

DIRECTIVE CADRE STRATEGIE POUR LE MILIEU MARIN



EVALUATION DU DESCRIPTEUR 1 – BIODIVERSITE « HABITATS PELAGIQUES » EN FRANCE METROPOLITAINE

Rapport scientifique pour l'évaluation cycle 3 au titre de la DCSMM
Etat d'avancement des travaux sur le programme thématique
« Habitats pélagiques »

E. Goberville¹, A. Goffart², M. Vilain¹ et D. Vincent³

Décembre 2022

¹ Laboratoire BOREA "Biologie des Organismes et des Ecosystèmes Aquatiques" Sorbonne Université, MNHN, CNRS UMR 8067, IRD 207, UCN, UA.

² Laboratoire d'Océanologie, UR FOCUS, Université de Liège.

³ Office Français de la Biodiversité (OFB) – Site de Brest – Direction Surveillance, Evaluation, Données (DSUED) – Service Ecosystèmes, Connaissances et Usages des Milieux Marins (ECUMM).



Citation du document

Goberville E., Goffart A., Vilain M. et Vincent D. (2022). Evaluation du Descripteur 1 Biodiversité « Habitats pélagiques » en France Métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation cycle 3 au titre de la DCSMM. Etat d'avancement des travaux sur le programme thématique « Habitats pélagiques ». Sorbonne Univ. – BOREA / Univ. Liège / OFB. 102p+annexes

Remerciements

L'équipe Habitats pélagiques DCSMM tient à remercier les coordinations DCSMM nationales OFB/Ifremer (M. Chevrier, L. Delmas), les coordinations BEE de l'Ifremer (C. Tixier, N. Deleys) et de la DEB (L. Ducommun) pour leur accueil et leur accompagnement dans ce travail. La coordination nationale des programmes de surveillance DEB/OFB (C. Zanuttini et J. Charmasson) n'est pas oubliée car sans surveillance, pas de données et sans données pas de travail d'évaluation.

Au titre de programme thématique dédié aux habitats pélagiques, nous souhaitons aussi remercier A. Huguet et E. Duc (Ifremer) pour la lourde tâche de coordination du chantier collecte DCSMM et J. Gatti (SISMER, Ifremer) pour nous avoir aidé à faire le tri dans l'ensemble des données disponibles. Nous adressons également nos remerciements à l'équipe du D5-Eutrophisation (A. Lefevre et D. Devreker, Ifremer) pour les échanges qui ont pu se mettre en place au cours de cette année sur les actions communes des programmes de surveillance.

Nous voulons également remercier l'ensemble des producteurs de données utilisées (ou en cours de traitement) dans ce travail, et notamment N. Savoye au titre du SNO SOMLIT ; JO Irisson pour la mise à disposition des données zooplanctoniques du point B de Villefranche sur mer ; D. Johns et P. Hélaouët de la Marine Biological Association pour l'accès aux données du Continuous Plankton Recorder, et D. Antoine et l'ensemble de l'équipe impliquée dans le projet Boussole.

Depuis la mise en place de l'équipe en octobre 2021, nous avons mobilisé certains experts. Nous tenons à remercier les membres du ZOONET (zooplankton network) pour leur accueil et la richesse des échanges que nous avons pu avoir en atelier ; P. Bryère et A. Mangin d'ACRI-Argans France pour l'accompagnement sur les traitements des images satellite et leurs appuis pour appréhender les développements et l'évolution des produits satellites ; L. Coppola (LOV, IMEV, Villefranche sur mer) et A. Bosse (M.I.O., Marseille) coordinateur du Service National d'Observation MOOSE (IR-ILICO) et l'ensemble des responsables de WP de ce SNO pour les échanges réguliers, la mise à disposition des données et les suivis de nos travaux ; les coordinatrices du REPHY (M. Lemoine et N. Masson, Ifremer) pour leur réactivité sur nos questionnements ; M. Lux (Mercator Ocean) et D. Bina (CMEMS) pour nous avoir aiguillé sur la récupération de certaines données et pour leur expertise concernant le système de modèles MedBFM3. Nous remercions en particulier P. Boissery (Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse) pour son implication et ses retours sur nos développements actuels en Méditerranée.

Merci à J.-N. Druon et A. Palialexis du JRC pour leur accueil et accompagnement au sein des groupes et ateliers de travail dédiés aux habitats pélagiques et pour nous avoir permis d'y présenter nos travaux en cours.

Nous souhaitons enfin remercier les membres de l'atelier S&T de la DCSMM pour leurs encouragements à poursuivre par étapes afin de développer des approches pragmatiques utiles et utilisables.

Financements

Travaux réalisés dans le cadre des conventions

- 2021-2024 entre l'Office Français de la Biodiversité et l'Université de Liège (OFB.21.01750)
- 2021-2023 entre la Direction de l'Eau et de la Biodiversité et le Muséum National d'Histoire Naturelle (charge de service public)

Table des matières

1. Chapitre 1 - INTRODUCTION	1
1.1. Habitats pélagiques – définition.....	1
1.2. Enjeux et spécificités des habitats pélagiques.....	1
1.3. Les habitats pélagiques dans la surveillance et l'évaluation de l'état du milieu marin pour la DCSMM.....	3
2. Chapitre 2 - ELEMENTS DE CADRAGE	4
2.1. Décision UE 2017/848 – critères et normes méthodologiques applicables au Bon Etat Ecologique (BEE) des eaux marines.....	4
2.2. Arrêtés de définition du BEE.....	6
2.2.1. Arrêté BEE cycle 2.....	6
2.2.2. Evolution et changements à prévoir dans l'arrêté BEE cycle 3.....	8
2.3. Etat d'opérationnalité des indicateurs BEE et liens avec les travaux menés à échelle européenne.....	10
3. Chapitre 3 - LIENS AVEC LES AUTRES ÉLÉMENTS DU DOCUMENT STRATÉGIQUE DE FAÇADE (DSF)	14
3.1. Pressions et activités impactant les habitats pélagiques.....	14
3.2. Objectifs environnementaux en liens avec les Habitats pélagiques.....	15
3.3. Correspondance avec les programmes de surveillance tels que définis dans les Documents Stratégiques de Façades (DSF).....	16
4. Chapitre 4 - ETAT D'AVANCEMENT DES REFLEXIONS ET TRAVAUX SUR LE PROGRAMME THÉMATIQUE HABITATS PELAGIQUES	18
<i>Préambule</i>	18
<i>Axe 1 – Adaptation et opérationnalisation de l'indicateur PH2 en sous-région marine Méditerranée occidentale</i>	18
1. Synthèse des spécificités de la Méditerranée : paramètres abiotiques et biomasse phytoplanctonique totale (chl a)	19
1.1. Principales caractéristiques abiotiques de la Méditerranée	19
1.1.1. Géographie, bathymétrie, vents dominants et apports fluviaux.....	19
1.1.2. Bilan hydrique et circulation de surface à l'échelle de la Méditerranée.....	22
1.1.3. Température de l'eau.....	26
1.1.4. Salinité.....	28
1.1.5. Profondeur de la couche de mélange.....	29
1.1.6. Sels nutritifs.....	29
1.2. Principales caractéristiques de la distribution de la biomasse phytoplanctonique (chl a) en Méditerranée	32
1.2.1. Distribution de surface de la biomasse phytoplanctonique.....	32
1.2.2. Distribution verticale de la chl a.....	43
Conclusions	45
2. Intégration de la dimension verticale (colonne d'eau) pour l'étude des changements de la biomasse phytoplanctonique (PH2-Phytoplancton)	46

2.1. Objectifs et stratégie	46
2.2. Distribution verticale de la chl a en zone côtière.....	47
2.2.1. Profils verticaux sur le site de référence de Calvi (Station PHYTOCLY).....	47
2.2.2. Profils verticaux sur les sites du SNO SOMLIT	49
2.2.3. Comparaison des données de chl a mesurées <i>in situ</i> et dérivées des images satellite	50
2.3. Distribution verticale de la chl a au large.....	52
2.3.1. Site de référence au large de Calvi (station Tête de canyon)	52
2.3.2. Dispositifs de surveillance mobilisés et sources des données au large	56
2.4. Propositions pour le calcul de l'indicateur PH2-Phytoplancton en Méditerranée	61
2.5. Conclusions	62
3. Adaptations méthodologiques pour l'opérationnalisation de l'indicateur PH2	63
3.1. Contexte scientifique et objectifs.....	63
3.2. Critères de sélection des séries temporelles.....	64
3.3. Visualisation des données manquantes dans les séries temporelles sélectionnées	67
3.4. Indicateur PH2 – Phytoplancton	68
3.4.1. Méthode de calcul OSPAR utilisée dans l'évaluation cycle 2	68
3.4.2. Avantages et inconvénients des méthodes OSPAR/Duflos et al. (2018) et propositions d'amélioration	72
3.5. Conclusions.....	74
Axe 2 – Développements sur les échelles d'évaluation : approche par biorégionalisation en Atlantique Nord.....	76
1. Introduction	76
1.1. Rappels des éléments de cadrage.....	76
1.2. Biorégionalisation : concept et approches méthodologiques.....	77
1.3. Zone d'étude et données utilisées.....	79
2. Stratégie d'analyse	83
2.1. Traitement des données biologiques	83
2.1.1. Etapes préliminaires	83
2.1.2. Gestion de l'échantillonnage irrégulier	84
2.1.3. Réseaux biogéographiques.....	85
2.2. Liens avec les paramètres environnementaux	87
3. Résultats et discussion	87
4. Conclusions et perspectives	94
5. Chapitre 5 - CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES DE TRAVAIL	96
5.1. Opérationnalisation des indicateurs Habitats pélagiques	96
5.1.1. Des travaux à poursuivre sur le calcul de l'indicateur PH2... ..	96
5.1.2. ...Et à débiter sur les autres indicateurs Habitats pélagiques.....	97
5.2. Les progrès réalisés vers l'évaluation quantitative du BEE.....	98
5.1.2. Avancées depuis l'évaluation initiale 2012 et coopération régionale	98
5.2.2. Perspectives des travaux à réaliser pour quantifier l'atteinte du BEE	100
5.3. Liens entre l'évaluation BEE et la surveillance des Habitats pélagiques.....	101

