Ainsi, les deux catégories de cartes doivent être lues de façon différente : alors que les cartes des maxima visualisent toutes les zones dans lesquelles le taxon a été observé au moins une fois sur la période, les cartes des médianes — du fait du filtrage effectué sur les données — font ressortir seulement les zones les plus concernées par une présence régulière du taxon.

17. Les cartes ont été créées le 3 mai 2018, avec les données Quadrige extraites le 11 décembre 2017.

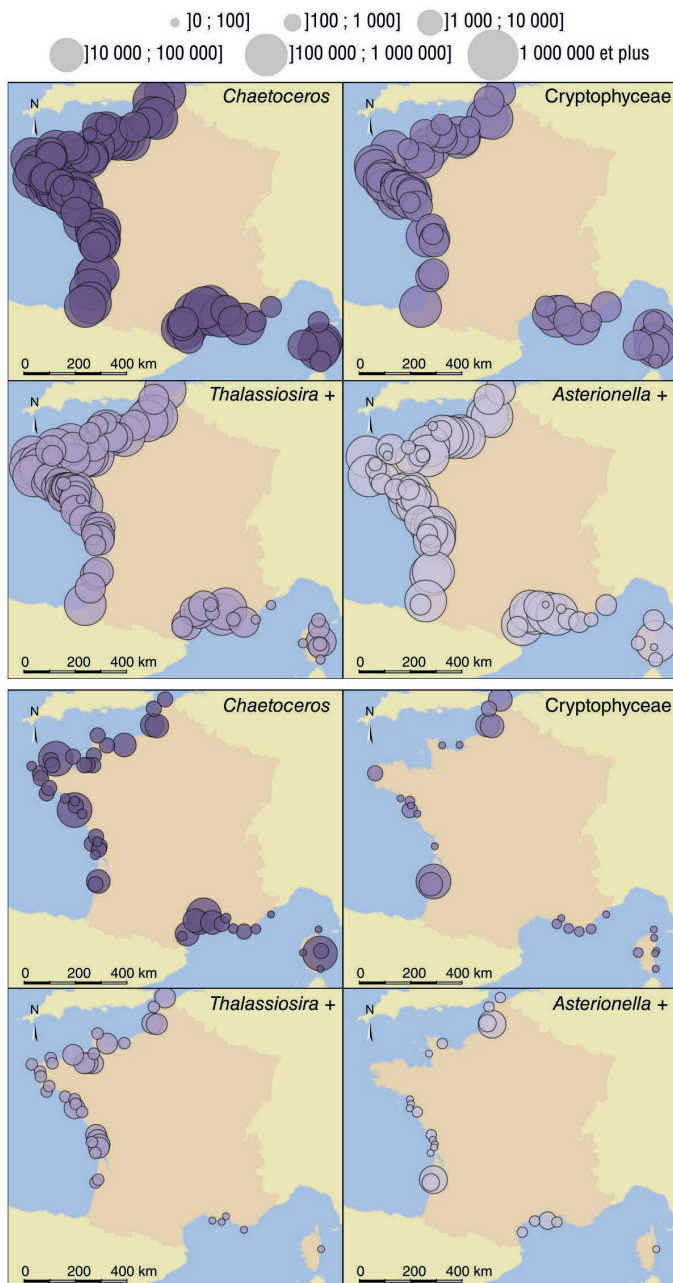
18. Ils le sont par contre dans le produit ParamMaps « phytoplancton dominant », cf. supra.

Tableau 15. Taxons phytoplanctoniques les plus emblématiques observés sur le littoral français, avec les critères pris en compte pour chacune des façades.

Règne-Embranchement-Classe	Manche			Atlantique			Méditerranée		
	Prolifér. régulières	Dominant	Contrib. indice DCE	Prolifér. Régulières	Dominant	Contrib. indice DCE	Prolifér. Régulières	Dominant	Contrib. indice DCE
Chromista-Cryptophyta									
Cryptophyceae									
Chromista-Haptophyta-Prymnesiophyceae									
Phaeocystis									
Chrysochromulina + Haptolina									
Chromista-Myxozoa-Dinophyceae									
Dinophysis + Phalacroma									
Alexandrium									
Gonyaulax + Protoceratium									
Gymnodiniaceae									
Lepidodinium									
Protoperidinium + Peridinium									
Scrippsiella + Ensiculifera + Pentaparsodinium + Bysmatrum									
Prorocentrum									
Chromista-Ochrophyta-Bacillariophyceae									
Navicula + Fallacia + Haslea + Lyrella + Petroneis									
Cocconeis									
Cylindrotheca + Ceratoneis + Nitzschia + Hantzschia									
Pseudo-nitzschia									
Rhaphoneis + Delphineis									
Cerataulina									
Cymatosiraceae + Plagiogrammaceae									
Attheya									
Chaetoceros									
Leptocylindrus									

Règne-Embranchement-Classe	Manche			Atlantique			Méditerranée		
	Prolifér. régulières	Dominant	Contrib. indice DCE	Prolifér. Régulières	Dominant	Contrib. indice DCE	Prolifér. Régulières	Dominant	Contrib. indice DCE
<i>Paralia</i>									
<i>Dactylosolen</i>									
<i>Guinardia</i>									
<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>									
<i>Skeletonema</i>									
<i>Thalassiosira</i> + <i>Parasira</i>									
Fragilariaceae + Toxariaceae									
<i>Asterionella</i> + <i>Asterionellopsis</i> + <i>Asteroplanus</i>									
<i>Licmophora</i>									
<i>Thalassionema</i> + <i>Thalassiothrix</i> + <i>Lioloma</i>									
Chromista–Ochrophyta–Dictyochophyceae									
<i>Dictyocha</i>									
Protozoa–Euglenozoa–Euglenophyceae									
<i>Euglenida</i> + <i>Eutreptiida</i>									

Proliférations régulières très importantes : > 10 millions de cellules par litre, au moins dix années sur trente
Proliférations régulières importantes : > 1 million de cellules par litre, au moins dix années sur trente
Très dominant : dans les 10 premiers rangs pour la façade, pour la période 2003-2016
Dominant : entre le 11^e et le 20^e rang pour la façade, pour la période 2003-2016
Contribution très forte à l'indice d'abondance DCE : à plus de 10 % pour la façade, pour la période 2011-2016
Contribution forte à l'indice d'abondance DCE : entre 5 et 10 % pour la façade, pour la période 2011-2016



Sources : Ifremer, SHOM, IGN.

Figure 12. Cartographie de quatre taxons emblématiques de l'une et/ou l'autre des trois façades.

Chaque carte synthétise les résultats d'un taxon sur vingt ans (1997-2016), par zone marine : (4 du haut) les concentrations maximales, (4 du bas) les concentrations médianes après filtrage sur les données (encadré 5). Les résultats sont présentés par tranche de concentrations, en cellules par litre. « *Thalassiosira* + » = *Thalassiosira* + *Porosira* ; « *Asterionella* + » = *Asterionella* + *Asterionellopsis* + *Asteroplanus*.

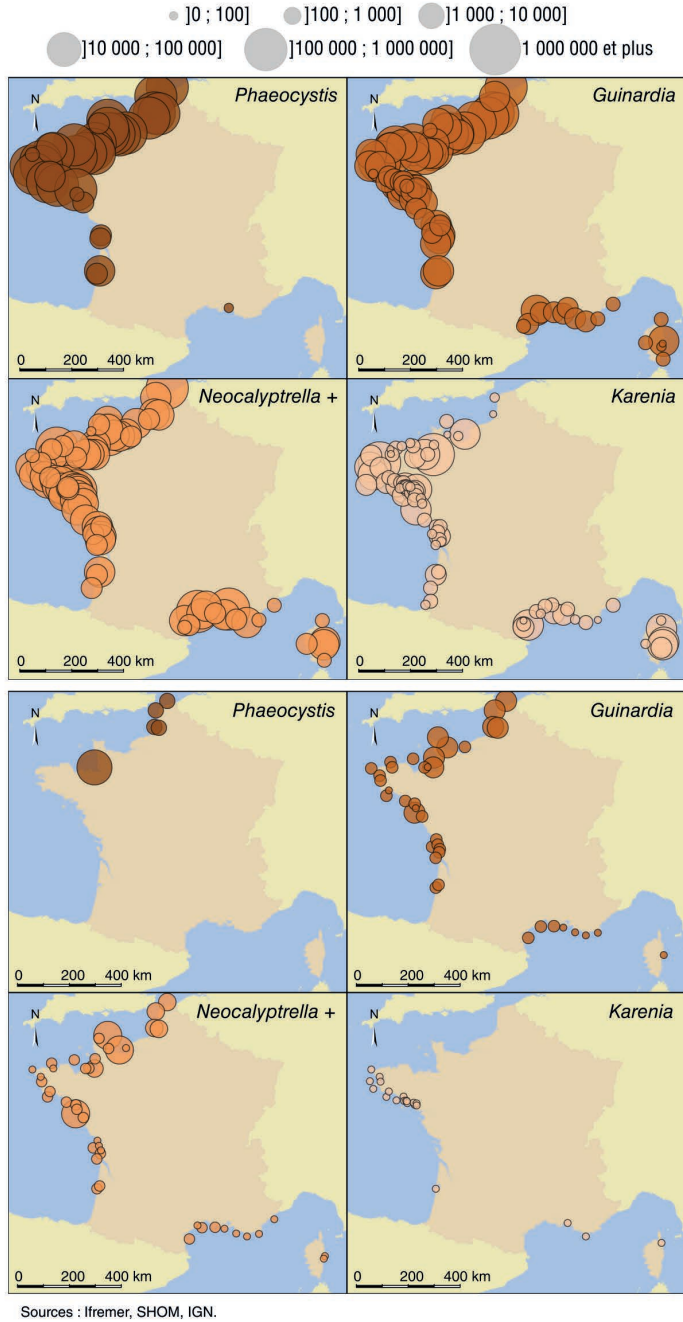
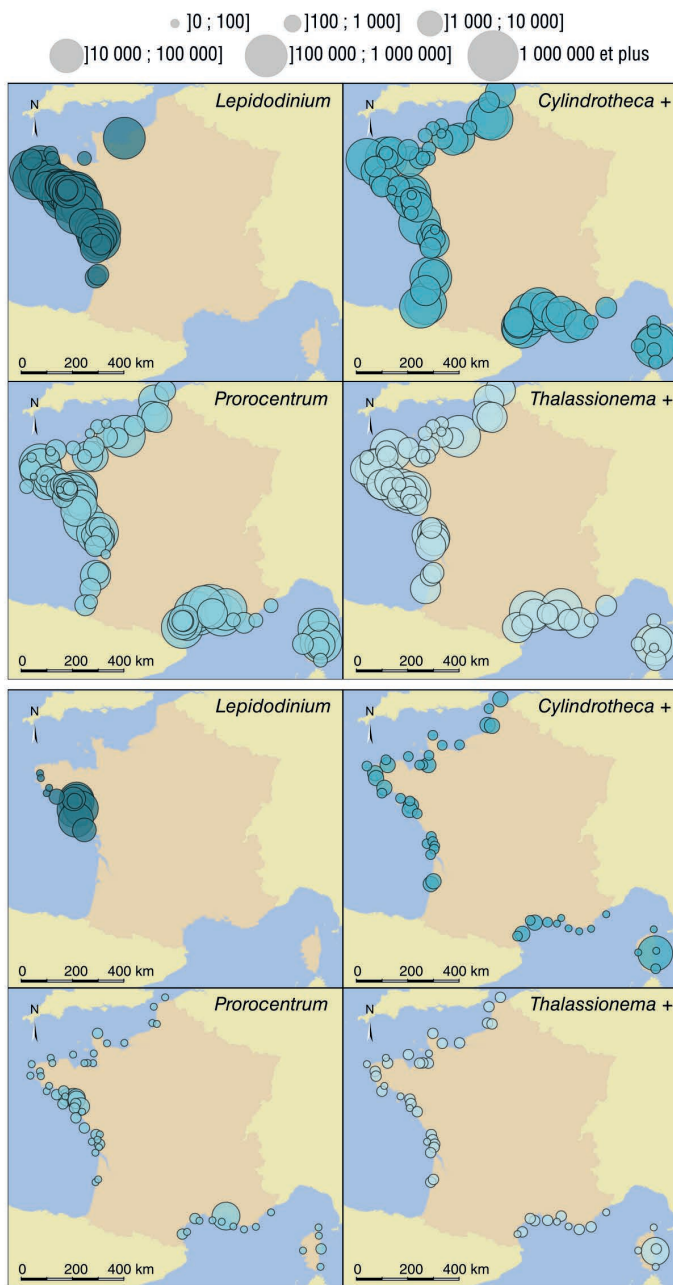


Figure 13. Cartographie de quatre taxons emblématiques de l'une et/ou l'autre des trois façades.

Chaque carte synthétise les résultats d'un taxon sur vingt ans (1997-2016), par zone marine : (4 du haut) les concentrations maximales, (4 du bas) les concentrations médianes après filtrage sur les données (encadré 5). Les résultats sont présentés par tranche de concentrations, en cellules par litre. « *Neocalyptrella +* » = *Neocalyptrella* + *Proboscia* + *Rhizosolenia*.



Sources : Ifremer, SHOM, IGN.

Figure 14. Cartographie de quatre taxons emblématiques de l'une et/ou l'autre des trois façades.

Chaque carte synthétise les résultats d'un taxon sur vingt ans (1997-2016), par zone marine : (4 du haut) les concentrations maximales, (4 du bas) les concentrations médianes après filtrage sur les données (encadré 5). Les résultats sont présentés par tranche de concentrations, en cellules par litre. « *Cylindrotheca +* » = *Cylindrotheca* + *Ceratoneis* + *Nitzschia* + *Hantzschia* ; « *Thalassionema +* » = *Thalassionema* + *Thalassiothrix* + *Lioloma*.

L'examen des cartes des maxima et des médianes conduit à considérer plusieurs types de distribution :

- les taxons *Chaetoceros*, *Guinardia*, *Neocalyptrella* + *Proboscia* + *Rhizosolenia*, *Cylindrotheca* + *Ceratoneis* + *Nitzschia* + *Hantzschia*, *Prorocentrum* et *Thalassionema* + *Thalassiothrix* + *Lioloma* ont tous en commun une répartition sur l'ensemble du littoral et des concentrations maximales très fortes sur toutes les zones. Les concentrations médianes sont cependant plus nuancées, c'est-à-dire plus ou moins fortes selon les taxons et souvent variables selon les zones. Ainsi *Guinardia* et *Neocalyptrella* + sont clairement plus présents en Manche qu'en Méditerranée, tandis que *Prorocentrum* est plus présent en Atlantique et en Méditerranée ;
- les deux taxons, classe des Cryptophyceae et *Asterionella* + *Asterionellopsis* + *Asteroplanus*, peuvent également être observés sur l'ensemble du littoral avec des concentrations maximales très fortes sur toutes les zones. Cependant les cartes de médianes montrent qu'ils ne sont présents régulièrement que dans certaines zones de chacune des façades, les zones communes aux deux taxons étant le littoral du nord de la France, autour de la Loire, et le bassin d'Arcachon ;
- les quatre autres taxons ont des distributions qui leur sont spécifiques. *Thalassiosira* + *Porosira* prolifère partout à très forte concentration, comme les taxons cités ci-dessus, mais il est beaucoup moins présent en Méditerranée avec des concentrations médianes très faibles. *Phaeocystis* peut proliférer en Manche et en Atlantique à très forte concentration, mais il n'est régulièrement présent que sur le littoral de la mer du Nord (tous les ans) et il apparaît en baie du Mont-Saint-Michel à cause de proliférations importantes en 2001, 2003 et 2007. *Karenia* peut également proliférer partout à des concentrations variables selon les zones, mais sa présence régulière n'est constatée que dans certaines zones, en particulier en Bretagne Ouest et Sud, en faible concentration. Enfin *Lepidodinium*, qui prolifère essentiellement en Atlantique, est clairement inféodé à la Bretagne Sud et autour de la Loire.

En conclusion, il convient de noter que ces résultats concernent les eaux littorales proches de la côte, et qu'ils ne préjugent en rien de phénomènes qui peuvent être observés plus au large. Un exemple probant est celui de *Karenia mikimotoi*, dont des blooms quasi-monospécifiques sont observés par satellite tous les ans au mois de juillet à l'entrée ouest de la Manche (Ménèsguen *et al.*, *in revision b*), alors que la figure 13 (carte des médianes) montre qu'en Normandie les proliférations ne sont pas importantes sur les zones côtières, ce qui est corroboré par le tableau 6.

De façon générale, toutes les représentations qui ont été choisies pour ce chapitre agrègent et synthétisent les données soit dans le temps, soit dans l'espace, parfois dans les deux dimensions : ceci est inhérent à la multitude de données disponibles, sur un nombre élevé de lieux et sur une longue période. Mais il faut savoir que toutes les séries de données du Rephy, dont celles relatives au phytoplancton, sont d'ores et déjà traitées par des modèles statistiques, par lieu, et par taxon ou regroupement de taxons. Chacune de ces séries de données est riche d'enseignements mais pose aussi beaucoup de questions auxquelles des réponses devraient être apportées au fur et à mesure de leur examen. La section suivante en donne un aperçu et, surtout, montre la potentialité de ces données à éclairer l'histoire du phytoplancton marin depuis trente ans.

» Tendances à long terme des séries de données phytoplancton

Dans le contexte du changement global, le principal intérêt des séries de données à long terme est de renseigner sur les tendances : de façon générale, le phytoplancton augmente-t-il, diminue-t-il, ou bien est-il stable ? Si une tendance est détectée, sur quelle partie du phytoplancton porte-t-elle ? À quels paramètres environnementaux peut-on associer ces tendances ? Les questions sont infinies et les réponses complexes. Le simple examen des séries de données brutes ne permet généralement pas d'appréhender le problème, il faut pour cela procéder à l'extraction des composantes structurelles du signal. Ainsi l'intégralité des séries de données du Rephy, phytoplancton et physico-chimie, est régulièrement traitée par des modèles statistiques, dans le cadre de procédures automatiques dont les résultats peuvent être mis à jour à la demande. Avant de montrer quelques exemples de ces séries de données modélisées, la méthode utilisée est détaillée ci-dessous.

Méthode

Les données disponibles à travers les réseaux d'observation et de surveillance de l'environnement marin se présentent sous la forme d'un très grand nombre de séries temporelles. Les données considérées ne sont généralement pas gaussiennes, pas stationnaires¹⁹, ni en moyenne ni en variance. Cette non-stationnarité peut être le fait de phénomènes écologiques (par exemple, changements globaux, pressions anthropiques) ou artéfactuels (comme un changement de méthode d'analyse, d'analyste ou de laboratoire). Ces séries présentent des données manquantes, des données exceptionnelles, voire des données fausses. En outre, la fréquence d'échantillonnage est généralement irrégulière.

L'ensemble de ces caractéristiques rend ces séries temporelles particulièrement délicates à traiter. Cependant, le recours aux modèles linéaires dynamiques (*Dynamic Linear Models*, DLM)²⁰ permet de traiter les séries temporelles non-stationnaires comportant des données manquantes et de prendre en compte les changements intervenant dans les séries *via* des « interventions » (West et Harrison, 1997). Par ailleurs, les paramètres de ces modèles sont potentiellement variables dans le temps, ce qui est particulièrement intéressant pour la saisonnalité qui, si elle présente un caractère cyclique, n'en est pas pour autant identique chaque année. Du fait de cet ensemble de qualités, les DLM constituent une approche particulièrement bien adaptée à l'analyse des séries temporelles environnementales marines.

19. La loi de Gauss ou loi normale est une hypothèse de nombreuses approches statistiques comme la stationnarité, c'est-à-dire l'indépendance au temps des propriétés statistiques.

20. Ce type de modèle est également référencé sous le nom de modèle espace d'état (*State space models*) en association avec le filtre de Kalman (*Kalman Filter*) ; par exemple Harvey *et al.* (1998).

Préparation des données

Chaque lieu RePHY portant de nombreuses séries de données phytoplancton (au moins une par taxon et regroupement de taxons), nous avons pris le parti de montrer quelques exemples regroupant, pour un lieu donné, tous les taxons décrits ci-dessous. Il convient de noter que les exemples choisis, extraits parmi des milliers de séries de données traitées par DLM, parlent pour eux-mêmes et ne sont représentatifs, ni de l'ensemble d'une façade, ni de l'ensemble du phytoplancton. L'abondance totale présentée dans les graphiques ci-après est définie par la somme des abondances des taxons du phytoplancton appartenant exclusivement aux embranchements Ochrophyta et Myzozoa. Ils font donc partie des classes suivantes : Bacillariophyceae (diatomées), Chrysophyceae, Dictyochophyceae, Raphidophyceae, pour les Ochrophyta ; et Dinophyceae (dinoflagellés) pour les Myzozoa. Les taxons n'appartenant pas à ces classes qui constituent un ensemble hétéroclite sont donc exclus, par exemple les représentants des classes des Cryptophyceae et des Prymnesiophyceae. Une contrainte du traitement d'une série temporelle réside dans la nécessité de déterminer l'unité temporelle de base de l'analyse. Ainsi, en tenant compte de la stratégie de prélèvement, de sa fréquence théorique d'observation et de son application effective à travers les données, il s'agit de définir la taille de l'unité de temps (jour, semaine, quinzaine, mois, etc.) pour laquelle on attend au plus une observation. Deux conséquences découlent du choix de cette unité :

- les unités temporelles sans prélèvement associé se voient désignées comme données manquantes ;
- les unités temporelles présentant plus d'une observation doivent être ramenées à une observation en utilisant un opérateur d'agrégation (c'est-à-dire médiane, maximum, minimum, moyenne).

Opérationnellement, un processus automatique détermine pour chaque série son unité temporelle de base, minimisant le nombre d'unités générées avec une donnée manquante et celui pour lequel une agrégation temporelle a été nécessaire, le choix de l'opérateur d'agrégation étant la médiane. Afin de stabiliser les variances dans le temps et ainsi de respecter l'hypothèse de variance identique pour chaque observation du modèle, les comptages phytoplanctoniques sont log-transformés (base 10).

Modèle

Un DLM peut contenir différents composants tels qu'une tendance, un terme saisonnier ou certaines variables indépendantes et leurs coefficients. La forme générale du modèle utilisé ici comporte deux parties : une tendance linéaire locale ou niveau moyen²¹, sous la forme d'un DLM de série temporelle (TSDLM) d'ordre 2, et une composante saisonnière. Le TSDLM d'ordre 2 a été choisi pour sa capacité à prendre en charge les tendances constantes, linéaires et quadratiques, ce qui, *a priori*, semble suffisant pour capturer tout type d'évolution dans les séries chronologiques environnementales. Pour la saisonnalité, au regard d'une fréquence de prélèvement théorique bimensuelle et de l'observation habituelle d'un bloom

21. Ici et par la suite, niveau moyen et tendance sont utilisés comme synonymes.

printanier et d'un bloom automnal, une forme trigonométrique avec deux harmoniques a été choisie.

Interventions

Une intervention est le nom donné à une modification d'un paramètre du modèle afin de prendre en compte une information exogène. Ici, seuls les changements de niveau moyen et la prise en compte des valeurs exceptionnelles sont considérés.

Identification des valeurs exceptionnelles et des changements dans la tendance

L'approche statistique utilisée pour la détection des changements et valeurs exceptionnelles s'appuie sur la définition des valeurs exceptionnelles dans la représentation boîte-à-moustaches (*Box-and-whiskers plot*). Dans cet outil, les valeurs exceptionnelles d'une loi normale centrée réduite sont les valeurs supérieures à 2,7 ou inférieures à $-2,7$, ce qui correspond, respectivement, aux 0,35 % des valeurs les plus élevées et aux 0,35 % des valeurs les plus faibles, pour un total de 0,7 % de la distribution dans son ensemble. Ces valeurs seuils, $-2,7$ et $2,7$, sont utilisées en conjonction avec les résultats d'un modèle. Pour les valeurs exceptionnelles, les erreurs standardisées sont examinées. Il s'agit des écarts entre les observations et les valeurs lissées du modèle, divisées par la racine carrée des variances des valeurs lissées. La distribution des erreurs standardisées est supposée être une loi normale centrée réduite. De ce fait, les valeurs supérieures à 2,7 ou inférieures à $-2,7$ correspondent à des observations potentiellement exceptionnelles et ainsi candidates à un traitement approprié. La même démarche est mise en œuvre pour les changements de niveau. Les valeurs examinées sont appelées résidus auxiliaires (*auxiliary residuals*) (Harvey *et al.*, 1998). Pour les changements de niveaux, il faut considérer les résidus auxiliaires du niveau moyen. Elles peuvent être comparées aux valeurs seuils 2,7 et $-2,7$ au-delà desquelles s'impose le diagnostic de changement dans la tendance.

Stratégie d'analyse semi-automatisée

L'ensemble des éléments de méthode décrits ci-avant ne définissent pas une approche dans laquelle l'estimation des paramètres et l'identification des changements et valeurs exceptionnelles sont réalisées conjointement. Par voie de conséquence, une stratégie d'analyse doit être définie. Comme l'identification statistique des valeurs exceptionnelles et des changements de niveau s'appuie sur les résultats d'un modèle, il y a nécessité d'ajuster les paramètres du modèle une première fois. Les changements et valeurs exceptionnelles suggérés définissent un second modèle, etc. Ainsi, potentiellement, le premier modèle constitue l'amorce d'une procédure itérative conduisant à d'autres modèles, le cas échéant de manière infinie. Cet écueil est évité du fait de l'identification des valeurs exceptionnelles et des changements de niveaux avec les seuils ($-2,7$, $2,7$) correspondant à 0,7 % des distributions. De cette manière, et par expérience, il n'est pas rare que le premier modèle ne présente pas de suggestion d'intervention tandis que, le plus souvent, la stabilité est obtenue

au second modèle ou au troisième modèle. Le nombre par défaut d'itérations a été limité à dix.

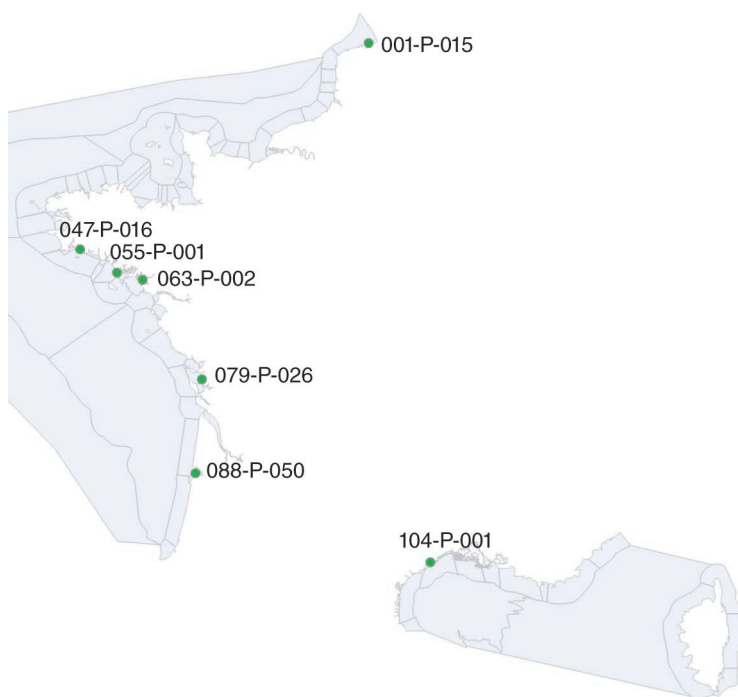
Diagnostic des modèles

Les deux hypothèses à vérifier sont la normalité et l'indépendance des résidus standardisés. La première est appréciée à l'aide d'un diagramme quantile-quantile ou *Q-Q plot*, complété par les tests de Shapiro-Wilk et Kolmogorov-Smirnov. La seconde est évaluée à l'aide du test de Stoffer et Toloï (1992), version modifiée du test Ljung-Box pour prendre en charge les données manquantes. L'estimation de la fonction d'autocorrélation calculée dans le contexte du test est également examinée.

L'ensemble de cette approche a été mis en œuvre avec R (R Development Core Team, 2018), environnement logiciel libre pour le calcul statistique et la production de graphiques.

Exemples de séries de données phytoplancton traitées par DLM

Les lieux concernés par les séries de données présentées sont visualisés dans la carte 6. Les graphiques présentés (figures 15 à 21) sont tous sur le même modèle : à gauche les observations et le niveau moyen, à droite la saisonnalité. Les graphiques



Carte 6. Carte des lieux concernés par les séries de données phytoplancton traitées par DLM et commentées dans les figures 15 à 21.

présentés sont le résultat d'une simplification de graphiques plus nombreux et plus complexes, les commentaires peuvent donc inclure des informations qui ne sont pas toujours visibles sur ces graphiques simplifiés.

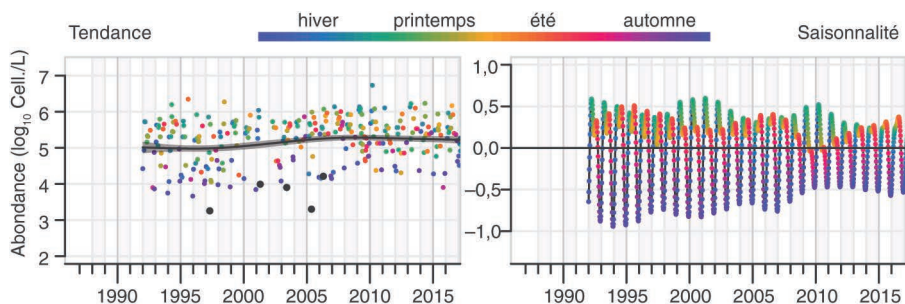


Figure 15. Résultat du modèle linéaire dynamique pour l'abondance phytoplanctonique estimée par la somme des cellules des embranchements Ochrophyta et Myzozoa (incluant les diatomées et dinoflagellés) au lieu de surveillance 001-P-015 Point 1 Dunkerque en mer du Nord.

À gauche, les disques représentent les observations. La couleur des disques est relative à la saison des prélèvements : les teintes bleues correspondent à l'hiver, les vertes au printemps, les jaunes orangées à l'été et du rouge au violet à l'automne. La ligne continue représente le niveau moyen. La surface gris foncé est son enveloppe de confiance à 90 %. Les disques gris sont les observations traitées comme exceptionnelles. À droite, les valeurs du facteur saisonnier qui permettent de percevoir les amplitudes saisonnières et d'obtenir des informations sur la phase, en particulier les dates auxquelles les maxima et minima sont atteints ; le code couleur est identique à celui de la partie gauche.

La figure 15 montre que le niveau moyen augmente entre 1996 et 2008, puis décroît lentement : il passe de 95 000 cellules par litre en 1997 à presque 200 000 cellules en 2008, puis redescend à environ 165 000 en 2017. Les deux blooms, printanier et automnal, sont présents jusqu'en 2015 : à partir de 2016 l'abondance croît jusqu'à un maximum atteint fin juillet. Avant 2016, l'importance respective de ces blooms varie au cours du temps : le bloom printanier est par exemple plus fort entre 2008 et 2013. Le facteur saisonnier hivernal augmente au cours du temps : indépendamment de la tendance, l'abondance hivernale devient plus importante.

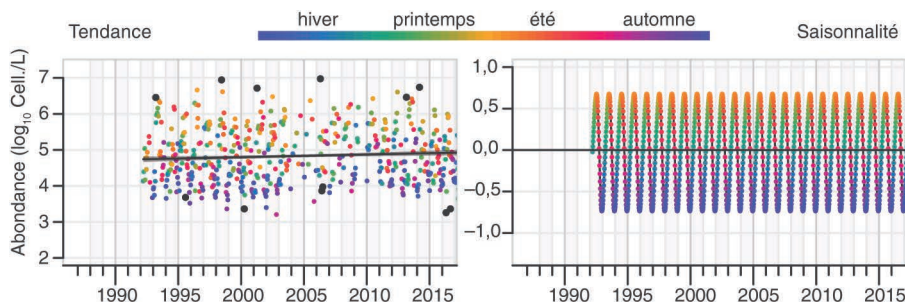


Figure 16. Résultat du modèle linéaire dynamique pour l'abondance phytoplanctonique estimée par la somme des cellules des embranchements Ochrophyta et Myzozoa (incluant les diatomées et dinoflagellés) au lieu de surveillance 047-P-016 Concarneau large + 043-P-003 Men Du, en baie de Concarneau, Bretagne Sud. Explications détaillées voir légende de la figure 15.

La figure 16 montre que le niveau moyen augmente très régulièrement depuis 1993. Il passe de 55 000 cellules par litre en 1993 à 85 000 cellules en 2017. Le bloom printanier est en fait un bloom d'été, qui est toujours au même moment, vers mi-juillet. Puis les concentrations diminuent progressivement, sans véritable bloom automnal. Le minimum hivernal est toujours autour de mi-décembre. Les amplitudes entre l'été et l'hiver sont très stables au cours du temps.

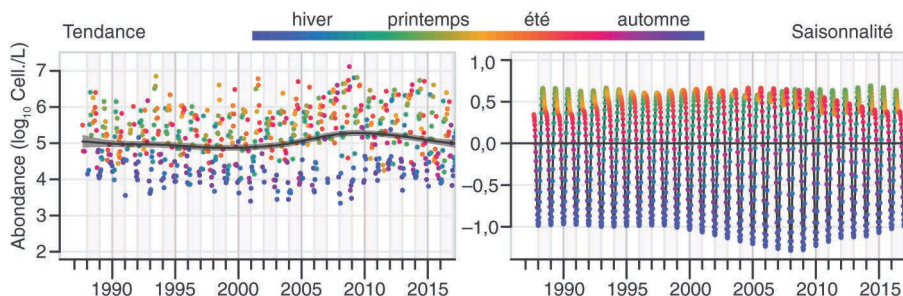


Figure 17. Résultat du modèle linéaire dynamique pour l'abondance phytoplanctonique estimée par la somme des cellules des embranchements Ochrophyta et Myzozoa (incluant les diatomées et dinoflagellés) au lieu de surveillance 063-P-002 Ouest Loscolo, en baie de Vilaine, Bretagne Sud. Explications détaillées voir légende de la figure 15.

La tendance de la série de données visualisée dans la figure 17 présente des périodes de croissances et décroissances. Estimée à 111 000 cellules par litre fin 1987, elle diminue jusqu'à fin 1998 avec un niveau moyen de 75 000 cellules par litre. Ensuite, elle augmente jusqu'à atteindre 192 000 cellules par litre en juin 2009, puis diminue jusqu'à son niveau moyen en 2017, 93 000 cellules par litre. Des travaux passés et en cours permettent d'avancer un certain nombre d'explications. De façon générale, ce lieu, situé au centre de la baie de Vilaine, est sous la double influence des fleuves Loire et Vilaine qui constituent la principale source d'eau douce pour la partie nord du golfe de Gascogne (Ménesguen *et al.*, *in revision a*). Pour ce qui concerne les nutriments, d'une part, les apports fluviaux en phosphore sont en diminution depuis de nombreuses années (Romero *et al.*, 2013) suite à la réduction puis à l'interdiction de l'utilisation des phosphates dans les lessives²². Les conséquences en ont été, outre une diminution du phytoplancton dans les fleuves, une diminution du phosphore dans les eaux côtières. Les conséquences pour ces dernières s'observent au printemps, période durant laquelle le phosphore est le premier nutriment limitant la production phytoplanctonique. Le bloom de printemps est donc limité de plus en plus précocement par le phosphore. D'autre part, les concentrations estivales d'azote (nitrate) dans la Loire ont augmenté ces dernières décennies (Minaudo *et al.*, 2015, Ratmaya *et al.*, *in prep.*), ce qui a favorisé la production phytoplanctonique dans les eaux côtières au large de la Loire pendant la saison où le nitrate est le premier nutriment limitant. La conjonction des deux évolutions a donc favorisé la production phytoplanctonique estivale au détriment de la production printanière.

22. Tout d'abord la directive européenne 91/271 du 21 mai 1991 qui a obligé les États membres à réduire le phosphore dans les eaux usées ; puis en France le décret n° 2007-491 du 29 mars 2007 relatif à l'interdiction des phosphates dans certains détergents.

(Ratmaya *et al.*, *in prep.*). Mais il ne faut pas négliger l'influence des variations des débits de la Loire et de la Vilaine : par exemple, les débits historiquement bas autour des années 1990 pourraient expliquer la diminution constatée du phytoplancton pendant cette période. De même, l'absence de crues estivales pendant plusieurs années après 2010, associée à une diminution constatée de nitrate depuis 2014, serait une hypothèse pour expliquer la diminution du phytoplancton depuis 2010. Enfin, la complexité du système est augmentée par les apports potentiels de nutriments, en particulier phosphate et silicate, par les sédiments.

Le schéma de saisonnalité confirme le déplacement saisonnier du maximum d'abondance phytoplanctonique, en dépit de l'irrégularité des débits fluviaux (partie droite de la figure 17). Le bloom printanier est jusqu'en 2001 autour de mi-mai, puis il se décale dans le temps et devient plus tardif, vers fin juillet. En 2003-2004, il revient à sa position initiale vers mi-mai. En 2003, apparaissent également deux blooms séparés, le bloom automnal étant aussi important en abondance que le bloom printanier. Ce n'est qu'en 2008-2009 que le bloom printanier redevient plus important. Les amplitudes entre l'été et l'hiver ont augmenté jusqu'en 2009, tout comme en baie de Quiberon (figure 18), puis elles ont un peu diminué depuis cette date.

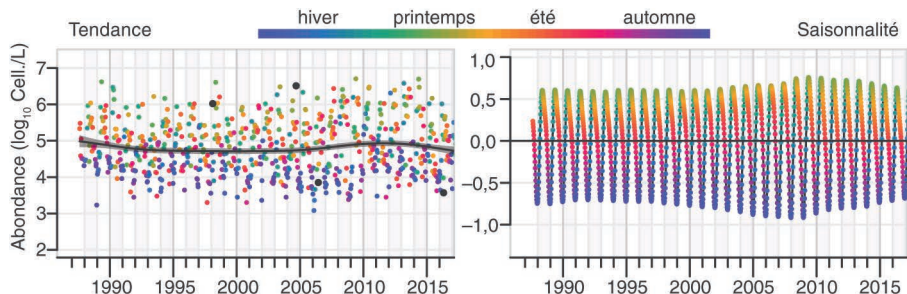


Figure 18. Résultat du modèle linéaire dynamique pour l'abondance phytoplanctonique estimée par la somme des cellules des embranchements Ochrophyta et Myzozoa (incluant les diatomées et dinoflagellés) au lieu de surveillance 055-P-001 Men er Roué, en baie de Quiberon, Bretagne Sud. Explications détaillées voir légende de la figure 15.

La tendance de cette série de données présentée en figure 18 ressemble beaucoup à celle d'Ouest Loscolo en baie de Vilaine. Ceci peut s'expliquer par un « effet Loire » qui, s'il est moins important que pour la baie de Vilaine du fait d'un éloignement plus grand, n'est pas négligeable. Ce lieu serait donc en quelque sorte un miroir du premier, mais avec des concentrations en phytoplancton toujours plus faibles : par exemple un maximum de 85 000 cellules par litre début mars 2011 et un niveau moyen fin 2017 de 47 000 cellules par litre. Les explications avancées pour Ouest Loscolo sont donc jugées comme applicables pour le présent lieu. Pour ce qui concerne la saisonnalité (partie droite du graphique), le bloom printanier est sensiblement toujours au même moment, vers mi-mai, mais il était un peu plus tardif entre 2005 et 2008 (début juin). Les blooms printaniers ont augmenté d'amplitude jusqu'en 2010, mais ils diminuent progressivement depuis. Il n'y a pas de véritable bloom automnal. Le minimum hivernal est toujours autour de la fin décembre. Les amplitudes entre l'été et l'hiver ont augmenté jusqu'en 2009, puis elles ont diminué depuis cette date.

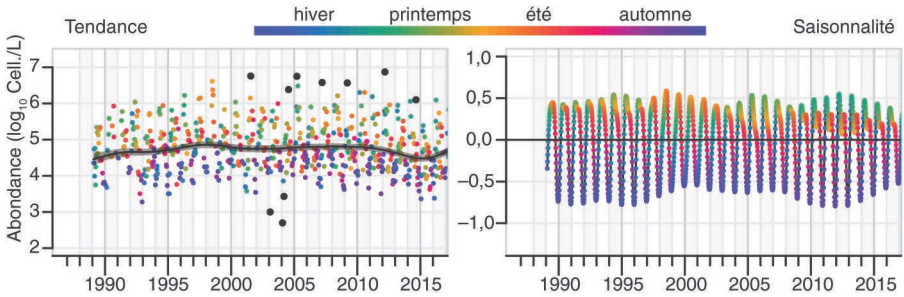


Figure 19. Résultat du modèle linéaire dynamique pour l'abondance phytoplanctonique estimée par la somme des cellules des embranchements Ochrophyta et Myzozoa (incluant les diatomées et dinoflagellés) au lieu de surveillance 079-P-026 Le Cornard, dans le pertuis d'Antioche, littoral atlantique. Explications détaillées voir légende de la figure 15.

L'évolution des abondances visualisée dans la figure 19 montre une augmentation du niveau moyen avec un maximum d'environ 73 000 cellules par litre en 1998, puis une stabilisation jusqu'en 2011, avant une diminution jusqu'à moins de 30 000 cellules par litre en 2015, suivie, semble-t-il, d'une réaugmentation du niveau moyen ces dernières années. Pour ce qui concerne la saisonnalité, le bloom printanier se décale beaucoup entre 1997 et 2003 en devenant plus tardif, passant de la mi-mai à la mi-juillet. Puis il redevient plus précoce, et même sensiblement plus avancé que dans les années 1990, vers la fin mars dans les années 2010 à 2015. Un bloom de fin d'été se dessine nettement à partir de 2008, mais reste d'une importance moindre que le bloom printanier. Les amplitudes entre l'été et l'hiver sont variables sur l'ensemble de la période, mais tendent à diminuer beaucoup depuis 2013.

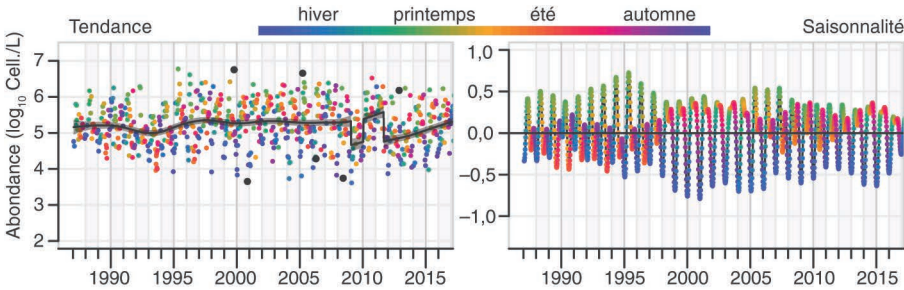


Figure 20. Résultat du modèle linéaire dynamique pour l'abondance phytoplanctonique estimée par la somme des cellules des embranchements Ochrophyta et Myzozoa (incluant les diatomées et dinoflagellés) au lieu de surveillance 088-P-050 Teychan bis, dans le bassin d'Arcachon. Explications détaillées voir légende de la figure 15.