6. ANNEXES	103
7. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	105

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Représentation schématique du réseau trophique planctonique et classes de taille des différentes composantes planctoniques. La boucle microbienne (Azam et al. 1983) est définie à l'intérieur du réseau trophique microbien comme étant la communauté des organismes hétérotrophes (archées, bactéries, flagellés et ciliés).	2
Figure 2. Les communautés planctoniques comme reflets des conditions prévalentes dans le milieu marin – outil de diagnostic et importance stratégique dans le milieu marin en lien avec les pressions associées aux activités humaines (e.g. pêche, eutrophisation ; modifié et adapté de McQuatters-Gollop 2018).	3
Figure 3. Représentation schématique des pressions anthropiques listées dans la décision UE 2017/848 et liens avec le critère D1C6. Les critères sont regroupés en fonction des 3 types principaux de pression (biologique, physique et contaminants) et en fonction de leurs unités de rapportage (traduit de Maggliozi et al. 2021a).	5
Figure 4. Calendrier de la DCSMM avec ses différents cycles, les évaluations du BEE et les périodes d'évaluation considérées.	7
Figure 5. Principaux bassins de la Méditerranée (A ; d'après Ayache 2016), zoom sur le Nord-Ouest du bassin méditerranéen (B ; d'après Prieur et al. 2021) et limites de la zone économique exclusive française (en noir ; ZEE) et des eaux territoriales (en bleu) en Méditerranée (C).	20
Figure 6. Bathymétrie (en mètres) de la Méditerranée française (A ; source : Météo France) et zoom sur la bathymétrie du Golfe du Lion (B ; d'après Doglioli 2020).	21
Figure 7. Principaux vents rencontrés en région méditerranéenne (A), zone d'influence du Mistral et rose des vents à Calvi (Ouest Corse) sur la période 1981-2010 (B ; source : Météo France).	22
Figure 8. Circulation de surface à l'échelle de la Méditerranée (d'après Mermex group 2011).	23
Figure 9. Cartes de la Mer Ligure montrant schématiquement (A) la position des zones périphérique, frontale et centrale (d'après Sournia et al. 1990) ; (B) les principaux courants (WCC : Western Corsican Current, Courant Ouest Corse; ECC : Eastern Corsican Current, Courant Est Corse; NC : Northern Current, Courant Ligure (d'après Goffart et al. 2015); (C) la circulation moyenne de surface ($m.s^{-1}$) simulée pour la période 2010 - 2015 (d'après Macias et al. 2018).	24
Figure 10. a) Bathymétrie et b) courants annuels moyens ($cm.s^{-1}$) autour de la Corse pendant la période 1993 -2017 (d'après Iacono et Napolitano 2020).	25
Figure 11. Courants du Golfe du Lion intégrés sur la profondeur en cas de Mistral et de Tramontane (16 mars 1998) et de Mistral seul (20 mars 1998 ; d'après Estournel et al. 2003).	25
Figure 12. Extension de la distribution de la matière particulaire apportée par le panache du Rhône après la crue historique du 23 février 2014 (d'après Ody et al. 2016).	26
Figure 13. Température moyenne annuelle de surface en Méditerranée sur la période 1986-2015 (d'après Sakalli 2017). ..	26
Figure 14. Distribution verticale de la température (A) au point B de Villefranche-sur-Mer (point SOMLIT) de mars 1992 à avril 1993 (d'après Bustillos-Guzmán et al. 1995) et (B) à la station DYFAMED de 1991 à 1999 (d'après Marty et al. 2002).	27
Figure 15. Salinités moyennes mensuelles de surface en Méditerranée sur la période 1955 - 2017 (d'après Simoncelli et al. 2019).	28
Figure 16. Distribution de la salinité de surface en Méditerranée occidentale à 4 périodes clé de l'année (janvier, mars, juillet, octobre ; d'après Barral et al. 2021).	28
Figure 17. Distribution de la profondeur de la couche de mélange (en m) en Méditerranée, calculée à partir des mesures de température acquises entre 1940 et 2004 (d'après D'Ortenzio et al. 2005).	29
Figure 18. Distribution moyenne des concentrations ($mmol.m^{-3}$) en nitrates (A ; NO_3^-) et en phosphates (B ; PO_4^-) dans la couche de surface (0 - 50 m) au cours de la période 1999 - 2004 (données issues de la modélisation ; d'après Lazzari et al. 2016).	30
Figure 19. Distribution verticale (0 - 200 m) des concentrations (μM) en silicates ($Si(OH)_4$), en nitrates (NO_3^-) et en phosphates (PO_4^-) le long d'un transect Ouest - Est en Méditerranée à la fin de l'été 1999 (d'après Crombet et al. 2011).	32
Figure 20. Concentrations en chlorophylle-a ($mg.m^{-3}$) moyennes de surface. Mesures de surface réalisées entre septembre 1997 et décembre 2001 (d'après Bosc et al. 2004).	33
Figure 21. Localisation des sites des dispositifs de suivi REPHY, SOMLIT, SNO MOOSE et du projet BOUSSOLE, identifiés à l'issue du chantier collecte DCSMM en SRM MO.	35
Figure 22. Évolution saisonnière de la concentration en chl a (moyenne mensuelle des données de surface sur la période 2009-2020; en $\mu g.L^{-1}$) dans les eaux côtières de la Méditerranée française. Les acronymes 1, 2A, 3W et 3W Iles renseignent sur la typologie européenne associée à chaque station (voir Encart 1).	37

Figure 23. Evolution temporelle des concentrations en chlorophylle-a ($\mu\text{g. L}^{-1}$ – données de surface) sur des sites côtiers localisés à l’Ouest de la SRM MO présentant de fortes efflorescences (A - Sola et B - Sète mer) et sur des sites localisés à l’Est de la SRM MO présentant des efflorescences de moindre intensité (C – Point B Villefranche et D – Sud Bastia). Les échelles des ordonnées diffèrent en fonction des sites représentés.	39
Figure 24. Cycle saisonnier moyen des concentrations en chlorophylle-a ($\mu\text{g. L}^{-1}$ – données de surface) présenté à titre d’exemple sur le site de Sola (A) caractérisé par de fortes efflorescences à l’Ouest de la SRM MO et sur le site Sud Bastia (B) localisé à l’Est de la SRM MO présentant des efflorescences de moindre intensité. Les échelles des ordonnées diffèrent en fonction des sites représentés.	40
Figure 25. Evolution temporelle des concentrations en chlorophylle-a ($\mu\text{g. L}^{-1}$ – données de surface ; A et B) et cycle saisonnier moyen (C et D) sur les sites au large à l’Ouest de la SRM MO (Mola ; chl a) et à l’Est (Boussole ; Tchl a). Les échelles des ordonnées diffèrent en fonction des sites représentés.	41
Figure 26. Evolution temporelle de la concentration en chl a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur le site de Calvi (données REPHY) mettant en évidence les deux valeurs jugées aberrantes (flèches rouges) lors de l’analyse exploratoire des données.	42
Figure 27. A/ Profils verticaux de la température ($^{\circ}\text{C}$), des concentrations en nitrates + nitrites ($\mu\text{g-at N.L}^{-1}$) et en chl a (mg.m^{-3}) réalisés in situ en Mer des Baléares en juin 1986 (d’après Estrada et al. 1993) ; B/ Profondeur moyenne du DCM en Méditerranée obtenue à partir de profils de fluorescence mesurés entre 1998 et 2014. La pente est de 1,6 m par degré de longitude (d’après Lavigne et al. 2015).	43
Figure 28. Distribution verticale (0 - 120 m) de la température ($^{\circ}\text{C}$), de la chl a ($\mu\text{g. L}^{-1}$) et de l’abondance des nauplii de copépodes (individus.m^{-3}) pendant l’été méditerranéen (d’après Sabatès et al. 2007).	44
Figure 29. Position de Calvi en Mer Ligure (A) et des stations PHYTOCLY et Tête de canyon (B) – d’après Goffart et al. (2015).	47
Figure 30. Évolution saisonnière de la Tchl a (mesures HPLC; en ng.L^{-1}) à la station PHYTOCLY entre janvier et juin 1999. Mesures de surface (A ; 5-6 prélèvements par semaine) et distribution verticale de la surface au fond (B ; 40 m, profils hebdomadaires, 4-5 profondeurs ; adapté de Goffart et al. 2015).	48
Figure 31. Relation entre la Tchl a intégrée sur la colonne d’eau (0-40 m) et la Tchl a mesurée en surface à la station PHYTOCLY de la baie de Calvi (n=20).	48
Figure 32. Relations entre les chl a ($\mu\text{g. L}^{-1}$) mesurées en profondeur et en (sub)surface entre 2009 et 2020 aux stations Banyuls Sola (562 mesures à 3 et 24 m), Marseille Frioul (284 mesures à 1 et 55 m) et Villefranche Point B (558 mesures à 1 et 50 m). Les points rouges identifient les chl a de surface qui se démarquent fortement des mesures en profondeur (Banyuls Sola : n = 13 ; Marseille Frioul : n = 25 ; Villefranche Point B : n = 16). Données SOMLIT.	49
Figure 33. Séries temporelles de Tchl a mesurées in situ et par satellite à Calvi de 2006 à 2018 (moyennes hebdomadaires; en ng.L^{-1}). Mesures in situ : mesures HPLC ; mesures satellitaires : traitement par OC5-Med des signaux (d’après Goffart et al. 2019).	50
Figure 34. Séries temporelles de Tchl a (ng.L^{-1}) mesurées in situ et par satellite au point Sud Bastia de 2015 à 2018. Mesures in situ : mesures HPLC, prélèvements mensuels ; mesures satellitaires : traitement par OC5-Med des signaux, moyennes hebdomadaires (d’après Coudray et Goffart en préparation).	51
Figure 35. Evolution temporelle de la Tchl a (ng.L^{-1}) au point Tête de canyon au large de Calvi en 2015 (mesures HPLC). A/ Mesures de sub-surface (suivi hebdomadaire, n = 47) et B/ Distribution verticale (prélèvements tous les 10 m entre 1 et 100 m ; profils verticaux \approx mensuels, n = 14) faisant apparaître la “plume” de Tchl a au mois de mars jusqu’à 100 m de profondeur. Données Anne Goffart.	53
Figure 36. Evolution temporelle de la A/ Tchl a intégrée sur la colonne d’eau (0-40 m et 40-100 m ; mg.m^{-2}) au point Tête de canyon au large de Calvi en 2015; B/ Concentrations relatives (en % du total). Données Anne Goffart.	54
Figure 37. Variabilité interannuelle de la distribution verticale de la Tchl a (1-100 m) au point Tête de canyon au large de Calvi en mars (bleu foncé), mai - juin (bleu clair) et août (vert). Mesures HPLC, données Anne Goffart.	55
Figure 38. Evolution temporelle de la distribution verticale (5-200 m) de la Tchl a (ng.L^{-1}) à la station Boussole en 2015 (mesures HPLC). Données Boussole.	56
Figure 39. Evolution temporelle de la Tchl a intégrée sur la colonne d’eau (A ; mg.m^{-2} ; 5-40 m et 40-100 m) à la station Boussole en 2015; et concentrations relatives (B; en % du total). Données issues du projet Boussole (voir tableau 7).	57
Figure 40. Evolution temporelle de la distribution verticale (5-200 m) de la chl a (ng.L^{-1}) à la station Mola en 2018. Données issues du SNO MOOSE (voir Tableau 7).	58
Figure 41. Distributions temporelles des chl a intégrées mesurées in situ (données Boussole 2015 et 2016 ; données Mola 2018) et issues du système de modèles MedBFM3 ; moyennes mensuelles. X : Absence de données in situ sur Boussole en juillet 2016.	60

Figure 42. Localisation des sites des dispositifs de suivi REPHY, SOMLIT, MOOSE et du projet BOUSSOLE dont les données sont utilisables pour le développement des travaux sur l'indicateur PH2-Phytoplancton (voir critères de sélection des données dans le texte).....	65
Figure 43. Moyennes mensuelles des concentrations en chl a ($\mu\text{g. L}^{-1}$ – données de surface Log_{10} transformées) sur l'ensemble des sites d'étude sélectionnés en SRM MO, en fonction des années. En gris, absence de données.	67
Figure 44. Etapes de calcul de l'indicateur PH2-Phytoplancton selon la méthode de Duflos et al. (2018 ; en rouge) et la méthode OSPAR cycle 2 (en bleu). Le graphique est utilisé à titre d'exemple et reprend le critère de Duflos et al. (2018) pour le choix de la période de référence (i.e. période précédant de 6 ans la période d'évaluation) au cycle 2.	69
Figure 45. Comparaison des cycles saisonniers moyens de la biomasse phytoplanctonique (données transformées en $\text{Log}_{10}(X+1)$ calculés sur le site de Calvi à partir des images satellite en considérant une période de référence « courte » (2009-2014 ; bleu) et « longue » (1998-2020 ; rouge).....	70
Figure 46. Catégorisation des anomalies de chl a selon la méthode OSPAR. Exemple réalisé sur les données issues des images satellite sur le site de Calvi au cours de la période 1998-2020. Le cycle saisonnier a été calculé sur la période de référence (1998-2014), d'après les données mensuelles transformées en $\text{Log}_{10}(X+1)$ et régularisées. La période d'évaluation cycle 3 (2015-2020) est mise en évidence par un encart plus clair.	71
Figure 47. Exemple d'anomalies et de l'approche des sommes cumulées des anomalies établies d'après Duflos et al. (2018) sur la série temporelle du site de Men er Roue (SRM GdG nord) pour le cycle 2 de la DCSMM.....	72
Figure 48. Couverture spatiale à large échelle et effort d'échantillonnage par le CPR Survey au cours de la période 1966-2013. L'effort d'échantillonnage est résumé sur cette période par construction d'une grille hexagonale (taille fixée : 50 cellules en longitude) : les observations contenues dans chaque cellule hexagonale sont comptées et leur localisation est assimilée au centre de masse de la cellule. Le code couleur représente l'intensité de l'échantillonnage (catégories logarithmiques). Les sous-régions marines DCSMM golfe de Gascogne, mers celtiques et Manche - mer du Nord sont délimitées par un trait noir.	80
Figure 49. Schéma décrivant les différentes étapes de travail – de la préparation des données au traitement numérique – et le flux de données.	86
Figure 50. Représentation spatiale des biorégions obtenues pour 5 périodes de 6 ans consécutives au cours la période 1966-2013 (panels du haut) et diagramme alluvial du flux associé (figure du bas). Les couleurs des biorégions sont associées au diagramme du flux et les espèces dominantes au sein de chaque biorégion sont indiquées. A noter que, si seulement 5 périodes sont représentées ici (pour une question de clarté), l'analyse porte sur un total de 43 périodes (de 6 ans) glissantes sur la période 1966-2013 et montre les mêmes résultats.	89
Figure 51. Arbre d'inférence conditionnelle calculé pour la période 1976-1981. A chaque variable structurante (= nœud) sont associés un numéro de nœud et une valeur de significativité (p-value). Les valeurs seuil déclenchant le partitionnement binaire sont indiquées sur les branches. Chaque branche de l'arbre mène, dans la partie inférieure, à un graphique qui représente le pourcentage de la biorégion expliqué par la branche. Le nombre (n) de cellules prises en compte dans le partitionnement est indiqué au-dessus du graphique. Les couleurs correspondent à celles des biorégions (cf. Figure 50). ..	90
Figure 52. Arbre d'inférence conditionnelle calculé pour la période 1982-1987. A chaque variable structurante (= nœud) sont associés un numéro de nœud et une valeur de significativité (p-value). Les valeurs seuil déclenchant le partitionnement binaire sont indiquées sur les branches. Chaque branche de l'arbre mène, dans la partie inférieure, à un graphique qui représente le pourcentage de la biorégion expliqué par la branche. Le nombre (n) de cellules prises en compte dans le partitionnement est indiqué au-dessus du graphique. Les couleurs correspondent à celles des biorégions (cf. Figure 50). ..	91
Figure 53. Arbre d'inférence conditionnelle calculé pour la période 2000-2005. A chaque variable structurante (= nœud) sont associés un numéro de nœud et une valeur de significativité (p-value). Les valeurs seuil déclenchant le partitionnement binaire sont indiquées sur les branches. Chaque branche de l'arbre mène, dans la partie inférieure, à un graphique qui représente le pourcentage de la biorégion expliqué par la branche. Le nombre (n) de cellules prises en compte dans le partitionnement est indiqué au-dessus du graphique. Les couleurs correspondent à celles des biorégions (cf. Figure 50). ..	92
Figure 54. Représentation spatiale des biorégions et des 2 variables environnementales/climatiques les plus structurantes qui ressortent de notre analyse : température de surface (SST, en $^{\circ}\text{C}$) et vent (WIND, en m.s^{-1}). A noter que les gammes de valeurs concernent seulement les cellules géographiques contenues dans les SRM, ce qui explique les différences avec les valeurs seuils des arbres d'inférence conditionnelle, construits en considérant les biorégions à large échelle.....	93
Figure 55. Proposition réalisée dans le cadre du QSR OSPAR 2023 pour regrouper les unités d'évaluation OSPAR (paysages marins de la procédure commune COMP4) et les stations à points fixes selon le type d'habitat pélagique. Les trois Régions OSPAR évaluées (I, II, et III) sont indiquées par des contours noirs. Les panaches fluviaux sont indiqués par des symboles triangulaires et les stations sont indiquées par des cercles. La phase d'agrégation des paysages marins en grands types d'habitats s'appuie sur les valeurs de salinité et de profondeur moyenne, qui n'ont pu être estimées pour tous les paysages marins et devront être précisées.	99

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 . Eléments constitutifs, critère unique D1C6 et normes méthodologiques pour l'atteinte du Bon Etat Ecologique (BEE) des Habitats pélagiques au titre du Descripteur 1 selon la décision 2017/848/UE.	4
Tableau 2. Bilan des unités géographiques élémentaires de rapportage (UGEE), d'évaluation (UGE), des éléments du critère D1C6 et des unités marines de rapportage (UMR) définis au cycle 2 à la côte et au large (d'après Duflos et al. 2018).	8
Tableau 3. Synthèse des indicateurs BEE en cours de développement pour le programme thématique « Habitats pélagiques » - métriques et méthodes de calculs utilisés au cycle 2 (d'après Duflos et al. 2018), évolutions dans le cadre du QSR OSPAR pour la partie Manche-Atlantique.	11
Tableau 4. Approche semi-quantitative pour définir l'état du Descripteur 1 – Biodiversité (modifié et traduit de McQuatters-Gollop et al. 2022). Cette approche a été déclinée à l'échelle de chaque programme thématique (habitats benthiques, habitats pélagiques, poissons-céphalopodes, mammifères marins-tortues marines, oiseaux marins) et soumise pour validation dans le cadre du QSR OSPAR 2023.	13
Tableau 5. Liens entre les éléments du BEE du programme thématique « Habitats pélagiques », les sous-programmes de surveillance du PdS Habitats pélagiques et les autres descripteurs et critères de la DCSMM. D.C. : Données contextuelles.	17
Tableau 6. Concentrations en nutriments (μM) de l'eau profonde méditerranéenne et des eaux profondes de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord-Ouest (traduit de Powley et al. 2017).	29
Tableau 7. Bilan des dispositifs de surveillance du PdS « Habitats pélagiques » cycle 2 permettant l'acquisition de données de concentrations en chlorophylle-a en surface en SRM MO.	34
Tableau 8. Abondance du microphytoplancton (cell. mL^{-1}) et variation verticale du rapport chl a / abondance cellulaire au large de Barcelone en juillet 1982 (moyennes, écart-types et nombre d'observations). D'après Estrada 1985, dans Goffart 1992.	44
Tableau 9. Synthèse des données utilisées et des métriques proposées pour le calcul du PH2-Phytoplancton en SRM MO (PH2 MEDIT - Phytoplancton). Les propositions d'adaptation des méthodes de calcul pour l'indicateur PH2 - Phytoplancton sont présentées dans la section 3 de ce rapport. Les propositions de métriques et les données utilisées dans les autres SRM sont présentées dans la feuille de route Habitats pélagiques DCSMM (avril 2022).	62
Tableau 10. Sites sélectionnés pour les travaux de développement de l'indicateur PH2-Phytoplancton en SRM MO et dispositifs de surveillance concernés. Les sites sont présentés selon un gradient longitudinal le long du trait de côte pour les masses d'eau côtières et au large (voir Figure 42 pour les localisations).	66
Tableau 11. Avantages et inconvénients identifiés lors de la mise en œuvre du calcul de l'indicateur PH2-Phytoplancton selon la méthode OSPAR (en bleu) modifiée par Duflos et al. (2018 ; en gris). Les phases communes de calcul sont représentées en blanc. Développements identifiés dans le cadre de l'opérationnalisation de l'indicateur PH2.	75
Tableau 12. Variables environnementales mobilisées dans cette étude, couverture et résolution spatiales, temporalité et fréquence de jeu.	81
Tableau 13. Liste des espèces retenues pour l'analyse. Les groupes d'appartenance taxinomique et les plus anciennes dates de dénombrement sont précisés.	84

1. Chapitre 1 - INTRODUCTION

1.1. Habitats pélagiques – définition

Le domaine **pélagique** abrite l'ensemble des organismes animaux et végétaux vivant en pleine eau, certains présentant des liens temporaires avec le fond (*e.g.* organismes méroplanctoniques). Au sein du *pelagos*, deux catégories d'organismes peuvent être identifiées :

1/ le **necton**, qui correspond aux animaux possédant des **capacités de déplacement actif** leur permettant de s'affranchir de l'entraînement des courants. Il comprend les poissons et les céphalopodes, les tortues et les mammifères marins. Ces composantes nectoniques sont abordées dans les programmes thématiques des Descripteurs 3 et 1 de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM).

2/ le **plancton**, qui regroupe les organismes présentant une **relative passivité vis-à-vis des mouvements des masses d'eau** et qui sont entraînés par les courants (bien que certains soient capables de migrer verticalement entre différentes masses d'eau). Il rassemble des organismes présentant une grande diversité d'espèces, de spectres de taille (du pico- 0,2 µm au macroplancton > 20 mm), et de modes trophiques (autotrophie, mixotrophie, hétérotrophie). L'ensemble de ces organismes planctoniques sont abordés au sein du programme thématique « Habitats pélagiques » de la DCSMM.

1.2. Enjeux et spécificités des habitats pélagiques

La surveillance des communautés planctoniques et leur contribution à l'évaluation de l'atteinte du Bon Etat Ecologique (BEE) sont conditionnées par la place et les rôles qu'elles peuvent jouer dans le milieu marin.

1/ Les organismes planctoniques sont **d'excellents traceurs des masses d'eau** dans lesquelles ils vivent. Le lien entre conditions hydrologiques et communautés planctoniques a été démontré à de multiples reprises : les forçages climatiques à échelle globale (*e.g.* oscillation multi-décennale Atlantique, oscillation nord Atlantique) et/ou régionale (modification de la température de surface, régime des vents) impactent les conditions hydrologiques, et en conséquence la variabilité, la phénologie¹, la diversité et la distribution des communautés planctoniques (Chaalali et al. 2013 ; Chevillot et al. 2016 ; Richirt et al. 2019). Les organismes planctoniques sont également des **intégrateurs** – voire des **amplificateurs** – **des changements des conditions environnementales** (Kirby et Beaugrand 2009). Outre leur variabilité naturelle saisonnière, des modifications de leur structure et de leur distribution peuvent se produire de manière (i) abrupte, et refléter l'impact d'évènements extrêmes (*e.g.* tempête ; Vincent et al. 2002) ou (ii) graduelle, en réponse à des changements s'exerçant à plus long terme (*e.g.* changements globaux ; Beaugrand 2012).

2/ Certains organismes d'intérêt commercial (Descripteur 3) présentent un stade de vie larvaire planctonique. C'est le cas de nombreuses larves de poissons (*e.g.* harengs, bars), de mollusques benthiques (*e.g.* moules, huîtres, gastéropodes), de crustacés (*e.g.* langoustes, homards) et d'échinodermes (*e.g.* oursins). Les conditions abiotiques et biotiques (*e.g.* conditions nutritionnelles) rencontrées pendant la phase larvaire peuvent impacter le recrutement ultérieur, cette phase planctonique constituant ainsi un goulot d'étranglement à la dynamique de certaines populations pélagiques et benthiques (*e.g.* Denis et al. 2017, 2018).

3/ Les communautés planctoniques, qu'elles soient autotrophes (phytoplancton) ou hétérotrophes (*e.g.* zooplancton), hébergent des espèces introduites non indigènes (Descripteur 2) potentiellement

¹ Etude des phénomènes naturels cycliques et saisonniers, notamment en relation avec le climat et la vie végétale et animale.

toxiques, nuisibles, voire des parasites qui peuvent affecter les ressources (e.g. poissons commerciaux, bivalves d'intérêt pour la consommation ; Anderson et al. 2019).

4/ Les communautés planctoniques constituent des **éléments essentiels de la chaîne trophique marine** (Descripteur 4). En tant que principaux producteurs de matière organique, la structure des communautés phytoplanctoniques (e.g. présence d'espèces toxiques et/ou nuisibles, structure de taille, dominance de certains groupes) et leur variabilité spatio-temporelle conditionnent fortement celles de leurs prédateurs zooplanctoniques (e.g. copépodes, ciliés, dinoflagellés hétérotrophes; **Figure 1**). Le zooplancton, et en particulier le mésozooplancton (> 200 µm), occupe ainsi une place centrale au sein du réseau trophique pélagique puisqu'il comprend à la fois les **prédateurs** des composantes microphyto- et microzooplanctoniques (e.g. Kleppel 1993 ; Stoecker et Egloff 1987 ; revue de Mauchline 1998) et qu'il constitue la **proie ou ressource trophique principale** pour les organismes de niveaux trophiques supérieurs (e.g. poissons, Ware et Thompson 2005 ; oiseaux marins, Amélineau et al. 2016 ; cnidaires et cténares, Purcell et al. 1994 ; Richardson et al. 2009).