Dans la série de données de la figure 20, les abondances phytoplanctoniques diminuent de 160 000 à 100 000 cellules par litre, entre 1990 et 1993. Cette baisse a été mise en relation avec les blooms de macro-algues du genre *Monostroma* en 1992 et 1993 (Bouchet *et al.*, 1997). Du 20 janvier au 3 février 2009, la concentration médiane chute de 52 500 à 13 500 cellules par litre. Or, le 24 janvier, le Sud-Ouest a été touché par la tempête d'intensité exceptionnelle Klaus dont le trajet est passé

par les côtes aquitaines et le bassin d'Arcachon en particulier. La congruence de ces deux événements amène à supposer une relation de causalité dont les détails restent à identifier dans le contexte global de l'année. Fin janvier 2010, la concentration médiane revient au niveau de celle de 2008. Enfin, début septembre 2011, elle chute de 560 000 à 83 000 cellules par litre. Cette dernière rupture est très vraisemblable d'un point de vue numérique et l'examen attentif et détaillé des mesures milite en sa faveur. Aucun événement majeur coïncident n'a été identifié, mais un ensemble de facteurs pourrait avoir contribué à cette situation : température, force et direction du vent, turbidité, opérations de réensablement des plages. Ces mêmes facteurs ainsi que la régression de l'herbier de zostère, entraînant une diminution de la transparence de l'eau, peuvent être en cause dans les faibles concentrations des dernières années. Pour ce qui concerne la saisonnalité, l'abondance printanière fluctue d'année en année, et est particulièrement élevée jusqu'en 1997 et de 2005 à 2007. L'abondance d'automne suit une évolution inverse. Le bloom printanier, généralement avant mi-mai, est devenu plus tardif entre 2003 et 2005, et depuis 2015. Le bloom automnal, très tardif dans les années anciennes (jusqu'à fin novembre), est devenu beaucoup plus précoce, actuellement plutôt mi-septembre.

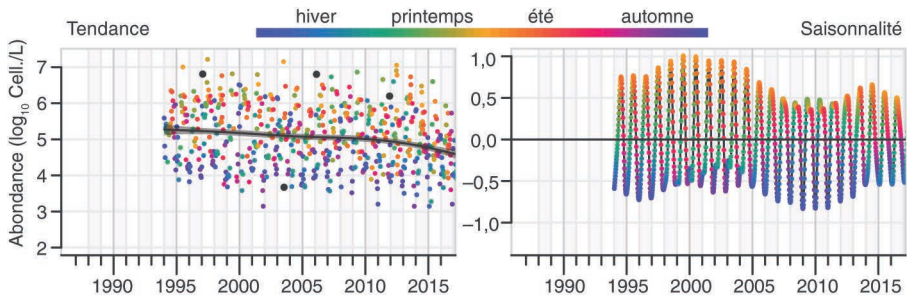


Figure 21. Résultat du modèle linéaire dynamique pour l'abondance phytoplanctonique estimée par la somme des cellules des embranchements Ochrophyta et Myzozoa (incluant les diatomées et dinoflagellés) au lieu de surveillance 104-P-001 Bouzigues (a), dans l'étang de Thau, Languedoc. Explications détaillées voir légende de la figure 15.

Dans la série de données de la figure 21, les abondances diminuent progressivement depuis 1994. Le niveau moyen passe d'environ 186 000 cellules par litre en 1994 à 33 000 cellules par litre en 2017. La diminution apparaît essentiellement due aux Ochrophyta dont en particulier les Bacillariophyceae. Ce résultat est directement lié aux actions de restauration de l'étang de Thau menées depuis deux décennies. Pour ce qui concerne la saisonnalité, les blooms sont observés l'été : autour de la mi-juillet entre 1994 et 2005, ils sont ensuite devenus beaucoup plus précoces pendant quelques années (première quinzaine de mai en 2010) et sont actuellement observés entre début et mi-juin. Les blooms sont d'importance variable selon les années : après une période de creux autour des années 2010, ils ont tendance à redevenir plus importants les dernières années. À noter cependant que les années autour de 2010 ont une particularité, car on peut observer deux blooms distincts en été et en automne. Le facteur saisonnier estival montre une diminution de l'ordre de la moitié entre 2000 et 2017.

►► Conclusion

Les données Rephy acquises depuis trente ans ont permis d'esquisser ici un panorama général des populations phytoplanctoniques présentes sur le littoral français métropolitain. Les taxons les plus emblématiques par grande façade ont pu être décrits, à partir de critères simples comme : la capacité à proliférer régulièrement, la position du taxon dans l'écosystème en termes de dominance, sa contribution à l'évaluation de la qualité des eaux littorales dans le cadre d'un indice abondance. Les différentes représentations proposées ne sont que des exemples ouvrant sur des perspectives multiples. Ainsi la cartographie de la présence d'un taxon, à partir de médianes calculées avec des données filtrées, fournit-elle une vision concise d'un grand intérêt, qui mérite d'être exploitée. L'exemple de la série de données Ouest Loscolo en baie de Vilaine, traitée par DLM, pour laquelle des explications ont pu être données grâce à une thèse en cours, montre également que les bénéfices mutuels de l'utilisation des données Rephy dans des travaux de recherche peuvent être considérables.

Chapitre 4

Les données hydrologie

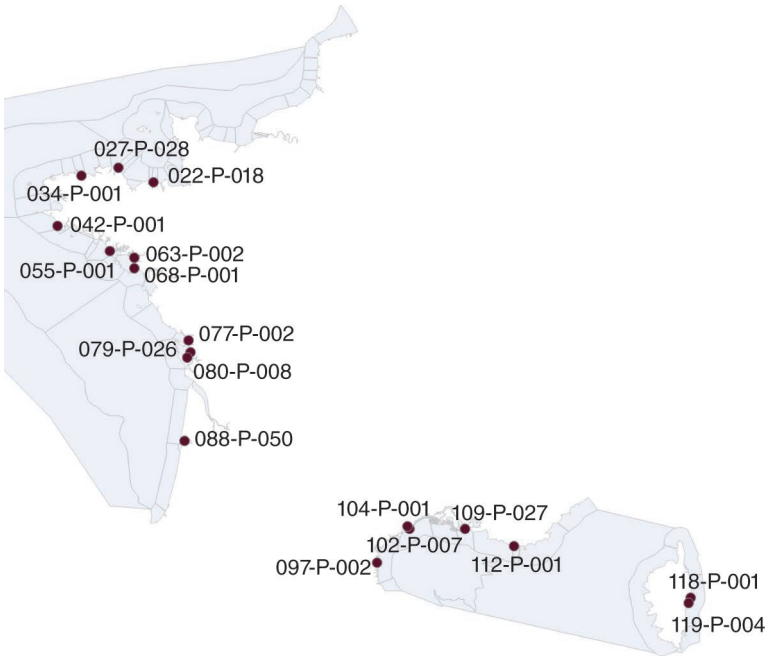
Les données hydrologiques accompagnant les données du phytoplancton comportent de nombreux descripteurs dont certains sont reliés entre eux par des relations de cause à effet. La quantité de ces données dans la base de données Quadrigé étant très importante, un focus est effectué uniquement sur trois paramètres : la température de l'eau, la chlorophylle *a* et l'azote inorganique dissous (NID*), dont on examinera la relation avec la chlorophylle *a*. Ces paramètres ont pour intérêt de représenter la biomasse phytoplanctonique ainsi que deux types de pressions exercées sur le phytoplancton, climatique et anthropique.

Ces séries de données peuvent présenter des difficultés inhérentes à leur ancienneté. Autant pour les séries de données phytoplancton, il est nécessaire de tenir compte de « l'effet observateur » (encadré 4), autant pour les mesures physico-chimiques, il est nécessaire d'être attentif aux méthodes de mesure et d'analyse. Par exemple des procédures moins drastiques par le passé ont pu permettre un certain flou sur le niveau de mesure ou de prélèvement dans la colonne d'eau (désormais fixée impérativement entre 0 et 1 m sous la surface). L'évolution des méthodes depuis trente ans est particulièrement importante. Ainsi, le thermomètre à mercure, utilisé dans les premières années, a été progressivement remplacé par des sondes avec capteur de température, dont les générations successives sont de plus en plus performantes. De même, le niveau de qualité sur l'analyse des nutriments a augmenté, car les méthodes d'analyse dites « manuelles » ont été remplacées en 2007 par des méthodes d'analyses automatisées en flux continu, reconnues comme méthodes de référence pour le milieu marin par Aquaref*. Ceci a pour conséquence une incertitude de mesure plus grande sur les résultats anciens que sur les résultats récents.

Les données des réseaux régionaux SRN, RHLN et Archyd sont ajoutées à celles du RePHY pour la totalité de ce chapitre, l'ensemble étant cité de façon simplifiée sous le nom de « données RePHY ». Par ailleurs, quelques précisions sur les indicateurs calculés pour la DCE en soutien à l'indicateur phytoplancton, à partir des données hydrologiques du RePHY, sont fournies en fin de chapitre.

► Température de l'eau

Dans le contexte actuel du changement climatique, il est particulièrement pertinent d'examiner comment les données RePHY portent la trace de ce changement. La totalité des séries temporelles de température du RePHY a été traitée par DLM. De manière à pouvoir les visualiser, elles ont été regroupées sur des critères de similitude d'évolution de la tendance, selon la procédure décrite ci-après. Une sélection a été effectuée sur des critères d'intérêt et de qualité (par exemple des lieux toujours échantillonnés en 2017¹, l'absence de longues interruptions de mesures). Parmi les 24 séries temporelles d'au moins 30 ans, 18 séries ont été choisies comme représentatives de différentes zones du littoral, pour être présentées et discutées ici. Les lieux concernés sont cartographiés dans la carte 7. Les niveaux moyens des premiers modèles DLM (c'est-à-dire sans détection et traitement de donnée exceptionnelle ou de changement de niveau moyen) pour chaque lieu sont considérés, sauf pour les lieux 088-P-050 Teychan bis, 097-P-002 Parc Leucate et 104-P-001 Bouzigues, pour lesquels les modèles identifiant et traitant respectivement 4, 8 et 2 valeurs exceptionnelles ont été utilisés compte tenu de l'impact important de ces mesures inhabituelles sur l'estimation des tendances. Sept de ces lieux (034-P-001, 077-P-002, 080-P-008, 102-P-007, 104-P-001, 109-P-027 + 109-P-002, 118-P-001) présentent une tendance dont la pente est statistiquement continûment non significativement



Carte 7. Carte des lieux représentés dans la figure 22 pour les données température traitées par DLM.

1. Les traitements incluent les données de 1987 à 2017.

différente de zéro². La distance entre les niveaux moyens des séries est dérivée du coefficient de corrélation de Spearman. Le regroupement des séries selon cette distance est effectué par classification ascendante hiérarchique. Après examen des découpages en deux à dix groupes, arbitrairement, le découpage en trois groupes a été conservé. La figure 22 présente les résultats de ce découpage. Il convient de noter qu'une grande partie des lieux concernés sont situés dans des zones assez ou très abritées (baie, bassin, rade ou lagune) et plutôt proches de la côte. Toutes les séries de données retenues concernent des mesures réalisées entre la surface et cinq mètres de profondeur.

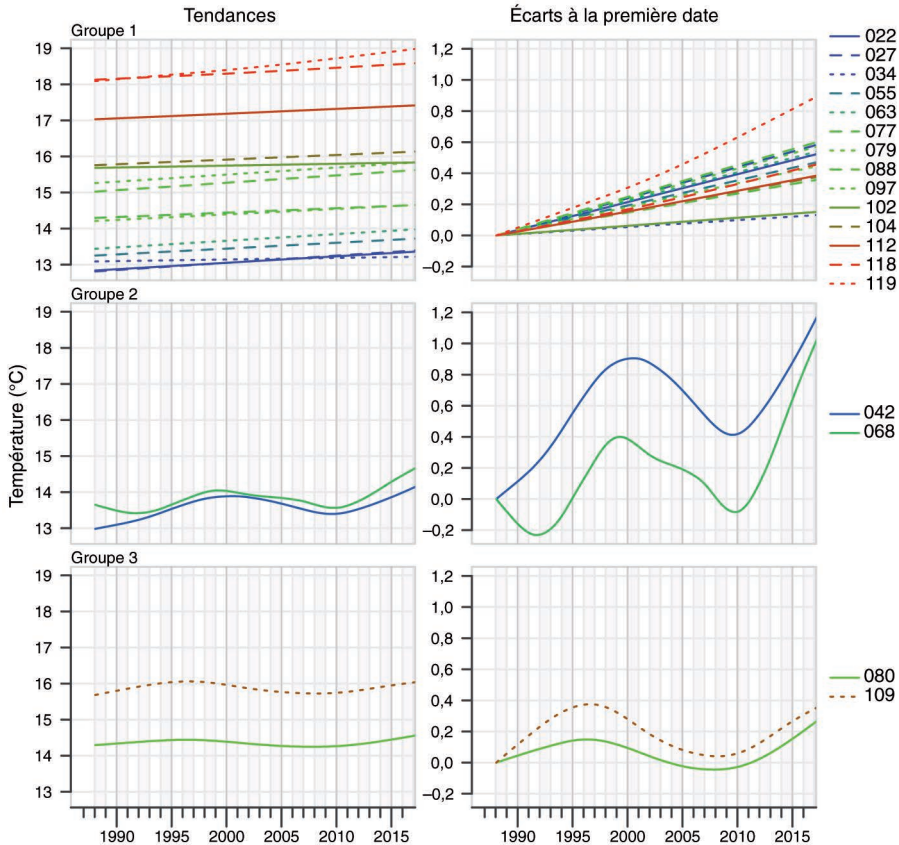


Figure 22. Classification en trois groupes des niveaux moyens extraits par DLM, de 18 séries temporelles de 30 ans relatives aux températures de l'eau sur des lieux représentatifs de différentes zones du littoral.

Dans la partie gauche, les courbes montrent l'évolution de la tendance de température ; dans la partie droite, les courbes montrent l'évolution du différentiel de température avec le début de la série. La légende se réfère aux trois premiers caractères du mnémonique du lieu.

2. C'est-à-dire que les processus d'acquisition des données, depuis le terrain jusqu'à la bancarisation, induisent une variabilité qui se traduit par une incertitude quant aux estimations, telle que l'hypothèse d'absence d'évolution de la tendance ne peut être rejetée.

Le premier groupe concerne 14 des 18 séries de données, montrant une augmentation régulière, quasi linéaire, de la température mesurée au cours de temps, avec un différentiel allant de 0,1 °C à 0,9 °C. Les deux autres groupes concernent chacun deux séries de données, dont les tendances montrent une évolution non-linéaire. Le tableau 16 résume pour chacun des lieux concernés les principales caractéristiques de ces tendances, dans l’ordre des lieux actuellement les plus « chauds » aux lieux les plus « froids ».

Tableau 16. Liste des lieux dont les séries de données température sont présentées dans la figure 22, avec quelques caractéristiques de chacune des séries (les résultats sont arrondis à la 1^{re} décimale la plus proche).

Lieu Rephy : mnémorique et libellé	Localisation	Température moyenne modélisée actuelle en °C	Augmentation constatée depuis 30 ans en °C
119-P-004 Étang d’Urbino - Centre	Corse Est	19,0	0,9
118-P-001 Diana centre (étang)	Corse Est	18,6	0,5
112-P-001 Lazaret (a)	Méditerranée, rade de Toulon	17,4	0,4
104-P-001 Bouzigues (a)	Méditerranée, étang de Thau	16,1	0,4
109-P-027 + 109-P-002 Anse de Carteau 2 + Antoine	Méditerranée, golfe de Fos	16,0	0,4*
097-P-002 Parc Leucate 2	Méditerranée, étang de Salses-Leucate	15,8	0,6
102-P-007 Sète mer	Méditerranée, Languedoc, au large de l’étang de Thau	15,8	0,2
088-P-050 Teychan bis	Bassin d’Arcachon	15,6	0,6
068-P-001 Le Croisic (a)	Pays de la Loire, Nord Loire	14,7	1,1*
079-P-026 Le Cornard	Atlantique, pertuis d’Antioche	14,7	0,5
077-P-002 La Carrelère	Atlantique, baie de l’Aiguillon	14,7	0,4
080-P-008 Boyard	Atlantique, Marennes Oléron	14,6	0,3*
042-P-001 Tronoën	Bretagne Ouest, baie d’Audierne	14,2	1,2*
063-P-002 Ouest Loscolo	Bretagne Sud, baie de Vilaine	14,0	0,5
055-P-001 Men er Roué	Bretagne Sud, baie de Quiberon	13,7	0,5
027-P-028 + 027-P-001 Loguivy + Bréhat	Bretagne Nord, Trieux	13,4	0,6
022-P-018 + 022-P-002 Les Hébihens + Saint-Cast	Bretagne Nord, Arguenon	13,4	0,5
034-P-001 Pen al Lann	Bretagne Nord, rivière de Morlaix	13,2	0,1

* ce lieu présente une tendance non linéaire

Sans surprise, le classement des lieux en fonction de la température moyenne actuelle respecte un ordre presque similaire à l'ordre géographique, allant de la Méditerranée à la Bretagne Nord. Si l'on examine les différentiels de température (partie droite de la figure 22), les 14 séries du premier groupe présentent une gradation, avec trois séries qui se détachent des autres. L'une d'entre elles, l'étang d'Urbino, présente une augmentation spectaculaire qui s'accroît au cours du temps, avec un différentiel de 0,9 °C. *A contrario*, deux séries présentent un faible différentiel (environ 0,1 °C), Sète mer et Pen al Lann. Onze séries sont assez regroupées et présentent un différentiel compris entre 0,4 et 0,6 °C ; la liste de ces onze séries dans un ordre décroissant des augmentations de température (de 0,6 à 0,4 °C) montre que celles-ci concernent des zones très différentes : Arguenon et Trieux en Bretagne Nord, baies de Vilaine et de Quiberon en Bretagne Sud, baie de l'Aiguillon et pertuis d'Antioche sur la côte atlantique, bassin d'Arcachon, rade de Toulon, lagunes méditerranéennes (Salses-Leucate, Thau, Diana). Les deux séries de Bretagne Nord, Les Hébihens et Loguivy, ont une particularité : leur localisation a été modifiée en 2007 pour être un peu plus éloignée de la côte (leur ancien positionnement étant respectivement Saint-Cast et Bréhat). Mais, la modélisation de ces séries de température « couplées » ne montre aucune rupture en 2007. Pour cette raison, l'augmentation de température sur ces sites a été jugée fiable. De même, si les deux séries de température de Bretagne Sud, Men er Roué et Ouest Loscolo, ont été mesurées à différents niveaux de profondeur, à - 1 m ou à - 5 m jusqu'en 2006 puis à - 1 m, l'examen des modèles de température ne montre aucune rupture en 2007 et ces deux séries sont jugées fiables. Ces deux lieux de Bretagne Sud sont situés un peu plus au large que la majorité des autres lieux, mais cependant dans une baie, respectivement Quiberon et Vilaine.

Le deuxième groupe concerne deux séries de données qui montrent une augmentation globale de la température au cours du temps, mais avec des fluctuations qui ont en commun : une augmentation jusqu'à la fin des années 1990, suivie d'une diminution, puis d'une nette remontée depuis 2010. Les différentiels sont très importants : 1,2 °C pour la série de Tronoën en baie d'Audierne, et 1 °C pour Le Croisic au nord de l'estuaire de la Loire. Ces lieux sont tous deux situés sur l'estran, sur une côte non abritée pour le premier, dans un site très abrité pour Le Croisic. Les fortes augmentations observées sur ces deux lieux les dernières années ne sont actuellement pas expliquées.

Enfin, le troisième groupe concerne deux séries de données affichant une augmentation de la température depuis 2010, après une phase fluctuante mais relativement stable. Le différentiel est de 0,4 °C pour la série de Carteau dans le golfe de Fos, et de 0,3 °C pour celle de Boyard à l'est de l'île d'Oléron, en face du port de Boyardville. Cependant, comme indiqué *supra*, l'hypothèse d'absence de changement ne peut pas être écartée pour ces deux lieux.

En conclusion, l'exercice sur ces données de température a consisté à comparer les formes d'évolution des tendances et à les regrouper par type de formes. Le constat est que les séries de données température du Rephy, quand elles sont modélisées, portent bien la trace du changement climatique, puisque toutes les séries d'au moins trente ans montrent une augmentation de la température de l'eau, avec une évolution linéaire pour une partie d'entre elles. Il convient de noter qu'aucune des séries

non gardées pour cette présentation ne montrait de tendance à la diminution. Un fait remarquable est que l'importance de l'augmentation de la température n'est pas liée à la localisation géographique.

►► Chlorophylle *a*

Les mesures de la chlorophylle *a* permettent de quantifier la biomasse phytoplanctonique présente dans le milieu et participent au calcul de l'indice biomasse pour l'indicateur DCE phytoplancton, largement commenté dans le chapitre 3. Le tableau 17 propose une autre vision, sans jugement de valeur, avec la distribution des concentrations maximales de chlorophylle *a* sur l'ensemble du littoral, par an et par mois. La présentation en nuances de verts a pour objectif de visualiser la quantité en chlorophylle sur le littoral français, sans notion de plus ou moins bonne « qualité » des eaux littorales : les seuils séparant les quatre classes correspondant aux quatre nuances de verts ont été choisis selon des critères purement statistiques, basés sur le percentile 10, la médiane et le percentile 90 de l'ensemble des valeurs. Un tableau similaire mais dynamique (synoptique chlorophylle) est disponible sur le site Ifremer environnement littoral (annexe 5).

Les résultats présentés dans le tableau 17 montrent que les concentrations maximales de chlorophylle *a*, par an ou par mois, sont très variables selon la zone géographique :

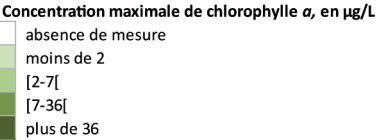
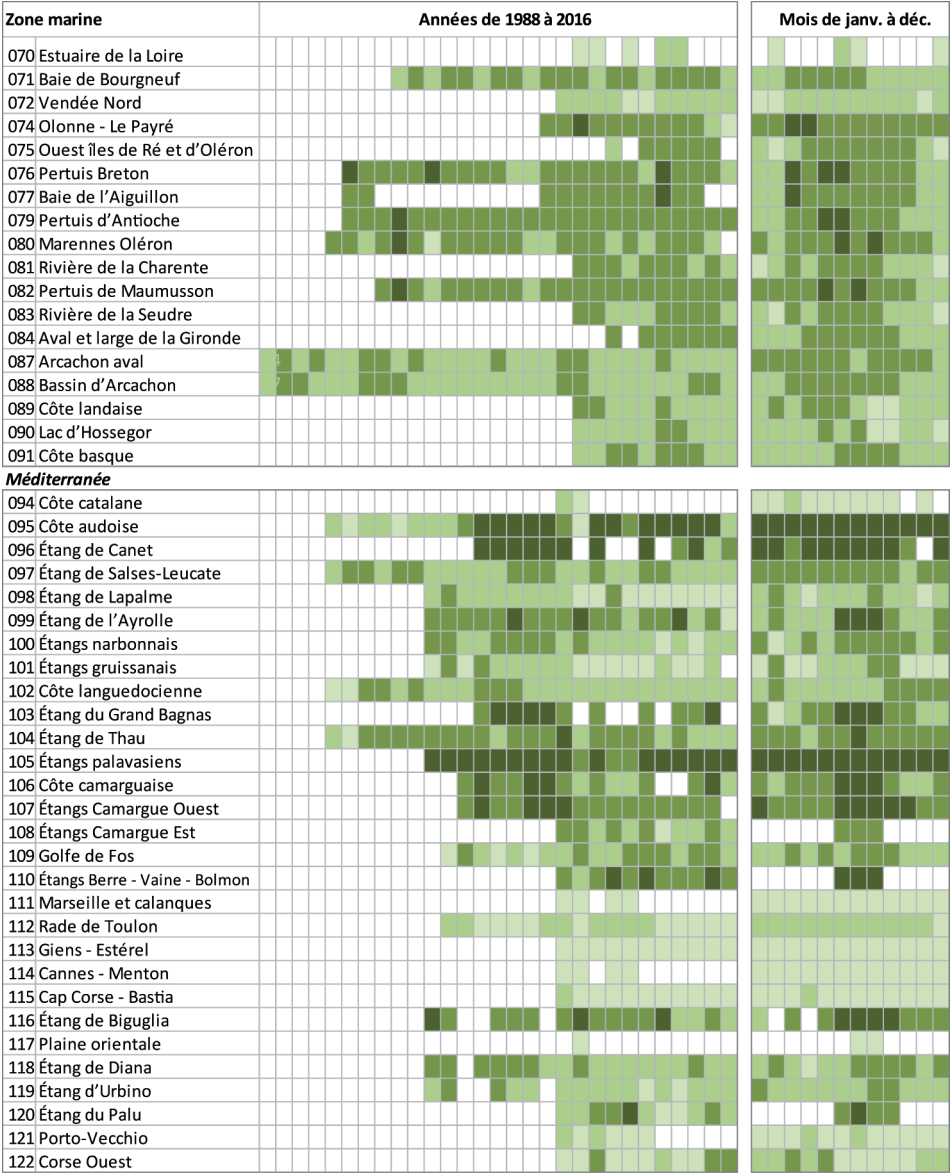
- les concentrations les plus fortes sont le plus souvent observées en baie de Somme en particulier entre mars et août, en baie de Seine plutôt entre mai et octobre et dans un certain nombre de lagunes méditerranéennes (petits étangs de la côte audoise, étang de Canet, étangs palavasiens) toute l'année ;
- des concentrations souvent fortes ou assez fortes sont également fréquemment rencontrées toute l'année ou une grande partie de l'année, entre la frontière belge et la baie de Somme, en baie de Vilaine, dans toute la zone des pertuis et de Marennes Oléron, ainsi que dans plusieurs lagunes méditerranéennes (étang de l'Ayrolle, étang de Thau, étangs de Camargue Ouest) ;
- les zones de plus faibles concentrations sont le Cotentin Nord et Ouest, la côte de Bretagne Nord à l'exception des estuaires, toutes les zones côtières de Méditerranée.

►► L'impact de l'azote inorganique dissous sur la chlorophylle *a*

Si les nutriments ne sont pas directement toxiques pour le milieu marin, l'augmentation des flux déversés en zone côtière peut être considérée comme une pression à l'origine de nuisances indirectes (augmentation de la biomasse chlorophyllienne, changement des espèces phytoplanctoniques dominantes, développement massif de macro-algues, etc.) susceptibles de conduire au phénomène d'eutrophisation. Toutefois, le lien direct entre enrichissement en nutriments et eutrophisation d'une

Tableau 17. Répartition des concentrations maximales de chlorophylle *a* sur l'ensemble du littoral, du nord au sud pour la Manche et l'Atlantique, de l'ouest à l'est pour la Méditerranée. Par année à gauche, par mois toutes années confondues à droite.

Zone marine	Années de 1988 à 2016												Mois de janv. à déc.												
Manche et Atlantique																									
001	Frontière belge - Cap Gris-Nez																								
002	Cap Gris-Nez - Le Boulonnais																								
003	Manche Nord-Est - large																								
006	Baie de Somme - large																								
007	Baie de Somme																								
008	Pays de Caux Nord																								
009	Pays de Caux Sud																								
010	Baie de Seine et Orne																								
011	Estuaire de la Seine																								
012	Côte de Nacre																								
013	Côte du Bessin																								
014	Baie des Veys																								
015	Ravenoville - Saint-Vaast - Barfleur																								
016	Cotentin Nord																								
017	La Hague - Carteret																								
018	Cotentin Ouest																								
019	Archipel Chausey																								
020	Baie du Mont-Saint-Michel																								
021	Rance - estuaire et large																								
022	Arguenon - estuaire et large																								
025	Fond baie de Saint-Brieuc																								
026	Baie de Paimpol																								
027	Trieux - Bréhat																								
028	Jaudy																								
031	Perros-Guirec																								
032	Baie de Lannion																								
033	Baie de Morlaix - large																								
034	Rivière de Morlaix																								
035	Penzé																								
037	Ouessant - Abers																								
038	Iroise - Camaret																								
039	Rade de Brest																								
040	Baie de Douarnenez																								
042	Baie d'Audierne																								
043	Concarneau large - Glénan																								
045	Rivière de Pont-L'Abbé																								
046	Odet																								
047	Baie de Concarneau																								
048	Aven-Belon-Laïta																								
049	Rade de Lorient - Groix																								
050	Scorff - Blavet																								
052	Baie d'Etel																								
053	Rivière d'Etel																								
054	Belle-Île - Houat - Hoëdic																								
055	Baie de Quiberon																								
056	Baie de Plouharnel																								
058	Golfe du Morbihan - large																								
061	Golfe du Morbihan																								
062	Baie de Vilaine - large																								
063	Baie de Vilaine - côte																								
065	Estuaire de la Vilaine																								
066	Pen-Bé																								
067	Traict de Pen-Bé																								
068	Traits du Croisic																								
069	Loire - large																								



zone côtière peut être assez complexe à établir en raison de l'importance plus ou moins grande de facteurs tels que :

- l'hydrodynamisme de la zone (courants résiduels, courants de marée, stratification de la colonne d'eau, marnage) qui peut induire un faible temps de résidence des nutriments dans la masse d'eau côtière et favoriser une exportation des apports fluviaux vers le large ;
- les matières en suspension qui, au-delà d'une certaine concentration ($> 10 \text{ mg/L}$), 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 (par exemple dans les estuaires) ;
- la nature du sédiment qui permet une reminéralisation plus ou moins rapide de la matière organique détritique ;
- la limitation de la croissance phytoplanctonique, par l'un ou l'autre des nutriments au cours de la période productive, qui peut favoriser l'apparition (et la disparition) d'espèces phytoplanctoniques plus ou moins nuisibles ;
- la salinité de la masse d'eau qui, en raison de la relation généralement linéaire entre nutriments et salinité, implique une comparaison des concentrations en nutriments seulement entre masses d'eau de salinité équivalente.

Pour exemple, le choix a été fait de comparer les concentrations hivernales de NID (azote inorganique dissous = ammonium + nitrate + nitrite) par rapport aux concentrations de chlorophylle *a* rencontrées en période productive. Les résultats présentés ici sont obtenus avec les données acquises sur une période de dix ans (2007-2016). Ceci permet d'utiliser un maximum des données nutriments acquises sur le littoral de la Manche et de l'Atlantique, sachant qu'avant cette date les nutriments n'étaient mesurés sur ces façades que sur les sites couverts par les réseaux régionaux (SRN, RHLN, Archyd) et par le RNO. Seules les données des masses d'eau côtières sont retenues : pour cette raison, les résultats de la façade méditerranéenne n'apparaissent pas ici, car l'acquisition de données nutriments n'a débuté qu'en 2016 dans les eaux côtières de cette façade. Le traitement des données utilisé ici consiste à :

- regrouper dans différents écotypes l'ensemble des masses d'eau adjacentes situées dans le panache de dilution d'un bassin hydrographique et/ou considérées comme homogènes au niveau hydrodynamique ;
- normaliser la concentration de NID à une salinité donnée de façon à pouvoir comparer les différentes masses d'eau du littoral français : ceci est nécessaire car la concentration hivernale de NID est directement reliée à la salinité (principe de la conservativité). À cette fin, la pente de la droite de dilution de l'ensemble des concentrations de NID hivernales de chaque écotype a été tracée pour calculer la valeur de NID normalisée à 33 de salinité (valeur de salinité standard des eaux côtières des façades Manche et Atlantique) ; cette valeur de NID normalisée est assignée à l'ensemble des masses d'eau appartenant à l'écotype ;
- comparer ces concentrations de NID normalisées aux résultats des percentiles 90 (P90)³ de chlorophylle *a*, calculés pour chacune des masses d'eau sélectionnées.

3. Le P90 d'une série de données est la valeur telle que 90 % des mesures observées lui sont inférieures.

Les résultats sont présentés par masse d'eau dans les trois figures suivantes. La figure 23 affiche la répartition des masses d'eau au regard des niveaux de chlorophylle *a* et des niveaux de NID. Seules les masses d'eau respectant un certain nombre de critères (nombre suffisant de données nutriments, salinité et chlorophylle *a* sur la période) ont été gardées. Les cartes 8 et 9 visualisent sur une carte les niveaux de concentrations pour respectivement, la chlorophylle *a* et le NID.

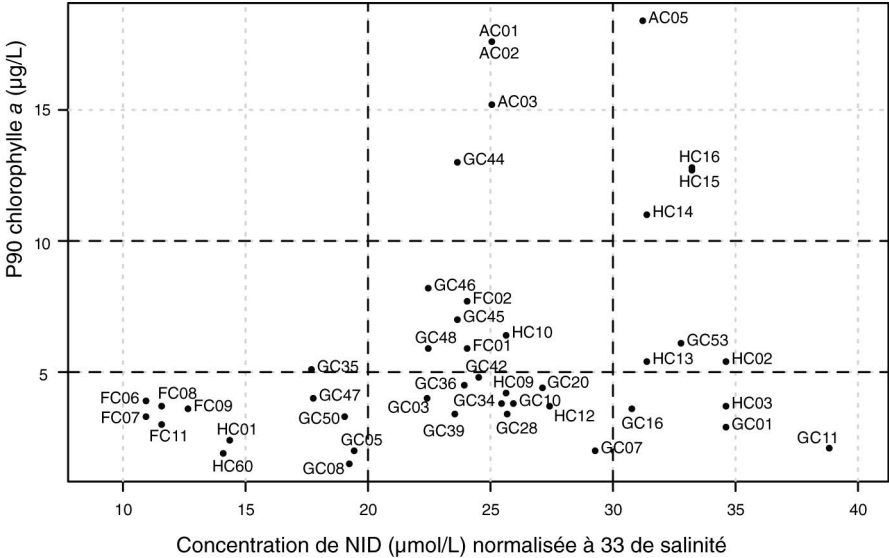
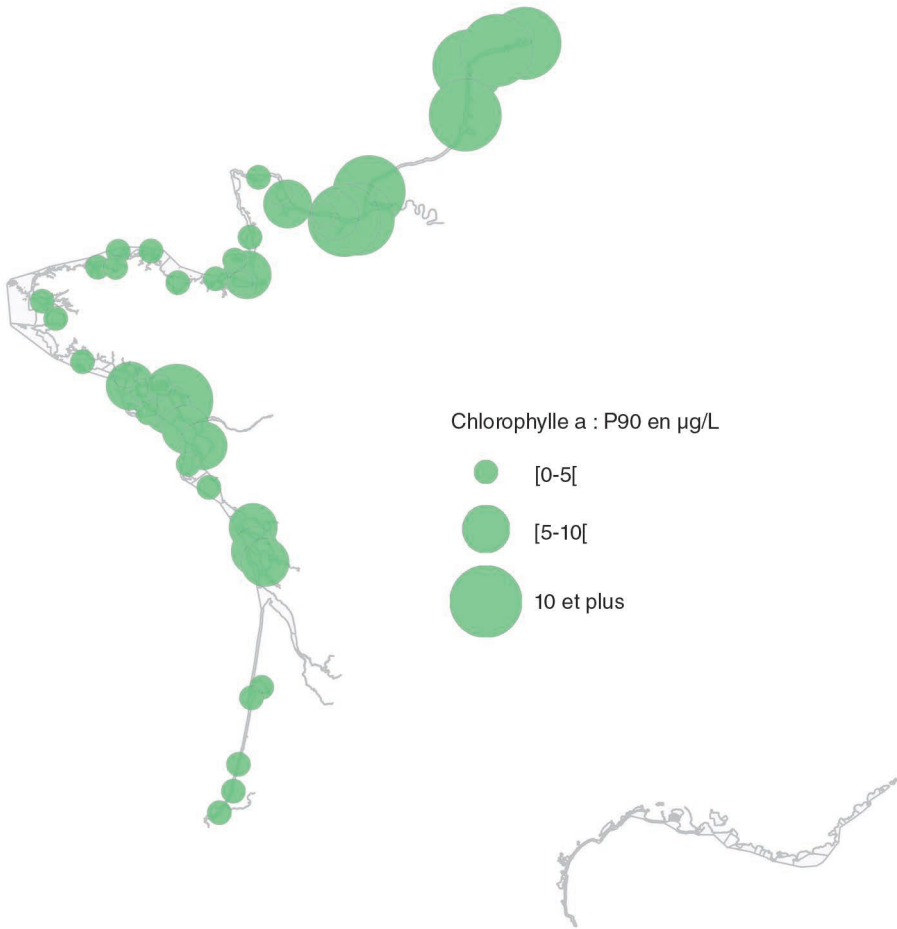


Figure 23. Concentrations de chlorophylle *a* exprimées en P90, en fonction des concentrations en NID normalisées à 33 de salinité, sur une sélection de masses d'eau des façades Manche et Atlantique, pour la période 2007-2016. Les codes des masses d'eau sont explicités dans les commentaires des résultats (ils sont également dans le tableau 12).

La figure 23 et les cartes 8 et 9 montrent clairement qu'il n'y a pas toujours une relation simple entre les niveaux respectifs de NID et de chlorophylle *a*. Plusieurs ensembles de masses d'eau peuvent être considérés :

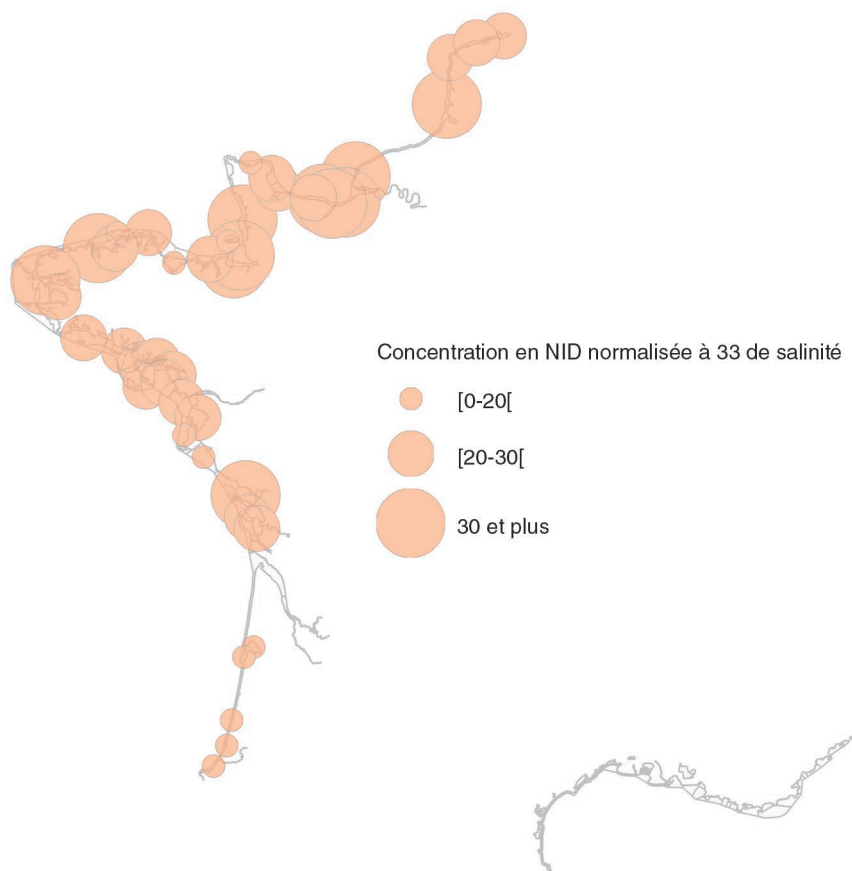
- sept masses d'eau ont des niveaux faibles de chlorophylle *a* (P90 inférieur à 4 $\mu\text{g/L}$), associés à des niveaux faibles de nutriments (inférieurs à 15 $\mu\text{mol/L}$), dont cinq situés dans le bassin d'Arcachon et sur la côte atlantique sud jusqu'à la frontière espagnole (FC06, 07, 08, 09, 11), et deux en Normandie (HC60 rade de Cherbourg et HC01 Archipel de Chausey) ;
- huit masses d'eau ont des niveaux élevés de chlorophylle *a* (P90 supérieur à 11 $\mu\text{g/L}$) associés à des niveaux de NID plutôt forts, entre 23 et 33 $\mu\text{mol/L}$. Quatre d'entre elles sont situées en mer du Nord (AC01, 02, 03 et 05, de la frontière belge au nord de la baie de Somme), trois en Normandie (HC14, 15, 16, du nord de la Seine à la baie de Caen), une en Bretagne Sud (GC44, baie de Vilaine-côte) ; il est à noter que ces masses d'eau sont sous l'influence directe de grands fleuves (Somme, Seine et Loire) ;
- *a contrario*, de forts niveaux de NID ne conduisent pas obligatoirement à des concentrations importantes de chlorophylle *a*. En effet, sept masses d'eau ont des



Carte 8. Carte des P90 de chlorophylle *a* (en $\mu\text{g/L}$), pour la période 2007-2016 en Manche et Atlantique, sur les masses d'eau affichées dans la figure 23.

niveaux de chlorophylle *a* plutôt faibles (P90 inférieur à $6,5 \mu\text{g/L}$), mais avec des niveaux très élevés de NID (supérieur à $30 \mu\text{mol/L}$). C'est le cas, en Normandie pour la côte de Nacre Est (HC13), l'Ouest Cotentin (HC03) et la baie du Mont-Saint-Michel-centre baie (HC02) ; en Bretagne pour la baie du Mont-Saint-Michel (GC01), la baie de Morlaix (GC11) et la rade de Brest (GC16) ; et pour le pertuis Breton (GC53). Ces masses d'eau ont la particularité de se trouver dans des zones à fort marnage et/ou sont soumises à d'importants courants.

La résistance de certaines de ces masses d'eau à la pression eutrophe peut s'expliquer par leurs propriétés hydrodynamiques qui permettent un fort renouvellement des eaux et empêchent l'apparition d'une stratification haline (c'est-à-dire relative à la salinité). Dans certains cas, cela s'explique aussi par la nature du sédiment qui permet un recyclage important de la silice à l'interface eau-sédiment. Cependant, si la biomasse phytoplanctonique de ces écosystèmes n'est pas affectée par



Carte 9. Carte de la concentration en NID (en $\mu\text{mol/L}$), normalisée à 33 de salinité, pour la période 2007-2016 en Manche et Atlantique, sur les masses d'eau affichées dans la figure 23.

d'importants apports d'azote, une modification de la composition des espèces phytoplanctoniques, et notamment l'apparition de HAB, a pu être observée sur certaines de ces masses d'eau.

Par ailleurs, le cas de la Bretagne Nord mérite quelques explications supplémentaires. En effet, certaines zones de cette côte sont sujettes à des proliférations intenses de macro-algues, dites marées vertes, devenues un problème récurrent sur ce littoral (Ménèsquen, 2018). Ce constat n'est pas contradictoire avec les faibles concentrations observées de chlorophylle *a*. En effet, l'état d'eutrophisation peut prendre plusieurs formes dans les eaux marines : dans ce cas précis, la prolifération des macro-algues est facilitée par le fait que celles-ci sont très côtières, souvent fixées, avec une surface étendue qui leur permet d'être en contact direct avec les nutriments apportés par les nombreuses petites rivières qui débouchent sur ce littoral. En revanche, le phytoplancton, mobile et réparti dans toute la masse d'eau, est moins sensible à ces apports de nutriments qui restent locaux et plutôt en fond de baie. La situation est toutefois différente à la sortie des grands estuaires, comme

la Seine, la Loire et la Gironde, avec des apports en nutriments qui impactent une très large zone (toute la côte de Bretagne Sud pour la Loire notamment) et qui expliquent les fortes concentrations de chlorophylle *a* qui y sont souvent observées.

» Indicateurs hydrologiques évalués dans le cadre de la DCE

Les éléments de qualité physico-chimiques retenus par la DCE pour la classification de l'état écologique des masses d'eaux côtières et de transition sont : les nutriments, le bilan d'oxygène, la température, la salinité et la transparence. Ces paramètres sont considérés comme des paramètres de soutien à la biologie.

L'indicateur « salinité » n'a pas été jugé pertinent pour l'évaluation de l'état des masses d'eau côtières et de transition, car les prélèvements mensuels tels que prescrits par la DCE ne permettent pas de déterminer la durée et la fréquence d'éventuelles dessalures (Daniel et Soudant, 2011a).

L'indicateur « nutriments » est défini par la directive comme étant la combinaison des indices ammonium, nitrate, nitrite, phosphate et silicate. À ce jour, sur la façade Manche-Atlantique, l'indicateur nutriments intègre uniquement les concentrations de NID. Au contraire de ce qui est pratiqué pour d'autres paramètres, cet indicateur n'est pas calculé masse d'eau par masse d'eau, mais par écotype regroupant les masses d'eau adjacentes situées sur le panache de dilution des fleuves, de façon à calculer une valeur de NID normalisée à 33 de salinité. Les valeurs seuils pour l'élément de qualité NID ont été définies en s'appuyant sur la correspondance entre la concentration en NID normalisée et les valeurs d'EQR de l'indice chlorophylle *a* (Daniel et Soudant, 2010).

L'indicateur « température » est défini comme le pourcentage de valeurs de température de l'eau considérées comme exceptionnelles, c'est-à-dire qui sortent d'une enveloppe de référence dans laquelle les températures permettent le bon fonctionnement écologique d'un écosystème. Étant donné la variabilité des masses d'eau côtières sur l'ensemble du littoral, plusieurs enveloppes de référence ont été définies à partir des données disponibles. Le très bon état est atteint lorsque plus de 95 % des valeurs mesurées sont comprises dans l'enveloppe de référence (Daniel et Soudant, 2009a).

L'objectif de l'indicateur « bilan d'oxygène » est d'évaluer l'importance des phénomènes d'hypoxies et d'anoxies. Ces phénomènes sont généralement observés en période estivale (température de l'eau élevée) après une efflorescence phytoplanctonique (lors de la décomposition de la biomasse phytoplanctonique), à marée basse et en période de morte-eau (stratification verticale de la colonne d'eau). L'épuisement en oxygène dissous est aggravé au fond de la colonne d'eau, qui est une zone d'accumulation des détritiques organiques en décomposition, et dans les zones à faible renouvellement des eaux (lagunes, baies à faible courant résiduel) (Daniel et Soudant, 2009b).

L'indicateur « transparence » est représenté par le paramètre turbidité, qui évalue la transparence d'une eau par la perte de lumière résultant de sa traversée.

La transparence est fonction de la quantité, de la taille et de la forme des particules en suspension. De façon naturelle, les concentrations de turbidité peuvent être très variables en raison : de la présence d'un gradient de turbidité décroissant de la côte vers le large — notamment aux débouchés des fleuves —, de zones plus turbides en lien avec la nature du sédiment, d'une faible profondeur et/ou d'une forte exposition au vent, à la houle ou encore aux forts courants les traversant. Ainsi les masses d'eau côtières ont été séparées en deux groupes :

- les zones rocheuses et la côte est de la Méditerranée ;
- les zones vaseuses/sableuses et les zones situées à l'embouchure des grands fleuves.

L'évaluation des masses d'eau de transition a été jugée non pertinente pour cet indicateur, car, en raison du caractère marqué de la turbidité dans les estuaires, les usages et organismes (faune et flore) sont naturellement adaptés à ces milieux. Dans les masses d'eau côtières, le suivi est effectué lors de la période productive (mars-octobre) de façon à évaluer l'impact de la turbidité sur le développement des végétaux aquatiques (Daniel et Soudant, 2011b).

Chapitre 5

Les données phycotoxines

Les phycotoxines (étymologiquement toxines d'algues) sont des métabolites secondaires, produits par un certain nombre d'espèces phytoplanctoniques, et dont les effets sont reconnus néfastes, soit pour la faune ou la flore marine, soit pour les humains au travers de la consommation de produits de la mer ou par contact *via* des aérosols. Ces différents effets s'expliquent par le mode de production et/ou d'accumulation de ces toxines. Une libération directe des toxines dans l'eau avec une action immédiate sur les organismes environnants caractérise les toxines néfastes pour la faune et la flore marine, comme celles produites par l'espèce *Karenia mikimotoi*. Une libération dans l'eau suivie d'une mise en suspension dans l'air, sous forme d'aérosols quand les conditions sont favorables (par exemple, lors des périodes de vent), caractérise le mode d'action des toxines nuisibles pour les usagers de la mer (baigneurs, plongeurs ou promeneurs) : c'est le cas des palytoxines et de leurs analogues les ovatoxines, produites par *Ostreopsis cf. ovata*, et dont la présence a été



Photo 40. Exploitation des moules en baie de Vilaine.
Pénestin (Morbihan), plage de Poudrantaïs.

observée dans les années 2000 en Méditerranée. Enfin, l'accumulation de toxines à l'intérieur de l'organisme prédateur du phytoplancton toxique (poisson, coquillage ou autre animal marin) conduit à ce que cet organisme soit toxique pour les consommateurs de plus haut niveau dans la chaîne alimentaire, par exemple les humains. Ceci concerne plusieurs familles de toxines dont trois sont présentes et réglementées en France, avec pour conséquences des interdictions plus ou moins régulières de vente et de ramassage des coquillages du littoral. Les phycotoxines présentées ici se limiteront à celles qui sont néfastes pour les humains, car celles-ci représentent l'essentiel des nuisances liées au phytoplancton en France. Celles liées aux toxines nuisibles pour la faune et la flore marine sont plus sporadiques sur le littoral français : en tout état de cause, les événements les plus marquants de ces dernières décennies ont été décrits dans le chapitre 3.

► Les phycotoxines nuisibles pour les humains

Au niveau mondial, plusieurs catégories d'intoxications humaines sont recensées par phycotoxines (Caruana et Amzil, 2018). Les plus courantes sont celles qui font suite à la consommation de coquillages, comme les intoxications diarrhéiques (DSP), paralysantes (PSP) et amnésiantes (ASP), correspondant aux trois familles de toxines régulièrement présentes en France métropolitaine (encadré 6). Ces trois familles de toxines sont réglementées au niveau européen, c'est-à-dire que leur surveillance est obligatoire, selon des contraintes définies dans les textes, règlements ou directives (annexe 1).

Encadré 6. Les trois familles de phycotoxines réglementées présentes en France et leurs effets

DSP, PSP et ASP sont les acronymes anglais des syndromes correspondant à chacune de ces intoxications : DSP = *Diarrheic Shellfish Poisoning*, PSP = *Paralytic Shellfish Poisoning*, ASP = *Amnesic Shellfish Poisoning*. Par abus de langage, les familles de toxines présentes en France métropolitaine et produisant ces syndromes sont nommées dans cet ouvrage comme : « toxines DSP, PSP, ASP ». Les toxines lipophiles incluent des toxines diarrhéiques (DSP) pouvant entraîner chez le consommateur des troubles digestifs d'apparition rapide, sans gravité le plus souvent ; elles sont majoritairement associées en France aux développements du phytoplancton *Dinophysis*. Les toxines paralysantes (PSP) peuvent provoquer chez le consommateur des troubles neurologiques d'apparition rapide, potentiellement graves, parfois mortels ; elles sont majoritairement associées en France aux développements du phytoplancton *Alexandrium*. Les toxines amnésiantes (ASP) peuvent conduire à des intoxications à la fois gastro-intestinales et neurologiques d'apparition généralement rapide, potentiellement graves, voire mortelles ; elles sont majoritairement associées en France aux développements du phytoplancton *Pseudo-nitzschia*.

Une autre catégorie d'intoxications est liée à la consommation de poissons, la plus répandue étant la ciguatera, un syndrome largement connu en France outre-mer

(départements, régions ou collectivités), comme dans de nombreuses régions à climat équatorial ou tropical. Les premières mentions de ce type d'intoxication ont été relevées aux Antilles au XVI^e siècle. Les espèces en cause appartiennent au genre benthique (épiphyte) *Gambierdiscus*, vivant dans les récifs coralliens et produisant des toxines de la famille des ciguatoxines. Les intoxications humaines sont provoquées par la consommation de poissons carnivores prédateurs de poissons herbivores broutant dans ces récifs. L'intoxication ciguatérique est caractérisée par un syndrome gastro-intestinal et un syndrome neurologique, dont le signe le plus significatif est un prurit (démangeaison aiguë) qui est exacerbé par la consommation ultérieure de poisson. Les données relatives aux ciguatoxines ne sont pas disponibles dans les données du Rephy, qui n'a pas à ce jour une mission de surveillance des toxines en France outre-mer.

D'autres phycotoxines peuvent avoir plusieurs types d'effets nuisibles. C'est par exemple le cas des brevetoxines, qui en plus d'une potentielle toxicité pour les consommateurs de produits marins, sont surtout connues pour leurs effets irritatifs sur la peau, les yeux et le système respiratoire, du fait de leur mise en suspension en aérosol. Les brevetoxines n'ont jamais été rapportées jusqu'à maintenant en France métropolitaine et ne sont pas réglementées en Europe. Elles sont produites par *Karenia brevis* et *K. papilionacea*. Cette dernière espèce est parfois présente sur certaines parties du littoral français : presque jamais observée en Manche, elle l'est assez régulièrement en Atlantique à des concentrations faibles (moins de 1 000 cellules par litre) et en Méditerranée à des concentrations plus importantes, en particulier dans les étangs corses. Aucun effet nuisible relatif à ces toxines n'a été rapporté en France jusqu'à maintenant. Parmi les toxines dont les principaux effets font suite à leur mise en suspension en aérosol, citons aussi les palytoxines et les ovatoxines, une famille de toxines produite par le phytoplancton *Ostreopsis*. Ces toxines, non réglementées en Europe car d'apparition récente, ont été observées en Méditerranée française de façon très localisée.

► Les familles de toxines présentes sur le littoral français

Avant d'examiner en détail les résultats de trente années de surveillance des phycotoxines présentes dans les coquillages du littoral français métropolitain, plus précisément dans les mollusques bivalves¹, cette section expose les principales caractéristiques des trois familles de toxines réglementées (lipophiles-DSP, PSP, ASP) : propriétés physico-chimiques, méthode de détection et seuils réglementaires, effets et symptômes des intoxications, bref historique, phytoplancton producteur et fondements de la stratégie de surveillance. Les palytoxines et les ovatoxines sont également présentées en tant que toxines dites « émergentes ».

1. La réglementation européenne impose actuellement une surveillance des mollusques bivalves, mais n'a pas statué sur la nécessité de surveiller d'autres organismes, comme les gastéropodes, les échinodermes ou les crustacés. La contamination potentielle de ceux-ci reste en effet insuffisamment documentée et demeure un sujet d'étude.

Toxines lipophiles incluant les toxines diarrhéiques

La famille des toxines lipophiles regroupe de nombreuses substances qui ont en commun d'avoir des propriétés physico-chimiques similaires : ce sont des polyéthers, thermostables (non détruits à la cuisson) et liposolubles (solubles dans les graisses). Deux ensembles de ces substances ont des effets diarrhéiques démontrés : acide okadaïque (AO) / dinophysistoxines (DTX) et azaspiracides (AZA). Deux autres ensembles ont des effets chez l'animal, mais les effets sur l'homme ne sont pas clairement élucidés : les pectenotoxines (PTX) et les yessotoxines (YTX). Toutefois, il convient de noter qu'une déréglementation des PTX est en cours d'étude au niveau européen. Des neurotoxines à action rapide chez l'animal ont également été incluses dans la famille des toxines lipophiles, par exemple les gymnodimines, les spirolides et les pinnatoxines, mais seuls les quatre ensembles cités précédemment font l'objet d'une réglementation au niveau européen, avec une obligation de les surveiller (Caruana et Amzil, 2018).

Depuis 2010, ces toxines sont recherchées par des analyses chimiques en chromatographie liquide, couplée à la spectrométrie de masse en tandem (CL-SM/SM) suite à une modification de la réglementation européenne autorisant l'utilisation de cette méthode pour la surveillance réglementaire. Les analyses chimiques ont de ce fait remplacé le bio-essai sur souris qui était la méthode de référence jusqu'en 2009 inclus. Les bio-essais sont cependant toujours utilisés dans le contexte d'un système de vigilance, pour la détection d'éventuels analogues de toxines connues, inconnues ou émergentes. Les bio-essais sur souris étaient des tests qualitatifs, conduisant à un résultat binaire (favorable ou défavorable). À l'inverse, les analyses chimiques par CL-SM/SM donnent des résultats quantitatifs. Les résultats sont exprimés en microgrammes (μg) ou milligrammes (mg) par kilogramme de chair de coquillage. Les trois groupes de toxines lipophiles actuellement réglementés, avec des seuils de sécurité sanitaire à ne pas dépasser pour que les coquillages soient considérés comme consommables, sont les suivants : AO + DTX + PTX dont le seuil est égal à $160 \mu\text{g/kg}$ de chair de coquillage, AZA dont le seuil est égal à $160 \mu\text{g/kg}$ et YTX dont le seuil est égal à $3,75 \text{ mg/kg}^2$. Chacun de ces groupes est constitué de la somme de plusieurs toxines, corrigées de leurs toxicités relatives (TEF - *Toxic Equivalent Factor*), afin de tenir compte de leur toxicité potentielle.

Les toxines lipophiles dont l'effet diarrhéique est démontré sont susceptibles de provoquer des intoxications dont les symptômes sont similaires à ceux d'une intoxication diarrhéique provoquée par certaines bactéries ou certains virus : diarrhées, vomissements, douleurs abdominales, avec parfois des maux de tête et des nausées, mais habituellement sans fièvre. Le délai d'apparition des symptômes est par contre beaucoup plus rapide que pour une intoxication bactérienne ou virale : de 30 minutes à 12 heures après consommation. L'évolution de l'intoxication est généralement favorable en trois jours, sans séquelles (Tréguer, 1998). Des intoxications ont pu être signalées à plusieurs reprises en France dans les premières années de la surveillance. Néanmoins, depuis plusieurs années, les intoxications diarrhéiques confirmées comme étant d'origine phycotoxinique ne sont pas liées à un défaut de

2. Le seuil de sécurité sanitaire pour les YTX est passé récemment de 1 à $3,75 \text{ mg/kg}$ (Barroso, 2013).

surveillance, mais à d'autres causes (par exemple le non-respect des consignes d'interdiction de ramassage des coquillages dans les zones récréatives). Aucun décès n'a été associé à ces toxines, ni en France ni dans le monde. Les toxines diarrhéiques n'ont pas d'effet nuisible connu sur les coquillages dans lesquels elles se sont accumulées : ainsi les coquillages interdits à la consommation pendant leur période de toxicité sont à nouveau consommables une fois l'épisode toxique terminé.

La première apparition de toxines diarrhéiques dans les coquillages a été décrite aux Pays-Bas en 1961. L'identification d'une espèce de *Dinophysis* comme source de ces toxines a été faite au Japon en 1983. Des occurrences de ces toxines ont été décrites en Espagne et en Europe du Nord au début des années 1980 (Marcaillou Le Baut *et al.*, 2001). En France, les premiers épisodes toxiques clairement associés à des toxines diarrhéiques ont été observés en 1983, avec 3 000 à 4 000 intoxications diarrhéiques recensées en Bretagne Sud. Ces événements ont d'ailleurs été à l'origine de la création du réseau de surveillance Rephy. La présence régulière de toxines diarrhéiques est désormais confirmée sur plusieurs continents : d'après Haedat, l'Europe dans son ensemble est très affectée de façon récurrente, l'Amérique du Nord est touchée surtout sur la côte ouest des États-Unis et la côte est du Canada (figure 24), l'Asie avec le Japon et l'Amérique du Sud avec l'Uruguay sont également concernées ces dernières années. Dans la quasi-totalité des cas, les toxines en cause appartiennent au groupe AO + DTX. Les toxines AZA restent quant à elles localisées à certains pays d'Europe (Irlande, Royaume-Uni et Norvège).

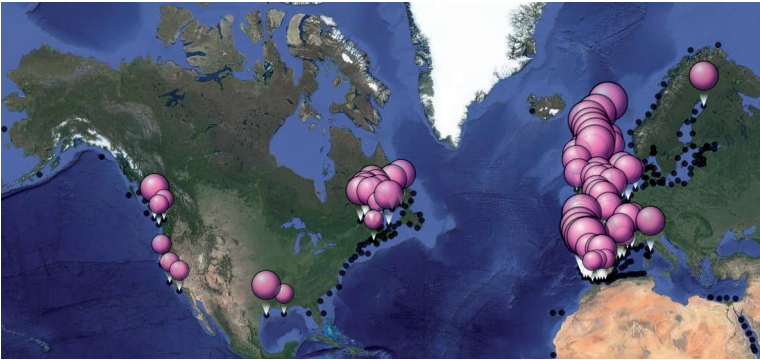


Figure 24. Distribution des occurrences de toxines DSP à des niveaux dangereux pour les consommateurs de produits de la mer, sur les côtes de l'Atlantique nord et du Pacifique nord-est, sur la période 2003-2012. Cartes produites par Haedat et le groupe de travail WGHABD, mises à disposition sur le site Ifremer environnement littoral.

La taille des symboles colorés est proportionnelle au nombre d'années concernées. Les symboles noirs indiquent une absence d'occurrence sur des sites surveillés.

Les toxines lipophiles observées en France et incriminées dans la contamination des coquillages appartiennent toujours aux ensembles suivants : AO (le plus souvent) ou DTX, connues pour être des substances à effet diarrhéique (Amzil et Mathias, 2006 ; Amzil *et al.*, 2007). Elles sont toujours associées au genre phytoplanctonique *Dinophysis*, en particulier les espèces *D. acuminata* et *D. sacculus*. Les toxines qu'il produit sont susceptibles de contaminer les coquillages même quand il est observé à

très faible concentration. La stratégie de surveillance consiste dans ce cas à rechercher systématiquement les toxines lipophiles dans les coquillages, d'une part dans les zones à risque et en période à risque (chapitre 2) pour les zones de production et les gisements côtiers, d'autre part dans les zones de pêche pendant toute la période de pêche. Il faut noter que ces toxines sont également produites par l'espèce *Prorocentrum lima*, présente sur les côtes françaises mais rarement observée en forte concentration dans les flores du Rephy du fait d'une niche écologique plutôt benthique (au fond ou fixé sur des macro-algues). Deux autres groupes de toxines lipophiles sont parfois présents en France, mais toujours à très faible concentration, et ne sont pas associés à *Dinophysis* dans la littérature mondiale. Le premier est constitué par les AZA, produit en particulier par le phytoplancton *Azadinium*. Le deuxième est constitué par les YTX, associé aux deux espèces *Lingulodinium polyedrum*³ et *Protoceratium reticulatum*.

Toxines paralysantes

La famille des toxines paralysantes (PSP) regroupe de nombreuses toxines avec des propriétés physico-chimiques similaires : des tétrahydropurines, hydrosolubles (solubles dans l'eau), thermostables et stables en milieu acide. Concernant les toxines PSP produites par le phytoplancton, la saxitoxine (STX) est la molécule de base et il existe une vingtaine de dérivés dont les gonyautoxines (Caruana et Amzil, 2018). La saxitoxine est classée dans les substances les plus toxiques parmi celles produites par des êtres vivants.

La méthode réglementaire européenne pour la détection de ces toxines est un bio-essai sur souris. Contrairement au bio-essai pour les toxines lipophiles qui est un test qualitatif, le bio-essai PSP est calibré et validé pour donner des résultats quantitatifs. Les résultats sont exprimés en microgrammes (μg) d'équivalent STX par kilogramme de chair de coquillage, et le seuil de sécurité sanitaire à ne pas dépasser pour que les coquillages soient considérés comme consommables est de 800 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Les toxines paralysantes sont susceptibles de provoquer des intoxications dont les symptômes apparaissent entre 5 et 30 minutes après consommation. Ces symptômes sont : fourmillements des extrémités, céphalées, nausées, vomissements en cas d'intoxication bénigne ; engourdissement des membres, troubles de la parole, incoordination motrice, difficultés respiratoires en cas d'intoxication modérée ; paralysies périphériques et surtout paralysie respiratoire pouvant conduire très rapidement au décès en cas d'intoxication sévère. Hémodialyse et ventilation artificielle sont nécessaires dans les cas graves. Si l'évolution de l'intoxication est favorable, les signes cliniques disparaissent en quelques jours, sans séquelles (Tréguer, 1998). Aucune intoxication PSP associée à des coquillages provenant de zones françaises n'a été rapportée à ce jour en France. Les toxines PSP n'ont pas d'effet nuisible connu sur les coquillages dans lesquels elles se sont accumulées : ainsi les coquillages interdits à la consommation pendant leur période de toxicité sont à nouveau consommables une fois l'épisode toxique terminé. Les intoxications PSP peuvent en revanche toucher de nombreux consommateurs de niveau élevé dans la chaîne alimentaire,

3. L'orthographe acceptée est *Lingulodinium polyedra*.

non seulement les humains, mais aussi des animaux (mammifères marins, oiseaux, etc.) dont le régime alimentaire comporte des coquillages, des crustacés ou des poissons contaminés. Aucun de ces effets n'a jusqu'à maintenant été observé en France.

Les premières intoxications faisant suite à l'ingestion de coquillages ont été décrites en 1793 dans le journal de bord du Capitaine Vancouver lors de l'expédition Vancouver sur la côte nord-ouest de l'Amérique du Nord. Elles ont été attribuées de façon formelle à des toxines paralysantes en 1920, suite à des intoxications mortelles associées à des coquillages en Amérique du Nord (Amzil *et al.*, 2001). La persistance de ces toxines dans les coquillages des côtes du Canada a conduit ce pays à structurer dans les années 1940 les premiers grands programmes de surveillance des phycotoxines (Marcaillou Le Baut *et al.*, 2001). La première espèce identifiée comme productrice de toxines PSP fut alors *Gonyaulax tamarens*, renommé depuis *Alexandrium tamarense*. En Europe, d'après Haedat, des toxines PSP ont été observées en 1987 dans les pays suivants : Suède, Norvège, Danemark, Irlande, Espagne, Portugal. En France, elles ont été observées pour la première fois en 1988 sur les côtes de la Manche, plus précisément en Bretagne Nord-Ouest dans les Abers. Puis elles ont fait leur apparition en 1998 sur les côtes méditerranéennes dans l'étang de Thau (Languedoc). Toujours d'après Haedat (figure 25), la présence régulière de toxines PSP est désormais confirmée sur plusieurs continents : presque partout en Europe de façon récurrente, en Amérique du Nord sur l'ensemble des côtes est et ouest, en Asie (Japon, Philippines), en Amérique du Sud (Uruguay).



Figure 25. Distribution des occurrences de toxines PSP à des niveaux dangereux pour les consommateurs de produits de la mer, sur les côtes de l'Atlantique nord et du Pacifique nord-est, sur la période 2003-2012. Cartes produites par Haedat et le groupe de travail WGHABD, mises à disposition sur le site Ifremer environnement littoral.

La taille des symboles colorés est proportionnelle au nombre d'années concernées. Les symboles noirs indiquent une absence d'occurrence sur des sites surveillés.

Les occurrences de PSP restent majoritairement liées dans le monde et en Europe à des espèces du genre *Alexandrium*, quelquefois à *Gymnodinium catenatum*. En France, elles sont associées exclusivement au genre *Alexandrium*, en particulier *A. minutum* en Bretagne et *A. catenella* en Méditerranée (étang de Thau). Les coquillages ne devenant toxiques que si une ou plusieurs espèces de ce genre sont présentes à des concentrations importantes, *Alexandrium* est considéré comme

un indicateur fiable. La stratégie de surveillance est donc basée sur l'observation d'*Alexandrium* dans l'eau au-dessus d'un seuil d'alerte (variable selon les zones, mais généralement de l'ordre de plusieurs milliers de cellules par litre) qui déclenche la recherche des toxines PSP dans les coquillages. Pour les zones de pêche, une recherche systématique des toxines PSP est cependant effectuée pendant toute la période de pêche, comme pour les autres toxines.

Toxines amnésiantes

La famille des toxines amnésiantes (ASP) regroupe des toxines avec des propriétés physico-chimiques similaires : des molécules hydrosolubles, thermostables et instables en milieu acide, structurellement proches de l'acide glutamique et de l'acide kaïnique (Caruana et Amzil, 2018). L'acide domoïque (AD) est la molécule de base et il existe 10 dérivés. Cependant, seuls l'acide domoïque et son analogue l'acide épidoïque sont considérés toxiques (Wright *et al.*, 1990).

La méthode réglementaire européenne pour la détection de ces toxines est une analyse chimique en chromatographie liquide haute performance avec détection par ultraviolet (CLHP/UV). Les résultats fournis sont quantitatifs, ils sont exprimés en milligrammes d'équivalent AD par kilogramme de chair de coquillage, et le seuil de sécurité sanitaire à ne pas dépasser pour que les coquillages soient considérés comme consommables est de 20 mg/kg.

Les toxines amnésiantes sont susceptibles de provoquer des intoxications dont les symptômes apparaissent entre 15 minutes et 48 heures après consommation. Les symptômes sont à la fois gastro-intestinaux et neurologiques : nausées, vomissements, diarrhées dans les premières 24 heures, puis céphalées, troubles de la mémoire, éventuellement confusion mentale, convulsions et coma suivi de décès dans les cas graves. L'évolution clinique est variable, les crises convulsives pouvant durer jusqu'à quatre mois. Les séquelles rapportées lors de l'épisode canadien en 1987 (ci-dessous) sont des pertes de mémoire de gravité variable et des lésions cérébrales irréversibles (Tréguer, 1998). Aucune intoxication ASP associée à des coquillages provenant de zones françaises n'a été rapportée à ce jour. Les toxines ASP n'ont pas d'effet nuisible connu sur les coquillages dans lesquels elles se sont accumulées : ainsi les coquillages interdits à la consommation pendant leur période de toxicité sont à nouveau consommables une fois l'épisode toxique terminé. Les intoxications ASP peuvent en revanche toucher de nombreux consommateurs de niveau élevé dans la chaîne alimentaire, non seulement les humains, mais aussi des animaux (mammifères marins, oiseaux, etc.) dont le régime alimentaire comporte des coquillages, des crustacés ou des poissons contaminés. Aucun de ces effets n'a jusqu'à maintenant été observé en France.

La découverte des toxines ASP est assez récente puisqu'elle a pour origine l'intoxication massive de 145 personnes suite à la consommation de moules de l'île du Prince-Édouard sur la côte est du Canada en 1987 (Todd, 1993). Outre le fait que ces intoxications ont provoqué quatre décès, les symptômes étaient caractéristiques : des troubles digestifs suivis de troubles neurologiques, en particulier de troubles de la mémoire d'où le nom donné à ces toxines. En 1989, l'acide domoïque

(AD) est identifié comme la substance responsable et le phytoplancton *Pseudo-nitzschia* est pour la première fois cité comme producteur de cette toxine (Bates, 1998). En France, des toxines ASP ont été observées pour la première fois en 2000 en Bretagne Ouest : mer d'Iroise et baie de Douarnenez (Amzil *et al.*, 2001 ; Nézan *et al.*, 2006). D'après Haedat (figure 26), la présence régulière de toxines ASP est désormais confirmée sur au moins deux continents : presque partout en Europe de façon récurrente, en Amérique du Nord sur la côte ouest des USA et la côte est du Canada.



Figure 26. Distribution des occurrences de toxines ASP à des niveaux dangereux pour les consommateurs de produits de la mer, sur les côtes de l'Atlantique nord et du Pacifique nord-est, sur la période 2003-2012. Cartes produites par Haedat et le groupe de travail WGHABD, mises à disposition sur le site Ifremer environnement littoral.

La taille des symboles colorés est proportionnelle au nombre d'années concernées. Les symboles noirs indiquent une absence d'occurrence sur des sites surveillés.

Le genre phytoplanctonique *Pseudo-nitzschia* est majoritairement responsable des occurrences de toxines ASP dans le monde (Caruana et Amzil, 2018). En France, de nombreuses espèces de *Pseudo-nitzschia* sont observées, sachant que seules certaines d'entre elles sont productrices de toxines. Les coquillages ne devenant toxiques que si ces espèces toxiques sont présentes à des concentrations importantes, *Pseudo-nitzschia* est considéré comme un indicateur fiable. La stratégie de surveillance est donc basée sur l'observation de *Pseudo-nitzschia* dans l'eau au-dessus d'un seuil d'alerte (de l'ordre de plusieurs centaines de milliers de cellules par litre), qui déclenche la recherche des toxines ASP dans les coquillages. Pour les zones de pêche, une recherche systématique des toxines ASP est cependant effectuée pendant toute la période de pêche, comme pour les autres toxines.

Les palytoxines et leurs analogues les ovatoxines

La palytoxine (PITX) a été isolée pour la première fois à partir de coraux du genre *Palythoa*. Les premières investigations chimiques de certaines souches d'*Ostreopsis* cf. *ovata* de la mer Méditerranée ont ensuite révélé la présence de toxines analogues à la palytoxine, appelées ovatoxines (Amzil *et al.*, 2012).

Le groupe palytoxine/ovatoxines est analysé par CL-SM/SM (chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem). Comme ces toxines ne sont pas réglementées, elles ne font pas l'objet d'une surveillance officielle en France. À défaut de données toxicologiques et épidémiologiques, il n'existe pas de seuil de sécurité sanitaire réglementaire au niveau européen, cependant l'Efsa (European Food Safety Authority) recommande le seuil de 30 μg de palytoxine par kilogramme de chair totale de produit de la mer (Efsa, 2009).

Une surveillance expérimentale a néanmoins été mise en place en Méditerranée dans le cadre du Rephy en 2007. En effet, des irritations respiratoires chez des baigneurs et plongeurs avaient été signalées sur la côte catalane espagnole et aux environs de Marseille en 2006, suite à des développements de la microalgue *Ostreopsis* (Lemee *et al.*, 2012). Ces toxines sont surtout connues pour leurs effets irritants après leur mise en suspension dans l'air par période de vent, mais des suspicions pèsent sur leur toxicité par voie alimentaire après ingestion d'organismes qui auraient accumulé ces toxines. C'est pourquoi la surveillance mise en place en 2007 comportait, outre un suivi renforcé d'*Ostreopsis*, la recherche de palytoxines dans les produits marins. Celle-ci a été menée de façon systématique dans les oursins (*Paracentrotus lividus*) des gisements de pêche professionnelle pendant la période d'exploitation en hiver. La stratégie retenue pour les mollusques se basait quant à elle sur la présence d'*Ostreopsis* en concentration supérieure à 4 000 cellules par litre, pour déclencher une recherche des toxines.

Les résultats de cette surveillance expérimentale menée sur trois sites méditerranéens (Marseille-calanques, Menton-Cannes, et Corse Ouest) sont les suivants : des concentrations maximales de respectivement 458 et 361 μg d'équivalent palytoxine par kilogramme de chair ont été trouvées dans les oursins en 2008 et 2009 sur les deux premiers sites en été, mais comme la pêche des oursins n'est pas autorisée administrativement l'été, il n'y a pas eu d'incidence sur la santé publique (Amzil *et al.*, 2012). En 2008, les autorités ont été conduites à évacuer une plage et à restreindre la baignade à Villefranche et à Nice, mais aucun autre événement n'a été signalé depuis. À partir de 2010, les toxines n'ont plus été détectées sur les lieux échantillonnés dans le cadre du Rephy et la recherche systématique des palytoxines n'est plus réalisée depuis 2017. *Ostreopsis* est cependant systématiquement suivi dans les composantes Observation et Surveillance du Rephy, il jouerait donc son rôle d'indicateur en cas de forte prolifération.

► Trente ans de résultats sur les trois familles de phycotoxines réglementées (DSP, PSP et ASP)

Sont examinées ici les données acquises pour la période 1987-2016 par le Réseau de surveillance des phycotoxines dans les organismes marins (Rephytox) associé au réseau Rephy. Près de 400 000 résultats ont été enregistrés dans la base de données Quadriga sur cette période, couvrant 440 lieux de prélèvement sur 101 zones, et portant sur 51 paramètres et 23 coquillages différents. Tous les graphiques et toutes les cartes de cette section ont été réalisés à partir des données Rephytox (Rephytox, 2017). Ils portent exclusivement sur les résultats relatifs aux groupes de toxines

associés à des épisodes de toxicité en France, c'est-à-dire les toxines lipophiles appartenant au groupe AO + DTX + PTX, les toxines PSP et les toxines ASP. Les cartes présentent toujours des résultats agrégés par zone marine. Les autres toxines réglementées, c'est-à-dire les toxines lipophiles appartenant aux groupes AZA et YTX, n'ayant jamais conduit à des épisodes toxiques en France, seront commentées en fin de section.

Avant de rentrer dans le détail des résultats, il est intéressant de considérer l'impact global des épisodes de toxicité (encadré 7) causés par les phycotoxines en France métropolitaine depuis trente ans.

Encadré 7. Précisions sur la notion « épisode de toxicité »

Un épisode de toxicité est défini ici par la présence dans les coquillages d'une toxine appartenant à l'une ou l'autre des trois familles de toxines réglementées, en quantité supérieure au seuil de sécurité sanitaire officiel. Il peut avoir une durée variable, avec généralement une phase de contamination, pendant laquelle les concentrations en toxines augmentent, et une phase de décontamination qui voit les concentrations diminuer jusqu'à des valeurs inférieures au seuil sanitaire. Dans certains cas cependant, il peut y avoir des phases de stabilité ou des redémarrages de la contamination. C'est pourquoi la surveillance de ces toxines prévoit de confirmer sur deux semaines successives le résultat favorable marquant la fin de l'épisode. Les autorités compétentes, soit les préfetures départementales, prennent en compte ces éléments pour décider des mesures administratives qui s'imposent, c'est-à-dire l'interdiction de commercialisation et de ramassage des coquillages, sous forme d'arrêté préfectoral.

Impact global des épisodes de toxicité sur trente ans

La figure 27 visualise en deux graphiques l'impact global sur trente ans des occurrences de phycotoxines, en indiquant le nombre d'années affectées pour chacune des familles de toxines par zone marine. Il apparaît clairement que cet impact est différent d'une région à l'autre. Ainsi, la région des Hauts-de-France a été très épargnée contrairement à la Bretagne, sévèrement affectée autant en nombre de zones touchées qu'en nombre d'années. En Normandie, Bretagne, Pays de la Loire, Occitanie, une durée autour de trente ans pour certaines zones indique que le problème y est récurrent. Enfin, certaines zones peuvent être affectées (simultanément ou non) par des épisodes associés à deux, voire trois familles de toxines, ce qui montre la diversité des situations rencontrées.

La figure 28 complète la précédente en présentant, par façade, l'évolution dans le temps du pourcentage de zones marines touchées, relativement au nombre total de zones. La façade atlantique se détache des autres sur deux points : le pourcentage de zones touchées est presque toujours plus important que dans les deux autres façades, et elle présente une tendance à l'augmentation des problèmes au fil du temps. La raison en est cependant essentiellement l'apparition d'épisodes de toxicité ASP depuis le milieu des années 2000, dans des zones qui peuvent par ailleurs être identiques ou non à celles touchées par les toxines DSP. Cette configuration se retrouve d'ailleurs en Manche, à moindre échelle. Aucune tendance à l'augmentation ou à la

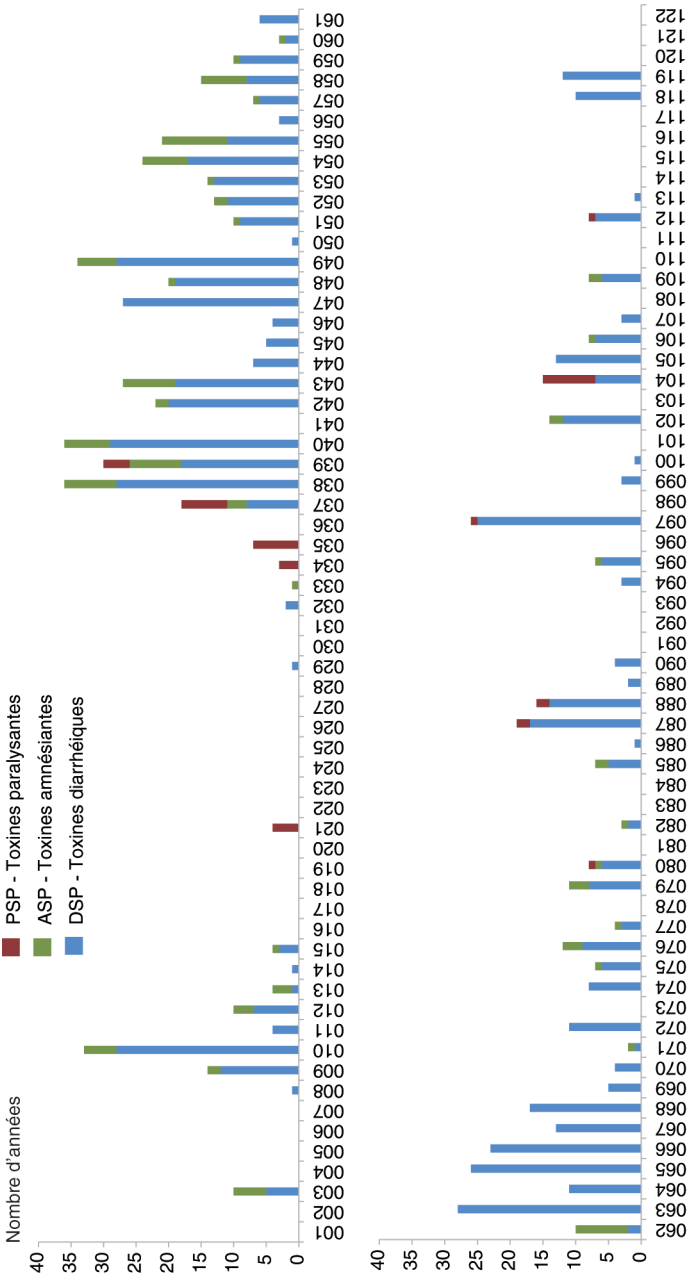


Figure 27. Durée cumulée de phycotoxicité dans les coquillages sur la période 1987-2016, par zone marine, en nombre d'années concernées pour chacune des familles de toxines.

Si deux familles de toxines ont affecté la même zone la même année, elles sont comptées pour chacune, ce qui explique que la durée totale puisse être supérieure à 30 ans. En haut : de la frontière belge au golfe du Morbihan ; en bas : de la baie de Vilaine à la Corse (voir annexe 2 pour les correspondances mnémoniques et libellés des zones marines).

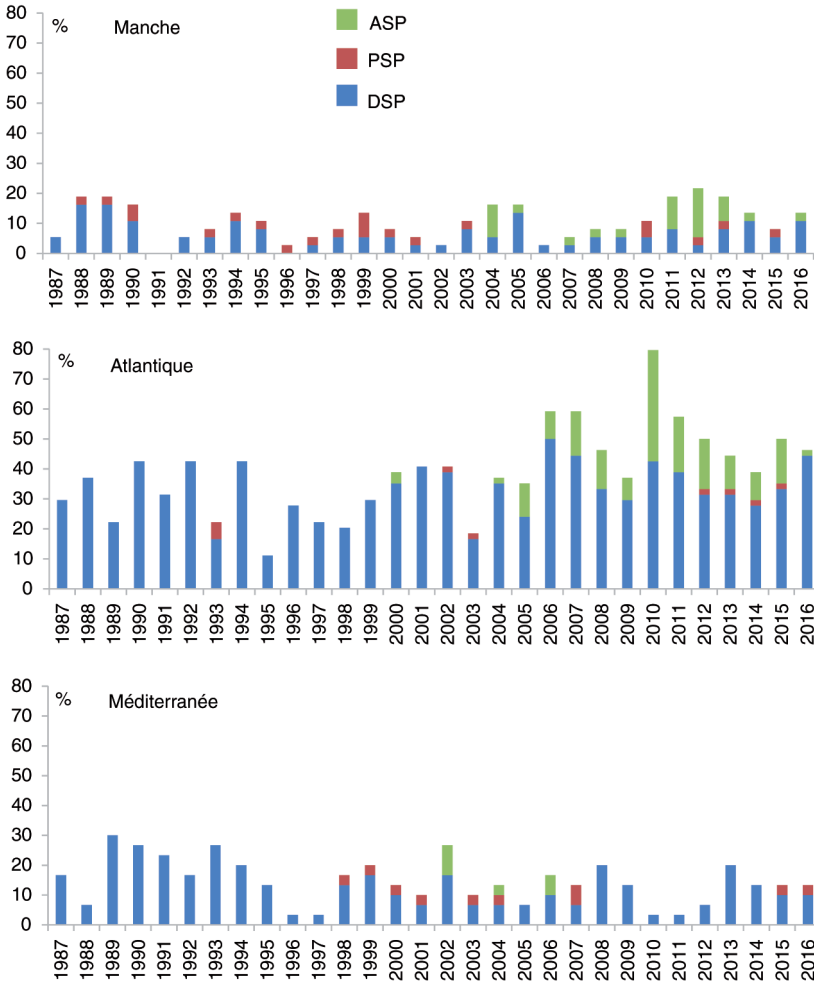


Figure 28. Pourcentage de zones marines touchées par un épisode toxique, par année, pour chacune des façades. Si deux familles de toxines ont affecté la même zone la même année, elles sont comptées pour chacune, ce qui augmente d'autant le pourcentage total.

diminution des épisodes toxiques DSP n'est cependant visible sur ces trente années, quelle que soit la façade. Quant aux épisodes PSP, ils apparaissent dans les trois façades, mais le pourcentage de zones touchées n'augmente pas significativement depuis leur apparition, en 1988 en Manche et en 1998 en Méditerranée.

Cette figure est également éclairante sur l'histoire de la surveillance des phycotoxines. Par exemple, des épisodes toxiques DSP sont enregistrés sur toutes les façades dès 1987, mais en réalité ils ont été observés dès 1984 en Manche et en Atlantique (chapitre 2), et l'hypothèse que des toxines diarrhéiques aient pu contaminer les coquillages du littoral français bien avant cette date n'est pas contestée, les intoxications éventuelles ayant pu être confondues avec des intoxications bactériennes ou virales. L'observation de toxines PSP pour la première fois en 1988 en Manche (Bretagne Nord-Ouest, dans les Abers), correspond probablement au fait

que ces toxines commençaient à apparaître en Europe : la surveillance des espèces toxiques mise en place en 1984 dans le cadre du Rephy a permis de détecter cette année-là des concentrations importantes d'*Alexandrium* dans cette zone, situation anormale qui a conduit à la recherche de toxines PSP. Pour ce qui concerne les toxines ASP, observées pour la première fois en 2000 en Atlantique (Bretagne Ouest, mer d'Iroise et baie de Douarnenez), celles-ci faisaient l'objet d'une surveillance officielle depuis 1999 seulement, mais une étude menée par LeDoux *et al.*, (1996) sur plusieurs zones du littoral français avait montré que ces toxines étaient alors absentes des eaux côtières françaises. Quant à l'augmentation des épisodes toxiques ASP depuis 2004 en Manche et Atlantique, elle correspond clairement au début de la surveillance obligatoire des coquilles Saint-Jacques dans le cadre européen, celles-ci étant auparavant exclues du suivi des phycotoxines en France.

Après la présentation de différentes représentations graphiques ou cartographiques illustrant l'évolution des épisodes de toxicité, ainsi que les coquillages concernés, les résultats détaillés seront discutés par famille de toxines.

Évolution spatiale et temporelle des épisodes de toxicité

Les tableaux 18 et 19 fournissent une vision détaillée à la fois spatiale et temporelle, sur l'ensemble de la période et pour chacune des zones marines. Un déroulé linéaire du littoral permet une vue immédiate de la succession des zones marines, du nord au sud pour la Manche et l'Atlantique, et de l'ouest à l'est pour la Méditerranée. Le tableau 18, avec sa présentation par an, permet de visualiser l'historique des épisodes de toxicité sur la période, par famille de toxines. Le tableau 19, avec sa présentation par mois, fournit une information sur la saisonnalité de ces épisodes (encadré 8).