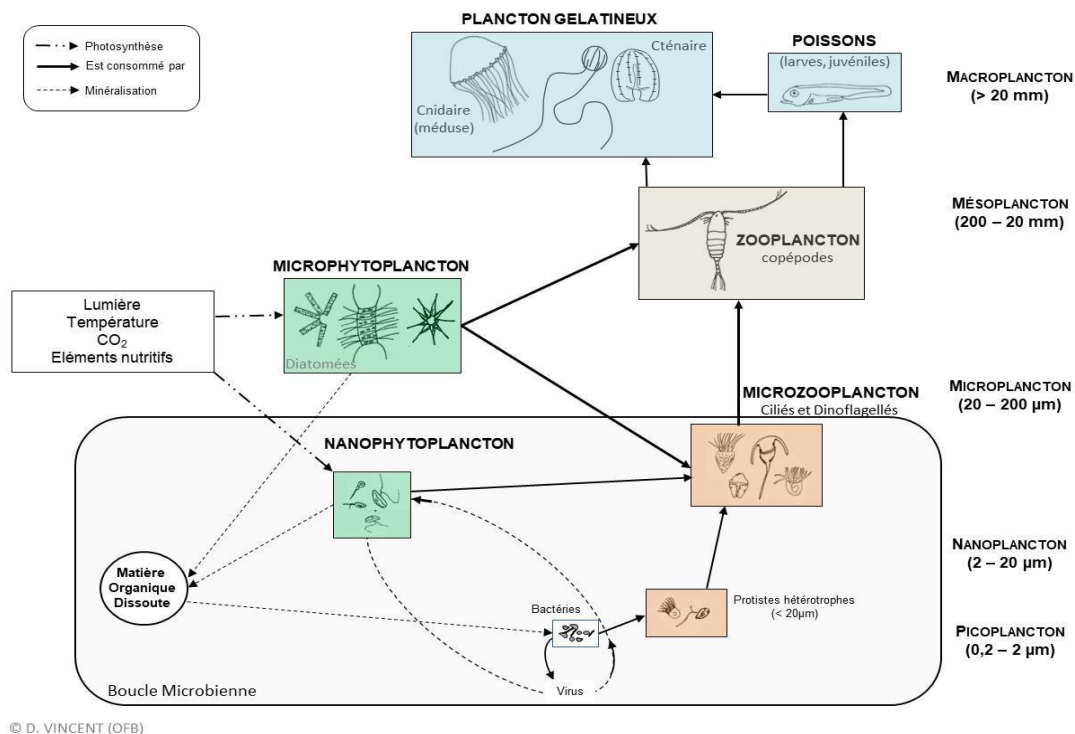


Figure 1. Représentation schématique du réseau trophique planctonique et classes de taille des différentes composantes planctoniques. La boucle microbienne (Azam et al. 1983) est définie à l'intérieur du réseau trophique microbien comme étant la communauté des organismes hétérotrophes (archées, bactéries, flagellés et ciliés).

Il est démontré que les changements spatio-temporels dans la structure et la composition des communautés planctoniques, sous dépendance de facteurs environnementaux (changements globaux) et anthropiques (eutrophisation, surpêche, urbanisation des zones côtières ; Edwards 2016), agissent comme des facteurs forçant la dynamique de leurs prédateurs (par effet cascade au sein du réseau trophique) et peuvent engendrer des conséquences socio-économiques non négligeables. En Mer du Nord, le remplacement du copépode subarctique *Calanus finmarchicus* par son congénère tempéré *Calanus helgolandicus* a permis d'expliquer en partie la diminution de biomasse des stocks de morue à la fin des années 1990 (Beaugrand et al. 2003 ; Edwards et al. 2020). Au cours des deux dernières décennies, plusieurs auteurs ont suggéré que les proliférations de **plancton gélatineux** (e.g. cténares et cnidaires) pourraient augmenter, en fréquence et en amplitude, en réponse aux changements climatiques et aux autres perturbations d'origine anthropique affectant les zones côtières (e.g. eutrophisation, surpêche, translocation d'espèces ; Richardson et al. 2009 ; Edwards et

al. 2020). Bien que de fortes incertitudes persistent (Condon et al. 2012, 2013), de tels scénarios appellent assez naturellement à une réévaluation des risques possibles liés à ces organismes et à leur évolution spatio-temporelle (e.g. colmatage des filets de pêche/des grilles d'entrée d'eau de refroidissement des centrales nucléaires, mortalité des poissons dans les parcs d'aquaculture, Purcell et al. 2007).

1.3. Les habitats pélagiques dans la surveillance et l'évaluation de l'état du milieu marin pour la DCSMM

Le caractère cosmopolite et la facilité d'échantillonnage des organismes planctoniques en font des organismes de choix pour la surveillance de l'évolution des écosystèmes marins (**Figure 2**). Témoins des conditions hydro-climatiques au sein d'un écosystème, ils sont considérés comme des indicateurs pertinents de changements : toute modification de la structure, de la diversité et de la biomasse des communautés planctoniques peut modifier le fonctionnement du réseau trophique et l'équilibre des cycles biogéochimiques, et avoir des incidences socio-économiques fortes, comme sur les activités de pêche, par exemple. En conséquence, la biomasse et la diversité du phyto- et du zooplancton ont été identifiées comme Variables Océaniques Essentielles (**EOV**, *Essential Oceanic Variables*) et comme Variables Climatiques Essentielles (**ECV**, *Essential Climate Variables*²) dans le cadre du Système Mondial d'Observation du Climat (**SMOC** ou **GCOS** pour *Global Climate Observing System* ; Chiba et al. 2018 ; Miloslavich et al. 2018 ; Muller-Karger et al. 2018 ; Bax et al. 2019).

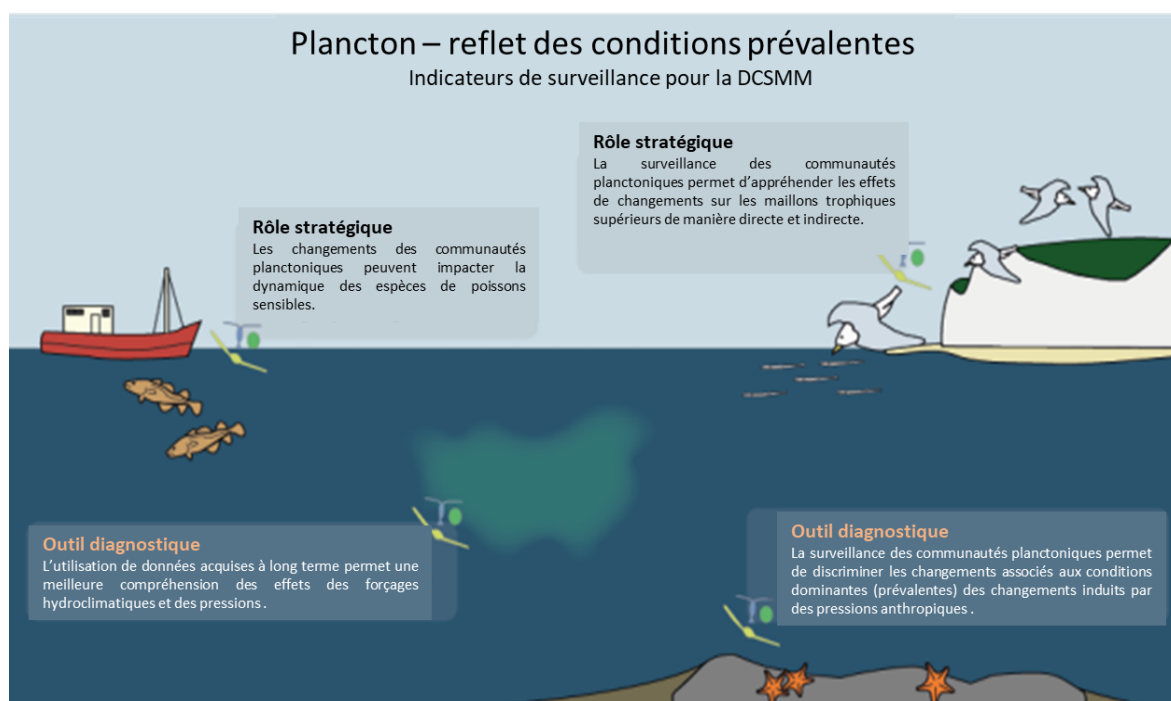


Figure 2. Les communautés planctoniques comme reflets des conditions prévalentes dans le milieu marin – outil de diagnostic et importance stratégique dans le milieu marin en lien avec les pressions associées aux activités humaines (e.g. pêche, eutrophisation ; modifié et adapté de McQuatters-Gollop 2018³).

² <https://gcos.wmo.int/en/essential-climate-variables>

³ <https://planktonpolicy.org/2018/03/13/plankton-as-prevailing-conditions/>

2. Chapitre 2 - ELEMENTS DE CADRAGE

2.1. Décision UE 2017/848 – critères et normes méthodologiques applicables au Bon Etat Ecologique (BEE) des eaux marines

Les Habitats Pélagiques constituent une composante du Descripteur 1 - Biodiversité de la DCSMM définissant un bon état écologique lorsque « La diversité biologique est conservée. La qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptés aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes. » (Directive 2008/56/UE).

Dans sa version révisée, la décision 2017/848/UE relative aux normes méthodologiques pour l'atteinte du BEE repose sur le **seul critère primaire D1C6 (Tableau 1)**. Les habitats pélagiques y sont considérés dans leur globalité en intégrant leurs caractéristiques biotiques et abiotiques, ainsi que leurs fonctions.

Tableau 1 . Eléments constitutifs, critère unique D1C6 et normes méthodologiques pour l'atteinte du Bon Etat Ecologique (BEE) des Habitats pélagiques au titre du Descripteur 1 selon la décision 2017/848/UE.

ELEMENTS CONSTITUTIFS DU CRITERE	CRITERE ⁴	NORMES METHODOLOGIQUES
<p>Grands types d'habitats pélagiques (eaux à salinité variable, eaux côtières, eaux du plateau continental et haute mer), s'ils sont présents dans la région ou la sous-région, et autres types d'habitats tels que définis au deuxième paragraphe de la directive.</p> <p>Les Etats membres peuvent choisir, <i>via</i> la coopération au niveau régional ou sous-régional, des types d'habitats supplémentaires, conformément aux critères établis dans la rubrique « spécifications relatives au choix des espèces et des habitats ».</p>	<p>D1C6 – Primaire</p> <p>Les caractéristiques du type d'habitat, notamment sa structure biotique et abiotique et ses fonctions (par exemple, composition en espèces caractéristique et abondance relative de celles-ci, absence d'espèces particulièrement sensibles ou fragiles ou d'espèces assurant une fonction clé, structure par taille des espèces), ne subissent pas d'effets néfastes dus à des pressions anthropiques.</p> <p>Les Etats membres coopèrent au niveau régional ou sous-régional en vue d'établir des valeurs seuils en ce qui concerne l'état de chaque type d'habitat, en veillant à ce que celles-ci soient compatibles avec les valeurs correspondantes fixées au titre des Descripteurs 2, 5 et 8.</p>	<p>Echelle d'évaluation</p> <p>Subdivision de région ou de sous-région telle qu'utilisée pour les évaluations des grands types d'habitats benthiques, de manière à refléter les différences biogéographiques dans la composition en espèces du type d'habitat.</p> <p>Application des critères</p> <p>Le degré de réalisation du bon état écologique est exprimé de la manière suivante, pour chaque zone évaluée :</p> <p>a) Estimation de la proportion et de la mesure dans lesquelles chaque type d'habitat évalué a atteint la valeur seuil fixée ;</p> <p>b) Liste des grands types d'habitats dans la zone d'évaluation qui n'ont pas été évalués.</p>

Certains éléments présentés dans la décision UE 2017/848 nécessitent une clarification.

Au sein des **grands types d'habitats**, la définition des « *eaux à salinité variable* » concerne le cas où les eaux d'estuaire s'étendent au-delà des eaux qualifiées d'« *eaux de transition* » dans la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE (DCE). Le terme « *côtier* » dans les « *eaux côtières* » doit être entendu sur la base de paramètres physiques, hydrologiques et écologiques et ne se réduit pas aux eaux côtières telles que définies à l'article 2, paragraphe 7, de la DCE.

Le choix de types d'habitats supplémentaires doit répondre aux critères suivants :

- critère scientifique (pertinence écologique) – c'est-à-dire représentatif de l'écosystème (*e.g.* biodiversité élevée), de pressions anthropiques, d'une étendue et des espèces ;
- critère pratique (ne prévalant pas sur les critères scientifiques) - en termes, par exemple, de pérennité de la surveillance et des coûts associés.

⁴ Unité de mesure pour ce critère : étendue de l'habitat subissant des effets néfastes en kilomètres carrés (km²) et en proportion (%) de l'étendue totale du type d'habitat.

La **structure biotique** des habitats pélagiques se réfère à la « composition en espèces caractéristique et abondance relative de celles-ci, absence d'espèces particulièrement sensibles ou fragiles ou d'espèces assurant une fonction clé, structure par taille des espèces ». La **structure abiotique** n'est pas définie dans la décision. Elle concerne la composante physique des habitats pélagiques et en particulier tous les paramètres abiotiques (climatiques, hydrodynamiques, hydrologiques et physico-chimiques) pouvant impacter la variabilité spatio-temporelle et la composition des communautés planctoniques à différentes échelles.

Les **évaluations des effets néfastes liés aux pressions** reposent sur les **liens inter-descripteurs (Figure 3; cf. Chapitre 3 – 3.1)** et concernent les critères D2C3 (impact des espèces non indigènes), D5C2 (concentration en chlorophylle-*a*), D5C3 (nombre, étendue spatiale et durée des proliférations d'algues toxiques), D5C4 (transparence de la colonne d'eau), D7C1 (étendue spatiale, répartition de la modification permanente des conditions hydrographiques), D8C2 (état de santé des espèces vis-à-vis des contaminants) et D8C4 (effets négatifs des épisodes de pollution aiguë sur la santé des espèces et la condition des habitats).

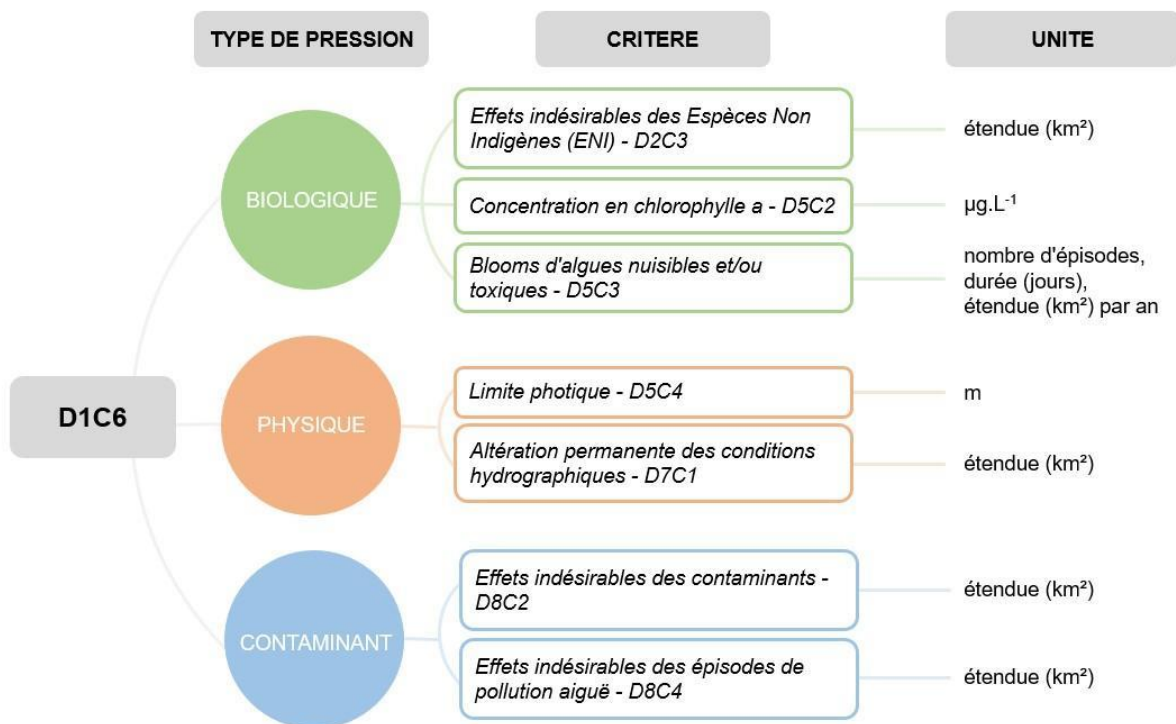


Figure 3. Représentation schématique des pressions anthropiques listées dans la décision UE 2017/848 et liens avec le critère D1C6. Les critères sont regroupés en fonction des 3 types principaux de pression (biologique, physique et contaminants) et en fonction de leurs unités de rapportage (traduit de Magglozzi et al. 2021a).

2.2. Arrêtés de définition du BEE

2.2.1. Arrêté BEE cycle 2

a. Définition des indicateurs BEE Habitats pélagiques

D'après l'arrêté ministériel de définition du BEE 2nd cycle⁵, **trois indicateurs**⁶ peuvent être utilisés pour évaluer le **critère D1C6** à l'échelle des sous-régions marines françaises :

- **PH1/FW5** : cet indicateur correspond à l'indicateur commun OSPAR portant sur les **changements des groupes fonctionnels du plancton**, tel que défini par les lignes directrices du programme coordonné de surveillance de l'environnement (CEMP) d'OSPAR⁷ pour les sous-régions marines Manche - mer du Nord, mers celtiques et golfe de Gascogne, et adapté à la sous-région marine Méditerranée occidentale (**cf. Annexe 1**).
- **PH2** : cet indicateur correspond à l'indicateur commun OSPAR portant sur les **changements de biomasse du phytoplancton et d'abondance du zooplancton** tel que défini dans l'évaluation intermédiaire d'OSPAR 2017 pour les sous-régions marines Manche - mer du Nord, mers celtiques et golfe de Gascogne, et adapté à la sous-région marine Méditerranée occidentale.
- **PH3** : cet indicateur correspond à l'indicateur commun OSPAR portant sur les **changements dans la biodiversité du plancton** tel que défini dans l'évaluation intermédiaire d'OSPAR 2017 pour les sous-régions marines Manche - mer du Nord, mers celtiques et golfe de Gascogne, et adapté à la sous-région marine Méditerranée occidentale.

Ces indicateurs peuvent faire l'objet d'adaptations méthodologiques afin de prendre en compte les spécificités des conditions environnementales des différentes façades maritimes, les disponibilités des données et les travaux de coopération régionale.

Les indicateurs BEE du programme thématique Habitats pélagiques sont des indicateurs de surveillance (Bedford et al. 2018 ; Shephard et al. 2015). Ils n'ont pas d'influence directe sur l'évaluation formelle du bon état écologique, mais leur surveillance peut fournir des informations sur les impacts plus larges des pressions anthropiques, ainsi que sur l'évolution des conditions environnementales. Par conséquent, lorsque les limites prédéfinies de leur variation sont dépassées, ils peuvent amener à définir des mesures de gestion. **Ils agissent ainsi comme des signaux d'alarme à partir desquels des actions de gestion (principe de précaution) et/ou de recherche (études des liens état-pression) peuvent être entreprises.**

Un changement d'état n'est ainsi pas forcément synonyme d'une évolution vers un état dégradé mais plutôt d'une modification dans la structure, les rapports fonctionnels et/ou l'abondance (ou biomasse) des communautés planctoniques.

b. Définition de la période de référence pour l'évaluation des changements

Des métriques appropriées (*e.g.* indices de diversité, rapports entre groupes fonctionnels) ont été sélectionnées pour détecter et mesurer le changement d'état de l'indicateur par rapport à une référence temporelle (McQuatters-Gollop et al. 2019; Rombouts et al. 2019). La sélection d'une **échelle temporelle appropriée** sur laquelle évaluer le changement de statut de l'indicateur constitue une étape clef des développements à réaliser sur les indicateurs, compte tenu de la stochasticité inhérente à la dynamique du plancton et de la sensibilité des indicateurs aux changements climatiques et aux pressions (Bedford et al. 2020). Ces indicateurs sont calculés à partir de longues séries temporelles (au

⁵ Arrêté du 9 septembre 2019 relatif à la définition du bon état écologique des eaux marines et aux normes méthodologiques d'évaluation. NOR : TREL1923380A

⁶ Indicateurs développés dans le cadre de la convention OSPAR, au sein du groupe de travail « *Intersessional Correspondence Group - Coordination of Biodiversity Assessment and Monitoring* » (ICG-COBAM) et du projet NEA – PANACEA (2021-2023)

⁷ OSPAR CEMP Guideline : common indicator PH1/FW5 plankton lifeforms – OSPAR Agreement 2018-07.

moins 10 ans) de données acquises à fréquence mensuelle. Si les calculs sont envisageables sur des périodes plus réduites (5-6 ans), les incertitudes sur les indicateurs calculés sont alors plus importantes et il devient difficile d'établir si les variations temporelles observées reflètent un réel changement d'état du milieu ou une variabilité interannuelle (McQuatters-Gollop et al. 2019).

Le **choix de la temporalité des évaluations** dépend fortement des objectifs scientifiques et/ou des objectifs de gestion associés aux politiques publiques. Présenter les évaluations sur une temporalité de 12 ans (6 ans de période de référence + 6 ans de période d'évaluation) permet de répondre aux attentes de la DCSMM tout en fournissant des informations pertinentes sur des changements récents (ou contemporains) de l'état du milieu marin se produisant dans le cycle d'évaluation actuel (**Figure 4**). Cependant, lorsque les données sont disponibles, il convient d'analyser les tendances à échelle multi-décennale afin d'appréhender les changements associés à des forçages à plus large échelle (e.g. changements climatiques) et d'identifier si les changements observés s'inscrivent dans la continuité de tendances à plus long terme. L'intégration d'une échelle temporelle plus longue dans les évaluations permet de minimiser le syndrome de la référence glissante (*shifting baseline syndrome* ; Pauly 1995). Ce concept décrit un phénomène sociologique et psychologique par lequel chaque nouvelle génération accepte comme naturelle ou normale la situation dans laquelle elle a été élevée. Ainsi, la détérioration constante de l'environnement naturel aux niveaux local, régional et mondial entraîne un abaissement continu des normes acceptées par la population pour ces conditions environnementales en raison d'un manque d'information, voire d'un oubli des conditions passées. Il en résulte une tolérance accrue à l'égard de la dégradation progressive de l'environnement, induisant un « nivellement par le bas » des attentes – quant à l'état « souhaitable » de l'environnement naturel – qui conduit à l'établissement et l'utilisation de bases de référence inappropriées pour la conservation, la restauration et la gestion (Soga et Gaston, 2018).

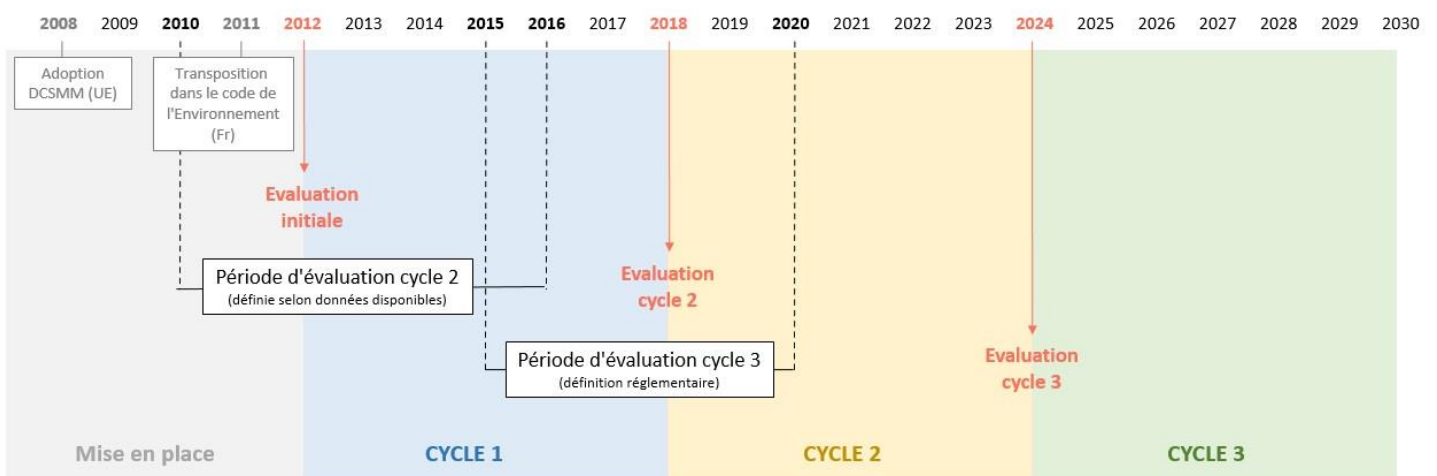


Figure 4. Calendrier de la DCSMM avec ses différents cycles, les évaluations du BEE et les périodes d'évaluation considérées.

c. Echelle spatiale d'évaluation au cycle 2

La typologie des habitats pélagiques considérée au titre du Descripteur 1 correspondait au 2nd cycle : (i) pour les eaux côtières, aux types de masses d'eaux côtières telles que définies dans l'arrêté du 12 janvier 2010 modifié ; (ii) au-delà des eaux côtières, aux grands types de **paysages marins**⁸ définis pour les façades Manche, Atlantique et Méditerranée sur la base de caractéristiques physico-chimiques,

⁸ Il s'agit d'entités spatio-temporelles homogènes du point de vue de leur fonctionnement hydrologique et hydrodynamique. Ces paysages marins ont été élaborés par les responsables thématiques (RT) du D7- Changements hydrographiques à partir d'une analyse géostatistique de 12 variables d'intérêt issues du modèle HYCOM (profondeur de la couche de mélange, déficit d'énergie potentielle, température de surface, salinité de surface, moyenne de courant de marée,... ; Tew-Kai et al. 2020).

notamment hydrologiques et hydrographiques évaluées au titre du Descripteur 7- Changements Hydrographiques.