Encadré 8. Les produits « synoptiques toxines »

Les Synoptiques « toxines », équivalents dynamiques des tableaux 18 et 19 pour l'évolution spatiale et temporelle des épisodes de toxicité DSP, PSP et ASP, sont disponibles sur le site Ifremer environnement littoral (annexe 5), avec également deux vues complémentaires des toxicités, soit par année, soit par mois (toutes années confondues). Des détails sur les coquillages et sur les résultats sont disponibles en cliquant sur l'intersection d'une ligne et d'une colonne.

Les résultats présentés dans le tableau 18 pour les toxines lipophiles-DSP sont de deux natures : des résultats de bio-essais sur souris de 1987 à 2009 et des résultats d'analyses chimiques par CL-SM/SM à partir de 2010. Les premiers sont des résultats qualitatifs (résultat favorable ou défavorable). En revanche, les seconds sont des résultats quantitatifs pouvant être classés en trois catégories, selon qu'ils sont inférieurs ou supérieurs aux deux seuils suivants : la limite de quantification et le seuil sanitaire officiel pour ces toxines (encadré 9). Pour les toxines PSP et ASP, les résultats sont quantitatifs et sont donc présentés selon ces trois catégories. L'apparente hétérogénéité de l'effort de surveillance qui apparaît dans ce tableau (cases vertes) provient des stratégies d'échantillonnage adaptées à chacune des familles de toxines, par exemple basées sur un déclenchement par la présence de phytoplancton toxique pour PSP et ASP.

Tableau 18. Étendue géographique et temporelle des épisodes de toxicité sur le littoral, par famille de toxines.

Pour chaque zone marine, la présence de toxines au moins une fois dans l'année considérée est indiquée selon les deux modes définis dans la légende (couleur jaune ou rouge). L'absence de toxines (couleur verte) donne une idée de l'effort d'échantillonnage. Les zones libellées en gris ne comportent pas de coquillages exploités de façon professionnelle et ne sont donc pas surveillées.

Zone marine	Lipophiles - DSP années de 1987 à 2016	PSP années de 1988 à 2016	ASP années de 1999 à 2016
001 - Frontière belge - Cap Gris-Nez			
002 - Cap Gris-Nez - Le Boulonnais			
003 - Manche Nord-Est - large			
004 - Baie de Canche			
005 - Baie d'Aulnlie			
006 - Baie de Somme - large			
007 - Baie de Somme			
008 - Pays de Caux Nord			
009 - Pays de Caux Sud			
010 - Baie de Seine et Orne			
011 - Estuaire de la Seine			
012 - Côte de Nacre			
013 - Côte du Bessin			
014 - Baie des Veys			
015 - Ravenoville - Saint-Vaast - Barfleur			
016 - Cotentin Nord			
017 - La Hague - Carteret			
018 - Cotentin Ouest			
019 - Archipel Chausey			
020 - Baie du Mont-Saint-Michel			
021 - Rance - estuaire et large			
022 - Arguenon - estuaire et large			
023 - Fresnaye - estuaire et large			
024 - Baie de Saint-Brieuc - large			
025 - Fond baie de Saint-Brieuc			
026 - Baie de Palmpol			
027 - Trieux - Bréhat			
028 - Jaudy			
029 - Jersey - Guernesey			
030 - Côtes bretonnes Nord - large			
031 - Perros-Guirec			
032 - Baie de Lannion			
033 - Baie de Morlaix - large			
034 - Rivière de Morlaix			
035 - Penzé			

Zone marine	Lipophiles - DSP années de 1987 à 2016	PSP années de 1988 à 2016	ASP années de 1999 à 2016
036 - Brignogan			
037 - Ouessant-Abers			
038 - Iroise-Camaret			
039 - Rade de Brest			
040 - Baie de Douarnenez			
041 - Côtes bretonnes Sud - large			
042 - Baie d'Audierne			
043 - Concarneau large - Glénan			
044 - Bénodet			
045 - Rivière de Pont-l'Abbé			
046 - Odet			
047 - Baie de Concarneau			
048 - Aven-Belon-Laïta			
049 - Rade de Lorient - Groix			
050 - Scorff - Blavet			
051 - Petite mer de Gâvres			
052 - Baie d'Étel			
053 - Rivière d'Étel			
054 - Belle-Île - Houat - Hoëdic			
055 - Baie de Quiberon			
056 - Baie de Plouharnel			
057 - Rivière de Crac'h			
058 - Golfe du Morbihan - large			
059 - Saint-Philibert - Le Breneuguy			
060 - Rivière d'Auray			
061 - Golfe du Morbihan			
062 - Baie de Vilaine - large			
063 - Baie de Vilaine - côte			
064 - Rivière de Penrff			
065 - Estuaire de la Vilaine			
066 - Pen-Bé			
067 - Traict de Pen-Bé			
068 - Traicts du Croisic			
069 - Loire - large			
070 - Estuaire de la Loire			
071 - Baie de Bourgneuf			
072 - Vendée Nord			
073 - Atlantique - large			
074 - Olonne - Le Payré			
075 - Ouest îles de Ré et d'Oléron			
076 - Pertuis Breton			
077 - Baie de l'Aiguillon			
078 - Le Lay			
079 - Pertuis d'Antioche			

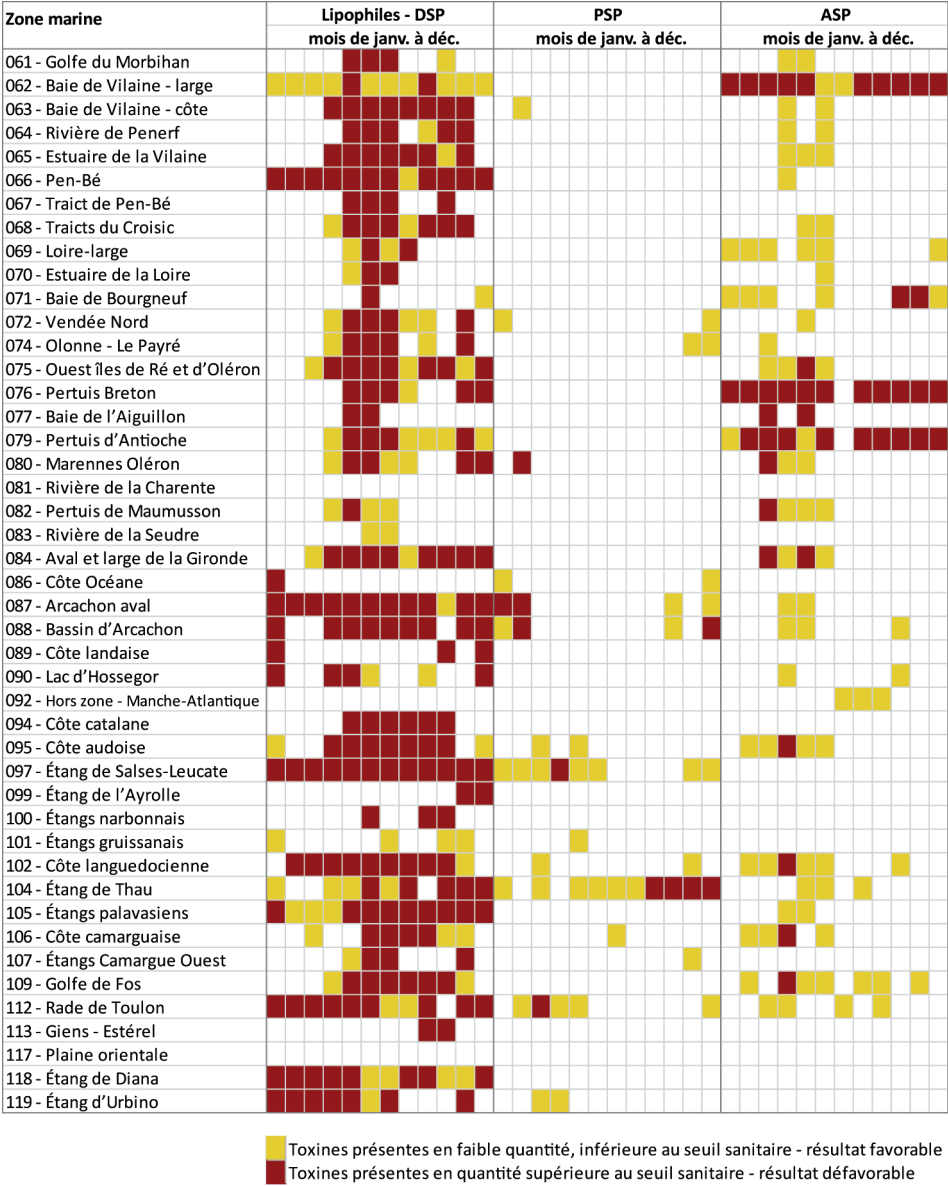
Zone marine en gris : zones non surveillées	Lipophiles - DSP années de 1987 à 2016	PSP années de 1988 à 2016	ASP années de 1999 à 2016
080 - Marennes Oléron			
081 - Rivière de la Charente			
082 - Pertuis de Maumusson			
083 - Rivière de la Seudre			
084 - Aval et large de la Gironde			
085 - Estuaire de la Gironde			
086 - Côte Océane			
087 - Arcachon aval			
088 - Bassin d'Arcachon			
089 - Côte landaise			
090 - Lac d'Hossegor			
091 - Côte basque			
092 - Hors zone - Manche-Atlantique			
093 - Méditerranée-large			
094 - Côte catalane			
095 - Côte audoise			
096 - Étang de Canet			
097 - Étang de Salses-Leucate			
098 - Étang de Lapalme			
099 - Étang de l'Ayrolle			
100 - Étangs narbonnais			
101 - Étangs gruisssanais			
102 - Côte languedocienne			
103 - Étang du Grand Bagnas			
104 - Étang de Thau			
105 - Étangs palavasiens			
106 - Côte camargaise			
107 - Étangs Camargue Ouest			
108 - Étangs Camargue Est			
109 - Golfe de Fos			
110 - Étangs Berre - Vaine - Bolmon			
111 - Marseille et calanques			
112 - Rade de Toulon			
113 - Giens-Estérel			
114 - Cannes-Menton			
115 - Cap Corse - Bastia			
116 - Étang de Biguglia			
117 - Plaine orientale			
118 - Étang de Diana			
119 - Étang d'Urbino			
120 - Étang du Palu			
121 - Porto-Vecchio			
122 - Corse Ouest			

■ Toxines recherchées mais non détectées ou non quantifiables - résultat favorable
■ Toxines présentes en faible quantité, inférieure au seuil sanitaire - résultat favorable
■ Toxines présentes en quantité supérieure au seuil sanitaire - résultat défavorable

Tableau 19. Périodicité des épisodes de toxicité sur le littoral, par famille de toxines.

Pour chaque zone marine, la présence de toxines au moins une fois dans le mois considéré (quelle que soit l'année) est indiquée selon les deux modes définis dans la légende (couleur jaune ou rouge).

Zone marine	Lipophiles - DSP	PSP	ASP
	mois de janv. à déc.	mois de janv. à déc.	mois de janv. à déc.
001 - Frontière belge - Cap Gris-Nez			
002 - Cap Gris-Nez - Le Boulonnais			
003 - Manche Nord-Est - large			
006 - Baie de Somme - large			
008 - Pays de Caux Nord			
009 - Pays de Caux Sud			
010 - Baie de Seine et Orne			
011 - Estuaire de la Seine			
012 - Côte de Nacre			
013 - Côte du Bessin			
014 - Baie des Veys			
015 - Ravenoville - St. Vaast - Barfleur			
016 - Cotentin Nord			
018 - Cotentin Ouest			
019 - Archipel Chausey			
020 - Baie du Mont-Saint-Michel			
021 - Rance - estuaire et large			
022 - Arguenon - estuaire et large			
023 - Fresnaye - estuaire et large			
024 - Baie de Saint-Brieuc - large			
025 - Fond baie de Saint-Brieuc			
026 - Baie de Paimpol			
027 - Trieux-Bréhat			
028 - Jaudy			
029 - Jersey-Guernesey			
031 - Perros-Guirec			
032 - Baie de Lannion			
033 - Baie de Morlaix - large			
034 - Rivière de Morlaix			
035 - Penzé			
037 - Ouessant-Abers			
038 - Iroise-Camaret			
039 - Rade de Brest			
040 - Baie de Douarnenez			
042 - Baie d'Audierne			
043 - Concarneau large - Glénan			
044 - Bénodet			
045 - Rivière de Pont-L'Abbé			
046 - Odet			
047 - Baie de Concarneau			
048 - Aven-Belon-Laïta			
049 - Rade de Lorient - Groix			
050 - Scorff-Blavet			
051 - Petite mer de Gâvres			
052 - Baie d'Etel			
053 - Rivière d'Etel			
054 - Belle-Île - Houat - Hoëdic			
055 - Baie de Quiberon			
056 - Baie de Plouharnel			
057 - Rivière de Crac'h			
058 - Golfe du Morbihan - large			
059 - Saint-Philibert - Le Breneuguy			
060 - Rivière d'Auray			



Le tableau 19 visualise la périodicité des épisodes de toxicité, en agrégeant tous les résultats d'un mois donné, toutes années confondues. Les résultats pris en compte pour les toxines lipophiles-DSP mixent ceux des bio-essais sur souris et ceux des analyses chimiques. L'information sur l'absence de toxines n'est pas incluse car non pertinente dans cette représentation.

Encadré 9. Interprétation des résultats phycotoxines

Les résultats des analyses de phycotoxines sont interprétés au regard de deux types de seuils, pour chacune des familles de toxines :

- la limite de quantification ou valeur la plus basse qu'il soit possible de quantifier dans le contexte de l'analyse ;
- le seuil sanitaire inscrit dans les textes réglementaires européens et qui correspond à la valeur à ne pas dépasser pour que les coquillages analysés soient jugés consommables.

Un résultat est défini comme favorable s'il est inférieur ou égal au seuil sanitaire, défavorable s'il lui est supérieur. Dans certains tableaux présentés ici, les résultats favorables mais supérieurs au seuil de quantification apparaissent comme indicateurs d'une présence faible ou résiduelle de toxines. Les bio-essais sur souris autrefois utilisés pour les toxines lipophiles sont des tests qualitatifs, ils ne sont donc jugés qu'en termes de favorable ou défavorable.

Coquillages concernés par les épisodes toxiques

Pour compléter l'information donnée par ces tableaux et donner un éclairage sur les coquillages concernés par ces épisodes toxiques, plusieurs représentations différentes sont proposées. Tout d'abord, les cartes ParamMaps « phycotoxines », disponibles sur le site Web environnement littoral de l'Ifremer et dont des exemples sont présentés en figure 29, ont été définies pour donner un point de vue complémentaire à celui des Synoptiques et répondre aux questions suivantes : pour une année donnée, quelles ont été les zones touchées par des épisodes toxiques et quels ont été les coquillages concernés ?

La figure 30 visualise les différents coquillages qui seront évoqués.

La figure 31 synthétise l'information sur le poids relatif des coquillages concernés, par famille de toxines et par façade. Les noms des coquillages sont donnés en latin et sont suivis du nom français le plus couramment employé⁴. Dans certains cas, les différentes espèces d'un genre sont regroupées, soit parce que certaines espèces s'hybrident entre elles, soit parce qu'elles sont difficilement identifiables : c'est le cas de *Mytilus*, *Donax*, *Ruditapes*, *Mimachlamys*. Pour *Mytilus* (moule), les espèces sont *M. edulis* (en Manche et Atlantique), *M. galloprovincialis* (plutôt en Méditerranée) ou un hybride des deux. *Donax* (donace) inclut les espèces *D. trunculus* et *D. vittatus*. *Ruditapes* (palourde) regroupe les espèces *R. decussatus* (palourde grise) et *R. philippinarum* (palourde japonaise) ou leurs hybrides. *Mimachlamys* (pétoncle noir) comporte l'espèce *M. varia*.

4. Seul le nom latin permet d'identifier un coquillage à coup sûr, le nom français pouvant être différent selon les régions.



Figure 29. Produit ParamMaps « phycotoxines » : exemple pris parmi les cartes annuelles disponibles sur le site Ifremer environnement littoral (annexe 5), pour la période 2003-2016 et pour chacune des trois familles de toxines.

Ces cartes focalisent sur les épisodes toxiques avérés : elles présentent les seuls résultats ayant dépassé les seuils sanitaires, au moins une fois pour la zone et l'année concernées, avec les coquillages en cause pour chaque zone (elles ne sont donc pas représentatives de l'effort de surveillance). Les cartes sont dynamiques et les concentrations maximales par coquillage sont indiquées dans une fenêtre de détail pour une zone. L'exemple présenté ici est celui de l'année 2016 pour les toxines lipophiles-DSP, avec un zoom fait sur la Bretagne. Cartographie Google Maps.



Figure 30. Images de différents coquillages analysés dans le cadre de la surveillance Rephytox. De gauche à droite, en haut : pétoncle blanc ou vanneau, spisule, amande, palourde rose, pétoncle noir, huître creuse ; en bas : palourde grise ou japonaise, coque, vernis, donace, moule, coquille Saint-Jacques.

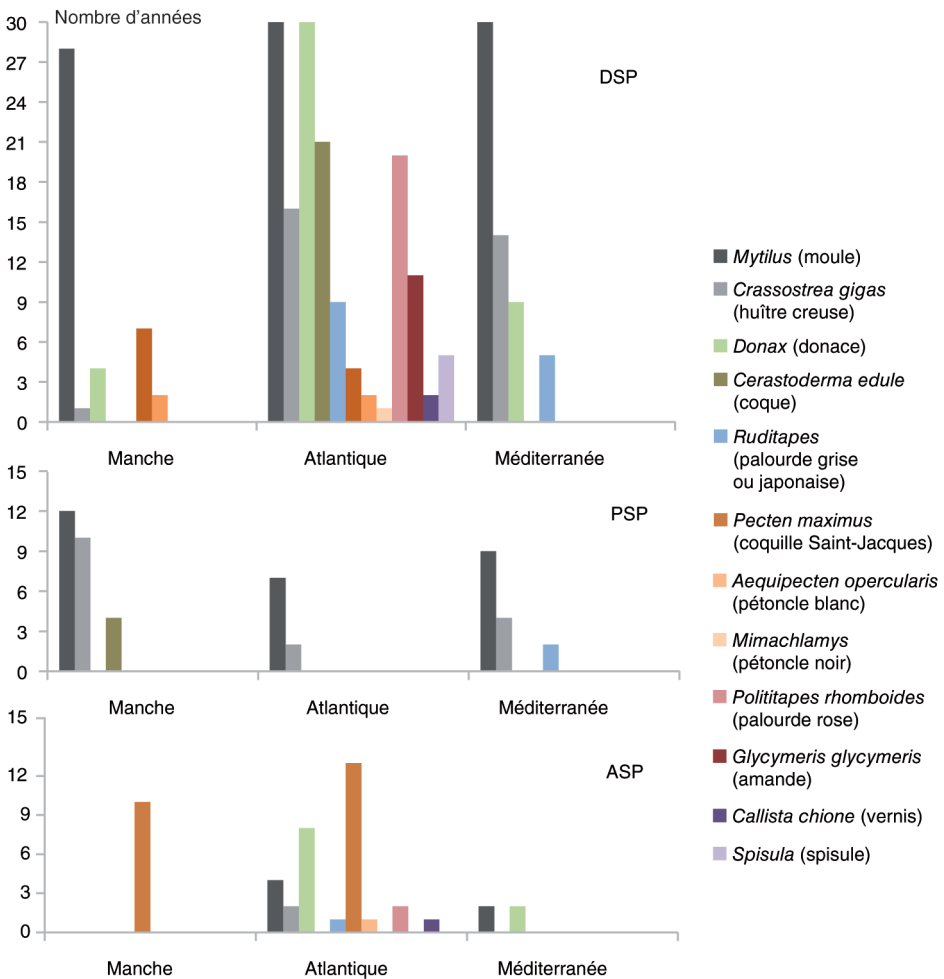


Figure 31. Importance relative des coquillages concernés par des épisodes toxiques, par famille de toxines et par façade, depuis 1987 pour DSP, 1988 pour PSP, 2000 pour ASP. En nombre d'années touchées sur au moins une zone de la façade, sur 30 ans.

Focus sur la période 2000-2016

Afin d'avoir des éléments de comparaison plus pertinents entre les impacts respectifs des trois toxines, un focus est fait sur la période 2000-2016, les toxines PSP et ASP étant moins ou pas présentes avant 2000. Les trois cartes 10, 11 et 12 visualisent le poids en nombre d'années des épisodes de toxicité pendant cette période, par famille de toxines. Les cartes 13, 14 et 15 complètent cette information en fournissant une indication sur la répartition géographique des coquillages concernés sur cette même période.

Principaux enseignements d'une surveillance sur trente ans

Les trois familles de toxines sont considérées successivement. Pour chaque famille, la discussion porte en premier lieu sur les zones touchées, puis sur les saisons concernées, ensuite sur les coquillages affectés, enfin sur les concentrations maximales enregistrées en toxines.

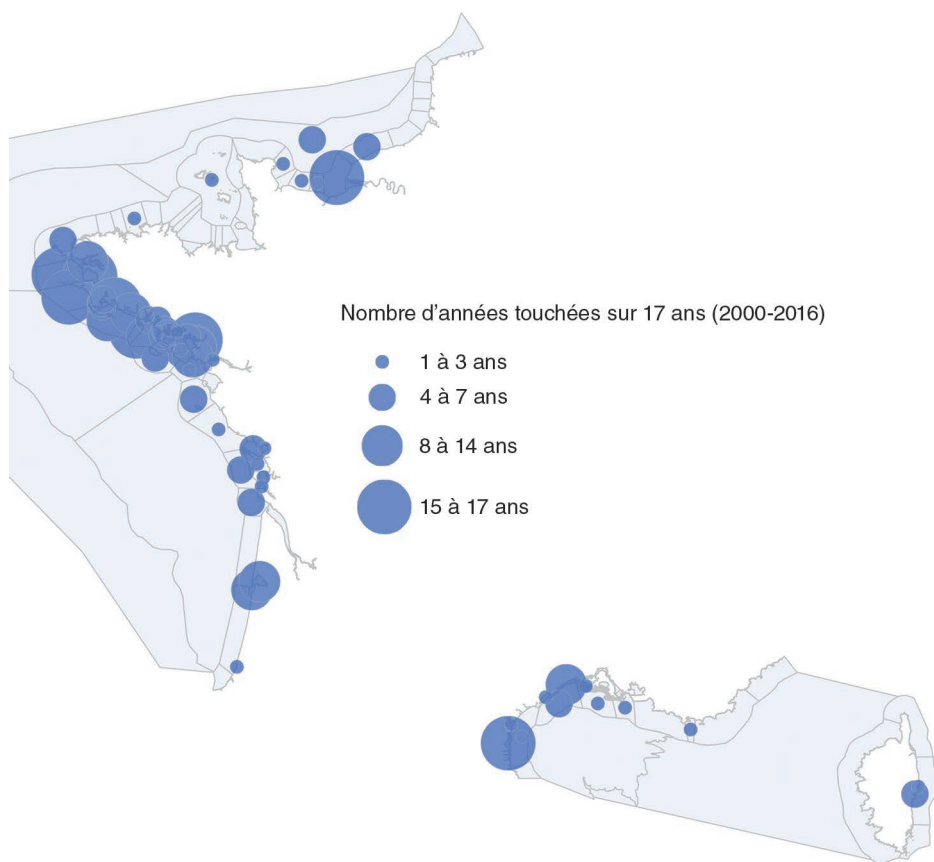
Toxines lipophiles (DSP, groupe AO + DTX + PTX)

Le tableau 18 montre que, malgré des configurations variables d'une année à l'autre, de nombreuses zones sont régulièrement touchées par des épisodes toxiques, en particulier en Normandie, en Bretagne Ouest et Sud, au nord de la Vendée, dans le bassin d'Arcachon, sur le littoral ou dans des étangs ouest méditerranéens et dans des étangs corses. Les zones et les coquillages les plus touchés sur l'ensemble de la période 1987-2016, et qui le restent sur les années récentes (voir également les cartes 10 et 13) sont les suivantes :

- en Normandie, les moules du nord de l'estuaire de la Seine et du littoral du Calvados, ainsi que les coquilles Saint-Jacques au large de la baie de Seine ;
- dans le Finistère, les donaces de l'anse de Dinan, à l'ouest de la presqu'île de Crozon ; les donaces du fond de la baie de Douarnenez et les coquillages du gisement au centre de la baie (amandes, pétoncles blancs) ; les donaces du fond de la baie d'Audierne ; en baie de Concarneau, les coques, les moules et les huîtres de l'anse de Penfoulc et les moules du centre de la baie ;
- dans le Morbihan, les moules et parfois aussi les coquilles Saint-Jacques au nord de l'île de Groix ; les moules de la baie et de l'estuaire de la Vilaine ;
- en Loire-Atlantique, les moules de Pen-Bé, petite baie au sud-est de la baie de Vilaine ;
- sur la côte du Roussillon en Méditerranée, les moules et les huîtres de la lagune de Salses-Leucate.

D'autres zones ont été moins fréquemment quoique régulièrement affectées, mais il faut noter que toutes ont en commun une toxicité latente (c'est-à-dire une présence de toxines en faible concentration) sinon avérée dans les années récentes, par exemple :

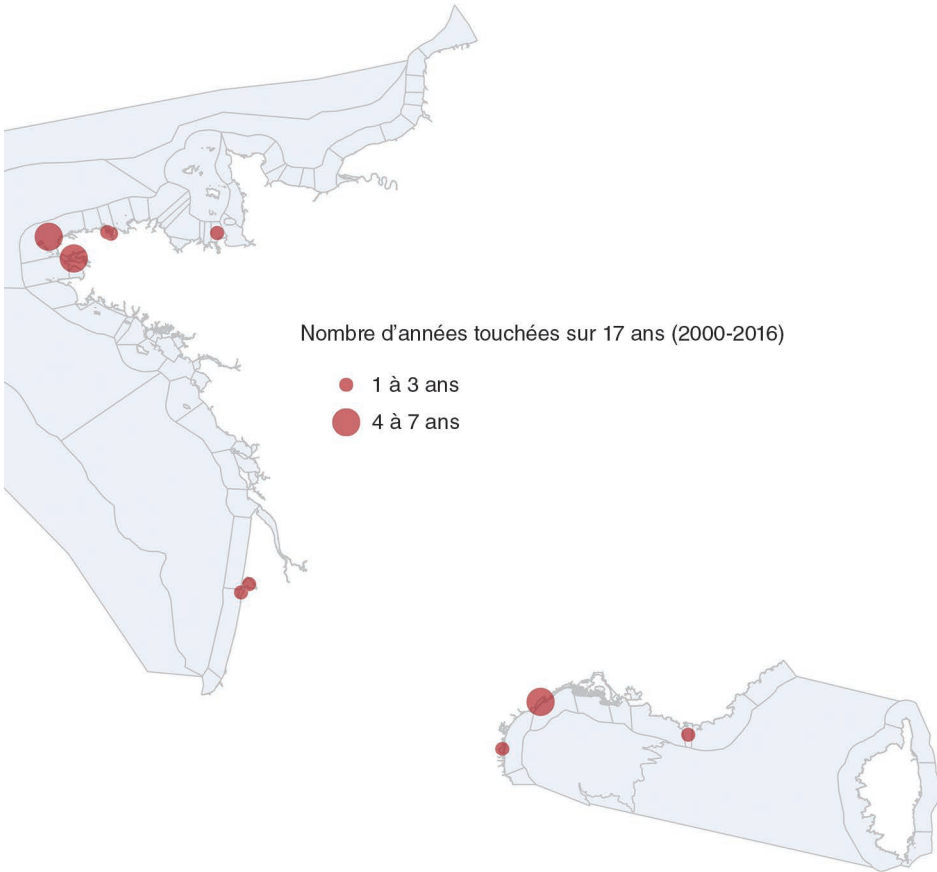
- en Normandie, les coquilles Saint-Jacques des gisements au large du sud du Pays de Caux ;



Carte 10. Synthèse cartographique des épisodes de toxicité pour la famille des toxines lipophiles DSP, sur la période 2000-2016. En nombre d'années touchées par au moins un épisode toxique, pour chacune des zones marines.

- dans le Finistère, les moules de l'anse de Camaret et de la baie de Roscanvel en rade de Brest ; les palourdes roses proches des îles des Glénan et des Moutons ; les moules des rivières de l'Aven et du Belon ;
- dans le Morbihan, les donaces de Penthievre en baie d'Étel ; les palourdes roses au nord de Belle-Île ; les moules au nord de Houat ; les moules à l'entrée de la rivière de Pénerf ;
- en Loire-Atlantique, les moules du traict de Pen-Bé et les coques des traicts du Croisic, au nord de l'estuaire de la Loire ;
- en Vendée, les moules et les spisules au nord de l'île d'Yeu ;
- dans le bassin d'Arcachon, les moules, les huîtres et les coques à l'entrée du bassin, et les palourdes à l'intérieur du bassin ;
- en Méditerranée, les donaces de la côte languedocienne ; les moules de l'étang de Vic et de l'étang d'Ingril (étangs palavasiens).

Dans les zones touchées de façon plus sporadique, il convient de noter celles qui sont assez systématiquement concernées dans les années récentes, par exemple :

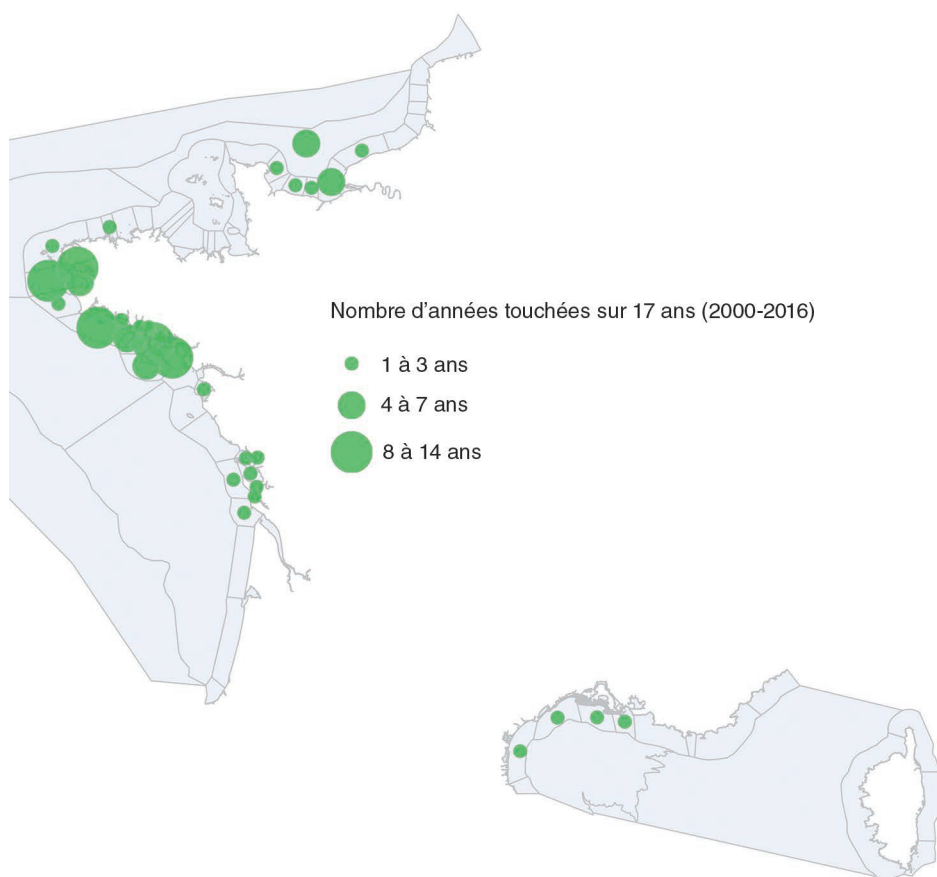


Carte 11. Synthèse cartographique des épisodes de toxicité pour la famille des toxines PSP sur la période 2000-2016. En nombre d'années touchées par au moins un épisode toxique, pour chacune des zones marines.

les coquilles Saint-Jacques et les pétoncles des gisements au large de la Manche Nord-Est, les moules de l'anse de Bénodet et des filières de l'Odet (Finistère Sud), les moules et les huîtres de l'île Kerner en petite mer de Gâvres (Morbihan), les donaces de l'ouest de l'île d'Oléron, les moules de Marennes Oléron, les donaces de la Pointe Espagnole à la sortie nord de la Gironde.

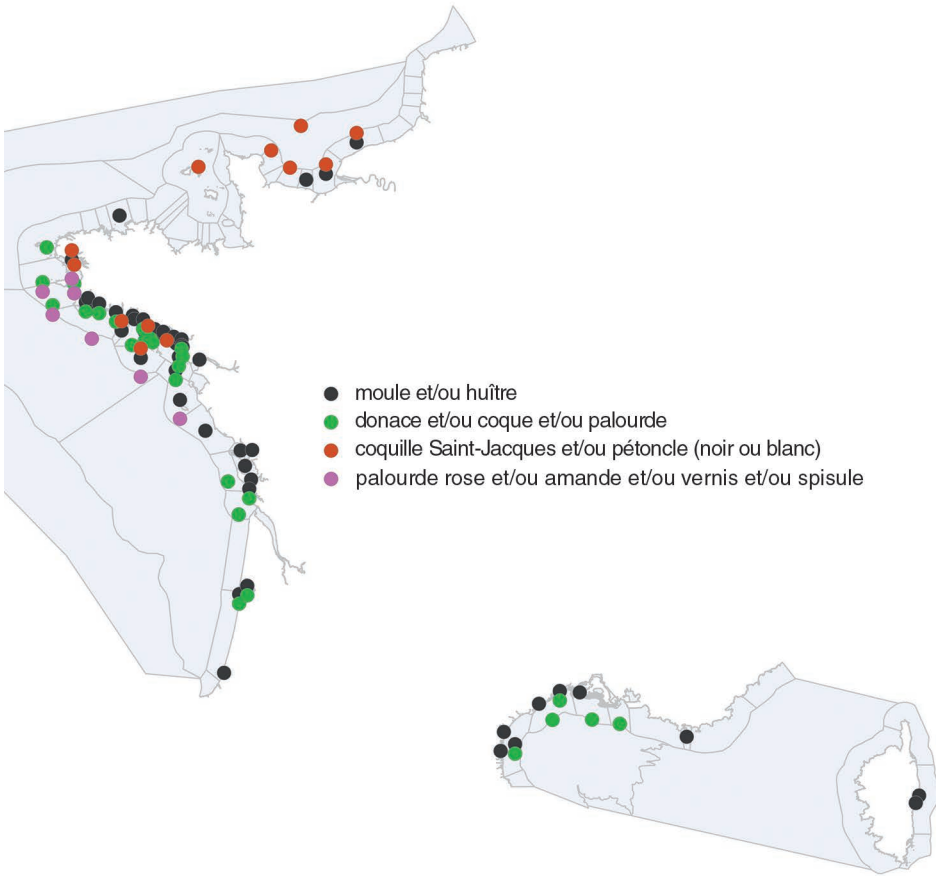
À l'inverse, des régions entières ont été et sont toujours épargnées par ces épisodes toxiques : le littoral du nord de la France jusqu'à la baie de Somme, l'Ouest Cotentin et la Bretagne Nord. Cela s'explique en partie par une fréquence moindre des apparitions de *Dinophysis* dans ces zones, et des concentrations observées de cette espèce toujours faibles ou très faibles. D'autres explications peuvent être avancées, par exemple l'hydrodynamisme dans ces zones ne favoriserait pas les accumulations de *Dinophysis* propices à la contamination des coquillages.

Pour ce qui concerne les saisons, les périodes de toxicité sont clairement différentes selon les régions, car elles sont liées aux périodes de développement de *Dinophysis*



Carte 12. Synthèse cartographique des épisodes de toxicité pour la famille des toxines ASP sur la période 2000-2016. En nombre d'années touchées par au moins un épisode toxique, pour chacune des zones marines.

(tableau 19). En Normandie, les épisodes sont généralement observés en été et en automne, entre juillet et octobre. À noter que les épisodes de fin d'automne et d'hiver (novembre à janvier) concernent exclusivement des coquilles Saint-Jacques au large. En Bretagne Ouest et Sud, les épisodes de toxicité sont plus précoces, démarrant généralement en mai, voire mars-avril. La plupart ont lieu entre mai et août, mais ils peuvent se prolonger jusqu'en octobre, voire novembre. Les toxicités visualisées dans le tableau 19 entre décembre et février pour cette région correspondent toujours à un épisode unique, à l'exception de la baie de Douarnenez qui a connu trois épisodes toxiques hivernaux entre 2002 et 2010. Entre Loire et Gironde, les épisodes toxiques sont généralement observés entre mai et juillet, parfois jusqu'en août. Les toxicités indiquées pour les mois de septembre à décembre pour cette région correspondent toujours à un unique épisode, dont celui enregistré fin 2016 sur les donaces de l'ouest de l'île d'Oléron et de la Pointe Espagnole à la sortie nord de la Gironde. Le bassin d'Arcachon est généralement touché entre avril et août,



Carte 13. Coquillages concernés par au moins un épisode de toxicité DSP sur la période 2000-2016, pour chacune des zones marines. Pour plus de lisibilité, certains symboles sont décalés en latitude par rapport au centre de la zone marine.

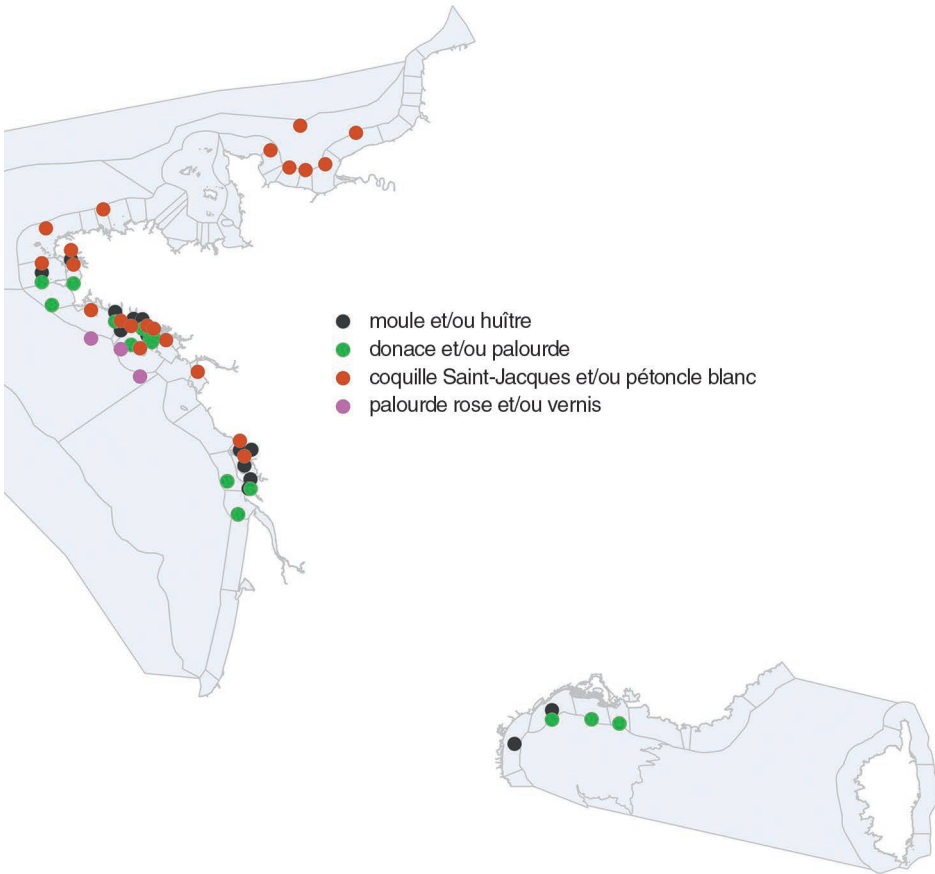
les toxicités indiquées pour les mois entre septembre et mars correspondant à des épisodes exceptionnels, au maximum deux années sur l'ensemble de la période. En Méditerranée, sur les zones littorales, les épisodes toxiques s'étalent généralement entre mars et octobre selon les années, les mois de novembre à février ne correspondant qu'à deux épisodes observés en rade de Toulon dans les années 1990. Dans les lagunes et étangs, la situation est très différente, car les épisodes toxiques peuvent y être observés toute l'année : c'est le cas en particulier de l'étang de Salses-Leucate qui rassemble la grande majorité de ces épisodes, mais aussi des étangs palavasiens et des lagunes corses.

Pour ce qui concerne les coquillages, la figure 31 montre la variété de ceux qui sont contaminés lors de la présence de toxines DSP. Il convient de noter que cette variété, qui ne se dément pas sur la période plus restreinte 2000-2016 (carte 13), est en partie liée à la diversité des coquillages exploités dans les zones de production ou de pêche



Carte 14. Coquillages concernés par au moins un épisode de toxicité PSP sur la période 2000-2016, pour chacune des zones marines. Pour plus de lisibilité, certains symboles sont décalés en latitude par rapport au centre de la zone marine.

professionnelles selon les façades. Par exemple, les pectinidés (coquilles Saint-Jacques et pétoncles) ne sont pêchés qu'en Manche ou en Atlantique et ne sont donc suivis que dans ces zones. De façon générale, il a été observé que les moules se contaminent systématiquement avant les autres coquillages et souvent à des concentrations plus élevées, ce qui a conduit à les désigner comme sentinelles pour le suivi de ces toxines, d'autant que ce sont les coquillages les plus fréquemment présents sur toutes les façades. La contamination des autres coquillages présents dans la zone suit celle des moules, sans qu'un ordre particulier ait pu être déduit des données existantes. Les huîtres sont moins souvent toxiques que les moules, et quand elles le sont, à des concentrations souvent moins importantes. Les périodes et durées de contamination-décontamination des coquillages des gisements au large (pectinidés, palourdes roses, amandes, vernis, spisules) sont le plus souvent indépendantes de celles des coquillages plus à la côte, y compris dans la même zone. Ceci peut s'expliquer par les conditions environnementales qui sont généralement très différentes :



Carte 15. Coquillages concernés par au moins un épisode de toxicité ASP sur la période 2000-2016, pour chacune des zones marines. Pour plus de lisibilité, certains symboles sont décalés en latitude par rapport au centre de la zone marine.

les coquillages côtiers (bouchots, tables) peuvent être soumis aux marées, ou sont tout au moins à faible profondeur, parfois proches de zones de salinité moins élevée aux sorties des rivières, alors que les coquillages des gisements au large sont souvent à plusieurs mètres, voire plusieurs dizaines de mètres de profondeur. Seules deux espèces de coquillages analysés dans plusieurs zones n'ont jamais été associées à des résultats défavorables jusqu'à maintenant : les praires (*Venus verrucosa*) et les huîtres plates (*Ostrea edulis*). Il est néanmoins difficile d'en tirer une quelconque conclusion, vu le faible nombre de résultats qui leur est associé.

La carte 13 visualise la répartition géographique des différents types de coquillages concernés par les épisodes toxiques DSP depuis 2000 :

- les moules dans environ 80 % des zones touchées sur toutes les façades, alors que les huîtres ne l'ont été que dans moins de 30 % des zones en Atlantique et dans les étangs méditerranéens ;
- les donaces dans de nombreuses zones des côtes atlantique et méditerranéenne ;

- les coques dans le Morbihan, le nord de la Loire et l'entrée du bassin d'Arcachon ;
- les palourdes (grises ou japonaises) dans le Morbihan, le nord de la Gironde, le bassin d'Arcachon, la côte du Roussillon et les étangs palavasiens en Méditerranée ;
- les palourdes roses aux Glénan (Finistère Sud) et à Belle-Île (Morbihan) ;
- les amandes en mer d'Iroise, rade de Brest, baies de Douarnenez et d'Audierne ;
- les vernis en baie de Douarnenez ;
- les spisules de l'île d'Yeu en Vendée ;
- les coquilles Saint-Jacques dans la plupart des zones indiquées sur la carte pour les pectinidés ;
- les pétoncles blancs au large de la Normandie, à Jersey, en baie de Douarnenez et au large de la baie de Vilaine ;
- les pétoncles noirs en baie de Quiberon.



Photos 41 et 42. Coquillages : moules (*Mytilus*), à gauche ; donaces (*Donax*), à droite.

Pour ce qui concerne les concentrations en toxines, les résultats antérieurs à 2010 étant qualitatifs, les différents épisodes toxiques ne peuvent être comparés d'un point de vue dangereux pour cette période. Les plus fortes concentrations en toxines sur la période 2010-2016 ont été enregistrées en avril 2012 à Arcachon, dans les moules : 37 296 $\mu\text{g/kg}$ à l'entrée du bassin, 24 862 à l'intérieur du bassin. Les moules de la baie de Concarneau ont également enregistré de fortes concentrations : jusqu'à 14 127 $\mu\text{g/kg}$ en juillet 2013. Les maxima observés pour les autres types de coquillage sont, en $\mu\text{g/kg}$: 1 041 dans les huîtres de l'étang de Salses-Leucate en décembre 2012 ; 4 792 dans les donaces du fond de la baie de Douarnenez en juin 2013 ; 2 305 dans les coquilles Saint-Jacques des gisements de Manche Est-large en septembre 2014 ; 2 621 dans les palourdes roses de l'île des Moutons au large de Concarneau en juin 2010 ; 392 dans les amandes de Douarnenez ; 779 dans les pétoncles blancs au large de la Manche Nord-Est ; 411 dans les spisules de l'île d'Yeu. Ces chiffres sont à comparer avec le seuil sanitaire officiel de 160 $\mu\text{g/kg}$.

Toxines paralysantes (PSP)

Le tableau 18 montre un schéma très différent des toxines DSP : quelques zones touchées, parfois de façon sporadique. Quatre zones ressortent parmi les onze zones affectées (voir également les cartes 11 et 14) :

- dans le Finistère Nord, la rivière de Penzé, une des deux rivières se jetant dans la baie de Morlaix, a connu des épisodes PSP répétés presque tous les ans dans les

années 1990, puis quinze ans de répit avant d'être à nouveau contaminée en 2015 ; les huîtres sont majoritairement concernées ;

- dans le Finistère Nord, l'Aber-Wrach et l'Aber-Benoît, ont été contaminés plusieurs fois (moules et huîtres) mais pas toujours en même temps, avec deux épisodes récents en 2012 et 2013 dans l'Aber-Wrach ;

- dans le Finistère Ouest, en rade de Brest, les premiers épisodes PSP sont très récents (2012) et ils ont battu les records de concentrations de toxines PSP jamais enregistrés en France à ce jour, affectant tout le fond de la rade en 2012, dont les moules et les huîtres de l'Elorn. Ils ont persisté les années suivantes (sauf en 2016), touchant surtout les moules de la rivière de Daoulas et de l'entrée de la rivière du Faou ;

- en Méditerranée, dans l'étang de Thau, les épisodes PSP ont été fréquents entre 1998 et 2007, puis se sont manifestés de nouveau en 2015 et 2016. Ils ont essentiellement touché le nord-est de l'étang (Bouzigues), moules, huîtres et parfois palourdes, alors que le sud-ouest de l'étang n'a été concerné qu'en 1998.

Sept autres zones ont connu des épisodes sporadiques, voire isolés, ou bien n'ont pas été touchées dans les années récentes :

- dans les Côtes-d'Armor, les coques situées en amont de l'estuaire de la Rance ont été affectées quatre fois à la fin des années 1990, puis de nouveau en 2010. Depuis, la surveillance de divers coquillages (moules, huîtres, coques, palourdes) de la zone n'a pas mis en évidence de toxicité PSP ;

- dans le Finistère Nord, après deux épisodes très anciens, les moules de la rivière de Morlaix ont à nouveau été touchées en 2010 ;

- sur la côte sud atlantique, trois zones ont connu un épisode toxique isolé en 1993 : Marennes Oléron et le bassin d'Arcachon intérieur et aval, avec respectivement des huîtres et des moules contaminées. Ceci s'est renouvelé fin 2002-début 2003 dans le bassin d'Arcachon, mais dans tous les cas les concentrations en toxines PSP sont restées faibles à très faibles ;

- en Méditerranée, deux zones ont connu un épisode PSP isolé qui n'a pas récidivé : les moules de l'étang de Salses-Leucate sur la côte du Roussillon en 2007 et les moules en rade de Toulon en 2000.

Dans la grande majorité des cas, les toxicités PSP ont été associées à des développements souvent importants d'*Alexandrium*. En outre, c'est dans les zones les plus touchées par ces épisodes que les plus importantes concentrations d'*Alexandrium* jamais observées sur le littoral français ont été enregistrées. Le cas de l'épisode du bassin d'Arcachon en 2002-2003 reste le seul non élucidé, puisque la présence d'*Alexandrium* n'a pas été détectée dans les flores phytoplanctoniques : aucune explication alternative n'a pu être trouvée à la toxicité PSP observée, aussi faible qu'elle ait pu être. À cette exception près, la relation *Alexandrium*/toxicité PSP n'est pas remise en cause au vu des données disponibles sur trente ans.

Ce constat confirme la pertinence de la stratégie de surveillance des toxines PSP sur la base de l'indicateur phytoplancton.

Pour ce qui concerne les saisons, les périodes de toxicité sont très différentes entre les zones de Bretagne et les autres, en particulier celles de Méditerranée, car elles sont liées aux périodes de développement d'*Alexandrium* (tableau 19). En Bretagne, les épisodes PSP ont toujours été observés en été, entre juin et août, voire septembre.

Les épisodes isolés de la côte atlantique et de l'étang de Sables-Leucate ne peuvent donner lieu à une interprétation quant à la saisonnalité. Dans l'étang de Thau, les épisodes PSP ont systématiquement lieu entre septembre et décembre.

Pour ce qui concerne les coquillages, la figure 31 et la carte 14 indiquent que ceux qui sont contaminés lors de la présence de toxines PSP sont toujours parmi les suivants : moules, huîtres, coques, palourdes. Ceci s'explique en partie par le fait que plusieurs zones concernées ne contiennent que ces coquillages : la rivière de Morlaix, la Penzé, l'Aber Benoît, l'Aber-Wrach et l'étang de Thau. En Rance, alors que les coques étaient contaminées en amont de l'estuaire en 2010, les palourdes proches sont restées indemnes, de même que les moules et les huîtres plus en aval. En rade de Brest, les palourdes de la baie de Lanveur en rivière de Daoulas n'ont pas été contaminées alors que les moules proches l'étaient. Étant donné le relativement petit nombre de données de toxicité PSP, il n'est pas possible d'identifier un coquillage sentinelle comme c'est le cas pour les toxines DSP. À l'instar de ces dernières, les coquillages du large sont traités différemment, avec une recherche systématique de toxines PSP en période de pêche : de nombreuses données sont ainsi disponibles sur des gisements divers de Manche et Atlantique (coquilles Saint-Jacques, pétoncles noirs et blancs, vernis, amandes, palourdes roses, spicules, praires, huîtres plates), attestant que ces coquillages n'ont jamais été atteints par des épisodes de toxicité PSP.

Les plus fortes concentrations en toxines PSP sur la période 1987-2016 ont été enregistrées en juillet 2012 en rade de Brest : 11 664 $\mu\text{g/kg}$ dans les moules à l'entrée de la rivière de Daoulas. Les coquillages des Abers ont également enregistré de fortes concentrations : jusqu'à 10 032 $\mu\text{g/kg}$ dans les moules en juillet 1995 et 7 360 $\mu\text{g/kg}$ dans les huîtres de l'Aber-Benoît en août 2001. Même chose pour les huîtres de la rivière de Penzé, avec 4 740 $\mu\text{g/kg}$ en juin 1993, et les moules de l'étang de Thau, avec 8 550 $\mu\text{g/kg}$ en novembre 1998. Pour ce qui est des maxima observés pour les autres types de coquillage, ils sont de : 3 300 $\mu\text{g/kg}$ dans les coques de la Rance en juin 1998, 5 740 $\mu\text{g/kg}$ dans les palourdes de Thau en novembre 2001. Dans les zones non citées ci-dessus, les concentrations en toxines PSP sont restées faibles à moyennes, les maxima étant inférieurs à 1 400 $\mu\text{g/kg}$. Ces chiffres sont à comparer avec le seuil sanitaire officiel de 800 μg par kg : les données disponibles dans la littérature mondiale laissent à penser que des concentrations de plusieurs milliers de microgrammes par kilo, comme celles observées à plusieurs reprises en France, induisent un risque élevé de conduire à une intoxication grave sinon mortelle.

Toxines amnésiantes (ASP)

Le tableau 18 montre un schéma encore différent de celui des toxines DSP et PSP : un nombre important de zones touchées mais moins que pour DSP, une répartition très inégale selon les façades et une apparente augmentation des épisodes à partir de 2004. Toutes ces caractéristiques sont en grande partie expliquées par le fait que les épisodes toxiques ASP touchent majoritairement les pectinidés, en particulier les coquilles Saint-Jacques, dont les gisements exploités professionnellement sont situés exclusivement en Manche et en Atlantique et ne faisaient pas l'objet d'une surveillance avant 2004.

Les zones et coquillages les plus touchés sur l'ensemble de la période 1999-2016 et qui le sont toujours sur les années récentes (voir également les cartes 12 et 15) sont les suivants :

- en Normandie, exclusivement les coquilles Saint-Jacques au large et à l'est de la baie de Seine ;
- dans le Finistère, les coquilles Saint-Jacques des gisements au nord de la pointe du Raz et à Sein ; les coquilles Saint-Jacques, parfois les moules et les huîtres, de la rade de Brest, à l'intérieur ou à l'entrée de la rade ; en baie de Douarnenez, les coquilles Saint-Jacques du centre de la baie, et les donaces du fond de la baie ; au large de la baie de Concarneau, les coquilles Saint-Jacques de trois gisements, dont celui des Glénan et des Moutons incluant aussi les palourdes roses ;
- dans le Morbihan, les coquilles Saint-Jacques et parfois les moules et les vernis au nord de Groix ; les coquilles Saint-Jacques et parfois les pétoncles blancs et les vernis à Belle-Île ; les coquilles Saint-Jacques de la baie de Quiberon et au nord de Houat ; les pectinidés, majoritairement des coquilles Saint-Jacques, de trois gisements au large de la baie de Vilaine.

D'autres zones ont été touchées de façon plus sporadique, mais ont néanmoins été l'objet à plusieurs reprises d'une présence de toxines en faible concentration : en Normandie, en Bretagne Nord et Ouest, sur le littoral atlantique entre Bretagne Sud et Gironde, et sur le littoral méditerranéen. Les coquilles Saint-Jacques sont les coquillages les plus concernés dans toutes ces zones (en dehors du littoral méditerranéen) ; à noter que celles de la baie de Morlaix ont été touchées pour la première fois en 2016.

Sur le littoral atlantique, le tableau 18 montre clairement que l'année 2010 est une année très spéciale pour les épisodes de toxicité ASP observés sur de nombreuses zones entre la Bretagne Sud et la Gironde. Les particularités suivantes doivent être soulignées : d'une part, ils ont touché pour la première fois les zones situées entre le pertuis Breton et la Gironde, d'autre part, la variété des coquillages contaminés cette année-là sur le littoral atlantique a été beaucoup plus importante que les autres années⁵. En effet, habituellement les coquillages concernés par des épisodes ASP en Atlantique sont majoritairement, sinon exclusivement certaines années, les coquilles Saint-Jacques. L'hypothèse d'une liaison entre les épisodes de Charente-Maritime et la tempête Xynthia qui est passée sur une grande partie de la France fin février 2010 est très probable. La conjonction de la tempête avec de hauts coefficients de marée a en effet conduit à l'inondation de nombreuses zones du littoral de Vendée et de Charente-Maritime. Les eaux marines, qui se sont alors chargées en nutriments, ont sans doute été l'élément déclencheur de blooms de *Pseudo-nitzschia*, avec des concentrations jamais observées (ni avant, ni après 2010) dans le pertuis Breton et en baie de l'Aiguillon, zone où l'on mesura jusqu'à 1 200 000 cellules par litre le 17 mars 2010. Quant au Sud Bretagne, la multiplication des zones touchées et la diversification des coquillages concernés en 2010 ne sont peut-être pas étrangers aux conséquences de la tempête Xynthia (crues des rivières, effet retard des blooms de *Pseudo-nitzschia*), mais les données disponibles sur *Pseudo-nitzschia* dans cette région ne sont pas probantes à cet égard : concentrations certes importantes

5. À cet égard, la visualisation par année des épisodes ASP dans le produit ParamMaps « phycotoxines » est très éclairante.

en avril 2010, mais plutôt moins que celles observées la plupart des années précédentes et suivantes. Enfin, sur la côte méditerranéenne, des épisodes toxiques ASP ont touché des moules ou des donaces de plusieurs zones entre le Roussillon et le golfe de Fos à l'ouest de Marseille dans les années 2000. Depuis 2006, plus aucune toxicité n'a été observée.

Des régions entières ont été et sont toujours épargnées par ces épisodes toxiques ASP : le littoral du nord de la France jusqu'au nord du Pays de Caux, l'Ouest Cotentin et une grande partie de la Bretagne Nord, le bassin d'Arcachon, la côte méditerranéenne à l'est du golfe de Fos, la Corse, l'ensemble des lagunes méditerranéennes. Ceci ne s'explique pas par des fréquences ou des concentrations moindres de *Pseudo-nitzschia* dans ces zones, car la cartographie annuelle⁶ des développements de ce taxon montre au contraire des blooms importants tous les ans dans toutes les zones du littoral français. L'explication la plus plausible reste que ces blooms sont souvent composés de plusieurs espèces de *Pseudo-nitzschia*, dont le potentiel toxique peut être très différent, et même nul pour certaines d'entre elles. La composition spécifique des blooms serait donc déterminante pour la contamination ou non des coquillages en toxines ASP. À cet égard, il apparaît que la stratégie de surveillance des toxines ASP sur la base d'un indicateur phytoplancton qui inclut toutes les espèces de *Pseudo-nitzschia*, toxiques ou non, faute de pouvoir les discriminer de façon certaine, est très sécurisée. Ce que confirme le pourcentage élevé de résultats favorables en toxines ASP après déclenchement par *Pseudo-nitzschia*. À défaut d'être optimale en matière de coûts / bénéfices, cette stratégie reste pertinente pour les sites côtiers (les gisements au large bénéficiant d'une surveillance systématique pendant la période de pêche), mais mériterait sans doute d'être optimisée.

Pour ce qui concerne les saisons, le tableau 19 semble montrer qu'il n'y a pas de saisonnalité des épisodes de toxicité ASP, de nombreuses zones ayant connu des épisodes toute l'année. En réalité, ceci ne concerne strictement que les coquilles Saint-Jacques. La quasi-totalité des épisodes toxiques ASP, sur tous les coquillages en dehors de ceux-ci et sur l'ensemble de la période 2000-2016, ont été observés entre mars et mai, y compris en Méditerranée : les seules exceptions concernent les donaces des baies de Douarnenez et d'Audierne, qui ont connu des toxicités entre juin et novembre, et les pétoncles blancs de Belle-Île en juin et juillet. Ces informations corroborent les observations relatives à *Pseudo-nitzschia*, dont les proliférations en concentration importante débutent le plus souvent en mars-avril.

Quant aux coquilles Saint-Jacques, elles peuvent être contaminées toute l'année, quelle que soit la région (Manche, Bretagne, pertuis Breton et d'Antioche), les mois d'octobre à mars correspondant le plus souvent aux périodes d'ouverture de la pêche. Dans ce cas, la relation entre toxicité observée et présence de *Pseudo-nitzschia* ne peut pas être déduite des données disponibles, car le phytoplancton n'est généralement pas échantillonné sur les sites correspondant aux gisements de coquillages qui sont souvent à plusieurs mètres, voire plusieurs dizaines de mètres de profondeur.

Pour ce qui concerne les coquillages, la figure 31 et la carte 15 indiquent que lors de la présence de toxines ASP sur la période 2000-2016, les coquilles Saint-Jacques

6. Voir le produit ParamMaps « phytoplancton toxique ».

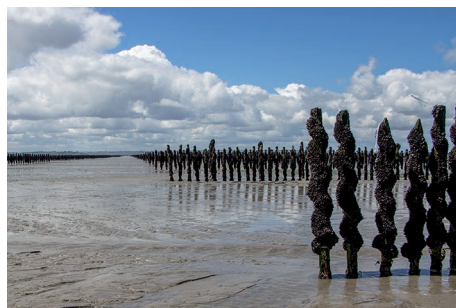
sont les seuls coquillages concernés en Manche et sont les principaux touchés en Atlantique. La variété des autres coquillages dans les deux façades Atlantique et Méditerranée est moindre que pour les toxines DSP. Elle ne concerne en réalité que l'année 2010 pour certains d'entre eux en Atlantique (palourdes, vernis, pétoncles blancs). Cette configuration particulière fait qu'il n'est pas possible d'identifier un coquillage sentinelle pour les coquillages côtiers, comme cela est le cas pour les toxines DSP. À l'instar des autres toxines, les coquillages du large, coquilles Saint-Jacques en l'occurrence, sont traités différemment, avec une recherche systématique de toxines ASP en période de pêche. L'éloignement entre les gisements de coquilles Saint-Jacques et les zones de production plus à la côte ne permet pas non plus de comparer les toxicités au large et à la côte. Si la plupart des coquillages se décontaminent assez rapidement, la coquille Saint-Jacques peut rester contaminée plusieurs mois voire plusieurs années. Les raisons d'une telle différence entre les coquilles Saint-Jacques et les autres coquillages ne sont actuellement pas connues. La toxine se concentre majoritairement dans les glandes digestives, puis dans les gonades (corail), plus rarement dans le muscle (la partie généralement la plus consommée). Un texte européen permet, à condition d'avoir vérifié l'absence de toxine dans ce muscle, la vente de muscles séparés des coquilles.

Les plus fortes concentrations en toxines ASP sur la période 1987-2016 ont été enregistrées en avril 2014 en rade de Brest : 861 mg/kg dans les coquilles Saint-Jacques du gisement de l'Auberlac'h au centre de la rade. Les coquilles Saint-Jacques au large du Croisic (Nord Loire) ont également enregistré de fortes concentrations : 484 mg/kg en mai 2010 ; tout comme les coquilles Saint-Jacques du centre de la baie de Quiberon (Morbihan) avec 460 mg/kg. Pour ce qui concerne les maxima observés pour les autres types de coquillage et non cités ci-dessus, ils sont de : 85 mg/kg dans les pétoncles blancs de Belle-Île (Morbihan) en mai 2010, 36 mg/kg dans les vernis de Belle-Île en mai 2010, 126 mg/kg dans les donaces du fond de la baie de Douarnenez (Finistère) en mars 2014, 87 mg/kg dans les palourdes roses des Glénan (Finistère) en avril 2006, 123 mg/kg dans les palourdes de la rivière d'Étel (Morbihan) en avril 2010. Ces chiffres sont à comparer avec le seuil sanitaire officiel de 20 mg/kg.

Conclusion

Les caractéristiques des épisodes de toxicité DSP, PSP et ASP sont très différents aussi bien en termes de risque (dangerosité), qu'en termes d'impact sur la conchyliculture ou la pêche des coquillages. Les toxines lipophiles touchent ainsi chaque année de nombreuses zones et des coquillages très variés, avec par conséquent un impact important sur le fonctionnement des entreprises conchylicoles sur les trois façades maritimes. Les toxines PSP, à l'inverse, n'affectent que peu de zones chaque année, mais leur dangerosité élevée en fait des toxines à garder sous haute surveillance. Les toxines ASP touchent un nombre de zones assez variable d'une année à l'autre, mais ont un impact particulièrement important sur l'activité de pêche en Manche et Atlantique, les zones affectées étant essentiellement des gisements de coquilles Saint-Jacques.

Les résultats des plans de surveillance et plans de contrôle (PSPC) mis en œuvre chaque année par la DGAL, pour évaluer le niveau de contamination des coquillages mis sur le marché, montrent que la surveillance assurée par le Rephytox en lien avec le Rephy dans les zones de production et de pêche, associée à des mesures de gestion, assure un bon statut sanitaire des mollusques bivalves mis sur le marché. À titre d'exemple, les résultats des PSPC, pour l'année 2015, montrent que pour les échantillons provenant de prélèvements aléatoires de mollusques dans des grandes et moyennes surfaces ou magasins de détail (poissonneries) le taux de conformité était de 100 %, pour les toxines PSP et ASP sur respectivement 300 et 297 échantillons analysés, et de 99 %, pour les toxines lipophiles sur 300 échantillons analysés (Nicolas *et al.*, 2017). Il faut cependant préciser que pour cette dernière famille de toxines, les échantillons non conformes correspondaient tous à des coquillages importés, ne rentrant donc pas dans la surveillance Rephytox. L'efficacité du réseau Rephytox ne s'est pas démentie depuis cette date et la combinaison des deux dispositifs de surveillance, Rephytox et PSPC, permet d'assurer un niveau élevé de protection du consommateur.



Photos 43 et 44. À gauche : poches ostréicoles, Le Tour-du-Parc (Morbihan). À droite : bouchots, anse de Morieux (Côtes-d'Armor).

Chapitre 6

Perspectives

Le Rephy a été restructuré et optimisé en 2016 pour mieux jouer son rôle d'observatoire du milieu marin. Le Rephytox a également vu sa définition précisée dans le cadre du changement de maîtrise d'œuvre. Mais le propre d'un réseau de surveillance est d'être évolutif, une attention doit donc être portée à tout ce qui pourrait l'améliorer.

Concernant le Rephy, l'opération d'optimisation pourrait se poursuivre dans deux directions : l'optimisation spatiale et l'optimisation temporelle. Dans le premier cas, il s'agit de se poser la question des similitudes et des différences qui existent tout à la fois dans la nature des écosystèmes géographiquement proches au sein desquels sont effectués les prélèvements, et dans les séries temporelles qui résultent des mesures. L'analyse montrant qu'il existe une synchronisation des signaux mesurés et des amplitudes corrélées entre plusieurs lieux de surveillance pourrait conduire à une stratégie d'échantillonnage adaptée, maintenant un lieu de référence à fréquence standard accompagné de lieux à fréquence allégée. L'optimisation temporelle pose en particulier la question de l'adaptation d'une fréquence d'échantillonnage fixe à un processus présentant des périodes d'intérêt inégales. Typiquement, la concentration des blooms phytoplanctoniques sur quelques semaines au printemps nécessiterait une fréquence plus élevée que le reste de l'année. De plus, comme ces semaines ne sont pas nécessairement les mêmes d'une année sur l'autre, cela soulève la question d'une fréquence d'échantillonnage adaptative appuyée sur une modélisation prédictive. Cependant, il faut noter que toute optimisation temporelle est susceptible de se heurter à l'asynchronisme des périodes d'intérêt des paramètres suivis, par exemple une optimisation temporelle pour le phytoplancton risque d'être inadaptée pour les nutriments. En définitive, que l'optimisation soit spatiale et/ou temporelle, il est plus qu'évident que la démarche doit s'appuyer sur les modélisations déterministe et statistique ainsi que sur l'expertise des chercheurs et techniciens.

Un autre aspect crucial concerne les paramètres mesurés et les méthodes d'analyse. À ce titre, le Rephy a déjà participé ces dernières années à l'étude et à l'évaluation de nouvelles techniques qui pourraient étendre son champ d'action.

En particulier, la fenêtre d'observation du phytoplancton, qui se limite au micro-phytoplancton et à une partie seulement du nanophytoplancton dans les techniques

de microscopie, a déjà été étendue à l'ensemble du phytoplancton (incluant nano et picophytoplancton) au travers des analyses de pigments mises en œuvre sur certains lieux Rephy Manche et Atlantique, depuis 2016, et de Méditerranée, depuis plusieurs années. Dans un futur proche, et de façon très opérationnelle, ces données pigmentaires vont permettre de construire un indice composition, complémentaire aux indices biomasse et abondance utilisés pour l'indicateur phytoplancton DCE. Deux méthodes sont actuellement à l'étude pour la définition de cet indice composition. Elles seront présentées fin 2018 à l'AFB : l'une dérivée de l'indice de similarité de Bray-Curtis (ICBC) pour les façades Manche et Atlantique (Lampert, 2015), l'autre développée en Méditerranée (IC Medit) sur la base des occurrences de quelques classes algales identifiées par leurs pigments biomarqueurs (Goffart et Andral, 2014). Ce nouvel indice aura l'avantage de détecter des changements dans la composition phytoplanctonique, incluant la plupart des classes algales. Au-delà de leur utilisation pour le calcul de cet indice, les données pigmentaires ont le grand avantage d'ouvrir une fenêtre très large sur l'ensemble du phytoplancton. En outre, leur complémentarité avec les données relatives aux dénombrements du phytoplancton offre un grand potentiel. Pour toutes ces raisons, il est essentiel d'étendre à terme ces mesures pigmentaires à l'ensemble des lieux du Rephy observation.

D'autres méthodes de mesure du phytoplancton ne sont pas ou peu mises en œuvre dans le cadre du Rephy, mais ont néanmoins été évaluées pour d'éventuelles applications opérationnelles. Parmi elles, la cytométrie en flux est déjà utilisée par le Rephy dans deux contextes particuliers : dans les lagunes méditerranéennes pour calculer l'indice abondance DCE et dans les DROM sur toutes, ou sur une grande partie, des masses d'eau surveillées pour la DCE. Or des études ont mis en évidence l'importance des petites classes de taille dans différents types d'écosystèmes estuariens et côtiers : il convient donc d'étudier la possibilité d'étendre ces mesures aux différentes façades métropolitaines, au moins dans quelques sites ateliers. La cytométrie en flux permet en effet d'obtenir des groupes fonctionnels pour la partie du phytoplancton non observable en microscopie optique, en particulier le nano et le picophytoplancton mais aussi les cyanobactéries. Artigas *et al.* (2016) ont montré que les résultats obtenus avec cette méthode pouvaient mettre en évidence la complexité des proliférations et des changements de dominance d'un groupe phytoplanctonique à un autre, répondant à des changements des conditions du milieu et d'avancée de la saison, ouvrant ainsi la voie à une meilleure compréhension de la dynamique et de la diversité du phytoplancton.

Une autre méthode complémentaire à la microscopie est celle de la diversité génétique analysée par approche de *metabarcoding*, une analyse exhaustive de la diversité et de l'abondance relative des OTU* (*Operational Taxonomic Units*), c'est-à-dire des groupes de séquences identifiés pour leur ressemblance génétique. Après extraction et séquençage massif de l'ADN environnemental à partir de filtres d'eau de mer et amplification d'une région génomique (V4 du 18 srDNA) permettant de caractériser la diversité des protistes marins, trois classes de taille du plancton marin (0,2-3 μm , 3-20 μm , > 20 μm), définies comme respectivement picophytoplancton, nanophytoplancton et microphytoplancton, ont été analysées sur plusieurs jeux de données, toutes acquises sur le littoral atlantique (Hernández-Fariñas *et al.*, 2016). Les analyses statistiques effectuées sur les données de *metabarcoding*

montrent une nette séparation des trois communautés étudiées et suggèrent que le picophytoplancton est moins variable dans l'espace-temps que le nano et le microphytoplancton. Ceci est lié à la présence récurrente et proportionnellement plus abondante dans cette fraction de taille de certains OTU, en particulier *Micromonas* spp. et *Ostreococcus* spp. (classe des Mamiellophyceae), qui ne sont pas identifiables par d'autres approches (microscopie, cytométrie, etc.). Au sein du picophytoplancton il a été observé une bonne correspondance entre certains OTU du groupe des Mamiellophyceae et la chlorophylle *b*, le pigment caractéristique de cette classe de microalgues. Cette correspondance conforte la bonne intercalibration des données de diversité pigmentaire et génétique. Cette étude a permis de mettre en évidence la faisabilité de l'approche de *metabarcoding* pour la caractérisation de la diversité du plancton et sa complémentarité avec les autres méthodes utilisées dans le cadre du RePHY. Plus généralement, l'utilisation de l'ADN environnemental, analysé par approche de *metabarcoding* et avec d'autres méthodes génétiques (PCR¹ en temps réel, par exemple), pourra permettre de caractériser, à partir d'un échantillon commun, les communautés complexes des protistes marins (phytoplancton et protistes hétérotrophes), des procaryotes (virus et bactéries) et des espèces (pathogènes ou pas) d'intérêt (microalgues toxiques, parasites des mollusques et de l'homme, etc.). L'ADN environnemental pourra donc servir comme un outil transversal pour la mise en place d'observatoires modernes et intégrés du littoral.

Par ailleurs, une nouvelle méthode d'identification et de dénombrement du phytoplancton a été étudiée entre 2013 et 2015, visant à établir la faisabilité de la mise en œuvre d'un outil de numérisation et d'identification automatique d'images de phytoplancton : FlowCAM-ZooPhytoImage (Grosjean et Wacquet, 2016 ; Neaud-Masson *et al.*, 2016). Les résultats obtenus en termes d'identification et de dénombrement s'approchaient de ceux obtenus par un observateur humain — avec toutefois un gain de temps à améliorer — et fournissaient de nombreuses informations supplémentaires sur les cellules du phytoplancton, en particulier celles permettant de calculer des biovolumes. Le fait que cet outil n'ait pas pu être mis en œuvre à ce jour dans le cadre du RePHY ne doit pas faire oublier que cette technologie représente l'avenir pour les observations régulières du phytoplancton effectuées par les réseaux de surveillance : car, non seulement, l'observateur humain n'est pas écarté, mais cette approche totalement novatrice lui permet de prendre toute sa place d'expert en lui épargnant les tâches routinières.

L'ensemble des nouvelles mesures envisagées doit nécessairement être accompagné d'une réflexion quant à leur bancarisation. Il s'agit globalement de prolonger l'implication thématique dans la construction des systèmes d'information relativement à l'existant, mais aussi de manière prospective. L'expérience a montré que les efforts réalisés sur toute la chaîne des opérations liées à l'acquisition des données doivent s'achever par la saisie qui permet le contrôle, la qualification, la pérennité, la mise à disposition et finalement la valorisation. La place de cette dernière activité dans le système d'information doit sans doute être réexaminée : il y a en effet une nécessité de mémoire, c'est-à-dire de bancarisation et de communication, non seulement des résultats des travaux réalisés dans les contextes sanitaires, réglementaires

1. PCR : *Polymerase Chain Reaction*.

(DCE, DCSMM), environnementaux, patrimoniaux et de recherche, mais aussi des données utilisées, des codes des programmes de traitements, des fichiers support (tables de correspondance, grilles d'évaluation, etc.), en y ajoutant l'enregistrement des événements exceptionnels (bloom, pollution, etc.), et *in fine* des éléments de compréhension de fonctionnement des écosystèmes issus de la recherche.

Enfin, il est aujourd'hui évident que l'avenir est à la complémentarité de divers modes de surveillance. En ce sens, la création de l'Observatoire phytoplancton Phytobs est une première étape vers une mutualisation des expériences pour ce qui est des observations et mesures *in situ*. Il est en effet crucial que le Rephy soit bien positionné dans une surveillance intégrée associant le large et la zone côtière, et alliant les mesures *in situ* et les technologies d'océanographie opérationnelle telles que les mesures automatisées de données à haute fréquence, les images satellitaires et la modélisation.



Photo 45. Treffiagat, Plobannalec-Lesconil (Finistère).

Conclusion

Cet ouvrage est à la fois un aboutissement et le signe d'un nouveau départ. Un aboutissement parce qu'il rend compte de trente années de données acquises sur le phytoplancton, l'hydrologie et les phycotoxines dans le milieu marin. Un nouveau départ parce qu'un « nouveau » Rephy est né en 2016 pour se réorienter vers un observatoire du phytoplancton et mieux répondre aux questions de la recherche.

Les données acquises par le Rephy et le Rephytox ont d'ores et déjà montré qu'elles avaient des potentialités considérables, dont une partie seulement a pu être présentée dans cet ouvrage. Dans le contexte actuel du changement climatique, le rôle essentiel des séries temporelles de données sur l'environnement est devenu un enjeu majeur, mais cela ne peut se résumer à une simple acquisition de données, qui seraient accumulées pour une utilisation future sans que les problématiques aient été bien précisées auparavant. L'importance des objectifs clairement définis — à quelles questions veut-on répondre ? — et des stratégies d'échantillonnage adaptées à ces objectifs n'est plus à démontrer. À ce titre, le Rephy et le Rephytox ont su montrer leur capacité à évoluer et à s'ajuster aux nouveaux enjeux qui ont émergé ces dernières décennies dans l'environnement littoral.

Après les prélèvements, les analyses et la bancarisation des données, il est une ultime étape, celle sans laquelle tout ce travail resterait invisible, c'est l'utilisation de ces données : comment elles sont traitées, diffusées, mises à disposition, valorisées. À cet égard, les produits Web de présentation des résultats Rephy et Rephytox sur le site de l'Ifremer environnement littoral ont sans conteste réussi à délivrer un message « lisible et juste scientifiquement », apprécié tout autant par le grand public que par les scientifiques, du fait de leur capacité à fournir une vision globale et synthétique d'une quantité considérable de données. Les publications citant ou utilisant les données Rephy-Rephytox sont de plus en plus nombreuses, favorisées par la mise à disposition des données sur Seanoe et sur le produit Surval. Il reste que tout traitement sur ces données, quel que soit le format final par lequel on veut les représenter (publication, rapport, produit Web, mise à disposition des données, etc.), repose continuellement de nouvelles questions. Un tel volume de données recueillies sur trois décennies comporte en effet obligatoirement des résultats douteux, en particulier pour celles acquises à une époque où les procédures qualité n'étaient pas aussi drastiques qu'à l'heure actuelle. Cet ouvrage n'a pas cherché à occulter le fait que certaines tendances étaient difficiles à interpréter et il nous a semblé important d'être transparents. En effet, l'effort important et continu mené pour la qualification de ces données, tout à la fois par la coordination du Rephy, les observateurs du phytoplancton, les analystes, les experts des différentes disciplines, la cellule Quadrige et les experts en traitement des données, non seulement améliore

régulièrement leur qualité générale, mais conduit parfois aussi à trouver des explications à telle ou telle tendance ou rupture, qu'il est important de bien inscrire dans la mémoire de ces données.

La mise en œuvre d'un traitement automatisé des séries de données de la surveillance par modélisation DLM constitue dans ce contexte un outil prodigieux, dont les capacités et surtout les incidences potentielles sont loin d'avoir été toutes explorées. Car tout ceci ne pourrait exister si ce n'était le fruit d'un travail collectif. L'outil ne fait pas tout : les experts thématiques, notamment les observateurs du phytoplancton et les analystes en physico-chimie et en toxines, doivent s'emparer du volume considérable d'informations que le modèle leur fournit. Ce n'est qu'à ce prix, chacun apportant une petite pierre à l'édifice, expliquant telle ou telle augmentation ou telle ou telle rupture dans la série de données, qu'il sera possible d'éclairer de mieux en mieux la réalité sous-jacente de ces données et donc d'approfondir notre connaissance des écosystèmes littoraux.

Glossaire

AD : acide domoïque, appartenant aux toxines amnésiantes

AEAG : agence de l'eau Adour-Garonne

AEAP : agence de l'eau Artois-Picardie

AELB : agence de l'eau Loire-Bretagne

AERMC : agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse

AESN : agence de l'eau Seine-Normandie

AFB : Agence française pour la biodiversité (ex Onema)

Afssa : ancien nom de l'Anses

Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

AO : acide okadaïque, appartenant aux toxines lipophiles

Aquaref : Laboratoire national de référence pour la surveillance des milieux aquatiques

Archyd : Arcachon hydrologie, réseau régional

ASP : *Amnesic Shellfish Poisoning*, utilisé pour désigner les toxines amnésiantes

AZA : azaspiracides, appartenant aux toxines lipophiles

CLHP : chromatographie liquide haute performance

CLHP/FLD : chromatographie liquide haute performance avec détection par fluorescence

CLHP/UV : chromatographie liquide haute performance avec détection par ultraviolet

CL-SM/SM : chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem

CPR : *Continuous Plankton Recorder*

DCE : directive-cadre sur l'eau

DCSMM : directive-cadre stratégie milieu marin

DGAL : direction générale de l'Alimentation, du ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation

DOI : *Digital Object Identifier*, en français identifiant numérique d'objet, permet une identification pérenne d'une publication ou d'un jeu de données

DROM : départements et Régions d'outre-mer

DSP : *Diarrhetic Shellfish Poisoning*, utilisé pour désigner les toxines lipophiles incluant les toxines diarrhéiques

DTX : dinophysistoxines, appartenant aux toxines lipophiles

Geohab : Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms

HAB : *Harmful Algal Blooms* terme consacré au niveau international aux efflorescences de microalgues toxiques et nuisibles

Haedat : Harmful Algae Database, Unesco-IOC

ICES : International Council for the Exploration of the Sea, en français CIEM

IOC : Intergovernmental Oceanographic Commission, en français COI

IR Illico : Infrastructure de recherche littorale et côtière

LER : laboratoire environnement ressource de l'Ifremer

LNR : Laboratoire national de référence pour les biotoxines marines, positionné à l'Anses

Medpol : Programme des Nations unies pour l'environnement, Plan d'action pour la Méditerranée

NID : azote inorganique dissous

NPP : *Net Primary Production* ou production primaire nette, production photosynthétique corrigée de la perte de CO₂ due à la respiration

Onema : ancien nom de l'AFB

OTU : *Operational Taxonomic Unit*

Phytobs : Observatoire phytoplancton, entité de l'Infrastructure de recherche littorale et côtière (IR Illico)

PSP : *Paralytic Shellfish Poisoning*, utilisé pour désigner les toxines paralysantes

PSPC : plans de surveillance et plans de contrôle de la DGAL

PTX : pectenotoxines, appartenant aux toxines lipophiles

Rephy : Réseau d'observation et de surveillance du phytoplancton et de l'hydrologie dans les eaux littorales

Rephytox : Réseau de surveillance des phycotoxines dans les organismes marins

Resomar : Réseau des stations et observatoires marins, comprenant les OSU et les laboratoires marins rattachés à l'Insu-CNRS, à l'Inee-CNRS et aux universités partenaires

RHLN : réseau hydrologique du littoral normand, réseau régional

RNO : ancien nom du ROCCH

ROCCH : Réseau d'observation des contaminants chimiques (ex RNO)

RSLHYD/Obslag : observatoire lagunes en Méditerranée, réseau régional

Somlit : service d'observation en milieu littoral, mis en œuvre par l'Insu-CNRS

SRN : suivi régional des nutriments, réseau régional en Artois-Picardie

STX : saxitoxine, appartenant aux toxines paralysantes

UT : unité taxinomique, correspondant à un regroupement de taxons utilisé pour le traitement des données phytoplancton du Rephy

WG HABD : Working Group on Harmful Algal Bloom Dynamics

WGPME : Working Group on Phytoplankton and Microbial Ecology

WoRMS : World Register of Marine Species, <http://www.marinespecies.org/> (consulté le 3 juin 2018)

YTX : yessotoxines, appartenant aux toxines lipophiles

Références bibliographiques

AMINOT A., KÉROUEL R., 2004. *Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses*, éditions Ifremer, 336 p.

AMINOT A., KÉROUEL R., 2007. *Dosage automatique des nutriments dans les eaux marines. Méthodes en flux continu*, éditions Ifremer, 188 p.

AMZIL Z., FRESNEL J., LE GAL D., BILLARD C., 2001. Domoic acid accumulation in French shellfish in relation to toxic species of *Pseudo-nitzschia multiseries* and *P. pseudodelicatissima*. *Toxicon*, 39 (8), 1245-1251, [https://doi.org/10.1016/S0041-0101\(01\)00096-4](https://doi.org/10.1016/S0041-0101(01)00096-4) (consulté le 11 juin 2018).

AMZIL Z., MATHIAS A., 2006. First report on detection of okadaic acid 7-O-acyl-ester derivatives (DTX-3) in French shellfish. In *Molluscan Shellfish Safety* (K. Henshilwood, B. Deegan, T. McMahon, C. Cusak, S. Keaveney, J. Silke, M. O'Conneide, D. Lyons, P. Hess, eds.), 150-161.

AMZIL Z., SIBAT M., CHOMERAT N., GROSSEL H., MARCO-MIRALLES F., LEMEE R., NÉZAN E., SECHET V., 2012. Ovatoxin-a and Palytoxin Accumulation in Seafood in Relation to *Ostreopsis cf. ovata* Blooms on the French Mediterranean Coast. *Marine Drugs*, 10 (2), 477-496, <http://doi.org/10.3390/md10020477> (consulté le 15 juin 2018).

AMZIL Z., SIBAT M., ROYER F., MASSON N., ABADIE E., 2007. Report on the first detection of pectenotoxin-2, spirolide-A and their derivatives in French shellfish. *Mar. Drugs*, 5, 168-179.

AMZIL Z., SIBAT M., ROYER F., SAVAR V., 2008. First report on azaspiracid and yessotoxin groups detection in French shellfish. *Toxicon*, 52, 39-48.

AMZIL Z., VERNOUX J.P., POTTIER I., 2001. Les principales classes de phycotoxines. In : *Toxines d'algues dans l'alimentation* (J.M. Frémy et P. Lassus, coordinateurs), éditions Ifremer, 160-180.

ARTIGAS L.F., DIDRY M., BONATO S., FENAUX A., PREVOST E., BRETON E., 2016. Propositions pour un indice de composition du phytoplancton, basé sur les résultats de cytométrie en flux. Rapport de contrat, convention Onema 2015, action 3-indice composition, livrable 2, février 2016, 39 p.

BAR-ON Y.M., PHILLIPS R., MILO R., 2018. The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115 (25), 6506-6511. <https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115> (consulté le 21 juin 2018).

BARROSO J.M., 2013. Commission regulation (UE), n° 786/2013. In : *Journal officiel de l'Union Européenne*, L 220, 14-14, The European Commission.

BATES S.S., 1998. Ecophysiology and metabolism of ASP toxin production. In : *Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms* (D.M. Anderson, A.D. Cembella, G.M. Hallegraeff, eds.). Springer-Verlag, Heidelberg, 405-426.

BEC B., COLLOS Y., SOUCHU P., VAQUER A., LAUTIER J., FIANDRINO A., BÉNAU L., ORSONI V., LAUGIER T., 2011. Distribution of picophytoplankton and nanophytoplankton along an anthropogenic eutrophication gradient in French Mediterranean coastal lagoons. *Aquatic Microbial Ecology* 63, 29-45, <https://doi.org/10.3354/ame01480> (consulté le 22 mai 2018).

BELIAEFF B., BELIN C., 1999. Journées RePHY 1998. Gestion du risque *Dinophysis*/DSP. Seuils déclencheurs des tests de toxicité pour les différentes espèces toxiques. RST-DEL/99.02/Nantes, Ifremer, 80 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00040/15156/> (consulté le 22 mai 2018).