Les unités géographiques élémentaires de rapportage, les échelles géographiques et les éléments du critère définis au cycle 2 conformément à l'arrêté BEE 2019 sont synthétisés dans le **Tableau 2**.

Tableau 2. Bilan des unités géographiques élémentaires de rapportage (UGEE), d'évaluation (UGE), des éléments du critère D1C6 et des unités marines de rapportage (UMR) définis au cycle 2 à la côte et au large (d'après Duflos et al. 2018).

	COTE (≤ 1M)	LARGE (> 1 M)
UGEE – Unité Géographique Élémentaire d'Évaluation	Stations côtières	Paysages marins
UGE – Unité Géographique d'Évaluation	Masses d'Eau Côtières (MEC)	Emprise surfacique de chaque paysage marin
Élément du critère D1C6 (4 grands types d'habitats et autres habitats)	Non spécifié (à définir)	Non spécifié (à définir)
UMR – Unité Marine de Rapportage	SRM	SRM

2.2.2. Evolution et changements à prévoir dans l'arrêté BEE cycle 3

a. Des travaux ciblés sur l'indicateur PH2

Compte tenu de l'arrivée très récente de l'équipe Habitats pélagiques DCSMM (officiellement en octobre 2021) et de la récupération des données du chantier collecte (en décembre 2021 pour l'essentiel, et en avril 2022 pour les dernières mises à disposition), **le choix a été fait de prioriser les travaux de développement de l'indicateur « PH2 » (Phytoplancton et Zooplancton)**. Ce choix est justifié par :

- La volonté de s'appuyer en priorité sur des indicateurs globaux permettant de rendre compte de changements à différentes échelles spatio-temporelles en réponse aux forçages environnementaux, et de relier les changements de biomasse phytoplanctonique et d'abondance zooplanctonique au fonctionnement de l'écosystème ;
- La disponibilité et la diversité des sources de données, plus importantes pour les indicateurs globaux (*e.g. in situ*, satellite, modélisation), en comparaison des données d'entrée alimentant les indicateurs de diversité ou relatifs aux groupes fonctionnels.

Par rapport à l'arrêté de 2019, les travaux sur l'indicateur « PH2 » considèrent les composantes phyto- et zooplanctoniques de manière distincte (PH2-Phytoplancton et PH2-Zooplancton) car les techniques d'observation, d'analyse, et par conséquent les jeux de données alimentant les évaluations, diffèrent fortement.

Les indicateurs PH1 et PH3 ne sont pas opérationnels et sont en cours de développement dans le cadre de projets européens en Atlantique Nord Est (NEA-PANACEA⁹; 2021-2023) et en Méditerranée (EU-ABIOMMED¹⁰; 2021-2023). **Aucune mention de ces indicateurs ne sera faite dans le chapitre relatif aux travaux en cours (chapitre 4) dans ce rapport scientifique et technique. Les travaux seront à développer au cours du cycle 4.**

⁹ North East Atlantic Project on biodiversity and eutrophication assessment integration and creation of effective measures. <https://www.ospar.org/about/projects/nea-panacea>

¹⁰ Support coherent and coordinated assessment of biodiversity and measures across Mediterranean for the next 6-year cycle of MSFD implementation. <https://www.abiommed.eu/home/>

b. Modification de la typologie des habitats pélagiques au large

L'échelle d'évaluation des Habitats pélagiques doit "refléter les différences biogéographiques dans la composition en espèces du type d'habitat" (décision 2017/848/UE). Les paysages marins proposés au cycle précédent sont définis à partir de variables océaniques "essentiels" (EOVs, *Essential Ocean Variables*) telles que la température, la salinité ou encore la courantologie. Ils représentent une vision statique – intégrée sur la profondeur de la colonne d'eau – des conditions hydrologiques et hydrodynamiques des sous-régions marines (moyennes calculées de 2012 à 2019), qui ne permet pas de rendre compte de la dynamique des communautés planctoniques. Les indicateurs de surveillance développés pour évaluer le critère D1C6 s'intéressant aux communautés planctoniques, nous avons choisi d'étudier directement la biogéographie des espèces pour alimenter des échelles pertinentes d'évaluation (UGEE).

Les travaux en cours présentés dans ce rapport (cf. **Chapitre 4 – Axe 2**) s'intéressent à la définition de « biorégions » – des entités géographiques se distinguant par le caractère unique des communautés planctoniques présentes (voir note de Vilain et al. 2022 sur les communautés zooplanctoniques) – d'après des données mensuelles de plancton. Une analyse de correspondance entre les biorégions obtenues et les paysages marins du cycle 2 pourrait être envisagée sous réserve de la fourniture d'éléments d'interprétation par les responsables thématiques du D7, à savoir :

- Les produits « paysages marins » à l'échelle mensuelle, et leurs occurrences dans les sous-régions marines (SRM) ;
- La contribution des variables structurant les paysages marins : dans un contexte comparatif, il s'agira de quantifier si les biorégions sont structurées de la même façon que les paysages marins, et d'établir un lien entre biorégions et grands types d'habitats (*i.e.* éléments constitutifs du critère D1C6) ;
- La mise à disposition de la couverture spatiale complète de la SRM golfe de Gascogne au large : actuellement, au-delà du plateau continental (> 200 m de fond), les paysages marins n'ont pas pu être calculés avec une précision suffisante.

A noter que dans le cadre des conventions de mers régionales, deux approches différentes sont envisagées en Manche-Atlantique (OSPAR) et en Méditerranée et s'appuient respectivement sur les projets préalablement mentionnés, NEA-PANACEA et EU-ABIOMMED.

Les échelles spatiales d'évaluation utilisées pour le QSR OSPAR 2023 sont celles définies dans le cadre de la procédure commune d'OSPAR (OSPAR COMP4). Initialement développées par le JMP-EUNOSAT, elles ont été mutualisées avec l'approche des paysages marins du SHOM en Manche et dans le Golfe de Gascogne. Elles reposent sur la définition de régions présentant des caractéristiques physiques, hydrodynamiques (bathymétrie, amplitude de la stratification), hydrologiques (salinité) et biologiques (concentration en chlorophylle-*a*) similaires. Elles présentent cependant la même contrainte que les paysages marins à savoir qu'il s'agit de régions statiques, intégrées sur la profondeur de la colonne d'eau et définies sur une période courte (2012-2019).

En Méditerranée, les premiers travaux du projet EU-ABIOMMED ont été présentés à l'atelier *Pelagic Habitats* organisé par le Joint Research Center (JRC) en septembre 2022. Ces travaux sont similaires à ceux entrepris à l'échelle nationale sur les communautés zooplanctoniques en Manche et Atlantique (cf. **Chapitre 4 – Axe 2**). Les biorégions sont définies à partir des groupes fonctionnels phytoplanctoniques (diatomées, dinoflagellés, cryptophycées, haptophycées, procaryotes et 'algues vertes') en utilisant les produits issus de l'analyse des images satellite (produits PFT : Phytoplankton Functional Types disponibles sur le Copernicus Marine Service – CMEMS). Chaque biorégion présente des caractéristiques communes en termes de composition en groupes fonctionnels et est ainsi définie par la biomasse moyenne de chaque groupe. A noter qu'en 2021 une telle approche avait été développée par El Hourany et al. (2021) et proposait une vision dynamique des biorégions phytoplanctoniques. Ces travaux sont en cours ; les avancées seront suivies pour évaluer leur pertinence et envisager leur utilisation en sous-région marine (SRM) Méditerranée occidentale (MO).

2.3. Etat d'opérationnalité des indicateurs BEE et liens avec les travaux menés à échelle européenne

Depuis les travaux de Duflos et al. (2018), **les trois indicateurs BEE sont toujours en phase de développement**. Les travaux entrepris dans le cadre du projet NEA-PANACEA (2021-2023) en prévision du QSR OSPAR 2023 ont permis des avancées majeures sur la stabilisation des méthodes de calcul pour les indicateurs PH1, PH2 et PH3 (**Tableau 3**). Ces travaux en cours seront remis dans leur version finale en décembre 2022 et ne pourront donc pas être utilisés dans le cadre du cycle 3 de la DCSMM, du fait d'un décalage de calendrier. De plus, il apparaît qu'aucune donnée française n'a été mobilisée dans les travaux OSPAR, les données ayant été transmises tardivement par rapport au calendrier du QSR. L'ensemble de ces éléments rend difficile l'utilisation des évaluations régionales à échelle nationale.

Tableau 3. Synthèse des indicateurs BEE en cours de développement pour le programme thématique « Habitats pélagiques » - métriques et méthodes de calculs utilisés au cycle 2 (d'après Duflos et al. 2018), évolutions dans le cadre du QSR OSPAR pour la partie Manche-Atlantique.

INDICATEURS BEE	METRIQUES ET METHODES DE CALCUL (DUFLOS et al. 2018)	EVOLUTIONS DANS LE QSR OSPAR 2023
<p>PH1/FW5</p> <p>Cet indicateur porte sur les changements des groupes fonctionnels du plancton. Il est fondé sur des calculs de rapports d'abondances (ind.m⁻³ pour le zooplancton, ou cellules.L⁻¹ pour le phytoplancton) ou de biomasse (µgC.L⁻¹ ou mgC.m⁻³) pour des groupes fonctionnels ciblés du plancton, comme indiqué dans le tableau figurant en annexe 1. Il s'agit d'un indicateur commun au Descripteur 4 – Réseau trophique¹¹.</p>	<p>La méthode de calcul¹² comprend, pour chaque paire de groupes fonctionnels :</p> <p>1/ Une projection graphique de l'abondance (données log transformées) au cours des cycles saisonniers d'un groupe fonctionnel en fonction de l'abondance de l'autre groupe fonctionnel pour la période d'évaluation et pour une période de référence.</p> <p>2 / La détermination graphique des Plankton Index (PI ; Tett et al. 2008) et l'analyse des écarts entre ces deux projections graphiques évaluées statistiquement par un test de Khi². Les valeurs des PI sont comprises entre 0 (changement total) et 1 (pas de changement).</p>	<p>Outre l'approche du Plankton Index de Tett et al. (2008), une approche simplifiée a été développée sur chaque groupe fonctionnel. Elle est basée sur l'analyse des changements à long terme de l'abondance/biomasse des groupes fonctionnels (test de tendance de Mann Kendall) et sur l'évaluation de la manière dont les variables environnementales à différentes échelles (e.g. température, salinité, nitrates, azote total, phosphates ; oscillation nord Atlantique) covarient avec ces changements (algorithme de Boruta).</p> <p>La période de référence choisie correspond à la période la plus longue précédant la période d'évaluation (2015-2019).</p>
<p>PH2</p> <p>Cet indicateur porte sur les changements de biomasse du phytoplancton et d'abondance du zooplancton. Il a été adapté aux eaux françaises par rapport à la convention OSPAR.</p> <p>Il existe deux catégories dans cet indicateur PH2.</p> <p>Le PH2-Phytoplancton reposant sur des données de biomasse (concentration en chlorophylle-<i>a</i>, µg.L⁻¹), et</p> <p>Le PH2-Zooplancton pour lequel les données d'abondance des copépodes totaux (ind.m⁻³) sont utilisées, les copépodes dominants très souvent, en biomasse comme en abondance, le zooplancton total.</p>	<p>La méthode s'appuie sur le calcul d'un cycle saisonnier à partir de données d'abondance zooplanctonique ou de biomasse phytoplanctonique sur toute la série temporelle disponible puis sur :</p> <p>1 / Le calcul des anomalies (d'abondance ou de biomasse) par rapport au cycle saisonnier de la période de référence (= période précédant la période d'évaluation).</p> <p>2 / Le calcul des sommes cumulées des anomalies mensuelles.</p> <p>3/ L'étude des tendances des sommes cumulées sur la période évaluée permettant de détecter des changements (test de Spearman).</p> <p>4/ Le test de la significativité de ce changement par comparaison de moyennes.</p> <p>Préalablement au calcul, les données sont régularisées (i.e. création de séries temporelles régulières calées sur un même pas de temps d'échantillonnage à partir des données <i>in situ</i>), puis normalisées par transformations Log.</p>	<p>La méthode proposée repose sur les développements réalisés à échelle nationale (Duflos et al. 2018) et présente deux modifications majeures concernant :</p> <ul style="list-style-type: none"> - La période de référence, définie comme la période la plus longue précédant la période d'évaluation (2015-2019). - Les métriques utilisées, qui sont les moyennes mensuelles d'abondance de copépodes (PH2-Zooplancton) ou de biomasse (moyennes mensuelles de concentrations en chlorophylle-<i>a</i> ; PH2-Phytoplancton). <p>Les liens avec les variables environnementales ont été établis par analyse de régressions multiples (approche Random Forest). Ont été prises en compte les mêmes variables que pour le PH1.</p>

¹¹ Common indicator PH1/FW5 plankton lifeforms – OSPAR Agreement 2018-07.