BELIAEFF B., GROS P., BELIN C., RAFFIN B., GAILHARD I., DURBEC J.P., 2001. 'Phytoplankton events' in French coastal waters during 1987-1997. *Oceanologica Acta*, 24 (5), 425-433. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(01\)01156-2](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(01)01156-2) (consulté le 21 mai 2018).

BELIN C., 2014. Évaluations biomasse par imagerie satellitaire. Travaux Francis Gohin et Philippe Bryère. In : *Journées RePHY 2014. Tomes 1 et 2. Compilation des interventions pour la session*

environnementale, surveillance et recherche. Dyneco/Vigies 2014-10.01, 128-138. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00396/50714/> (consulté le 28 juin 2018).

BELIN C., 2016. Observation et surveillance du phytoplancton et de l'hydrologie en France métropolitaine, dans le cadre du Rephy et des réseaux régionaux SRN, RHLN, Archyd et RSL-HYD. État des lieux octobre 2016. Version publique. ODE/Vigies/tome 1, 55 p. et ODE/Vigies/tome 2, 282 p., Ifremer, Nantes, <http://archimer.ifremer.fr/doc/00393/50391/>, <http://archimer.ifremer.fr/doc/00393/50392/> (consultés le 10 juin 2018).

BELIN C., LAMOUREUX A., SOUDANT D., 2014. Évaluation de la qualité des eaux littorales de la France métropolitaine pour l'élément de qualité phytoplancton dans le cadre de la DCE. État des lieux des règles d'évaluation et résultats pour la période 2007-2012. Dyneco/Vigies/14-05. Ifremer, Nantes. Tome 1, État des lieux, méthodes et synthèse des Résultats, 159 p., <http://doi.org/10.13155/50490>. Tome 2, Résultats détaillés : fiches par masse d'eau et éléments d'expertise, 367 p., <http://doi.org/10.13155/50492> (consultés le 10 juin 2018).

BELIN C., NEAUD-MASSON N., 2017. Cahier de procédures Rephy. Document de prescription, version 1, ODE/Vigies/17-01, Ifremer, Nantes, 61 p., <http://doi.org/10.13155/50389> (consulté le 10 juin 2018).

BELIN C., RAFFIN B., 1998. Les espèces phytoplanctoniques toxiques et nuisibles sur le littoral français de 1984 à 1995, résultats du Rephy (réseau de surveillance du phytoplancton et des phyco-toxines), tome 1 et 2, RST-DEL/MP-AO-98-16, Ifremer, Nantes, 284 p., <http://archimer.ifremer.fr/doc/00094/20514/> (consulté le 14 juin 2018).

BELIN C., SOUDANT D., AMZIL Z., 2009. Surveillance des toxines lipophiles dans les coquillages. Analyses statistiques et comparaison des résultats obtenus par deux méthodes d'analyse : les bio-essais sur souris et les analyses chimiques par CL-SM/SM. Rapport exécuté dans le cadre de la Convention études DGAL/Ifremer, correspondant à la subvention pour charges de service public, Programme 206. Ifremer, Nantes, 97 p., <http://archimer.ifremer.fr/doc/00014/12568/> (consulté le 14 juin 2018).

BERLAND B., LASSUS P., 1997. *Efflorescences toxiques des eaux côtières françaises. Écologie, éco-physiologie, toxicologie*, collection Repères océan, éditions Ifremer, 202 p.

BERTHOMÉ J.P., LASSUS P., 1985. Manifestation et suivi de l'algue toxique *Dinophysis acuminata* sur les côtes françaises, en 1984. Rapport, Ifremer, Nantes, 32 p., <http://archimer.ifremer.fr/doc/00045/15660/> (consulté le 10 juin 2018).

BOUCHET J.M., DELTREIL J.P., MANAUD F., MAURER D., TRUT G., 1997. Étude intégrée du bassin d'Arcachon, tome 3. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00081/19254/> (consulté le 5 juillet 2018).

CARUANA A.M.N., AMZIL Z., 2018. Microalgae and Toxins. In: *Microalgae in Health and Disease Prevention* (I. Levine et J. Fleurence, eds.), chapitre 13, 1-44.

CHAPELLE A., ANDRIEUX F., FAUCHOT J., GUILLAUD J.F., LABRY C., SOURISSEAU M., VERNEY R., 2007. Comprendre, prédire et agir sur les efflorescences toxiques. Jusqu'où peut-on aller aujourd'hui dans le cas d'*Alexandrium minutum* en Penzé ? Rapport, Ifremer, Brest, 13 p., <http://archimer.ifremer.fr/doc/00105/21651/> (consulté le 5 juin 2018).

CHAPELLE A., LE GAC M., LABRY C., SIANO R., QUERE J., CARADEC F., LE BEC C., NÉZAN E., DONER A., GOURIOU J., 2015. The Bay of Brest (France), a new risky site for toxic *Alexandrium minutum* blooms and PSP shellfish contamination. *Harmful algae news*, 51, 4-5. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00278/38921/> (consulté le 6 juin 2018).

CLOERN J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253.

DANIEL A., SOUDANT D., 2009a. Évaluation DCE avril 2009 : élément de qualité : température. Document général pour l'ensemble des masses d'eaux de la France métropolitaine. Rapport de contrat, convention Onema 2009, action 4. Dyneco-Pelagos/09.03, 120 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00019/12993/> (consulté le 25 juin 2018).

DANIEL A., SOUDANT D., 2009b. Évaluation DCE avril 2009 : élément de qualité : oxygène. Document général pour l'ensemble des masses d'eaux de la France métropolitaine. Rapport de contrat, convention Onema 2009, action 4. Dyneco-Pelagos/09.02, 73 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00019/12992/> (consulté le 15 juin 2018).

- DANIEL A., SOUDANT D., 2010. Évaluation DCE mai 2010. Élément de qualité : nutriments. Document général pour les masses d'eau de la France métropolitaine, hors lagunes méditerranéennes. Rapport de contrat, convention Onema 2009, action 4. Dyneco-Pelagos/10.03, 100 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00019/12991/> (consulté le 11 juin 2018).
- DANIEL A., SOUDANT D., 2011a. Évaluation DCE février 2011. Élément de qualité : salinité. Rapport de contrat, convention Onema 2010, action 7, 108 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00037/14779/> (consulté le 15 juin 2018).
- DANIEL A., SOUDANT D., 2011b. Évaluation DCE février 2011. Élément de qualité : transparence. Rapport de contrat, convention Onema 2010, 132 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00037/14780/> (consulté le 15 juin 2018).
- DAVID V., RYCKAERT M., KARPYTCHEV M., BACHER C., ARNAUDEAU V., VIDAL N., MAURER D., NIQUIL N., 2012. Spatial and long-term changes in the functional and structural phytoplankton communities along the French Atlantic coast. *Estuarine Coastal And Shelf Science*, 108, 37-51. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.02.017> (consulté le 21 mai 2018).
- DE JONGE V.N., ELLIOTT M., ORIVE E., 2002. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, 475 (1), 1-19. <https://doi.org/10.1023/A:1020366418295> (consulté le 21 mai 2018).
- DE VARGAS C. [...] AND TARA OCEANS COORDINATORS, 2015. Eukaryotic plankton diversity in the sunlit ocean. *Science*, 348 (6237). <https://doi.org/10.1126/science.1261605> (consulté le 21 juin 2018).
- DIAZ R.J., ROSENBERG R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321 (5891), 926-929. <https://doi.org/10.1126/science.1156401> (consulté le 5 juillet 2018).
- EDWARDS M., JOHNS D.G., LETERME S.C., SVENDSEN E., RICHARDSON A.J., 2006. Regional climate change and harmful algal blooms in the northeast Atlantic. *Limnol. Oceanogr.*, 51 (2), 820-829. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.2.0820> (consulté le 21 mai 2018).
- EDWARDS M., RICHARDSON A.J., 2004. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, 430, 881-884.
- EFSA (EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY), 2009. Marine biotoxins in shellfish - Palytoxin Group, Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain ; adopted on 13 August 2009. *EFSA Journal*, 7 (12) 1393, 1-38.
- EILERTSEN H.C., SANDBERG S., TØLLEFSEN H., 1995. Photoperiodic control of diatom spore growth ; a theory to explain the onset of phytoplankton blooms. *Marine Ecology Progress Series*, 116, 303- 307.
- ERWIN D.H., LAFLAMME M., TWEEDT S.M., SPERLING E.A., PISANI D., PETERSON K.J., 2011. The Cambrian conundrum: Early divergence and later ecological success in the Early history of animals. *Science*, 334, 1091-1097. <https://doi.org/10.1126/science.1206375> (consulté le 5 juillet 2018).
- FIELD C.B., BEHRENFELD M.J., RANDERSON J.T., FALKOWSKI P., 1998. Primary Production of the Biosphere: Integrating Terrestrial and Oceanic Components. *Science*, 281, 237-240. <https://doi.org/10.1126/science.281.5374.237> (consulté le 21 mai 2018).
- FISCHER W.W., HEMP J., JOHNSON J.E., 2016. Evolution of Oxygenic Photosynthesis. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 44, 647-683. <https://doi.org/10.1146/annurev-earth-060313-054810> (consulté le 5 juillet 2018).
- GAILHARD I., 2003. Analyse de la variabilité spatio-temporelle des populations microalgales côtières observées par le Réseau de surveillance du phytplancton et des phycotoxines (Rephy). Thèse de doctorat, Université de la Méditerranée Aix-Marseille II, spécialité Sciences de l'environnement marin, 293 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/7/> (consulté le 23 mai 2018).
- GAILHARD I., DURBEC J.P., BELIAEFF B., SABATIER R., 2003. Phytoplankton ecology along French coasts: inter-site comparison. *Comptes Rendus Biologies*, 326 (9), 853-863. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2003.09.002> (consulté le 21 mai 2018).
- GAILHARD I., GROS P., DURBEC J.P., BELIAEFF B., BELIN C., NÉZAN E., LASSUS P., 2002. Variability patterns of microphytoplankton communities along the French coasts. *Marine Ecology Progress Series*, 242, 39-50. <https://doi.org/10.3354/meps242039> (consulté le 21 mai 2018).
- GATTUSO J.P., MAGNAN A., BILLÉ R., CHEUNG W.W.L., HOWES E.L., JOOS F., ALLEMAND D., BOPP L., COOLEY S.R., EAKIN C.M., HOEGH-GULDBERG O., KELLY R.P., PÖRTNER H.O., ROGERS A.D.,

BAXTER J.M., LAFFOLEY D., OSBORN D., RANKOVIC A., ROCHETTE J., SUMAILA U.R., TREYER S., TURLEY C., 2015. Contrasting futures for ocean and society from different anthropogenic CO₂ emissions scenarios. *Science*, 349 (6243), aac4722. <https://doi.org/10.1126/science.aac4722> (consulté le 5 juillet 2018).

GAUTHIER E., 2017. Qualification des données Quadrige². Bilan du processus de qualification automatique et experte. Rapport, Ifremer, Nantes, 50 p., <http://archimer.ifremer.fr/doc/00434/54601/> (consulté le 10 juin 2018).

GAUTHIER E., HUGUET A., BELIN C., CLAISSE D., DUVAL M., 2014. Qualification des données du système d'information Quadrige². Rapport, Ifremer, Nantes. Accès sur demande sur <http://archimer.ifremer.fr/>

GEBÜHR C., WILTSHIRE K.H., ABERLE N., VAN BEUSEKOM J., GERDTS G., 2009. Influence of nutrients, temperature, light and salinity on the occurrence of *Paralia sulcata* at Helgoland Roads, North Sea. *Aquatic Biology*, 7, 185-197. <https://doi.org/10.3354/ab00191> (consulté le 21 mai 2018).

GLECKLER P.J., DURACK P.J., STOUFFER R.J., JOHNSON G.C., FOREST C.E., 2016. Industrial-era global ocean heat uptake doubles in recent decades. *Nature Climate Change*, 6 (4), 394-398. <https://doi.org/10.1038/nclimate2915> (consulté le 5 juillet 2018).

GOFFART A., ANDRAL B., 2014. Validation de l'indice composition IC Medit pour les eaux côtières de Corse et de la région PACA. Action 3. Indice composition. Livrable n° B. Rapport de contrat, convention Onema. Stareso et Université de Liège, 33 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00361/47261/> (consulté le 6 juin 2018).

GOHIN F., SAULQUIN B., OGER-JEANNERET H., LOZAC'H L., LAMPERT L., LEFEBVRE A., RIOU P., BRUCHON F., 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> (consulté le 21 mai 2018).

GROSJEAN P., WACQUET G., 2016. Version évolutive de l'outil opérationnel de numérisation et d'analyse semi-automatique d'images de phytoplancton, utilisant le matériel FlowCAM et le logiciel Zoo/PhytoImage. Nouvelles perspectives. Rapport de contrat, convention Onema 2015, action 9-FlowCAM/ZooPhytoImage, livrable 1, février 2016. 120 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00389/49990/> (consulté le 20 juin 2018).

GRÜNER N., GEBÜHR C., BOERSMA M., FEUDEL U., WILTSHIRE K.H., FREUND J.A., 2011. Reconstructing the realized niche of phytoplankton species from environmental data: fitness versus abundance approach. *Limnol. Oceanogr. Methods*, 9 (10), 432-442. <https://doi.org/10.4319/lom.2011.9.432> (consulté le 21 mai 2018).

GUALLAR C., BACHER C., CHAPPELLE A., 2017. Global and local factors driving the phenology of *Alexandrium minutum* (Halim) blooms and its toxicity. *Harmful Algae*, 67, 44-60. <http://doi.org/10.1016/j.hal.2017.05.005> (consulté le 6 juin 2018).

GUALLAR-MORILLO C., CHAPPELLE A., BACHER C., 2015. Effet des changements environnementaux sur les communautés phytoplanctoniques et évaluation des risques d'efflorescences d'algues toxiques (PhytoRisk). RST-Dyneco-Pelagos-2015.04. Rapport de contrat agence de l'eau Loire-Bretagne, Ifremer, Brest, 188 p., <http://archimer.ifremer.fr/doc/00315/42640/> (consulté le 6 juin 2018).

HAEDAT. Harmful Algae Event Database, Unesco-IOC-ICES-Pices, <http://haedat.iode.org> (consulté le 23 mai 2018).

HALLEGRAEFF G.M., 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32 (2), 79-99. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-32-2-79.1> (consulté le 22 mai 2018).

HARVEY A., KOOPMAN S.J., PENZER J., 1998. Messy time series : a unified approach. *Adv. Econom.*, 13, 103-143.

HAYS G.C., RICHARDSON A.J., ROBINSON C., 2005. Climate change and marine plankton. *Trends Ecol. Evol.* 20 (6), 337-344. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.03.004> (consulté le 22 mai 2018).

HELSEL D.R., COHN T., 1988. Estimation of Descriptive Statistics for Multiply Censored Water Quality Data. *Water Resour. Res.*, 24 (12), 1997-2004. <https://doi.org/10.1029/WR024i012p01997> (consulté le 11 juin 2018).

HERNÁNDEZ-FARIÑAS T., 2015. Analyse et modélisation des évolutions à long terme de la biodiversité phytoplanctonique dans les zones côtières sous l'effet des pressions environnementales et

anthropiques. Thèse de doctorat, Université Nantes, spécialité Biologie et Écologie côtières, 352 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00315/42648/> (consulté le 23 mai 2018).

HERNÁNDEZ-FARIÑAS T., BACHER C., 2015. Biodiversité du phytoplancton : réponses aux changements environnementaux dans les zones côtières. In : *Mer et Océan, Diversité et fonctions de systèmes écologiques marins* (A. Monaco et P. Prouzet, eds.), ISTÉ éditions, 43-98.

HERNÁNDEZ-FARIÑAS T., BACHER C., SOUDANT D., BELIN C., BARILLÉ L., 2015. Assessing phytoplankton realized niches using a French National Phytoplankton Monitoring Network. *Estuarine Coastal And Shelf Science*, 159, 15-27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2015.03.010> (consulté le 22 mai 2018).

HERNÁNDEZ-FARIÑAS T., BRUN M., SIANO R., DELMAS D., 2016. Définition d'un indice composition pour le phytoplancton en Manche-Atlantique, à partir des données du microphytoplancton du RePHY et des réseaux régionaux, et des mesures complémentaires de la flore phytoplanctonique acquises avec des techniques novatrices. Propositions pour un indice de composition du phytoplancton, basé sur les résultats des méthodes microscopie, pigments et diversité génétique. Rapport de contrat, convention Onema 2015, action 3-indice composition, livrable 1, février 2016. 68 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00363/47421/> (consulté le 20 juin 2018).

HERNÁNDEZ-FARIÑAS T., SOUDANT D., BARILLÉ L., BELIN C., LEFEBVRE A., BACHER C., 2014. Temporal changes in the phytoplankton community along the French coast of the eastern English Channel and the southern Bight of the North Sea. *Ices Journal of Marine Science*, 71 (4), 821-833. <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fst192> (consulté le 22 mai 2018).

HESS P., ABADIE E., HERVE F., BERTEAUX T., SECHET V., ARAOZ R., MOLGO J., ZAKARIAN A., SIBAT M., RUNDBERGET T., MILES C. O., AMZIL Z., 2013. Pinnatoxin G is responsible for atypical toxicity in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) and clams (*Venerupis decussata*) from Ingril, a French Mediterranean lagoon. *Toxicon*, 75, 16-26. Publisher's official version : <http://doi.org/10.1016/j.toxicon.2013.05.001> (consulté le 11 juin 2018).

HOPPENRATH M., MURRAY S., CHOMÉRAT N., HORIGUCHI T., 2014. *Marine benthic dinoflagellates - unveiling their worldwide biodiversity (Kleine Senckenberg-Reihe 54)*. E. Schweizerbart'sche Verlagbuchhandlung. 276 p.

HUSSON B., HERNÁNDEZ-FARIÑAS T., LE GENDRE R., SCHAPIRA M., CHAPPELLE A., 2016. Two decades of *Pseudo-nitzschia* spp. blooms and king scallop (*Pecten maximus*) contamination by domoic acid along the French Atlantic and English Channel coasts: seasonal dynamics, spatial heterogeneity and interannual variability. *Harmful Algae*, 51, 26-39. <http://doi.org/10.1016/j.hal.2015.10.017> (consulté le 22 mai 2018).

IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri, L.A. Meyer, eds.]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 p.

IRWIN A.J., NELLES A.M., FINKEL Z.V., 2012. Phytoplankton niches estimated from field data. *Limnology and Oceanography*, 57 (3), 787-797. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.3.0787> (consulté le 22 mai 2018).

JEFFREY S.W., MANTOURA R.F.C., WRIGHT S.W. (EDS.), 1997. *Phytoplankton Pigments in Oceanography: Guidelines to Modern Methods*. Monographs on Oceanographic Methodology, Unesco, Paris, 661 p.

KOSLOW J.A., COUTURE J., 2013. Follow the Fish. A global, long-term programme of ecological monitoring is needed to track ocean health, say J. Anthony Koslow and Jennifer Couture. *Nature*, 502 (7470), 163-164. <https://doi.org/10.1038/502163a> (consulté le 22 mai 2018).

KRUK C., HUSZAR V.L.M., PEETERS E.T.H.M., BONILLA S., COSTA L., LÜRLING M., REYNOLDS C.S., SCHEFFER M., 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, 55 (3), 614-627. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x> (consulté le 22 mai 2018).

KWIATKOWSKI L., BOPP L., AUMONT O., CIAIS P., COX P.M., LAUFKÖTTER C., LI Y., SÉFÉRIAN R., 2017. Emergent constraints on projections of declining primary production in the tropical oceans. *Nature Climate Change*, 7 (5), 355-358. <https://doi.org/10.1038/nclimate3265> (consulté le 5 juillet 2018).

LAANAIA N., VAQUER A., FIANDRINO A., GENOVESI B., PASTOUREAUD A., CECCHI P., COLLOS Y., 2013. Wind and temperature controls on *Alexandrium* blooms (2000-2007) in Thau lagoon (Western Mediterranean). *Harmful Algae*, 28, 31-36.

LAMPERT L., 2015. Test d'un Indice de composition pigmentaire pour les secteurs Atlantique et Manche (DCE). RST-ODE/Dyneco-Pelagos 2015-02. Ifremer, Brest, 56 p., <http://archimer.ifremer.fr/doc/00254/36556/> (consulté le 6 juin 2018).

LASSUS P., 2009. Préhistoire du RePHY. In : *IFREMER (2009). Journées RePHY 2009*. Nantes, 1^{er} et 2 avril 2009. Compilation des interventions. Rapport, Ifremer, Nantes, 152-162. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00396/50784/> (consulté le 10 juin 2018).

LASSUS P., CHOMÉRAT N., HESS P., NÉZAN E., 2016. *Toxic and Harmful Micro-algae of the World Ocean / Micro-algues toxiques et nuisibles de l'océan mondial*. Denmark, International Society for the Study of Harmful Algae / Intergovernmental Oceanographic Commission of Unesco. IOC Manuals and Guides, 68 (Bilingual English/French), 523 p.

LE CORRE P., L'HELGUEN S., WAFAR M., 1993. Nitrogen source for uptake by *Gyrodinium* cf. *aureolum* in a tidal front. *Limnology and Oceanography*, 38 (2), 446-451. <http://www.jstor.org/stable/2837825> (consulté le 10 juin 2018).

LE QUÉRÉ C., and 76 co-AUTHORS, 2018. Global Carbon Budget 2017. *Earth System Science Data*, 10 (1), 405-448. <https://doi.org/10.5194/essd-10-405-2018> (consulté le 5 juillet 2018).

LEDoux M., BELIN C., LOTFI Y., LASSUS P., FREMY J.M., 1996. Domoic acid: State of contamination of shellfish in France - Preliminary study. In: *Proceedings of the Seventh International Conference on Toxic Phytoplankton* (T. Yasumoto, Y. Oshima, Y. Fukuyo, eds.), IOC of Unesco, 135-142.

LEMEE R., MANGIALAJO L., COHU S., AMZIL Z., BLANFUNE A., CHOMERAT N., GANZIN N., GASPARINI S., GROSSEL H., GUIDI-GUIVARD L., HOAREAU L., LE DUFF F., MARRO S., SIMON N., NÉZAN E., PEDROTTI M.L., SECHET V., SOLIVERES O., THIBAUT T., 2012. Interactions between scientists, managers and policy makers in the framework of the French MediOs project on *Ostreopsis* (2008-2010). *Cryptogamie Algologie*, 33 (2), 137-142.

LETERME S.C., EDWARDS M., SEURONT L., ATTRILL M.J., REID P.C., JOHN A.W.G., 2005. Decadal basin-scale changes in diatoms, dinoflagellates and phytoplankton color across the North Atlantic. *Limnol. Oceanogr.*, 50 (4), 1244-1253. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.4.1244> (consulté le 23 mai 2018).

LETERME S.C., PINGREE R.D., SKOGEN M.D., SEURONT L., REID P.C., ATTRILL M.J., 2008. Decadal fluctuations in North Atlantic water inflow in the North Sea between 1958-2003: impacts on temperature and phytoplankton populations. *Oceanologia*, 50 (1), 59-72.

LILLY E.L., KULIS D.M., GENTEN P., ANDERSON D.M., 2002. Paralytic shellfish poisoning toxins in France linked to a human-introduced strain of *Alexandrium catenella* from the western Pacific: evidence from DNA and toxin analysis. *Journal of Plankton Research*, 24 (5), 443-452.

LITCHMAN E., EDWARDS K.F., KLAUSMEIER C.A., THOMAS M.K., 2012. Phytoplankton niches, traits and eco-evolutionary responses to global environmental change. *Marine Ecology Progress Series*, 470, 235-248. <https://doi.org/10.3354/meps09912> (consulté le 23 mai 2018).

LITCHMAN E., KLAUSMEIER C.A., 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Ann. Rev. of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39, 615-639.

LYONS T.W., REINHARD C.T., PLANAVSKY N.J., 2014. The rise of oxygen in Earth's early ocean and atmosphere. *Nature*, 506, 307-315. <https://doi.org/10.1038/nature13068> (consulté le 5 juillet 2018).

MARCAILLOU LE BAUT C., KRYSS S., BOURDEAU P., 2001. Syndromes observés et données épidémiologiques. In : *Toxines d'algues dans l'alimentation* (J.M. Frémy et P. Lassus, coordinateurs), éditions Ifremer, 371-389.

MARGALEF R., 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, 1 (4), 493-509. Open Access version: <http://archimer.ifremer.fr/doc/00123/23403/> (consulté le 23 mai 2018).

MASSÉLIN P., AMZIL Z., ABADIE E., NÉZAN E., LE BEC C., CHIANTELLA C., TRUQUET P., 2001. Paralytic shellfish poisoning on the French Mediterranean coast in the autumn 1998 : *Alexandrium tamarense* complex (Dinophyceae) as causative agent. In: *Harmful Algal Blooms 2000* (G.M. Hallegraeff, S.I. Blackburn, C.J. Bolch, R.J. Lewis, eds.), IOC of Unesco Publish., 26-29.

- MÉNESGUEN A., 2018. *Les marées vertes*, collection Clés pour comprendre, éditions Quæ, 128 p.
- MÉNESGUEN A., DUSSAUZE M., DUMAS F., THOUVENIN B., GARNIER V., LECORNU F., REPÉCAUD M., *in revision a*. Ecological model of the Bay of Biscay and English Channel shelf for ecological status assessment. Part. 1: Nutrients, phytoplankton and oxygen. *Ocean Modelling*.
- MÉNESGUEN A., DUSSAUZE M., THOUVENIN B., *in revision b*. Ecological model of the Bay of Biscay and English Channel shelf for ecological status assessment. Part. 2: Three types of HAB (*Karenia*, *Phaeocystis*, *Pseudo-nitzschia*) and their link with nitrogen anthropogenic enrichment. *Ocean Modelling*.
- MINAUDO C., MEYBECK M., MOATAR F., GASSAMA N., CURIE F., 2015. Eutrophication mitigation in rivers: 30 years of trends in spatial and seasonal patterns of biogeochemistry of the Loire River (1980-2012). *Biogeosciences*, 12, 2549-2563, <https://doi.org/10.5194/bg-12-2549-2015> (consulté le 12 juin 2018).
- MITRA A., FLYNN K.J., BURKHOLDER J.M., BERGE T., CALBET A., RAVEN J.A., GRANÉLI E., GLIBERT P.M., HANSEN P.J., STOECKER D.K., THINGSTAD F., TILLMANN U., VÅGE S., WILKEN S., ZUBKOV M.V., 2014. The role of mixotrophic protists in the biological carbon pump. *Biogeosciences*, 11 (4), 995-1005. <https://doi.org/10.5194/bg-11-995-2014> (consulté le 5 juillet 2018).
- MITRA A., FLYNN K.J., TILLMANN U., RAVEN J.A., CARON D., STOECKER D.K., NOT F., HANSEN P.J., HALLEGRAEFF G., SANDERS R., WILKEN S., MCMANUS G., JOHNSON M., PITTA P., VÅGE S., BERGE T., CALBET A., THINGSTAD F., JEONG H.J., BURKHOLDER J., GLIBERT P.M., GRANÉLI E., LUNDGREN V., 2016. Defining planktonic Protist functional groups on mechanisms for energy and nutrient acquisition: Incorporation of diverse mixotrophic strategies. *Protist*, 167 (2), 106-120. <https://doi.org/10.1016/j.protis.2016.01.003> (consulté le 5 juillet 2018).
- NEAUD-MASSON N., 2015. Observation et dénombrement du phytoplancton marin par microscopie optique photonique. Spécifications techniques et méthodologiques appliquées au RePHY. Document de méthode. R.INT.ODE/Dyneco/Vigies/15-13, Ifremer, Nantes, 54 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00292/40293/> (consulté le 10 juin 2018).
- NEAUD-MASSON N., 2017. Quadrigé². Manuel de saisie pour les programmes RePHY, RePHY-Etudes et RePHYtox. Document de prescription, version 3-1. ODE/Vigies/17-14, Ifremer, Nantes, 56 p., <http://archimer.ifremer.fr/doc/00440/55200/> (consulté le 10 juin 2018).
- NEAUD-MASSON N., LEFEBVRE A., BELIN C., GAUTHIER E., HUGUET A., SZIDON A., LEFEBVRE A., CUVELLIER R., 2016. Optimisation de l'identification et du dénombrement du microphytoplancton avec le système couplé de numérisation et d'analyse d'images FlowCAM/ZooPhytoImage (système innovant). Mise en œuvre opérationnelle de l'outil FlowCAM/ZooPhytoImage dans le cadre de la surveillance RePHY. Résultats sur 12-18 mois. Rapport de contrat, convention Onema 2015, action 9-FlowCAM/ZooPhytoImage, livrable 2, février 2016, 266 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00363/47413/> (consulté le 20 juin 2018).
- NEAUD-MASSON N., LEMOINE M., 2017. Procédure nationale de la surveillance sanitaire des phycotoxines réglementées dans les zones de production de coquillages. Prescriptions du réseau de surveillance des phycotoxines dans les organismes marins (RePHYtox). Date de mise en application : janvier 2018. ODE/Vigies/17-19, Ifremer, Nantes, 56 p., <http://archimer.ifremer.fr/doc/00420/53123/> (consulté le 10 juin 2018).
- NÉZAN E., ANTOINE E., FIAIT L., AMZIL Z., BILLARD C., 2006. Identification of *Pseudo-nitzschia australis* and *P. multiseriata* in the bay of Seine. Was there a relation to presence of domoic acid in king scallops in autumn 2004? *Harmful Algae News*, 31, 1-3.
- NÉZAN E., CHOMÉRAT N., 2011. *Vulcanodinium rugosum* gen. et sp. nov. (Dinophyceae), un nouveau dinoflagellé marin de la côte méditerranéenne française. *Cryptogamie Algologie*, 32 (1), 3-18.
- NICOLAS M., BELIN C., FAVRE P., RUDLOFF L., 2017. Surveillance des phycotoxines dans les coquillages. *Bulletin épidémiologique, santé animale et alimentation*, numéro spécial-surveillance sanitaire des aliments, 77, 23-27. Open Access version : <http://archimer.ifremer.fr/doc/00393/50407/> (consulté le 11 juin 2018).
- PAULMIER G., JOLY J.P., 1983. Dinoflagellés toxiques sur les côtes françaises pendant l'été 1983. Manifestations de *Dinophysis acuminata* sur le littoral normand. *Revue des travaux de l'Institut des pêches maritimes*, 47 (3-4), 149-157. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/1807/> (consulté le 23 mai 2018).

PEREZ F.F., FONTELA M., GARCÍA-IBÁÑEZ M.I., MERCIER H., VELO A., LHERMINIER A., ZUNINO P., DE LA PAZ M., ALONSO-PÉREZ F., GUALLART E.F., PADIN X.A., 2018. Meridional overturning circulation conveys fast acidification to the deep Atlantic Ocean. *Nature*, 554, 515-518. <https://doi.org/10.1038/nature25493> (consulté le 5 juillet 2018).

PHILIPPART C.J.M., CADÉE G.C., VAN RAAPHORST W., RIEGMAN R., 2000. Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal sea: Algal community structure, nutrient budgets, and denitrification potential. *Limnology and Oceanography*, 45 (1), 131-144. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.1.0131> (consulté le 23 mai 2018).

PINAY G., GASCUEL C., MÉNESGUEN A., SOUCHON Y., LE MOAL M. (COORD.), LEVAIN A., ETRILLARD C., MOATAR F., PANNARD A., SOUCHU P., 2017. *L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité*. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS-Ifrermer-Inra-Irstea (France), 144 p.

PLANAVSKY N.J., REINHARD C.T., WANG X., THOMSON D., MCGOLDRICK P., RAINBIRD R.H., JOHNSON T., FISCHER W.W., LYONS T.W., 2014. Earth history. Low mid-Proterozoic atmospheric oxygen levels and the delayed rise of animals. *Science*, 346, 635-638. <https://doi.org/10.1126/science.1258410> (consulté le 23 mai 2018).

QGIS, 2018. Système d'information géographique QGIS. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org/fr/site/>

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

RATMAYA W., SOUDANT D., SALMON-MONVIOLE J., COCHENNEC-LAUREAU N., GOUBERT E., ANDRIEUX-LOYER F., BARILLÉ L., SOUCHU P., *in prep*. Reduced phosphorus loads from the Loire and Vilaine Rivers were accompanied by increasing eutrophication in Vilaine Bay (South Brittany, France).

REINHARD C.T., PLANAVSKY N.J., OLSON S.L., LYONS T.W., ERWIN D.H., 2016. Earth's oxygen cycle and the evolution of animal life. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113 (32), 8933-8938. <https://doi.org/10.1073/pnas.1521544113> (consulté le 5 juillet 2018).

REPHY, 2017. RePHY dataset. French Observation and Monitoring program for Phytoplankton and Hydrology in coastal waters. 1987-2016 Metropolitan data. Seanoë. <http://doi.org/10.17882/47248> (consulté le 23 mai 2018).

REPHYTOX, 2017. RePHYtox dataset. French Monitoring program for Phycotoxins in marine organisms. Data since 1987. Seanoë. <http://doi.org/10.17882/47251> (consulté le 23 mai 2018).

REYNOLDS C.S., 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton* (C.D. Sandgren, ed.), Cambridge University Press, 388-433.

RHODES L., SMITH K., SELWOOD A., McNABB P., VAN GINKEL R., HOLLAND P., MUNDAY R., 2010. Production of pinnatoxins by a peridinioid dinoflagellate isolated from Northland, New Zealand. *Harmful Algae*, 9, 384-389.

ROMERO E., GARNIER J., LASSALETTE L., BILLEN G., LE GENDRE R., RIOU P., CUGIER P., 2013. Large-scale patterns of river inputs in SW Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry*, 113, 481-505, <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9778-0> (consulté le 12 juin 2018).

RUGGIERO M.A., GORDON D.P., ORRELL T.M., BAILLY N., BOURGOIN T., BRUSCA R.C., CAVALIER-SMITH T., GUIRY M.D., KIRK P.M., 2015. A Higher Level Classification of All Living Organisms. *PLoS ONE*, 10 (4), e0119248. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119248> (consulté le 23 mai 2018).

SANDERS H.L. 1960. Benthic studies in Buzzards Bay. III. The structure of the soft-bottom community. *Limnology and Oceanography*, 5, 138-153. <https://doi.org/10.4319/lo.1960.5.2.0138> (consulté le 24 juin 2018).

SIANO R., CHAPPELLE A., ANTOINE V., MICHEL-GUILLOU E., RIGAUT-JALABERT F., GUILLOU L., HÉGARET H., LEYNAERT A., CURD A., 2018. Citizen participation in monitoring phytoplankton seawater discolorations. *Marine Policy*, <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.01.022> (consulté le 5 octobre 2018).

- SOO R.M., HEMP J., PARKS D.H., FISCHER W.W., HUGENHOLTZ P., 2017. On the origins of oxygenic photosynthesis and aerobic respiration in Cyanobacteria. *Science*, 355, 1436-1440. <https://doi.org/10.1126/science.aal3794> (consulté le 5 juillet 2018).
- SOUCHU P., OGER-JEANNERET H., LASSUS P., SECHET V., LE MAGUERESSE A., LE BIHAN V., 2013. Dinophag. Programme de recherche sur *Dinophysis* dans les eaux littorales des Pays de la Loire. Note, Ifremer, Nantes, 32 p., <http://archimer.ifremer.fr/doc/00172/28368/> (consulté le 10 juin 2018).
- SOUDANT D., BELIN C., 2009. Évaluation DCE décembre 2008. Élément de qualité : phytoplancton. R.INT.DIR/Dyneco/Vigies/09-03 à 08/DS. Ifremer, Nantes, six tomes, 465 p., <http://archimer.ifremer.fr/doc/00015/12587/>, <http://archimer.ifremer.fr/doc/00015/12585/>, <http://archimer.ifremer.fr/doc/00015/12590/>, <http://archimer.ifremer.fr/doc/00015/12586/>, <http://archimer.ifremer.fr/doc/00014/12570/>, <http://archimer.ifremer.fr/doc/00015/12589/> (consultés le 14 juin 2018).
- SOUDANT D., BELIN C., 2010. Évaluation DCE janvier 2010. Élément de qualité : phytoplancton. R.INT.DIR/Dyneco/Vigies/10-03 à 08/DS. Ifremer, Nantes, six tomes, 572 p., <http://archimer.ifremer.fr/doc/00030/14148/>, <http://archimer.ifremer.fr/doc/00030/14143/>, <http://archimer.ifremer.fr/doc/00030/14144/>, <http://archimer.ifremer.fr/doc/00030/14145/>, <http://archimer.ifremer.fr/doc/00030/14146/>, <http://archimer.ifremer.fr/doc/00030/14147/> (consultés le 14 juin 2018).
- SOURNIA A., 1995. Red tide and toxic marine phytoplankton of the world ocean: an inquiry into biodiversity. In: *Harmful Marine Algal Blooms* (P. Lassus, G. Arzul, E. Erard, P. Gentien, C. Marcaillou, eds.), Lavoisier Tech. Doc. Intercep. Publish., 103-112.
- SOURNIA A., BELIN C., BILLARD C., CATHERINE M., ERARD-LE DENN E., FRESNEL J., LASSUS P., PASTOUREAUD A., SOULARD R., 1992. The repetitive and expanding occurrence of a green, bloom-forming dinoflagellate (Dinophyceae) on the coasts of France. *Cryptogamie Algologie*, 13 (1), 1-13. Open Access version: <http://archimer.ifremer.fr/doc/00133/24470/> (consulté le 23 mai 2018).
- SOURNIA A., BELIN C., LASSUS P., LE BAUT C., GENTEN P., PARTENSKY P., ERARD-LE DENN E., BERLAND B., GRZEBYK D., 1991. *Le phytoplancton nuisible des côtes de France. De la biologie à la prévention*, éditions Ifremer, 155 p., <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/4210/> (consulté le 10 juin 2018).
- SPEERLING E.A., FRIEDER C.A., RAMAN A.V., GIRGIS P.R., LEVIN L.A., KNOLL A.H., 2013. Oxygen, ecology, and the Cambrian radiation of animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (33), 13446-13451. <https://doi.org/10.1073/pnas.1312778110> (consulté le 5 juillet 2018).
- STOECKER D.K., HANSEN P.J., CARON D.A., MITRA A., 2017. Mixotrophy in the marine plankton. *Annual Review of Marine Science*, 9, 311-335. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010816-060617> (consulté le 5 juillet 2018).
- STOFFER D.S., TOLOI C. M. C., 1992. A note on the Ljung-Box-Pierce portmanteau statistic with missing data. *Stat. Probab. Lett.*, 13, 391-396.
- TILLMANN U., ELBRACHTER M., KROCK B., JOHN U., CEMBELLA A., 2009. *Azadinium spinosum* gen. et sp. nov. (Dinophyceae) identified as a primary producer of azaspiracid toxins. *Eur. J. Phycol.*, 44 (1), 63-79.
- TODD E.C.D., 1993. Domoic acid and amnesic shellfish poisoning - a review. *J. Food Prot.*, 56 (1), 69-83.
- TRÉGUER P., BOWLER C., MORICEAU B., DUTKIEWICZ S., GEHLEN M., AUMONT O., BITTNER L., DUGDALE R., FINKEL Z., IUDICONE D., JAHN O., GUIDI L., LASBLEIZ M., LEBLANC K., LEVY M., PONDADEN P., 2018. Influence of diatom diversity on the ocean biological carbon pump. *Nature Geoscience*, 11 (1), 27-37. <https://doi.org/10.1038/s41561-017-0028-x> (consulté le 5 juillet 2018).
- TRÉGUER P.Y., 1998. Les intoxications alimentaires humaines causées par les algues phytoplanctoniques toxiques. *Méd. Nutr.*, 4/5, 145-159, 181-192.
- UTERMÖHL VON H., 1931. Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons (Mit besondere Berücksichtigung des Ultraplanktons). *Ver. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.*, 5, 567-595.
- VAN HEUKELEM L., THOMAS C.S., 2001. Computer-assisted high-performance liquid chromatography method development with applications to the isolation and analysis of phytoplankton pigments. *Journal of Chromatograph.*, A, 910 (1), 31-49. [https://doi.org/10.1016/S0378-4347\(00\)00603-4](https://doi.org/10.1016/S0378-4347(00)00603-4) (consulté le 23 mai 2018).

VAQUER A., TROUSSELLIER M., COURTIES C., BIBENT B., 1996. Standing stock and dynamics of picophytoplankton in the Thau lagoon (northwest Mediterranean coast). *Limnol. Oceanogr.*, 41 (8), 1821-1828.

WEITHOFF G., 2003. The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton - a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology*, 48 (9), 1669-1675. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01116.x> (consulté le 23 mai 2018).

WEST M., HARRISON J., 1997. *Bayesian forecastind and dynamic models*, Springer-Verlag, 695 p.

WILTSHIRE K.H., MALZAHN A.M., WIRTZ K., GREVE W., JANISCH S., MANGELSDORF P., MANLY B.F.J., BOERSMA M., 2008. Resilience of North Sea phytoplankton spring bloom dynamics: an analysis of long-term data at Helgoland Roads. *Limnology and Oceanography*, 53 (4), 1294-1302. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.4.1294> (consulté le 23 mai 2018).

WRIGHT J.L.C., FALK M., MCINNES A.G., WALTER J.A., 1990. Identification of isodomoic acid-D and 2 new geometrical isomers of domoic acid in toxic mussels. *Can. J. Chem.-Rev. Can. Chim.*, 68 (1), 22-25.

WYATT T., JENKINSON I., 1997. Notes on *Alexandrium* population dynamics. *Journal of Plankton Research*, 19 (5), 551-575. <https://doi.org/10.1093/plankt/19.5.551> (consulté le 6 juin 2018).

ZAPATA M., RODRIGUEZ F., GARRIDO J.L., 2000. Separation of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton: a new HPLC method using a reversed phase C8 column and pyridinecontaining mobile phases. *Marine Ecology Progress Series*, 195, 29-45. <https://doi.org/10.3354/meps195029> (consulté le 23 mai 2018).

ZELLER D., CASHION T., PALOMARES M., PAULY D., 2018. Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. *Fish and Fisheries*, 19 (1), 30-39. <https://doi.org/10.1111/faf.12233> (consulté le 5 juillet 2018).

Annexe 1.

Textes réglementaires ou guides cités dans le texte

» DCE et DCSMM

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.

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.

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.

Guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des eaux littorales (eaux côtières et de transition) dans le cadre de la DCE, février 2018. Conception et réalisation : MTES/DGALN/DEB/ELM3, en collaboration avec la coordination DCE AFB-Ifremer et les membres du GT DCE Eaux littorales et avec la contribution des experts scientifiques.

» Sanitaire

Directive européenne n° 97-61 du 20 octobre 1997 n° 9761 modifiant l'annexe de la Directive 91492 CEE fixant les règles sanitaires régissant la production et la mise sur le marché.

Règlement (CE) n° 853/2004 du Parlement européen et du Conseil du 29 avril 2004 fixant les règles spécifiques d'hygiène applicables aux denrées alimentaires d'origine animale.

Règlement (CE) n° 2074/2005 de la Commission du 5 décembre 2005 établissant les mesures d'application relatives à certains produits régis par le règlement (CE) n° 853/2004 du Parlement européen et du Conseil, ainsi qu'à l'organisation des contrôles officiels prévus par les règlements (CE) n° 854/2004 du Parlement européen et du Conseil et (CE) n° 882/2004 du Parlement européen et du Conseil, portant dérogation au règlement (CE) n° 852/2004 du Parlement européen et du Conseil et modifiant les règlements (CE) n° 853/2004 et (CE) n° 854/2004.

Règlement (UE) n° 786/2013 de la commission du 16 août 2013 modifiant l'annexe III du règlement (CE) n° 853/2004 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne les limites autorisées de yessotoxines dans les mollusques bivalves vivants.