¹² Cette méthode de calcul a été testée sur une station de suivi en 2018 (Secteur Nord du GdG) et des tests numériques avaient été initiés sur les rapports des contenus en chlorophylle-*a* entre diatomées et dinoflagellés.

	Les métriques utilisées sont (i) dans les eaux côtières, les moyennes mensuelles d'abondance ou de biomasse et (ii) au-delà des eaux côtières, les Percentiles 90 (P90) pour le PH2-Phytoplancton et les moyennes mensuelles d'abondance pour le PH2-Zooplancton.	
<p>PH3</p> <p>Cet indicateur porte sur les changements dans la biodiversité du plancton.</p> <p>Des adaptations de l'indicateur PH3-Phytoplancton ont été proposées pour l'évaluation 2018. Il repose sur la combinaison de 3 indices de diversité (indice de Hulburt, indice de Menhinick et contribution locale à la diversité bêta - LCBD) nécessitant l'acquisition de données d'abondance à l'échelle de l'espèce et du genre (Rombouts et al. 2019).</p> <p>Pour le PH3-Zooplancton les travaux en 2018 étaient en développement pour définir les indices de diversité primaires à estimer.</p>	<p>Pour le PH3-Phytoplancton, le calcul comprend :</p> <p>1 / Le calcul d'indices de diversité alpha (Menhinick, Hulburt) et beta (LCBD, IVI) complémentaires à partir des abondances mensuelles déterminées au niveau du genre ou de l'espèce de phytoplancton.</p> <p>2 / Définition d'un EQR annuel pour les indices (Menhinick, (100 - Hulburt) et LCBD).</p> <p>3 / Calcul du PH3 intégré annuel à partir de la moyenne des EQR annuels de chaque indice.</p> <p>4 / Calcul du PH3 intégré pour la période évaluée à partir de la moyenne des « PH3 intégrés annuels ».</p>	<p>Les étapes de la méthode de calcul ont été modifiées comme suit :</p> <p>1/ Calcul de la diversité beta (LCBD, index IVI) afin d'étudier si un changement apparaît dans la composition de la communauté.</p> <p>2/ Si un changement est détecté par analyse de la diversité beta, le calcul des indices de diversité alpha (Menhinick, Hulburt, Gini et Patten) permet de caractériser la nature du changement en termes de richesse et /ou de dominance.</p> <p>3/ Définition d'un EQR (alpha et beta) et catégorisation en 5 classes (plus l'EQR est proche de 1 et plus l'état est proche des conditions de référence).</p> <p>4/ Analyse des tendances (test de Mann Kendall) sur les EQR beta permettant de catégoriser (i) des changements permanents à long terme, (ii) des changements épisodiques et /ou (iii) des changements graduels et permanents.</p> <p>Les liens avec les variables environnementales ont été établis par analyse de régressions multiples (approche Random Forest). Ont été prises en compte les mêmes variables que pour le PH1 et pour le PH2.</p>

En Méditerranée, les développements envisagés dans le cadre du projet EU-ABIOMMED sur les indicateurs BEE visent à établir une revue exhaustive des indicateurs existants, puis à sélectionner et tester les indicateurs qui paraissent les plus pertinents sur des jeux de données phyto- et zooplanctoniques. Les premiers résultats – publiés par Francé et al. (2021) – de caractérisation des changements de composition des communautés phytoplanctoniques, en lien avec des pressions anthropiques, préconisent l'utilisation d'une combinaison d'indices de diversité alpha (Shannon, Simpson) avec un indice d'équitabilité (Sheldon). Des travaux similaires sur la composante zooplanctonique sont en cours. Une première analyse des données disponibles pour réaliser cette phase du projet a souligné leur très forte hétérogénéité (efforts d'échantillonnage variables selon les secteurs ; niveaux de détermination taxinomique différents) et complexifie les travaux envisagés dans le cadre des évaluations en Méditerranée.

Les trois rapports techniques publiés par le *Joint Research Council (JRC)* sur les habitats pélagiques (Maggliozzi et al. 2021a, 2021b et 2021c) et l'atelier européen dédié aux habitats pélagiques, en mars 2021 puis en septembre 2022, ont montré que de nombreux aspects méthodologiques et conceptuels doivent encore être abordés et discutés pour aboutir à une évaluation harmonisée et cohérente du BEE à l'échelle européenne. Il s'agit en particulier :

- de la nécessité d'aboutir à une définition harmonisée du BEE (*i.e.* qu'appelle-t-on bon état et mauvais état au titre des habitats pélagiques ?) ;

- de considérer une définition cohérente des grands types d'habitats en tenant compte de leur répartition surfacique et sur la verticale ;
- d'intégrer la dynamique spatio-temporelle des communautés dans la définition des habitats pélagiques ;
- de développer des indicateurs communs entre Etats membres afin d'évaluer l'état du milieu et les effets des pressions.

Dans l'état actuel du développement des travaux à échelle européenne et nationale, l'atteinte du BEE pour les habitats pélagiques ne peut être évaluée du fait des manques d'information et de cohérence à différents niveaux :

- Absence de valeurs seuils BEE pour l'ensemble des indicateurs. Dans le cadre du QSR OSPAR 2023, McQuatters-Gollop et al. (2022) ont proposé une méthode semi-quantitative pour évaluer l'état de la biodiversité marine (habitats benthiques, habitats pélagiques, poissons, oiseaux marins, mammifères marins) à l'échelle des régions OSPAR. Cette méthode s'appuie à la fois sur les seuils d'atteinte du BEE (lorsqu'ils sont définis pour certains indicateurs) et sur le dire d'expert (**Tableau 4**).

Tableau 4. Approche semi-quantitative pour définir l'état du Descripteur 1 – Biodiversité (modifié et traduit de McQuatters-Gollop et al. 2022). Cette approche a été déclinée à l'échelle de chaque programme thématique (habitats benthiques, habitats pélagiques, poissons-céphalopodes, mammifères marins-tortues marines, oiseaux marins) et soumise pour validation dans le cadre du QSR OSPAR 2023.

	Mauvais état	La valeur de l'indicateur est inférieure au seuil, ou le changement de l'indicateur représente un état de déclin, ou le changement de l'indicateur est lié à l'augmentation des effets des pressions anthropiques (y compris le changement climatique), ou l'indicateur ne montre aucun changement mais l'état est considéré comme insatisfaisant.
	Etat incertain	Pas de seuil d'évaluation et/ou on ne sait pas si le changement représente un état en déclin ou en amélioration, ou l'indicateur ne montre aucun changement mais il est difficile d'évaluer si l'état représenté est satisfaisant.
	Bon état	La valeur de l'indicateur est supérieure au seuil d'évaluation, ou l'indicateur représente une amélioration de l'état, ou l'indicateur ne montre aucun changement mais l'état est satisfaisant.
	Etat non évalué	L'indicateur n'a pas été évalué dans une région en raison du manque de données, d'expertise ou d'un manque de soutien politique.

- Absence de méthode d'intégration (i) des paramètres (phyto- ou zooplancton ; indices de diversité) au niveau d'un indicateur donné (PH1, PH2, PH3) et (ii) des indicateurs vers le critère D1C6 ;
- Absence de méthode d'agrégation spatiale permettant de passer, par exemple, d'une évaluation stationnelle à la Masse d'Eau Côtière (MEC), et de la MEC au grand type d'habitat ;
- Absence de définition harmonisée de la période de référence : utilisation d'une période de 6 ans avant la période d'évaluation en 2018 (Duflos *et al.* 2018) et dans le cadre de l'évaluation intermédiaire OSPAR 2017 (McQuatters-Gollop et al. 2022) ; utilisation des plus longues séries temporelles disponibles dans la version provisoire du QSR OSPAR 2023 (**cf. Tableau 3**).

A ce jour, **il n'y a pas de recommandation d'évaluation au niveau européen**. En effet, la section thématique D1 Habitats pélagiques dans le document guide EU DCSMM Art. 8 est toujours en cours de rédaction et sera stabilisée d'ici décembre 2022.

3. Chapitre 3 - LIENS AVEC LES AUTRES ÉLÉMENTS DU DOCUMENT STRATÉGIQUE DE FAÇADE (DSF)

3.1. Pressions et activités impactant les habitats pélagiques

Les **activités humaines directes** (e.g. pêche, exploitation minière, mariculture, aménagement du littoral), **indirectes** (e.g. changements climatiques, introduction et développement d'espèces non indigènes, pollution au sens large) et les **pressions associées affectent les communautés planctoniques** à différents niveaux d'intensité, et à différentes échelles (temps et espace). Leurs impacts peuvent varier en fonction des communautés présentes, de leur stade de développement et de leur histoire de vie (Lefort et al. 2015 ; **Figure 3**). Ces pressions peuvent avoir des effets immédiats ou différés qu'il est difficile d'appréhender compte tenu de leurs interactions possibles (effets synergiques, cumulés, antagonistes).

L'annexe III révisée de la décision UE 2017/845 et le rapport technique de Magglozzi et al. (2021a) classent les pressions s'exerçant sur les habitats pélagiques en 4 catégories principales : 1/ les facteurs hydro-climatiques (physiques), 2/ les changements biologiques (en lien avec le transport maritime), 3/ les contaminants et les apports de déchets (substances, déchets et énergie) et 4/ les interventions humaines entraînant des restructurations physiques en milieu marin (e.g. restructuration des cours d'eau, du littoral ou des fonds marins ; extraction de ressources non vivantes).

1/ Les **conditions hydro-climatiques** constituent les principaux facteurs de forçage des communautés planctoniques (cf. **Chapitre 1 – 1.2**). Ainsi, les gradients verticaux et horizontaux des paramètres hydrologiques (température, salinité), physiques (gradients de densité) ou biologiques (distribution des proies) sont responsables de l'hétérogénéité spatiale du plancton ('*plankton patchiness*') et conduisent à une mosaïque de réponses dépendantes des écosystèmes considérés. Les conditions hydro-climatiques ont des effets profonds sur les déplacements des communautés planctoniques, leur composition et leur production. La version provisoire du QSR 2023 – relatif aux changements climatiques – établit des liens entre les pressions climatiques et l'état des écosystèmes marins suite à l'augmentation (i) de la température (et de la stratification ; avec des impacts sur les teneurs en oxygène dissous), (ii) de la salinité, (iii) des apports en eaux douces (et en nutriments) en réponse à l'augmentation en fréquence des événements pluviométriques extrêmes, et (iv) de l'acidification¹³. Des modifications de la circulation océanique à large échelle sont à envisager. Ces pressions sont partiellement prises en compte par le descripteur 7 et le critère D7C1 (cf. **Chapitre 2 – 2.1**) où sont traitées les altérations des conditions hydrographiques (e.g. les courants, la salinité, la température) associées au développement des infrastructures.

2/ Les **phénomènes d'invasion** associés à l'introduction et au développement de certaines **espèces non indigènes** peuvent entraîner des changements d'abondance, de biomasse ou de diversité au sein des communautés planctoniques (e.g. dominance ; Gorokhova et al. 2005 ; Tiselius et Møller 2017) et impacter, par cascade trophique, le fonctionnement de l'écosystème pélagique. La co-invasion d'espèces qui exploitent des habitats différents, comme par exemple des espèces à cycle de vie benthopélagique, peut avoir des effets trans-habitats (Fryxell et al. 2016) qu'il est difficile d'estimer. Les liens entre les habitats pélagiques et les espèces non indigènes (ENI) considèrent la proportion d'habitat affectée par les ENI (D2C3; cf. **Chapitre 2 – 2.1**). Estimer les effets des ENI sur les habitats pélagiques constitue un défi du fait de la multiplicité et de la variabilité des interactions biotiques au sein des communautés planctoniques (e.g. prédation, compétition, parasitisme...). Il est cependant possible d'identifier si les changements observés dans les communautés planctoniques relèvent spécifiquement d'invasions en s'intéressant à l'évolution de l'aire de répartition de certaines ENI (au

¹³ Pour l'acidification, les résultats obtenus sont à nuancer car les données de pH utilisées dans ce contexte sont issues de mesures in situ et/ou de la modélisation, et peuvent présenter des incertitudes importantes.

détriment d'espèces autochtones) et /ou à des épisodes de dominance en raison d'une saisonnalité marquée de ces espèces.