Avis de l'Afssa relatif à l'évaluation du dispositif de surveillance du milieu et à l'évaluation du risque lié à la consommation des coquillages, notamment dans la situation du bassin d'Arcachon, 2006-SA-0254-27, octobre 2006.

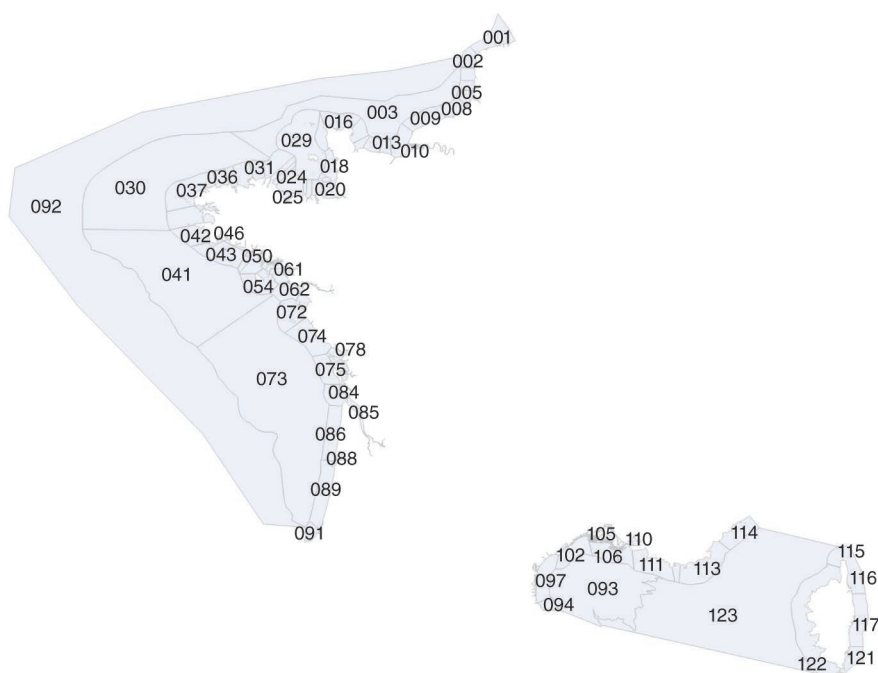
Avis de l'Afssa relatif à la pertinence de compléter le dispositif général de surveillance du milieu marin et des aliments mis sur le marché par la prise en compte de la microalgue épibenthique *Ostreopsis*, 2007-SA-0303-11, juillet 2008.

Avis de l'Afssa relatif au dispositif de surveillance des phycotoxines lipophiles dans les zones conchylicoles concernant la détermination des périodes à risque et des points de référence, 2009-SA-0205-4, décembre 2009.

Annexe 2.

Zones marines

Le référentiel des zones marines est l'un des deux zonages utilisés pour le regroupement géographique des données dans le cadre de traitements nationaux. Il est constitué de 123 zones contiguës dont certaines au large, numérotées du nord au sud (001 à 037 pour la Manche, 038 à 091 pour l'Atlantique), puis de l'ouest à l'est (093 à 122 pour la Méditerranée). Les zones 092 et 123, très au large, ne sont pas concernées par les données Rephy-Rephytox. Les zones marines sont visualisées dans la carte A2 et listées dans le tableau A2.



Carte A2. Carte des zones marines métropolitaines. Les étiquettes des zones marines ne sont pas toutes affichées à cette échelle.

Tableau A2. Liste des zones marines sur le littoral métropolitain.

001	Frontière belge - Cap Gris-Nez	042	Baie d'Audierne	083	Rivière de la Seudre
002	Cap Gris-Nez - Le Boulonnais	043	Concarneau large - Glénan	084	Aval et large de la Gironde
003	Manche Nord-Est - large	044	Bénodet	085	Estuaire de la Gironde
004	Baie de Canche	045	Rivière de Pont-l'Abbé	086	Côte océane
005	Baie d'Authie	046	Odet	087	Arcachon aval
006	Baie de Somme - large	047	Baie de Concarneau	088	Bassin d'Arcachon
007	Baie de Somme	048	Aven-Belon-Laïta	089	Côte landaise
008	Pays de Caux Nord	049	Rade de Lorient - Groix	090	Lac d'Hossegor
009	Pays de Caux Sud	050	Scorff-Blavet	091	Côte basque
010	Baie de Seine et Orne	051	Petite mer de Gâvres	092	Hors zone - Manche-Atlantique
011	Estuaire de la Seine	052	Baie d'Étel	093	Méditerranée-large
012	Côte de Nacre	053	Rivière d'Étel	094	Côte catalane
013	Côte du Bessin	054	Belle-Île - Houat - Hoëdic	095	Côte audoise
014	Baie des Veys	055	Baie de Quiberon	096	Étang de Canet
015	Ravenoville - Saint-Vaast - Barfleur	056	Baie de Plouharnel	097	Étang de Salses-Leucate
016	Cotentin Nord	057	Rivière de Crac'h	098	Étang de Lapalme
017	La Hague-Carteret	058	Golfe du Morbihan - large	099	Étang de l'Ayrolle
018	Cotentin Ouest	059	Saint-Philibert - Le Breneguy	100	Étangs narbonnais
019	Archipel de Chausey	060	Rivière d'Auray	101	Étangs grussanais
020	Baie du Mont-Saint-Michel	061	Golfe du Morbihan	102	Côte languedocienne
021	Rance - estuaire et large	062	Baie de Vilaine - large	103	Étang du Grand Bagnas
022	Arguenon - estuaire et large	063	Baie de Vilaine - côte	104	Étang de Thau
023	Fresnaye - estuaire et large	064	Rivière de Pénérf	105	Étangs palavasiens
024	Baie de Saint-Brieuc - large	065	Estuaire de la Vilaine	106	Côte camarguaise
025	Baie de Saint-Brieuc - Fond de baie	066	Pen-Bé	107	Étangs de Camargue Ouest
026	Baie de Paimpol	067	Traict de Pen-Bé	108	Étangs de Camargue Est

027	Trioux-Bréhat	068	Traits du Croisic	109	Golfe de Fos
028	Jaudy	069	Loire-large	110	Étangs de Berre - Vaine - Bolmon
029	Jersey-Guernesey	070	Estuaire de la Loire	111	Marseille et calanques
030	Côtes bretonnes Nord - large	071	Baie de Bourgneuf	112	Rade de Toulon
031	Perros-Guirec	072	Vendée Nord	113	Giens-Estérel
032	Baie de Lannion	073	Atlantique-large	114	Cannes-Menton
033	Baie de Morlaix - large	074	Olonne-Le Payré	115	Cap Corse - Bastia
034	Rivière de Morlaix	075	Ouest îles de Ré et d'Oléron	116	Étang de Biguglia
035	Penzé	076	Pertuis breton	117	Plaine orientale
036	Brignogan	077	Baie de l'Aiguillon	118	Étang de Diana
037	Ouessant-Abers	078	Le Lay	119	Étang d'Urbino
038	Iroise-Camaret	079	Pertuis d'Antioche	120	Étang du Palu
039	Rade de Brest	080	Marennes Oléron	121	Porto-Vecchio
040	Baie de Douarnenez	081	Rivière de la Charente	122	Corse Ouest
041	Côtes bretonnes Sud - large	082	Pertuis de Maumusson	123	Hors zone - Méditerranée

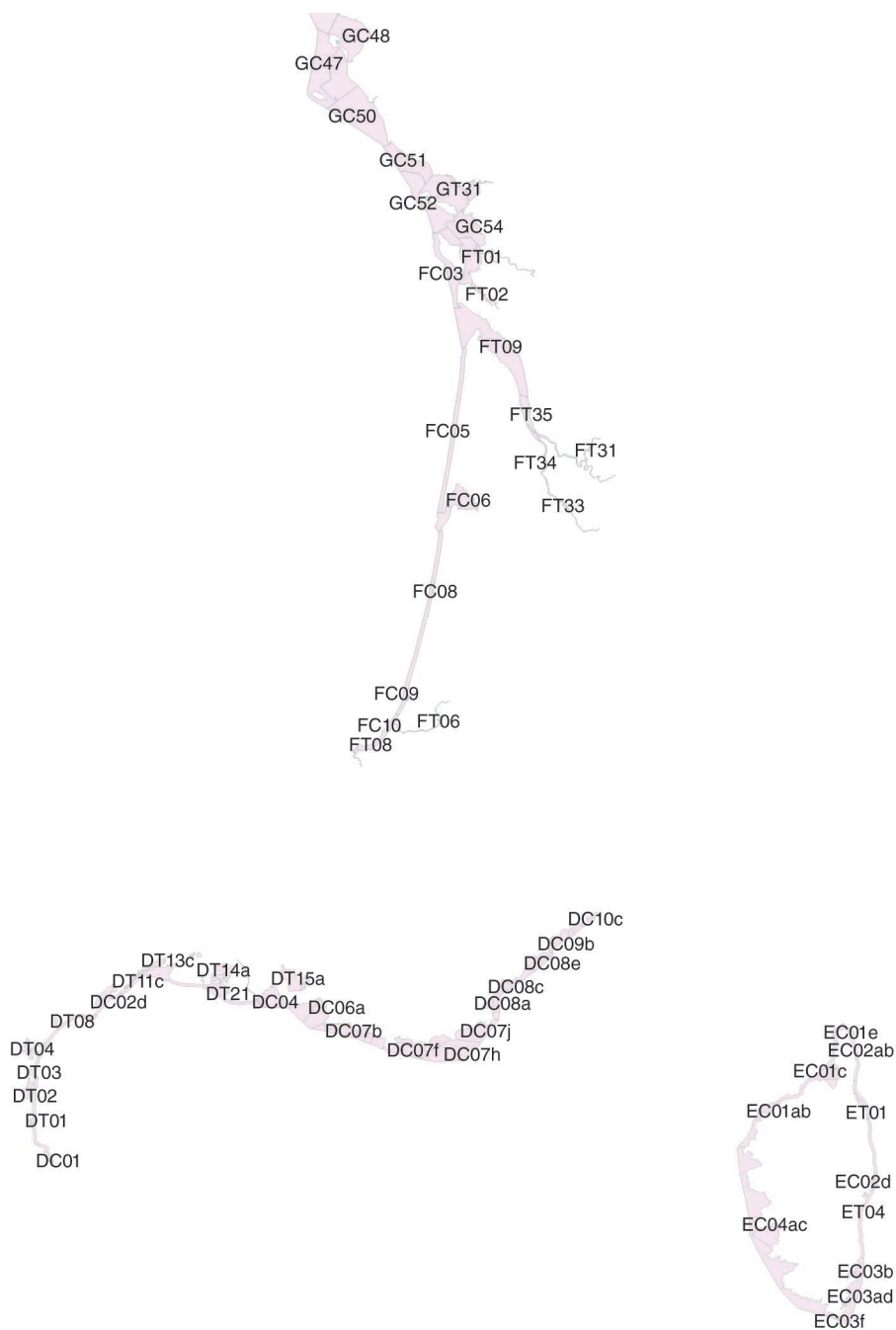
Annexe 3. Masses d'eau DCE

Le référentiel des masses d'eau DCE est l'un des deux zonages utilisés pour le regroupement géographique des données dans le cadre de traitements nationaux. Il est présenté en trois cartes. Les masses d'eau (ME) appartiennent au référentiel DCE constitué, pour le littoral métropolitain de 213 entités, dont 120 ME côtières et 93 ME de transition. Les masses d'eau sont visualisées dans la carte A3.

Les définitions officielles sont les suivantes :

- les eaux côtières sont situées en deçà d'une ligne dont tout point est situé à une distance d'un mille marin au-delà du point le plus proche de la ligne de base servant pour la mesure de la largeur des eaux territoriales ;
- les eaux de transition sont à proximité des embouchures de rivières qui sont partiellement salines en raison de leur proximité d'eaux côtières, mais qui sont fondamentalement influencées par des courants d'eau douce.





Cartes A3. Carte des masses d'eau DCE.

À cette échelle, les étiquettes des masses d'eau ne sont pas toutes affichées, et les masses d'eau de transition ne sont pas toujours visibles.

Annexe 4.

Implantations Ifremer pour la mise en œuvre du Rephy

Les implantations Ifremer dans lesquelles se trouvent des personnels intervenant pour la mise en œuvre du Rephy sont réparties sur le littoral. La coordination nationale Rephy-Rephytox est située à Nantes. Les treize implantations de métropole sont visualisées dans la carte A4.



Carte A4. Carte des implantations Ifremer dans lesquelles se trouvent des personnels intervenant pour la mise en œuvre du Rephy, en métropole.

Annexe 5.

Principaux sites Web cités dans le texte

►► Accès aux données intégrales du Rephy et du Rephytox

Seanoë - données Rephy de métropole : <http://doi.org/10.17882/47248>

Seanoë - données Rephytox : <http://doi.org/10.17882/47251>

►► Site Ifremer environnement littoral

Il contient de nombreuses informations, produits et dossiers sur le phytoplancton, l'hydrologie et les phycotoxines : <http://envlit.ifremer.fr/> (consulté le 10 juin 2018). Ce site étant en restructuration, les adresses des différents produits données ci-dessous risquent d'être modifiées à terme, elles sont donc complétées par les mots-clés à renseigner dans un navigateur pour accéder à ces produits.

Surval, visualisation des lieux et des données de la surveillance du littoral. http://envlit.ifremer.fr/resultats/acces_aux_donnees/presentation (consulté le 10 juin 2018), ou mots-clés : ifremer, surval

Rephy info toxines, diffusion en temps réel des résultats sanitaires pour le phytoplancton toxique et les phycotoxines : http://envlit.ifremer.fr/infos/rephy_info_toxines (consulté le 10 juin 2018), ou mots-clés : ifremer, rephy info toxines

Tous les produits cartographiques et synoptiques cités ci-dessous ont en commun les informations suivantes :

Auteurs : C. Belin et A. Le Magueresse. Conception, coordination : A. Le Magueresse. Traitement des données : D. Soudant et M. Brun. Ifremer, Nantes. Interface, intégration des données et graphisme : Des Mondes Singuliers, Rennes.

► Les produits Web cartographiques ParamMaps (2017)

Le phytoplancton toxique sur le littoral français. Résultats du réseau d'observation Rephy pour la période 2003-2016. <http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/parammaps/phytoplancton/index.html#> (consulté le 10 juin 2018), ou mots-clés : ifremer, environnement littoral, parammaps, phytoplancton toxique

Les phycotoxines sur le littoral français. Résultats du réseau d'observation Rephytox pour la période 2003-2016. <http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/parammaps/toxines/index.html> (consulté le 10 juin 2018), ou mots-clés : ifremer, environnement littoral, parammaps, phycotoxines

Le phytoplancton dominant sur le littoral français. Résultats du réseau d'observation Rephy pour la période 2003-2016. <http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/parammaps/phytoplanctondominant/index.html> (consulté le 10 juin 2018), ou mots-clés : ifremer, environnement littoral, parammaps, phytoplancton dominant

► Les produits Web Synoptiques (2017)

Toxines lipophiles (incluant les toxines DSP ou diarrhéiques) avant 2010. Toxicité maximale par zone marine, année, coquillage, mois (1990-2009). http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/synoptique_toxine/DSPavant2010/perYear/index.html (consulté le 10 juin 2018), ou mots-clés : ifremer, environnement littoral, synoptique, toxines lipophiles

Toxines lipophiles (incluant les toxines DSP ou diarrhéiques) depuis 2010. Toxicité maximale par zone marine, année, coquillage, mois (2010-2016). http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/synoptique_toxine/DSPdepuis2010/perYear/index.html (consulté le 10 juin 2018), ou mots-clés : ifremer, environnement littoral, synoptique, toxines lipophiles

Toxines paralysantes (PSP). Concentration maximale par zone marine, année, coquillage, mois (1990-2016). http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/synoptique_toxine/PSP/perYear/index.html (consulté le 10 juin 2018), ou mots-clés : ifremer, environnement littoral, synoptique, toxines PSP

Toxines amnésiantes (ASP). Concentration maximale par zone marine, année, coquillage, mois (1999-2016). http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/synoptique_toxine/ASP/perYear/index.html (consulté le 10 juin 2018), ou mots-clés : ifremer, environnement littoral, synoptique, toxines ASP

Chlorophylle-*a*. Concentration maximale en $\mu\text{g/L}$, par zone marine, mois, année (1990-2016). <http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/chlorophylle/perMonth/index.html> (consulté le 10 juin 2018), ou mots-clés : ifremer, environnement littoral, synoptique, chlorophylle

» Autres produits cités

Dossier Dinophag. Programme de recherche sur Dinophysis en Loire-Bretagne. http://envlit.ifremer.fr/index.php/documents/dossiers/dinophag/version_francaise (consulté le 15 juin 2018) ou mots-clés : ifremer, environnement littoral, dinophag

Cycle biologique d'*Alexandrium minutum*. http://envlit.ifremer.fr/documents/documents_pedagogiques/cycle_biologique_d_alexandrium_minutum (consulté le 15 juin 2018) ou mots-clés : ifremer, environnement littoral, cycle alexandrium minutum

Dossier Haedat. Mapping of Harmful Events related to phytoplankton blooms, 2003-2012. <http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/parammaps/haedat/> (consulté le 15 juin 2018) ou mots-clés : ifremer, environnement littoral, haedat, mapping harmful events

Dossier Phytorisk. Effet des changements environnementaux sur les efflorescences d'algues toxiques. http://envlit.ifremer.fr/documents/dossiers/phytorisk/version_francaise (consulté le 15 juin 2018) ou mots-clés : ifremer, environnement littoral, phytorisk

Annexe 6.

Taxons identifiés dans les données Quadri- Rephy sur tout le littoral métropolitain, période 1987-2016

La liste complète des taxons (tableau A6.2) est précédée par un tableau synthétique (tableau A6.1).

Les groupes principaux du phytoplancton (diatomées, dinoflagellés) appartiennent au règne des Chromista, à l'intérieur duquel il y a plusieurs embranchements. Les Ochrophyta comprennent non seulement des microalgues planctoniques, dont les Bacillariophyceae (diatomées), mais aussi des macro-algues brunes (par exemple, Phaeophyceae). Les Myzozoa regroupent des organismes phytoplanctoniques (dinoflagellés) mais aussi des unicellulaires parasites (apicomplexes). Certains groupes phytoplanctoniques ont une origine évolutive très éloignée des Chromista, comme les Prasinophyceae qui se rapprochent de la « lignée verte » (Plantae, Chlorophyta) ou encore des Euglenophyceae (Excavata, Euglenozoa). Les organismes unicellulaires du phytoplancton constituent donc un groupe polyphylétique d'organismes sans apparentement proche. Ces grands regroupements d'organismes bien différents reposent sur des études phylogénétiques impliquant de multiples marqueurs structuraux, génétiques et biochimiques. De façon générale, les classes constituent le niveau taxonomique le plus élevé utilisé par des observateurs, car leurs caractéristiques sont assez facilement reconnaissables. Les niveaux taxinomiques inférieurs (ordre, famille, genre, espèce) sont utilisés en taxinomie traditionnelle fondée sur les critères morphologiques (Chomérat, comm. pers.).

Tableau A6.1. Position systématique des principaux groupes du « phytoplancton » eucaryote, appartenant à l’empire Eukaryota (N. Chomérat).

Règne	Sous-règne	Embran- chement	Sous-embran- chement	Classe
Chromista	Harosa (= SAR : Stramenopiles, Alveolata, Rhizaria)	Ochrophyta		Bacillariophyceae (= diatomées)
				Chrysophyceae
			Raphidophyceae	
			Dictyochophyceae	
			...	
		Myzozoa	Dinozoa	Dinophyceae (= dinoflagellés)
		...	...	
		...	...	
		Cryptophyta		Cryptophyceae
	Hacrobia	Haptophyta		Prymnesiophyceae
			...	
...		...	...	
...	...			
Plantae	Viridiplantae	Chlorophyta	Prasinophytina	Prasinophyceae
				...
			Chlorophytina	Chlorophyceae
			...	
		...	...	
	...	...	...	
Excavata	Discoba	Euglenozoa	Euglenoidea	Euglenophyceae
			...	...
		...		
	...			
...				

Tableau A6.2. Liste de tous les taxons du phytoplancton et assimilés (+ des cyanobactéries) ayant été identifiés dans les données Quadri-Rephy, sur l'un ou l'autre lieu du littoral métropolitain, au cours de la période 1987-2016.

Chaque taxon est présenté dans l'ordre hiérarchique de la classification taxinomique, avec certains des niveaux taxinomiques supérieurs auxquels il appartient, jusqu'au règne. La citation et l'identifiant APHIA_ID proviennent du référentiel mondial WoRMS. L'unité taxinomique se rapporte au regroupement de taxons largement utilisé pour le traitement de ces données, chapitre 3 (d'après Hernández-Fariñas (2015), adapté en temps réel par Neaud-Masson). Ce tableau comprend des « groupes de taxons » (genres ou espèces) qui ne sont pas des niveaux reconnus de la classification systématique. Les taxons listés dans ce tableau sont ceux décrits comme référents en décembre 2017 dans le référentiel QuadriRe, basé sur le WoRMS : ceci ne préjuge pas des modifications qui auraient pu être introduites dans le WoRMS ou bien dans la classification taxinomique entre-temps.

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
Bacteria/ Cyanobacteria						Stanier ex Cavalier-Smith, 2002	146537	Cyanobacteria
	Cyanophyceae					Schaffner, 1909	146542	Cyanophyceae
		Nostocales	Nostocaceae	<i>Anabaena</i>		Bory de Saint-Vincent ex Bornet & Flahault, 1886	146585	<i>Anabaena</i>
				<i>Nostoc</i>		Vaucher ex Bornet & Flahault, 1886	393172	<i>Nostoc</i>
		Chroococcales	Microcystaceae	<i>Microcystis</i>		Lemmermann, 1907	146557	<i>Microcystis</i>
		Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria</i>		Vaucher ex Gomont, 1892	146549	<i>Oscillatoria</i>
		Synechococcales	Merismopediaceae	<i>Merismopedia</i>		Meyen, 1839	146545	<i>Merismopedia</i>
Chromista							7	Chromista
					Phytoflagellés excepté dinoflagellés	- Taxon obsolète, n'est plus utilisé		Phytoflagellés excepté dinoflagellés
Chromista/ Cryptophyta	Cryptophyceae					Fritsch, 1927	17639	Cryptophyceae
		Cryptomonadales				Pringsheim, 1944	17640	Cryptophyceae

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
Chromista/ Haptophyta	Prymnesio- phyceae	Coccolithales	Coccolithaceae	<i>Coccolithus</i>		Hibberd	115057	Prymnesiophyceae
						Poche, 1913	178597	Coccolithaceae
			Coccosphaerales	<i>Coccolithus</i>		E.H.L.Schwarz, 1894	178598	Coccolithaceae
						Haeckel, 1894	115059	Coccosphaerales
		Phaeocystales	Phaeocystaceae	<i>Phaeocystis</i>		Lagerheim, 1893	115088	<i>Phaeocystis</i>
						Papenfuss, 1955	115061	Prymnesiales
		Prymnesiales			<i>Haptolina hirta</i> + <i>ertcina</i> + <i>Chrysochromulina spinifera</i>	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Chrysochromulina</i> + <i>Haptolina</i>
							115090	<i>Chrysochromulina</i> + <i>Haptolina</i>
							115073	Prymnesiaceae
Chromista/ Ciliophora		Syracosphae- rales	Syracosphae- raceae	<i>Pymnesium</i>		Conrad, 1926	160563	<i>Pymnesium</i>
						Massart, 1920		
			Syracosphae- raceae	<i>Ophiaster</i>		Gran, 1912	115081	<i>Ophiaster</i>
		Choreotrichida - Sous-ordre Tintinnina	Chrysochro- mulinaceae	<i>Chrysochro- mulina</i>		Lackey, 1939		
			Prymnesiaceae			Conrad, 1926		
						Massart, 1920		
		Choreotrichida	Syracosphae- raceae	<i>Ophiaster</i>		Gran, 1912		
Chromista/ Ciliophora		Oligotrichea	Choreotrichida - Sous-ordre Tintinnina			Kofoid & Campbell, 1929	732976	Tintinnina
			Choreotrichida	<i>Helicostomella</i>		Jørgensen, 1924	172434	<i>Helicostomella</i>
		Litostomatea	Tintinnidae			Claparède & Lachmann, 1858	183533	Tintinnina
			Tontoniidae	Laboea		Lohmann, 1908	101190	Ciliophora
		Cyclotrichida	Mesodiniidae	<i>Mesodinium</i>		von Stein	179320	<i>Mesodinium</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Mesodinium rubrum</i>	(Lohmann, 1908)	232069	<i>Mesodinium</i>
	Prostomatea	Prorodontida	Colepidae	<i>Tiarina</i>		Berg, 1881	247913	<i>Tiarina</i>
Chromista/ Myzozoa - Infra-embr. Dinoflagellata							146203	Dinoflagellata
	Dinoflagellata incertae sedis			<i>Pselodinium</i>		Sourmia, 1972	109458	<i>Pselodinium</i>
	Dinophyceae					Fritsch, 1927	19542	Dinophyceae
		Dinophysiales				Lindemann, 1928	109390	Dinophysiales
						Stein, 1883	109406	Dinophysiaceae
				<i>Dinophysis</i>		Ehrenberg, 1839	109462	<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>
				Tous <i>Dinophysis</i> ronds avec épithèque bien visible		– Taxon obsolète, n'est plus utilisé		<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>
				<i>Dinophysis</i>	<i>Dinophysis acuminata</i>	Claparède & Lachmann, 1859	109603	<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>
					<i>Dinophysis acuta</i>	Ehrenberg, 1839	109604	<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>
					<i>Dinophysis caudata</i>	Saville-Kent, 1881	109612	<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>
					<i>Dinophysis fortii</i>	Pavillard, 1923	109624	<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>
					<i>Dinophysis hastata</i> + <i>odiosa</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Dinophysis norvegica</i>	Claparède & Lachmann, 1859	109637	<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>
					<i>Dinophysis sacculus</i>	Stein, 1883	232261	<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>
					<i>Dinophysis tripos</i>	Gourret, 1883	109662	<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>
				<i>Metaphalacroma</i>		Tai & Skogsberg, 1934	231778	<i>Metaphalacroma</i>
				<i>Ornithocercus</i>		Stein, 1883	109464	<i>Ornithocercus</i>
				<i>Phalacroma</i>		Stein, 1883	109466	<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>
					<i>Phalacroma rapa</i>	Jørgensen, 1923	232492	<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>
					<i>Phalacroma rotundatum</i>	(Claparède & Lachmann) Kofoid & Michener, 1911	156505	<i>Dinophysis</i> + <i>Phalacroma</i>
				<i>Sinophysis</i>		Nie & C.Wang, 1944	109467	<i>Sinophysis</i>
		Gonyaulacales	Amphidoma- taceae			Sourmia, 1984	231796	Amphidomataceae
				<i>Amphidoma</i>		Stein, 1883	109517	<i>Amphidoma</i>
			Ceratiaceae			Kofoid, 1907	109421	Ceratiaceae
					<i>Neoceratium lineatum</i> + <i>minutum</i>	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Ceratium</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>
				<i>Ceratium</i>		Schrank, 1793	109506	<i>Ceratium</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>
				<i>Neoceratium</i>	<i>Neoceratium candelabrum</i>	(Ehrenberg) F.Gómez, D.Moreira & P.López-García, 2010	495640	<i>Ceratium</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Neoceratium declinatum</i>	(Karsten) F.Gomez, D.Moreira & P.Lopez-Garcia, 2010	495648	<i>Ceratum</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>
					<i>Neoceratium furca</i>	(Ehrenberg) F.Gomez, D.Moreira & P.Lopez-Garcia, 2010	495659	<i>Ceratum</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>
					<i>Neoceratium macroceros</i>	(Ehrenberg) F.Gomez, D.Moreira & P.Lopez-Garcia, 2010	495678	<i>Ceratum</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>
					<i>Neoceratium pentagonum</i>	(Gourret) F.Gomez, D.Moreira & P.Lopez-Garcia, 2010	495685	<i>Ceratum</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>
					<i>Neoceratium ranipes</i>	(Cleve) F.Gomez, D.Moreira & P.Lopez-Garcia, 2010	495691	<i>Ceratum</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>
				<i>Tripes</i>	<i>Ceratum tripes</i> + <i>Ceratum</i> à cornes recourbées	- Taxon obsolète, n'est plus utilisé		<i>Ceratum</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>
					<i>Tripes fusus</i>	(Ehrenberg) F.Gómez, 2013	840626	<i>Ceratum</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>
					<i>Tripes horridus</i>	(Cleve) F.Gómez, 2013	837453	<i>Ceratum</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>
					<i>Tripes lineatus</i>	(Ehrenberg) F.Gómez, 2013	837459	<i>Ceratum</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>
					<i>Tripes muelleri</i>	Bory de Saint-Vincent, 1824	495363	<i>Ceratum</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>
					<i>Tripes symmetricus</i>	(Pavillard) F.Gómez, 2013	841767	<i>Ceratum</i> + <i>Neoceratium</i> + <i>Tripes</i>
				<i>Ceratocoryaceae</i> <i>Ceratocorys</i>		Stein, 1883	109507	<i>Ceratocorys</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
			Cladopyxidaceae	<i>Micracanthodini- um</i>		Deflandre, 1937	109510	<i>Micracanthodinium</i>
				<i>Palaeophala- lacroma</i>		Schiller, 1928	109512	<i>Palaeophalacroma</i>
				<i>Peridiniella</i>		Kofoïd & Michener, 1911	109543	<i>Peridiniella</i>
			Goniodomata- ceae			Lindemann, 1928	109408	Goniodomataceae
				<i>Goniodoma</i>		Stein, 1883	109559	<i>Goniodoma</i>
					<i>Goniodoma polyedricum</i>	(Pouchet) Jørgensen, 1899	233386	<i>Goniodoma</i>
				<i>Triadinium</i>		Dodge, 1981	109560	<i>Triadinium</i>
			Gonyaulacaceae			Lindemann, 1928	109428	Gonyaulacaceae
				<i>Alexandrium</i>		Halim, 1960	109470	<i>Alexandrium</i>
					<i>Alexandrium affine</i>	(H.Inoue & Y.Fukuyo) Balech, 1995	109707	<i>Alexandrium</i>
					<i>Alexandrium andersonii</i>	Balech, 1990	246835	<i>Alexandrium</i>
					<i>Alexandrium catenella</i>	(Whedon & Kofoïd) Balech, 1985	231873	<i>Alexandrium</i>
					<i>Alexandrium hiranoi</i>	Kita & Fukuyo, 1988	233440	<i>Alexandrium</i>
					<i>Alexandrium insuetum</i>	Balech, 1985	233443	<i>Alexandrium</i>
					<i>Alexandrium leei</i>	Balech, 1985	109710	<i>Alexandrium</i>
					<i>Alexandrium margalefi</i>	Balech, 1994	233447	<i>Alexandrium</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Alexandrium minutum</i>	Halim, 1960	109711	<i>Alexandrium</i>
					<i>Alexandrium ostenfeldii</i>	(Paulsen) Balech & Tangen, 1985	109712	<i>Alexandrium</i>
					<i>Alexandrium pseudogonyaulax</i>	(Biecheler) Horiguchi ex Kita & Fukuyo, 1992	109713	<i>Alexandrium</i>
					<i>Alexandrium tamarense</i>	(Lebour) Balech, emended U. John	109714	<i>Alexandrium</i>
					<i>Alexandrium tamarense</i> + <i>catenella</i> + <i>tamutum</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Alexandrium</i>
					<i>Alexandrium tamutum</i>	M.Montresor, A.Beran & U.John, 2004	388924	<i>Alexandrium</i>
				<i>Amylax</i>		Meunier, 1910	109518	<i>Amylax</i>
				<i>Amylax triacantha</i>		(Jørgensen) Sourmia, 1984	110007	<i>Amylax</i>
				<i>Amylax triacantha</i> + <i>buxus</i>		– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Amylax</i>
			<i>Gonyaulax</i>			Diesing, 1866	109519	<i>Gonyaulax</i> + <i>Protoцератium</i>
				<i>Gonyaulax spinifera</i>		(Claparède & Lachmann) Diesing, 1866	110041	<i>Gonyaulax</i> + <i>Protoцератium</i>
				<i>Gonyaulax verior</i>		Sourmia, 1973	110045	<i>Gonyaulax</i> + <i>Protoцератium</i>
			<i>Lingulodinium</i>			D. Wall, 1967	231799	<i>Lingulodinium</i>
				<i>Lingulodinium polyedrum</i>		(F.Stein) J.D.Dodge, 1989	233592	<i>Lingulodinium</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
			<i>Protoceratium</i>			Bergh, 1881	109567	<i>Gonyaulax</i> + <i>Protoceratium</i>
					<i>Protoceratium reticulatum</i>	(Claparède & Lachmann) Butschli, 1885	110321	<i>Gonyaulax</i> + <i>Protoceratium</i>
			Ostreopsidaceae	<i>Coolia</i>		Meunier, 1919	109534	<i>Coolia</i>
				Ostreopsis		J.Schmidt, 1901	109524	<i>Ostreopsis</i>
					<i>Ostreopsis ovata</i>	Fukuyo, 1981	110068	<i>Ostreopsis</i>
			Pyrophacaceae			Lindemann, 1928	109436	Pyrophacaceae
				<i>Fragilidium</i>		Balech ex Loeblich III, 1965	109468	<i>Fragilidium</i>
				<i>Pyrophacus</i>		Stein, 1883	109555	<i>Pyrophacus</i>
		Gymnodiniales				Lemmermann, 1910	109392	Gymnodiniaceae
			Gymnodiniaceae			Lankester, 1885	109410	Gymnodiniaceae
				<i>Akashiwo</i>		G.Hansen & Moestrup, 2000	231787	<i>Akashiwo</i>
					<i>Akashiwo sanguinea</i>	(K.Hirasaka) G.Hansen & Ø. Moestrup, 2000	232546	<i>Akashiwo</i>
				<i>Amphidinium</i>		Claparède & Lachmann, 1859	109473	<i>Amphidinium</i>
					<i>Amphidinium carterae</i>	Hulburt, 1957	109723	<i>Amphidinium</i>
					<i>Amphidinium carterae</i> + <i>operculatum</i>	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Amphidinium</i>
					<i>Amphidinium crassum</i>	Lohmann, 1908	109726	<i>Amphidinium</i>
			<i>Cochlodinium</i>			Schütt, 1896	109474	<i>Cochlodinium</i>
					<i>Cochlodinium polykrikoides</i>	Margalef, 1961	232650	<i>Cochlodinium</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
				<i>Gymnodinium</i>		Stein, 1878	109475	Gymnodiniaceae
					<i>Gymnodinium catenatum</i>	H.W.Graham, 1943	109784	Gymnodiniaceae
					<i>Gymnodinium impudicum</i>	(S.Fraga & I.Bravo) G.Hansen & Ø.Moestrup, 2000	232785	Gymnodiniaceae
				<i>Gymnodinium</i> + <i>Gyrodinium</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		Gymnodiniaceae
				<i>Gyrodinium</i>		Kofoïd & Swezy, 1921	109476	Gymnodiniaceae
				<i>Gyrodinium spirale</i>		(Bergh) Kofoïd & Swezy, 1921	109876	Gymnodiniaceae
				<i>Katodinium</i>		Fott, 1857	109477	Katodin
					<i>Katodinium glaucum</i>	(Lebour) Loeblich III, 1965	109885	Katodin
				<i>Lepidodinium</i>		Watanabe, Suda, Inouye, Sawaguchi & Chihara, 1990	231790	<i>Lepidodinium</i>
					<i>Lepidodinium chlorophorum</i>	(M.Elbrächter & E.Schnepf) Gert Hansen, L.Botes & M.de Salas, 2007	345481	<i>Lepidodinium</i>
				<i>Torodinium</i>		Kofoïd & Swezy, 1921	109479	<i>Torodinium</i>
					<i>Torodinium robustum</i>	Kofoïd & Swezy, 1921	109889	<i>Torodinium</i>
			Kareniaceae	<i>Karenia</i>		G.Hansen & Moestrup, 2000	231788	<i>Karenia</i>
					<i>Karenia brevis</i>	(C.C.Davis) G.Hansen & Ø.Moestrup, 2000	233015	<i>Karenia</i>
					<i>Karenia brevis</i> + <i>papilionacea</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Karenia</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Karenia mikimotoi</i>	(Miyake & Kominami ex Oda) G.Hansen & Ø.Moestrup, 2000	233024	<i>Karenia</i>
					<i>Karenia papilionacea</i>	A.J.Haywood & K.A.Steidinger, 2004	246593	<i>Karenia</i>
				<i>Karlodinium</i>		J.Larsen, 2000	231789	<i>Karlodinium</i>
					<i>Karlodinium veneficum</i>	(D.Ballantine) J.Larsen, 2000	233037	<i>Karlodinium</i>
			Polykrikaceae			Kofoïd & Swezy, 1921	109413	Polykrikaceae
				<i>Polykrikos</i>		Bütschli, 1873	109485	<i>Polykrikos</i>
					<i>Polykrikos schwarzii</i>	Bütschli, 1873	109901	<i>Polykrikos</i>
			Warnowiaceae			Lindemann, 1928	109415	Warnowiaceae
				<i>Nematodinium</i>		Kofoïd & Swezy, 1921	109490	<i>Nematodinium</i>
				<i>Warnowia</i>		Lindemann, 1928	109491	<i>Warnowia</i> + <i>Nematodini- um</i> + <i>Nematopsides</i>
				<i>Warnowia</i> + <i>Nematodinium</i> + <i>Nematopsides</i>		- Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Warnowia</i> + <i>Nematodinium</i> + <i>Nematopsides</i>
		Noctilucales				Haeckel, 1894	109393	Noctilucales
			Kofoïdiniaceae	<i>Spatulodinium</i>		J.Cachon & M.Cachon, 1976	109502	<i>Spatulodinium</i>
					<i>Spatulodinium pseudonociluca</i>	(Pouchet) Cachon & Cachon ex Loeblich & Loeblich, 1969	109923	<i>Spatulodinium</i>
			Noctilucaeae			Kent, 1881	109418	Noctilucaeae
				<i>Noctiluca</i>		Suriray, 1836	109500	<i>Noctiluca</i>
					<i>Noctiluca scintillans</i>	(Macartney) Kofoïd & Swezy, 1921	109921	<i>Noctiluca</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
			Protodimifera- ceae	<i>Pronocitiluca</i>		Fabre-Domergue, 1889	109487	<i>Pronocitiluca</i>
		Oxyrrhinales	Oxyrrhinaceae	<i>Oxyrrhis</i>		Dujardin, 1841	109486	<i>Oxyrrhis</i>
				<i>Oxyrrhis marina</i>		Dujardin, 1841	109902	<i>Oxyrrhis</i>
		Peridinales				Haecckel, 1894	109394	Peridinales
				<i>Protoperidinium</i> + <i>Peridinium</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Protoperidinium</i> + <i>Peridinium</i>
				<i>Scrippsiella</i> + <i>Ensiculifera</i> + <i>Pentaparthar-</i> <i>sodinium</i> + <i>Bysmatrum</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Scrippsiella</i> + <i>Ensiculifera</i> + <i>Pentapartharsodinium</i> + <i>Bysmatrum</i>
			Oxytoxaceae			Lindemann, 1928	109432	Oxytoxaceae
				<i>Amphidiniopsis</i>		Woloszynska, 1928	109556	<i>Amphidiniopsis</i>
				<i>Corythodinium</i>		Loeblich Jr. & Loeblich III, 1966	109527	<i>Oxytoxum</i> + <i>Corythodinium</i>
				<i>Oxytoxum</i>		Stein, 1883	109528	<i>Oxytoxum</i> + <i>Corythodinium</i>
				<i>Oxytoxum</i> + <i>Corythodinium</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Oxytoxum</i> + <i>Corythodinium</i>
			Peridiniaceae	<i>Thecadinium</i>		Kofoed & Skogsberg, 1928	109557	<i>Thecadinium</i>
						Ehrenberg, 1831	109433	Protoperidiniaceae + Peridiniaceae
				<i>Kryptoperidinium</i>	<i>Kryptoperidini-</i> <i>nium foliaceum</i>	(F.Stein) Lindemann, 1924	110154	<i>Kryptoperidinium</i>
				<i>Peridinium</i>		Ehrenberg, 1832	109549	<i>Protoperidinium</i> + <i>Peridinium</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
				<i>Ensiculifera</i>		Balech, 1967	231803	<i>Scrippsiella</i> + <i>Ensiculifera</i> + <i>Pentapharsodinium</i> + <i>Bysmatrum</i>
				<i>Scrippsiella</i>		Balech ex A.R.Loeblich III, 1965	109545	<i>Scrippsiella</i> + <i>Ensiculifera</i> + <i>Pentapharsodinium</i> + <i>Bysmatrum</i>
				<i>Adenoides</i>		Balech, 1956	109525	<i>Adenoides</i>
				<i>Peridiniida</i> incertae sedis				
				<i>Archaeoperidini- um</i>	<i>Archaeoperidi- num minutum</i>	(Kofoid) Jörgensen, 1912	624607	<i>Protoperidinium</i> + <i>Peridinium</i>
				<i>Azadinium</i>	<i>Azadinium caudatum</i>	(Halldal) Nézan & Chomérat, 2012	837075	<i>Azadinium</i>
				<i>Heterocapsa</i>		Stein, 1883	109540	<i>Heterocapsa</i>
					<i>Heterocapsa niei</i>	(Loeblich III) Morrill & Loeblich III, 1981	233620	<i>Heterocapsa</i>
					<i>Heterocapsa rotundata</i>	(Lohmann) G.Hansen, 1995	110152	<i>Heterocapsa</i>
					<i>Heterocapsa triquetra</i>	(Ehrenberg) F.Stein, 1883	110153	<i>Heterocapsa</i>
				<i>Vulcanodinium</i>	<i>Vulcanodinium rugosum</i>	Nézan & Chomérat, 2011	624488	<i>Vulcanodinium rugosum</i>
				<i>Podolampadaceae</i>	<i>Blepharocysta</i>	Ehrenberg, 1873	109548	<i>Blepharocysta</i>
				<i>Podolampas</i>		Stein, 1883	109550	<i>Podolampas</i>
				<i>Protoperidiniaceae</i>	<i>Diplopsalis</i>	Bergh, 1881	109515	<i>Diplopsalis</i> + <i>Diplopelta</i> + <i>Diplopsalopsis</i> + <i>Preperidinium</i> + <i>Obilea</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
				<i>Diplopsalis</i> + <i>Diplopella</i> + <i>Diplopsalopsis</i> + <i>Preperidinium</i> + <i>Oblea</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Diplopsalis</i> + <i>Diplopella</i> + <i>Diplopsalopsis</i> + <i>Preperidinium</i> + <i>Oblea</i>
				<i>Diplopsalopsis</i>		Meunier, 1910	109537	<i>Diplopsalis</i> + <i>Diplopella</i> + <i>Diplopsalopsis</i> + <i>Preperidinium</i> + <i>Oblea</i>
				<i>Oblea</i>		Balech ex Loeblich Jr. & Loeblich III, 1966	109542	<i>Diplopsalis</i> + <i>Diplopella</i> + <i>Diplopsalopsis</i> + <i>Preperidinium</i> + <i>Oblea</i>
				<i>Protopteridinium</i>		Bergh, 1882	109553	<i>Protopteridinium</i> + <i>Peridinium</i>
					<i>Protopteridinium</i> <i>bipes</i>	(Paulsen) Balech, 1974	110208	<i>Protopteridinium</i> + <i>Peridinium</i>
					<i>Protopteridinium</i> <i>brevipex</i>	(Paulsen) Balech, 1974	110210	<i>Protopteridinium</i> + <i>Peridinium</i>
					<i>Protopteridinium</i> <i>conicum</i>	(Gran) Balech, 1974	110213	<i>Protopteridinium</i> + <i>Peridinium</i>
					<i>Protopteridinium</i> <i>crassipes</i>	(Kofoid) Balech, 1974	110214	<i>Protopteridinium</i> + <i>Peridinium</i>
					<i>Protopteridinium</i> <i>depressum</i>	(Bailey) Balech, 1974	110217	<i>Protopteridinium</i> + <i>Peridinium</i>
					<i>Protopteridinium</i> <i>diabolum</i>	(Cleve) Balech, 1974	172460	<i>Protopteridinium</i> + <i>Peridinium</i>
					<i>Protopteridinium</i> <i>diabolum</i> + <i>longipes</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Protopteridinium</i> + <i>Peridinium</i>
					<i>Protopteridinium</i> <i>divergens</i>	(Ehrenberg) Balech, 1974	110219	<i>Protopteridinium</i> + <i>Peridinium</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Protoperidinium granii</i>	(Ostenfeld) Balech, 1974	110223	<i>Protoperidinium + Peridinium</i>
					<i>Protoperidinium oblongum</i>	(Aurivillius) Parke & Dodge, 1976	110238	<i>Protoperidinium + Peridinium</i>
					<i>Protoperidinium obtusum</i>	(Karsten) Parke & Dodge, 1976	110239	<i>Protoperidinium + Peridinium</i>
					<i>Protoperidinium pallidum</i>	(Ostenfeld) Balech, 1973	110244	<i>Protoperidinium + Peridinium</i>
					<i>Protoperidinium pentagonum + latissimum</i>	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Protoperidinium + Peridinium</i>
					<i>Protoperidinium punctulatum</i>	(Paulsen) Balech, 1974	110248	<i>Protoperidinium + Peridinium</i>
					<i>Protoperidinium quinquecornu</i>	(Abé) Balech, 1974	233805	<i>Protoperidinium + Peridinium</i>
					<i>Protoperidi- nium steinii</i>	(Jørgensen) Balech, 1974	110257	<i>Protoperidinium + Peridinium</i>
					<i>Protoperidinium steinii + pyriforme</i>	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Protoperidinium + Peridinium</i>
		Proocentrales				Lemmermann, 1910	109396	Proocentrales
			Proocentraceae			Stein, 1883	109442	Proocentraceae
				<i>Mesoporos</i>		Lillick, 1937	109564	<i>Mesoporos</i>
				<i>Prorocentrum</i>		Ehrenberg, 1834	109566	<i>Prorocentrum</i>
					<i>Prorocentrum ballicum + cordatum</i>	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Prorocentrum</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Prorocentrum cordatum</i>	(Ostenfeld) Dodge, 1975	232376	<i>Prorocentrum</i>
					<i>Prorocentrum dentatum</i>	Stein, 1883	110298	<i>Prorocentrum</i>
					<i>Prorocentrum gracile</i>	Schütt, 1895	110300	<i>Prorocentrum</i>
					<i>Prorocentrum lima</i>	(Ehrenberg) F.Stein, 1878	110301	<i>Prorocentrum</i>
					<i>Prorocentrum mexicanum</i>	Osorio-Tafall, 1942	231885	<i>Prorocentrum</i>
					<i>Prorocentrum mexicanum + rhathynum</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Prorocentrum</i>
					<i>Prorocentrum micans</i>	Ehrenberg, 1834	110303	<i>Prorocentrum</i>
					<i>Prorocentrum micans + arcuatum + gibbosum</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Prorocentrum</i>
					<i>Prorocentrum tristinum</i>	J.Schiller, 1918	110316	<i>Prorocentrum</i>
		Pyrocystales	Pyrocystaceae	<i>Dissodinium + Pyrocystis</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Dissodinium + Pyrocystis</i>
				<i>Pyrocystis</i>		J.Murray ex Haeckel, 1890	109571	<i>Dissodinium + Pyrocystis</i>
Chromista/ Ochrophyta	Bacillariophy- ceae			<i>Navicula + Fallacia + Haslea + Lyrella + Petronis</i>		Haeckel, 1878	148899	Bacillariophyceae
						– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Navicula + Fallacia + Haslea + Lyrella + Petronis</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
	Achnanthales		Achnanthaceae			Kützinger, 1844	149190	Achnanthaceae
			<i>Achnanthes</i>			Bory de Saint-Vincent, 1822	149191	<i>Achnanthes</i>
					<i>Achnanthes brevipes</i>	C. Agardh, 1824	149387	<i>Achnanthes</i>
			Cocconeidaceae	<i>Cocconeis</i>		Ehrenberg, 1837	148989	<i>Cocconeis</i>
	Bacillariales		Bacillariaceae			Ehrenberg, 1831	149002	Bacillariaceae
				<i>Bacillaria</i>		J.F. Gmelin, 1791	149148	<i>Bacillaria</i>
				<i>Bacillaria paxillifera</i>		(O.F. Müller) T. Marsson, 1901	558243	<i>Bacillaria</i>
				Cylindrotheca		Rabenhorst, 1859	149003	<i>Cylindrotheca</i> + <i>Ceratonopsis</i> + <i>Nitzschia</i> + <i>Hantzschia</i>
					<i>Cylindrotheca closterium</i>	(Ehrenberg) Reimann & J.C. Lewin, 1964	149004	<i>Cylindrotheca</i> + <i>Ceratonopsis</i> + <i>Nitzschia</i> + <i>Hantzschia</i>
					<i>Cylindrotheca gracilis</i>	(Brébisson ex Kützinger) Grunow, 1882	149570	<i>Cylindrotheca</i> + <i>Ceratonopsis</i> + <i>Nitzschia</i> + <i>Hantzschia</i>
				<i>Hantzschia</i>		Grunow, 1877	149571	<i>Cylindrotheca</i> + <i>Ceratonopsis</i> + <i>Nitzschia</i> + <i>Hantzschia</i>
				<i>Nitzschia</i>		Hassall, 1845	149045	<i>Cylindrotheca</i> + <i>Ceratonopsis</i> + <i>Nitzschia</i> + <i>Hantzschia</i>
					<i>Nitzschia longissima</i>	(Brébisson) Ralfs, 1861	149150	<i>Cylindrotheca</i> + <i>Ceratonopsis</i> + <i>Nitzschia</i> + <i>Hantzschia</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
				<i>Nitzschia</i> + <i>Hantzschia</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Cylindrotheca</i> + <i>Ceratoneis</i> + <i>Nitzschia</i> + <i>Hantzschia</i>
				<i>Pseudo-nitzschia</i>		H. Peragallo, 1900	149151	<i>Pseudo-nitzschia</i>
				<i>Pseudo-nitzschia</i> <i>americana</i>		(Hasle) Fryxell, 1993	478556	<i>Pseudo-nitzschia</i>
				<i>Pseudo-nitzschia</i> <i>australis</i>		Frenguelli, 1939	246604	<i>Pseudo-nitzschia</i>
				<i>Pseudo-nitzschia</i> <i>delicatissima</i>		(Cleve) Heiden, 1928	149153	<i>Pseudo-nitzschia</i>
				<i>Pseudo-nitzschia</i> <i>fraudulenta</i>		(Cleve) Hasle, 1993	246606	<i>Pseudo-nitzschia</i>
				<i>Pseudo-nitzschia</i> <i>multistriata</i>		(Takano) Takano, 1995	246608	<i>Pseudo-nitzschia</i>
				<i>Pseudo-nitzschia</i> <i>pseudodelicatissima</i>		(Hasle) Hasle, 1993	156548	<i>Pseudo-nitzschia</i>
				<i>Pseudo-nitzschia</i> <i>pungens</i>		(Grunow ex Cleve) G.R. Hasle, 1993	160528	<i>Pseudo-nitzschia</i>
				<i>Pseudo-nitzschia</i> <i>seriata</i>		(Cleve) H. Peragallo, 1899	149152	<i>Pseudo-nitzschia</i>
				<i>Pseudo-nitzschia</i> <i>subpaeifica</i>		(Hasle) Hasle, 1993	418222	<i>Pseudo-nitzschia</i>
				<i>Pseudo-nitzschia</i> , complexe <i>americana</i> (<i>americana</i> + <i>brasiliiana</i>)		– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Pseudo-nitzschia</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Pseudo-nitzschia</i> , complexe <i>delicatissima</i> , groupe des fines (<i>calliantha</i> + <i>delicatissima</i> + <i>pseudodelicatissima</i> + <i>subcurvata</i>)	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Pseudo-nitzschia</i>
					<i>Pseudo-nitzschia</i> , complexe <i>seriata</i> , groupe des effilées (<i>multiseriata</i> + <i>pungens</i>)	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		
					<i>Pseudo-nitzschia</i> , complexe <i>seriata</i> , groupe des larges (<i>australis</i> + <i>fraudulenta</i> + <i>seriata</i> + <i>subpacificata</i>)	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		
					<i>Pseudo-nitzschia</i> , groupe des larges asymétriques (<i>australis</i> + <i>seriata</i> + <i>subpacificata</i>)	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Pseudo-nitzschia</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Pseudo- nitzschia</i> , groupe des larges symétriques (<i>fraudulenta</i>)	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Pseudo-nitzschia</i>
					<i>Pseudo- nitzschia</i> , groupe des sigmoïdes (<i>multistriata</i>)	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Pseudo-nitzschia</i>
			Cymbellales	Cymbellaceae		Greville, 1833	149537	Cymbellaceae
				<i>Cymbella</i>		C.Agardh, 1830	149538	Cymbellaceae
				Gomphonema- taceae	<i>Gomphonema</i>	Ehrenberg, 1832	149553	<i>Gomphonema</i> + <i>Gomphonopsis</i>
					<i>Gomphonema</i> + <i>Gomphonopsis</i>	– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Gomphonema</i> + <i>Gomphonopsis</i>
		Lyrellales	Lyrellaceae	<i>Lyrella</i>		Karajeva, 1978	180390	<i>Navicula</i> + <i>Fallacia</i> + <i>Haslea</i> + <i>Lyrella</i> + <i>Petronopsis</i>
						Bessey, 1907 sensu emend.	149015	Naviculales
				Amphipleura- ceae	<i>Amphiprora</i>	Ehrenberg, 1843	149140	<i>Amphiprora</i>
			Diploneidaceae	<i>Diploneis</i>		Ehrenberg ex Cleve, 1894	149018	<i>Diploneis</i>
						Kützing, 1844	149031	<i>Navicula</i> + <i>Fallacia</i> + <i>Haslea</i> + <i>Lyrella</i> + <i>Petronopsis</i>
						Simonsen, 1974	149210	<i>Navicula</i> + <i>Fallacia</i> + <i>Haslea</i> + <i>Lyrella</i> + <i>Petronopsis</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Haslea ostrearia</i>	(Gaillon) Simonsen, 1974	149211	<i>Navicula</i> + <i>Fallacia</i> + <i>Haslea</i> + <i>Lyrella</i> + <i>Petronéis</i>
					<i>Haslea wawrikae</i>	(Husedt) Simonsen, 1974	248063	<i>Navicula</i> + <i>Fallacia</i> + <i>Haslea</i> + <i>Lyrella</i> + <i>Petronéis</i>
				<i>Meuniera</i>		P.C.Silva, 1996	149144	<i>Meuniera</i>
					<i>Meuniera membranacea</i>	(Cleve) P.C.Silva, 1996	149145	<i>Meuniera</i>
				<i>Navicula</i>		Bory de Saint-Vincent, 1822	149142	<i>Navicula</i> + <i>Fallacia</i> + <i>Haslea</i> + <i>Lyrella</i> + <i>Petronéis</i>
					<i>Navicula gregaria</i>	Donkin, 1861	172799	<i>Navicula</i> + <i>Fallacia</i> + <i>Haslea</i> + <i>Lyrella</i> + <i>Petronéis</i>
					<i>Navicula gregaria</i> + <i>cryptocephala</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Navicula</i> + <i>Fallacia</i> + <i>Haslea</i> + <i>Lyrella</i> + <i>Petronéis</i>
					<i>Navicula pelagica</i>	Cleve, 1896	172836	<i>Navicula</i> + <i>Fallacia</i> + <i>Haslea</i> + <i>Lyrella</i> + <i>Petronéis</i>
				<i>Trachyneis</i>		P.T.Cleve, 1894	149146	<i>Trachyneis</i>
			<i>Pinnulariaceae</i>	<i>Pinnularia</i>		Ehrenberg, 1843	149208	<i>Pinnularia</i>
			<i>Pleurosigma-taceae</i>	<i>Donkinia</i>		Ralfs, 1861	149510	<i>Donkinia</i>
				<i>Gyrosigma</i>		Hassall, 1845	149033	<i>Pleurosigma</i> + <i>Gyrosigma</i>
					<i>Gyrosigma fasciola</i>	(Ehrenberg) J.W.Griffith & Henfrey, 1856	149494	<i>Pleurosigma</i> + <i>Gyrosigma</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
				<i>Pleurosigma</i>		W.Smith, 1852	149181	<i>Pleurosigma</i> + <i>Gyrosigma</i>
				<i>Pleurosigma</i> + <i>Gyrosigma</i>		- Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Pleurosigma</i> + <i>Gyrosigma</i>
				<i>Toxonidea</i>		Donkin, 1858	149512	<i>Toxonidea</i>
			Stauroneidaceae	<i>Stauroneis</i>		Ehrenberg, 1843	149077	<i>Stauroneis</i>
			Plagiotropida- ceae			D.G.Mann	149515	Plagiotropidaceae
				<i>Plagiolemma</i>		T.B.B.Paddock, 1988	601957	<i>Plagiolemma</i>
					<i>Plagiolemma</i> sp. nov.	- en cours de description		<i>Plagiolemma</i>
				<i>Plagiotropis</i>		Pfitzer, 1871	149516	<i>Plagiotropis</i>
		Surirellales	Entomoneida- ceae			Reimer, 1975	149659	Entomoneidaceae
				<i>Entomoneis</i>		Ehrenberg, 1845	156598	<i>Entomoneis</i>
			Surirellaceae			Kützing, 1844	149006	Surirellaceae
				<i>Surirella</i>		Turpin, 1828	149084	<i>Surirella</i>
		Thalassiophy- sales	Catenulaceae	<i>Amphora</i>		Ehrenberg ex Kützing, 1844	149200	<i>Amphora</i>
		Rhaphoneidales	Rhaphoneida- ceae	<i>Delphineis</i>		G.W.Andrews, 1977	149179	<i>Rhaphoneis</i> + <i>Delphineis</i>
				<i>Rhaphoneis</i>		Ehrenberg, 1844	149065	<i>Rhaphoneis</i> + <i>Delphineis</i>
				<i>Rhaphoneis</i> + <i>Delphineis</i>		- Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Rhaphoneis</i> + <i>Delphineis</i>
						Round & Crawford, 1990	148971	Coscinodiscophyceae
	Bacillario- phyceae - Sous-classe Coscinodisco- phycidae							

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique	
Bacillariophy- ceae		Anaulales	Anaulaceae	<i>Lauderia</i> + <i>Schroederella</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Lauderia</i> + <i>Schroederella</i>	
				<i>Eunotogramma</i>		J.F.Weisse, 1855	160527	<i>Eunotogramma</i>	
				<i>Biddulphia</i>	Biddulphiaceae	Kützing, 1844	148966	Biddulphiaceae	
					S.F.Gray, 1821	148967	<i>Biddulphia</i> + <i>Odontella</i> + <i>Trigonium</i> + <i>Trieres</i>		
						(Ehrenberg) W.Smith, 1854	149324	<i>Biddulphia</i> + <i>Odontella</i> + <i>Trigonium</i> + <i>Trieres</i>	
						(J.W.Bailey) A.Mann, 1907	699394	<i>Biddulphia</i> + <i>Odontella</i> + <i>Trigonium</i> + <i>Trieres</i>	
		Hemiaulales			Belleracheaceae	<i>Bellerocha</i>		Van Heurck, 1885	149305
			<i>Cerataulina</i>				H.Peragallo ex Schütt, 1896	149236	<i>Cerataulina</i>
				<i>Cerataulina pelagica</i>		(Cleve) Hendey, 1937	149619	<i>Cerataulina</i>	
				<i>Eucampia</i>		Ehrenberg, 1839	149130	<i>Eucampia</i> + <i>Climacodium</i>	
					<i>Eucampia zodiacus</i>	Ehrenberg, 1839	149131	<i>Eucampia</i> + <i>Climacodium</i>	
				<i>Eucampia</i> + <i>Climacodium</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Eucampia</i> + <i>Climacodium</i>	
				<i>Hemiaulus</i>		Heiberg, 1863	163248	<i>Hemiaulus</i>	
					<i>Hemiaulus membranaceus</i>	Cleve	418540	<i>Hemiaulus</i>	
					<i>Hemiaulus sinensis</i>	Greville	163250	<i>Hemiaulus</i>	
Triceratales		Plagiogramma- ceae	<i>Plagiogramma</i>		Greville, 1859	149314	<i>Cymatosiraceae</i> + <i>Plagiogrammacae</i>		

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
			Triceratiaceae	<i>Odontella</i>		(Schütt) Lemmermann, 1899	149049	Triceratiaceae
						C.Agardh, 1832	148963	<i>Biddulphia</i> + <i>Odontella</i> + <i>Trigonium</i> + <i>Trieres</i>
					<i>Odontella aurita</i>	(Lyngbye) C.Agardh, 1832	149050	<i>Biddulphia</i> + <i>Odontella</i> + <i>Trigonium</i> + <i>Trieres</i>
					<i>Odontella granulata</i>	(Roper) R.Ross, 1986	149156	<i>Biddulphia</i> + <i>Odontella</i> + <i>Trigonium</i> + <i>Trieres</i>
					<i>Odontella mobilensis</i>	(J.W.Bailey) Grunow, 1884	164116	<i>Biddulphia</i> + <i>Odontella</i> + <i>Trigonium</i> + <i>Trieres</i>
					<i>Odontella regia</i>	(Schultze) Simonsen, 1974	149094	<i>Biddulphia</i> + <i>Odontella</i> + <i>Trigonium</i> + <i>Trieres</i>
					<i>Odontella sinensis</i>	(Greville) Grunow, 1884	149095	<i>Biddulphia</i> + <i>Odontella</i> + <i>Trigonium</i> + <i>Trieres</i>
				<i>Triceratium</i>		Ehrenberg, 1839	149154	<i>Triceratium</i>
					<i>Triceratium javus</i>	Ehrenberg, 1839	149170	<i>Triceratium</i>
				<i>Trieres</i>	<i>Trieres mobilensis</i>	(J.W.Bailey) Ashworth & Theriot, 2013	839991	<i>Biddulphia</i> + <i>Odontella</i> + <i>Trigonium</i> + <i>Trieres</i>
			Chaetocero- tanae incertae sedis	<i>Attheya</i>		T.West, 1860	160519	<i>Attheya</i>
					<i>Attheya armata</i>	(T.West) R.M.Crawford, 1994	394840	<i>Attheya</i>
						Ralfs, 1861	148984	Chaetocerotaceae
			Chaetocero- tanae	<i>Bacteriastrium</i>		Shadbolt, 1854	149118	<i>Bacteriastrium</i>
				<i>Chaetoceros</i>		Ehrenberg, 1844	148985	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros affinis</i>	Lauder, 1864	149241	<i>Chaetoceros</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Chaetoceros anastomosans</i>	Grunow, 1882	149292	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros compressus</i>	Lauder, 1864	149129	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros curvisetus</i>	Cleve, 1889	149221	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros curvisetus</i> + <i>debilis</i> + <i>pseudocurvisetus</i>	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros danicus</i>	Cleve, 1889	149120	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros debilis</i>	Cleve, 1894	149219	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros decipiens</i>	Cleve, 1873	149126	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros decipiens</i> + <i>lorenzianus</i>	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros densus</i>	(Cleve) Cleve, 1899	149121	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros densus</i> + <i>castracanei</i>	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros diadema</i>	(Ehrenberg) Gran, 1897	149128	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros didymus</i>	Ehrenberg, 1845	149122	<i>Chaetoceros</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Chaetoceros didymus</i> + <i>protuberans</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros diversus</i>	Cleve, 1873	157431	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros fragilis</i>	Meunier, 1910	149173	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros fragilis</i> + <i>wighamii</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	Grunow, 1863	156617	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros peruvianus</i>	Brightwell, 1856	178185	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros protuberans</i>	H.S.Lauder, 1864	163055	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros pseudocurvisetus</i>	Mangin, 1910	178229	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros rostratus</i>	Lauder, 1864	178201	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros socialis</i>	H.S.Lauder, 1864	149123	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros socialis f. radians</i>	(F.Schütt) A.I.Proshkina- Lavrenko, 1963	163126	<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros socialis</i> + <i>socialis f. radians</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Chaetoceros</i>
					<i>Chaetoceros subtilis</i>	Cleve, 1896	156621	<i>Chaetoceros</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Chaetoceros wighamii</i>	Brightwell, 1856	160524	<i>Chaetoceros</i>
		Leptocylindrales	Leptocylindraceae			Lebour, 1930	149037	Leptocylindraceae
				<i>Leptocylindrus</i>		Cleve, 1889	149038	<i>Leptocylindrus</i>
					<i>Leptocylindrus danicus</i>	Cleve, 1889	149106	<i>Leptocylindrus</i>
					<i>Leptocylindrus danicus</i> + <i>curvatus</i>	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Leptocylindrus</i>
					<i>Leptocylindrus mediterraneus</i>	(H.Peragallo) Hasle, 1975	149230	<i>Leptocylindrus</i>
					<i>Leptocylindrus minimus</i>	Gran, 1915	149039	<i>Leptocylindrus</i>
		Corethrales	Corethraceae	<i>Corethron</i>		Castracane, 1886	149109	<i>Corethron</i>
					<i>Corethron pennatum</i>	(Grunow) Ostenfeld, 1909	341496	<i>Corethron</i>
		Asterolamprales	Asterolampraceae			Smith, 1872	162251	Asterolampraceae
				<i>Asteromphalus</i>		Ehrenberg, 1844	162254	<i>Asteromphalus</i>
		Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira</i>		Thwaites, 1848	148959	<i>Aulacoseira</i>
		Coscinodiscales	Aulacodiscaceae	<i>Aulacodiscus</i>		C.G.Ehrenberg, 1844	149279	<i>Aulacodiscus</i>
			Coscinodiscaeae			Kützinger, 1844	148916	Coscinodiscaceae
				<i>Coscinodiscus</i>		Ehrenberg, 1839	148917	<i>Coscinodiscus</i> + <i>Stellarima</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Coscinodiscus asteromphalus + oculus-iridis + perforatus</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Coscinodiscus + Stellarima</i>
					<i>Coscinodiscus granii</i>	Gough, 1905	149271	<i>Coscinodiscus + Stellarima</i>
					<i>Coscinodiscus oculus-iridis</i>	(Ehrenberg) Ehrenberg, 1840	341484	<i>Coscinodiscus + Stellarima</i>
					<i>Coscinodiscus radiatus + marginatus</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Coscinodiscus + Stellarima</i>
					<i>Coscinodiscus waitesii</i>	Gran & Angst, 1931	156632	<i>Coscinodiscus + Stellarima</i>
				<i>Coscinodiscus + Stellarima</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Coscinodiscus + Stellarima</i>
			Heliopeltaceae			H.L.Smith, 1872	148946	Heliopeltaceae
				<i>Actinopychus</i>		Ehrenberg, 1843	148947	<i>Actinopychus</i>
				<i>Actinopychus senarius</i>		(Ehrenberg) Ehrenberg, 1843	148948	<i>Actinopychus</i>
				<i>Actinopychus senarius + campanulifer</i>		– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Actinopychus</i>
			Hemidiscaceae			Hendey, 1937 emend Simonsen, 1975	148943	Hemidiscaceae
				<i>Actinocyclus</i>		Ehrenberg, 1837	148944	<i>Actinocyclus</i>
		Melosirales	Hyalodiscaceae	<i>Podosira</i>		Ehrenberg, 1840	149059	<i>Podosira + Hyalodiscus</i>
				<i>Podosira stelligera</i>		(J.W.Bailey) A.Mann, 1907	149060	<i>Podosira + Hyalodiscus</i>
				<i>Podosira + Hyalodiscus</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Podosira + Hyalodiscus</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique	
	Melosiraceae		Melosira	Melosira moniliformis	C.Agardh, 1824 (O.F.Müller) C.Agardh, 1824	Kützing, 1844, sensu emend.	149041	Lauderiaceae + Melosiraceae + Paraliaceae	
							149042	Melosira	
							418547	Melosira	
							149044	Melosira	
		Stephanopyxideae	Stephanopyxis	Schroederella	Pavillard, 1913 (Ehrenberg) Ehrenberg, 1845	C.Agardh, 1824	C.Agardh, 1824	149044	Melosira
								149161	Lauderia + Schroederella
		Paraliales	Paraliaceae	Paralia	Paralia sulcata	Heiberg, 1863 (Ehrenberg) Cleve, 1873	Hasle, von Stosch & Syvertsen, 1983	149054	Paralia
								149055	Paralia
		Cymatosirales	Cymatosiraceae	Brockmanniella	Brockmanniella brockmannii	(Hustedt) Hasle, Stosch & Syvertsen, 1983	Grunow ex Van Heurck, 1885 (A.Schmidt) Grunow ex Van Heurck, 1885	149136	Cymatosiraceae + Plagiogrammaceae
								149137	Cymatosiraceae + Plagiogrammaceae
149356	Campylosira								
149357	Campylosira								
		Minutocellus	Hasle, Stosch & Syvertsen, 1983	Hasle, von Stosch & Syvertsen, 1983	450619	450619	Minutocellus		
						149056	Plagiogrammopsis		

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Plagio- graminopsis vanheurckii</i>	(Grunow) Hasle, von Stosch & Syvertsen, 1983	149057	<i>Plagiogrammopsis</i>
		Lithodesmiales	Lithodesmia- ceae			Round, 1990	149021	Lithodesmiaceae
				<i>Diylum</i>		J.W.Bailey, 1861	149022	<i>Diylum</i>
					<i>Diylum brightwellii</i>	(T.West) Grunow, 1885	149023	<i>Diylum</i>
					<i>Diylum sol</i>	Cleve, 1900	659627	<i>Diylum</i>
				<i>Helicotheca</i>		Ricard, 1987	157438	<i>Helicotheca</i>
					<i>Helicotheca tamesis</i>	(Shrubsole) M.Ricard, 1987	157440	<i>Helicotheca</i>
				<i>Lithodesmium</i>		Ehrenberg, 1839	149321	<i>Lithodesmium</i>
					<i>Lithodesmium undulatum</i>	Ehrenberg, 1839	149322	<i>Lithodesmium</i>
		Rhizosoleniales	Rhizosolenia- ceae			De Toni, 1890	149068	Rhizosoleniaceae
				<i>Dactylosolen</i>		Castracane, 1886	149309	<i>Dactylosolen</i>
					<i>Dactylosolen fragilissimus</i>	(Bergon) Hasle, 1996	149310	<i>Dactylosolen</i>
				<i>Guinardia</i>		H.Peragallo, 1892	149111	<i>Guinardia</i>
					<i>Guinardia delicatula</i>	(Cleve) Hasle, 1997	149112	<i>Guinardia</i>
					<i>Guinardia flaccida</i>	(Castracane) H.Peragallo, 1892	149132	<i>Guinardia</i>
					<i>Guinardia striata</i>	(Stolterfoth) Hasle, 1996	149113	<i>Guinardia</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
				<i>Neocalyptrella</i>	<i>Neocalyptrella robusta</i>	(G.Norman ex Ralfs) Hernández-Becerril & Meave del Castillo, 1997	345491	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>
				<i>Proboscia</i>		Sundström, 1986	149167	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>
					<i>Proboscia alata</i>	(Brightwell) Sundström, 1986	149168	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>
					<i>Proboscia indica</i>	(H.Peragallo) Hernández- Becerril, 1995	345513	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>
					<i>Proboscia truncata</i>	(G.Karsten) Nöthig & Ligowski, 1991	248181	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>
				<i>Pseudosolenia</i>	<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>	(Schultze) B.G.Sundström, 1986	163344	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>
				<i>Rhizosolenia</i>		Brightwell, 1858	149069	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>
					<i>Rhizosolenia hebetata</i>	J.W.Bailey, 1856	149070	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>
					<i>Rhizosolenia imbricata</i>	Brightwell, 1858	149116	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>
					<i>Rhizosolenia imbricata</i> + <i>styliformis</i>	- Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Rhizosolenia setigera</i>	Brightwell, 1858	149115	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>
					<i>Rhizosolenia setigera</i> f. <i>pungens</i>	(Cleve-Euler) Brunel, 1962	547544	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>
					<i>Rhizosolenia setigera</i> + <i>seti- gera</i> f. <i>pungens</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>
					<i>Rhizosolenia styliformis</i>	T. Brightwell, 1858	149629	<i>Neocalyptrella</i> + <i>Proboscia</i> + <i>Rhizosolenia</i>
		Thalassiosirales	Lauderiaceae	<i>Lauderia</i>		Cleve, 1873	149134	<i>Lauderia</i> + <i>Schroederella</i>
					<i>Lauderia annulata</i>	Cleve, 1873	149135	<i>Lauderia</i> + <i>Schroederella</i>
			Skeletonemaceae	<i>Detonula</i>		F. Schütt ex De Toni, 1894	149285	<i>Detonula</i>
					<i>Detonula pumila</i>	(Castracane) Gran, 1900	149647	<i>Detonula</i>
				<i>Skeletonema</i>		Greville, 1865	149073	<i>Skeletonema</i>
					<i>Skeletonema costatum</i>	(Greville) Cleve, 1873	149074	<i>Skeletonema</i>
		Stephanodisceae		<i>Cyclotella</i>		(Kützing) Brébisson, 1838	148905	<i>Cyclotella</i>
		Thalassiosiraceae				Lebour, 1930	148904	Thalassiosiraceae
				<i>Porosira</i>		Jørgensen, 1905	148980	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
				<i>Thalassiosira</i>		Cleve, 1873	148912	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
					<i>Thalassiosira angulata</i>	(W. Gregory) Hasle, 1978	148913	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
					<i>Thalassiosira anguste-lineata</i>	(A.Schmidt) G.Fryxell & Hasle, 1977	148914	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
					<i>Thalassiosira antarctica</i>	Comber, 1896	149099	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
					<i>Thalassiosira eccentrica</i>	(Ehrenberg) Cleve, 1903	148922	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
					<i>Thalassiosira gravida</i>	Cleve, 1896	149102	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
					<i>Thalassiosira levanderi</i>	van Goor, 1924	149308	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
					<i>Thalassiosira levanderi</i> + <i>minima</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
					<i>Thalassiosira minima</i>	Gaarder, 1951	148925	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
					<i>Thalassiosira nordenskioeldii</i>	Cleve, 1873	148931	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
					<i>Thalassiosira punctigera</i>	(Castracane) Hasle, 1983	148936	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
					<i>Thalassiosira rotula</i>	Meunier, 1910	148942	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
					<i>Thalassiosira rotula</i> + <i>gravida</i>	– Groupe d'espèces : cf. citations des espèces		<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
					<i>Thalassiosira subtilis</i>	(Ostenfeld) Gran, 1900	149101	<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
				<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Thalassiosira</i> + <i>Porosira</i>
				<i>Synedra</i> + <i>Toxarium</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Synedra</i> + <i>Toxarium</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APIHA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
		Climacosphe- niales	Climacosphe- niaceae	<i>Climacosphenia</i>		Ehrenberg, 1841	248081	<i>Climacosphenia</i>
		Fragilariiales	Fragilariaceae			Greville, 1833	148952	Fragilariaceae + Toxariaceae
				<i>Asterionella</i>		Hassall, 1850	148953	<i>Asterionella</i> + <i>Asterio- nellopsis</i> + <i>Asteroplanus</i>
				<i>Asterionella</i> + <i>Asterionellopsis</i> + <i>Asteroplanus</i>	<i>Asterionella formosa</i>	Hassall, 1850	148954	<i>Asterionella</i> + <i>Asterio- nellopsis</i> + <i>Asteroplanus</i>
				<i>Asterionellopsis</i>		- Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Asterionella</i> + <i>Asterionellopsis</i> + <i>Asteroplanus</i>
						Round, 1990	149138	<i>Asterionella</i> + <i>Asterio- nellopsis</i> + <i>Asteroplanus</i>
					<i>Asterionellopsis glacialis</i>	(Castracane) Round, 1990	149139	<i>Asterionella</i> + <i>Asterio- nellopsis</i> + <i>Asteroplanus</i>
				<i>Asteroplanus</i>	<i>Asteroplanus kartanuis</i>	(Grunow) C.Gardner & R.M.Crawford, 1997	251745	<i>Asterionella</i> + <i>Asterio- nellopsis</i> + <i>Asteroplanus</i>
				<i>Diatoma</i>		Bory de Saint-Vincent, 1824	149013	<i>Diatoma</i> + <i>Fragilaria</i>
				<i>Fragilaria</i>		Lyngbye, 1819	149028	<i>Diatoma</i> + <i>Fragilaria</i>
				<i>Synedra</i>		Ehrenberg, 1830	149186	<i>Synedra</i> + <i>Toxarium</i>
		Licmophorales	Licmophoraceae	<i>Licmophora</i>		C.Agardh, 1827	149342	<i>Licmophora</i>
		Rhabdonema- tales	Rhabdonema- taceae	<i>Rhabdonema</i>		Kützinger, 1844	157072	<i>Rhabdonema</i>
		Striatellales	Striatellaceae	<i>Grammatophora</i>		Ehrenberg, 1840	149335	<i>Grammatophora</i>
				<i>Grammato- phora oceanica</i>		Ehrenberg, 1840	149339	<i>Grammatophora</i>
				<i>Grammato- phora serpentina</i>		Ehrenberg, 1844	149340	<i>Grammatophora</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
				<i>Striatella</i>		C.Agardh, 1832	149176	<i>Striatella</i>
					<i>Striatella unipunctata</i>	(Lyngbye) C.Agardh, 1832	149177	<i>Striatella</i>
		Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria</i>		Ehrenberg ex Kützting, 1844	149333	<i>Tabellaria</i>
		Thalassionematales	Thalassionemataceae	<i>Thalassionema</i>		Grunow ex Mereschkowsky, 1902	149092	<i>Thalassionema</i> + <i>Thalassiothrix</i> + <i>Lioloma</i>
					<i>Thalassionema nitzschoides</i>	(Grunow) Mereschkowsky, 1902	149093	<i>Thalassionema</i> + <i>Thalassiothrix</i> + <i>Lioloma</i>
				<i>Thalassionema</i> + <i>Thalassiothrix</i> + <i>Lioloma</i>		– Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Thalassionema</i> + <i>Thalassiothrix</i> + <i>Lioloma</i>
				<i>Thalassiothrix</i>		Cleve & Grunow, 1880	157081	<i>Thalassionema</i> + <i>Thalassiothrix</i> + <i>Lioloma</i>
	Centriques							Centriques
	Khakista incertae sedis			<i>Mediopyxis</i>	<i>Mediopyxis helysia</i>	Kühn, Hargreaves & Halliger, 2006	345485	<i>Mediopyxis</i>
	Pennées							Pennées
	Chrysophyceae							
		Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon</i>		Ehrenberg, 1834	157240	<i>Dinobryon</i>
	Dictyochophyceae					P.C.Silva, 1980	146232	Dictyochophyceae
		Dictyochales				Haeckel, 1894	157256	Dictyochales
			Dictyochaceae			Lemmermann, 1901	157257	Dictyochaceae
				<i>Dictyocha</i>		Ehrenberg, 1837	157258	<i>Dictyocha</i>

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou – Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique			
		Pedinellales	Pedinellaceae	<i>Apedinella</i>	<i>Dictyocha fibula</i>	Ehrenberg, 1839	157463	<i>Dictyocha</i>			
					<i>Dictyocha speculum</i>	Ehrenberg, 1839	157260	<i>Dictyocha</i>			
						Zimmermann, Moestrup & Hållfors, 1984	160597	Pedinellales			
					<i>Apedinella radians</i>	(Lohmann) Campbell, 1973	248097	<i>Apedinella</i>			
					<i>Pseudopedinella</i>	N.Carter, 1937	160599	<i>Pseudopedinella</i>			
			Raphidophyceae		Chattonellales	Chattonellaceae	<i>Chattonella</i>		M.Chade faud ex P.C.Silva, 1980	160581	Raphidophyceae
									J.Thronsen	160582	Chattonellales
									B.Biecheler, 1936	233776	<i>Chattonella</i>
									S.Toriumi & H.Takano, 1973	233759	<i>Fibrocapsa</i>
									S.Toriumi & H.Takano, 1973	233761	<i>Fibrocapsa</i>
Plantae/ Charophyta			<i>Heterosigma</i>	<i>Heterosigma</i>		Y.Hada ex Y.Hara & M.Chihara, 1987	160584	<i>Heterosigma</i>			
					<i>Heterosigma akashiwo</i>	(Y.Hada) Y.Hada ex Y.Hara & M.Chihara, 1987	160585	<i>Heterosigma</i>			
					<i>Olisthodiscus</i>	N.Carter, 1937	233763	<i>Olisthodiscus</i>			
					Closterium	Nitzsch ex Ralfs, 1848	162725	<i>Closterium</i>			
					Desmidiaceae		<i>Cosmarium</i>	Corda ex Ralfs, 1848	478557	<i>Cosmarium</i>	
			<i>Staurastrum</i>	Meyen ex Ralfs, 1848			162728	<i>Staurastrum</i>			
			Chlorophyceae					Wille, 1884	802	Chlorophyceae	
								Meyen, 1829	160561	<i>Pediastrum</i>	
			Sphaeropleales		Hydrodictyaceae	<i>Pediastrum</i>					

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
Prasinophyceae			Scenedesmaceae	<i>Scenedesmus</i>		Meyen, 1829	160602	<i>Scenedesmus</i>
			Selenastraceae	<i>Ankistrodesmus</i>		Corda, 1838	163489	<i>Ankistrodesmus</i>
				<i>Selenastrum</i>		Reinsch, 1867	572081	<i>Selenastrum</i>
						T.Christensen ex Ø.Moestrup & J.Thronsdien, 1988	17329	Prasinophyceae
				<i>Pachysphaera</i> + <i>Pterosperma</i>		- Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Pachysphaera</i> + <i>Pterosperma</i>
		Chlorodendrales				Melkonian, 1990	17666	Chlorodendrales
						- Groupe de genres : cf. citations des genres		<i>Tetraselmis</i> + <i>Prasinocladus</i>
		Pyramimonadales				K.J.F.Schmitz, 1878	134528	<i>Halosphaera</i>
						Schmarda, 1849	134529	<i>Pyramimonas</i>
Trebouxiophyceae		Chlorellales	Chlorellaceae			L. Van Meel, 1969	160513	<i>Pyramimonas longicauda</i>
						Lagerheim, 1882	160542	<i>Actinastrum</i>
Protozoa/ Euglenozoa		Trebouxiophyceae ordo incertae sedis	Trebouxiophyceae ordo incertae sedis			Morren, 1830	178617	<i>Crucigenia</i>
								Protoctista
							582177	Euglenida + Eutreptiida
							582200	Euglenida + Eutreptiida
							21001	Euglenida + Eutreptiida

Règne/ Embranchement (+ sous ou infra-embr.)	Classe (+ sous-classe)	Ordre (+ sous-ordre)	Famille	Genre ou groupe de genres	Espèce ou groupe d'espèces (+ forme)	« Citation ou - Remarque »	APHIA_ID (Identif. WoRMS)	Unité taxinomique
Protozoa/ Choanozoa - Sous-embr. Choanofila	Eubriophyceae	Ebriales	Eubriaceae	<i>Euglena</i>		Ehrenberg, 1830	8012	Euglenida + Eutreptiida
							582210	Euglenida + Eutreptiida
							17655	Euglenida + Eutreptiida
							178582	Euglenida + Eutreptiida
							17657	Euglenida + Eutreptiida
							146208	Eubriaceae
							118014	<i>Ebria</i>
							118051	<i>Ebria</i>
							478559	<i>Hermesinium</i>
							562871	Choanofila

Crédits iconographiques

Alain Le Magueresse : 5, 6, 7, 8, 9, 10, 13, 14, 15, 16, 19, 20, 34, 35, 40, 41, 42, 43, 44, 45

Nadine Neaud-Masson : 2, 3, 4, 21, 22, 23, 30, 31, 32, 33, 38

Élisabeth Nézan et Nicolas Chomérat : 29, 36, 37

Pascale Hébert : 24, 26

Yves Le Médec : 1, 28

Yoann Le Merrer : 17, 18

Michael Retho : 11, 12

Camille Blondel : 25

Raoul Gabellec : 27

François Marco-Miralles : 39

Des Mondes Singuliers, Rennes : figures 1, 2, 3, 10, 11, 30 (toutes réalisées pour le site Ifremer environnement littoral).

Édition
Delphine Vinck, PictoSenso

Mise en page
DESK

Impression
ISI PRINT
15, rue Francis de Pressensé
93210 La Plaine Saint-Denis

Dépôt légal
Novembre 2018

Le Rephy et le Rephytox sont des réseaux de surveillance du littoral créés par l'Ifremer en 1984. Ils ont pour objectifs d'observer le phytoplancton et les paramètres hydrologiques associés (Rephy), ainsi que de détecter les toxines algales s'accumulant dans les coquillages (Rephytox). Cet ouvrage a pour triple ambition de : décrire le Rephy-Rephytox, fournir une vision globale des données acquises par ces réseaux pendant les trois dernières décennies, montrer l'importance des séries de données environnementales acquises sur le long terme.

Le Rephy et le Rephytox sont désormais reconnus aux niveaux national et international. Chacun des réseaux est décrit en détail dans son format actuel, incluant les objectifs, les stratégies d'échantillonnage, les lieux de prélèvement, les paramètres mesurés ainsi que les méthodes. Les données sur le phytoplancton acquises par le Rephy permettent de dessiner le paysage des populations microalgales du littoral, dans l'espace et le temps, à différentes échelles. Une typologie des espèces emblématiques est ainsi proposée. L'utilisation des données dans le contexte de la directive-cadre européenne sur l'eau fournit une carte de la qualité des eaux littorales. Le traitement des séries de données phytoplancton et hydrologie par modèle linéaire dynamique (*Dynamic Linear Model*, DLM) donne un éclairage tout à fait inédit et novateur. Un panorama détaillé sur les occurrences saisonnières des trois familles de phycotoxines présentes sur le littoral est également exposé.

Cet ouvrage s'adresse en particulier aux scientifiques travaillant sur les écosystèmes littoraux, mais aussi à tout public intéressé par ces problématiques.

Catherine Belin est ingénieure en environnement, et a été la coordinatrice nationale des réseaux Rephy-Rephytox de l'Ifremer, de 1988 à 2017. À ce titre, elle a œuvré pour le rapprochement entre la surveillance et la recherche, et elle a contribué à faire reconnaître les données Rephy comme des données d'intérêt scientifique.

Dominique Soudant est docteur en biomathématiques de l'université Paris-Diderot. Depuis 2007, il est ingénieur pour la valorisation des données de la surveillance à l'Ifremer et spécialisé dans le traitement des séries temporelles.

En couverture : © Alain Le Magueresse.

35 €

ISBN : 978-2-7592-2940-6

éditions
Quæ

Éditions Cirad, Ifremer, Inra, Irstea
www.quae.com



ISSN : 1773-7923
Réf. : 02673