3/ Les contaminants organiques, inorganiques et les déchets (micro- et nanoplastiques¹⁴) peuvent avoir des effets directs (*e.g.* ingestion, adsorption,) ou indirects (*e.g.* transferts dans la chaîne trophique, bioaccumulation, effets délétères sur le métabolisme et la reproduction) sur les communautés planctoniques. Les pollutions chroniques et aiguës sont considérées dans les critères D8C2 et D8C4 (**cf. Chapitre 2 – 2.1**) mais aucune composante planctonique n'est associée aux indicateurs de ce descripteur. Les apports excessifs en nutriments peuvent entraîner des efflorescences d'algues nuisibles et/ou toxiques impactant négativement l'écosystème (*e.g.* accumulation de toxines dans les produits de l'aquaculture, mortalité de la faune, développement de zones hypoxiques). Dans ce contexte, les liens entre les indicateurs de pression associés au Descripteur 5 – Eutrophisation (D5C2 – chlorophylle-*a* dans la colonne d'eau ; D5C3 – étendue spatiale et durée des proliférations d'algues nuisibles et/ou toxiques et D5C4 – transparence de la colonne d'eau) sont à étudier de manière approfondie (**cf. Chapitre 2 – 2.1**). Enfin, si les effets des micro- et nanoplastiques sur les composantes planctoniques commencent à être bien documentés (*e.g.* Cole et al. 2013, 2015 ; Tallec 2019), les communautés planctoniques ne sont pas associées dans la surveillance ni l'évaluation du Descripteur 10 de la DCSMM.

4/ Les **interventions humaines entraînant des restructurations physiques de l'environnement marin**, même à court terme, peuvent causer des effets hérités sur de plus longues périodes (Korpinen et al. 2012). Il peut s'agir de changements des apports en milieu marin associés par exemple aux traitements des eaux usées, à une modification des circuits de refroidissement de centrales nucléaires, à une restructuration physique des cours d'eau, du littoral ou des fonds marins (*e.g.* parcs éoliens offshore). Sont concernés également les aménagements en zones côtières (*e.g.* barrages, digues) et les extractions de ressources non vivantes pouvant modifier localement les conditions hydrologiques et physico-chimiques de la colonne d'eau (*e.g.* turbidité), la production biologique et, de fait, le fonctionnement et la structure des habitats pélagiques. Si les effets des activités humaines sur les conditions hydrographiques sont étudiées par le descripteur 7 (**cf. Chapitre 2 – 2.1**), les activités de pêche (**extraction de ressources vivantes** en lien avec le descripteur 3 - espèces commerciales) sont également associées aux pressions qui s'exercent sur le fonctionnement du réseau trophique (descripteur 4). Ainsi, la surexploitation de certaines espèces commerciales peut entraîner un relâchement de la pression de prédation sur les bas maillons trophiques, favorisant ainsi le développement des producteurs primaires (phytoplancton; indicateur FW¹⁵2 du descripteur 4) et secondaires (zooplancton; indicateur FW6: biomasse du zooplancton).

3.2. Objectifs environnementaux en liens avec les Habitats pélagiques

Il n'existe pas d'objectifs environnementaux (OE) pour ce programme thématique au cycle 3. Néanmoins, trois enjeux majeurs pouvant influencer la structure, la distribution et le fonctionnement des habitats pélagiques ont été identifiés et sont couverts par les programmes thématiques « Changements hydrographiques » (D7) et « Eutrophisation » (D5), respectivement. Il s'agit : 1/ des **structures hydrologiques particulières** (*e.g.* fronts permanents ou semi-permanents, tourbillons), 2/ des **zones d'interface terre-mer et des panaches fluviaux** (*e.g.* estuaires, baies semi-fermées), et 3/ des **producteurs primaires, secondaires et des espèces fourrage** (*e.g.* communautés planctoniques perturbées par les efflorescences de *Phaeocystis globosa* en SRM Manche - mer du Nord (MMN; Seuront et Vincent 2008), dans des secteurs d'alimentation pour les prédateurs supérieurs, Dessier et al. 2018).

¹⁴ Les microplastiques correspondent aux particules <5mm, (NOAA 2008), et les nanoplastiques correspondent aux particules <100 nm ou <1000 nm (Galloway et al. 2017 ; Gigault et al. 2018)

¹⁵ FW : Food Web

3.3. Correspondance avec les programmes de surveillance tels que définis dans les Documents Stratégiques de Façades (DSF)

Le programme de surveillance (PdS) « Habitats pélagiques » est organisé en 4 sous-programmes (SP) de surveillance permettant le suivi :

- de **paramètres « socles »** décrivant les **conditions environnementales et contextuelles** (SP1- Données contextuelles : hydrologie et physico-chimie). Les données acquises dans ce SP ne renseignent pas les indicateurs BEE mais fournissent les données d'aide à l'interprétation des changements observés ;
- de **paramètres d'état du milieu** décrivant les communautés phytoplanctoniques (SP2), zooplanctoniques (SP3) et microbiennes (SP4 – Micro-organismes). La dénomination du SP4 en "Micro-organismes" intègre les micro-organismes hétérotrophes et mixotrophes (*e.g.* bactéries, nanoflagellés, ciliés et dinoflagellés), les composantes autotrophes étant déjà couvertes par le SP2-Phytoplancton. Ce choix de compartimenter les composantes planctoniques est justifié par les stratégies d'échantillonnage et d'analyse mises en œuvre pour leur surveillance.

Certaines des données acquises dans les SP du PdS « Habitats pélagiques » alimentent d'autres PdS. Ainsi, les données acquises dans le SP1-Données contextuelles : hydrologie et physico-chimie sont partagées avec les PdS des descripteurs D7-Conditions Hydrographiques et D5-Eutrophisation.

Le **SP2-Phytoplancton** comprend des dispositifs de suivi transversaux avec le SP correspondant du PdS « Eutrophisation » et certains des paramètres (abondance totale, production primaire, paramètres photosynthétiques) alimentent des critères transversaux au D4-Réseaux trophiques (**Tableau 5**).

Tableau 5. Liens entre les éléments du BEE du programme thématique « Habitats pélagiques », les sous-programmes de surveillance du PdS Habitats pélagiques et les autres descripteurs et critères de la DCSMM. D.C. : Données contextuelles.

SOUS-PROGRAMMES	PARAMÈTRES MESURÉS	INDICATEURS HABITATS PÉLAGIQUES	CRITÈRES	LIENS AUTRES PROGRAMMES DE SURVEILLANCE ET CRITÈRES ASSOCIÉS
SP1 – Données contextuelles : hydrologie et physico-chimie	Température Salinité	D.C.	-	Changements hydrographiques (D7)
	Transparence de la colonne d'eau (turbidité)	D.C	-	Eutrophisation (D5C4) Limite photique (transparence) de la colonne d'eau
	Nutriments (Nitrates, phosphates, Silicates)	D.C	-	Eutrophisation (D5C1) Concentrations en nutriments dans la colonne d'eau
	Oxygène dissous	D.C	-	Eutrophisation (D5C5) Concentration en oxygène dissous au fond
SP2 – Phytoplancton	Abondance et biomasse des groupes fonctionnels phytoplanctoniques	PH1/FW5	D1C6	Eutrophisation (D5C3) Blooms d'algues nuisibles Réseaux trophiques (D4C2) Equilibre des abondances entre les guildes trophiques Indicateur candidat Food Web 5
	Concentration en chlorophylle- <i>a</i>	PH2 - Phytoplancton	D1C6	Eutrophisation (D5C2) Concentration en chlorophylle- <i>a</i> dans la colonne d'eau
	Abondance des espèces phytoplanctoniques (diversité)	PH3 - Phytoplancton	D1C6	Réseaux trophiques (D4C1) Diversité des guildes trophiques
SP3 – Zooplancton	Abondance et biomasse des groupes fonctionnels zooplanctoniques	PH1/FW5	D1C6	Réseaux trophiques (D4C2) Equilibre des abondances entre les guildes trophiques Indicateur candidat Food Web 5
	Abondance totale du zooplancton	PH2 - Zooplancton	D1C6	-
	Abondance des espèces zooplanctoniques (diversité)	PH3 - Zooplancton	D1C6	Réseaux trophiques (D4C1) Diversité des guildes trophiques Espèces Non Indigènes (D2C1) Espèces Non Indigènes nouvellement introduites Espèces Non Indigènes (D2C2) Espèces non indigènes établies (abondance et répartition spatiale) Espèces Non Indigènes (D2C3) Groupes d'espèces et grands types d'habitats menacés par des espèces non indigènes
SP4 – Micro-organismes	Abondance et biomasse des groupes fonctionnels planctoniques	PH1/FW5	D1C6	Eutrophisation (D5C3) Blooms d'algues nuisibles Réseaux trophiques (D4C2) Equilibre des abondances entre les guildes trophiques Indicateur candidat Food Web 5

4. Chapitre 4 - ETAT D'AVANCEMENT DES REFLEXIONS ET TRAVAUX SUR LE PROGRAMME THÉMATIQUE HABITATS PELAGIQUES

Préambule

Suite à l'atelier S&T DCSMM « Habitats pélagiques » du 28/04/2022 et compte tenu de l'état d'opérationnalisation des indicateurs BEE Habitats pélagiques aux échelles nationale et européenne (cf. **Chapitre 2 – 2.3**), aucune évaluation du BEE des habitats pélagiques (avec fiches indicateurs associées) ne pourra être proposée pour le cycle 3. **Ce rapport ne constitue donc en aucun cas un rapport d'évaluation mais dresse le bilan de l'état d'avancement des réflexions et des travaux menés par l'équipe Habitats pélagiques DCSMM depuis sa structuration officielle en octobre 2021.**

Les travaux présentés dans la suite de ce rapport sont structurés en 2 axes principaux permettant d'aborder les développements réalisés :

1/ en SRM Méditerranée occidentale sur les séries temporelles disponibles pour opérationnaliser l'indicateur PH2 (Phytoplancton et Zooplancton) et,

2/ en SRM Manche Mer du Nord, mers celtiques et golfe de Gascogne pour définir des échelles spatiales d'évaluation (biorégions) fondées sur les communautés zooplanctoniques.

Axe 1 – Adaptation et opérationnalisation de l'indicateur PH2 en sous-région marine Méditerranée occidentale

La sous-région marine Méditerranée occidentale (SRM MO) a été choisie comme site atelier de ce travail de développement numérique. Il s'agit d'un site d'étude présentant des caractéristiques physiques et biogéochimiques très variables et contrastées à différentes échelles spatio-temporelles, dont « *la dynamique environnementale peut être assimilée à celle d'un océan plus vaste* » (Mayot et al. 2016). Il s'agit d'une SRM pour laquelle des stations de suivi de la biomasse phytoplanctonique existent en dehors des eaux côtières sur des séquences temporelles relativement longues (> 10 ans). Les suivis pigmentaires réalisés par A. Goffart (Univ. Liège) permettent également de disposer d'une série temporelle à fréquence hebdomadaire à bi-hebdomadaire sur le site de Calvi depuis 1997, série de données à partir de laquelle des tests relatifs aux méthodes d'interpolation sont envisageables.

1. Synthèse des spécificités de la Méditerranée : paramètres abiotiques et biomasse phytoplanctonique totale (chl α)

Résumé des travaux

Cette partie du rapport synthétise les principales caractéristiques abiotiques de la Méditerranée et leur impact sur le développement de la biomasse phytoplanctonique totale (chl α). La Méditerranée est un bassin d'évaporation, où les apports d'eau douce ne compensent pas les pertes dues à l'évaporation. Le déficit en eau (≈ 1 m par an) est comblé par une entrée d'Eau Atlantique qui pénètre en surface en Méditerranée par le détroit de Gibraltar. Le flux entrant d'Eau Atlantique, le stress lié aux vents et la bathymétrie contrôlent la circulation de surface de toute la Méditerranée. Les forçages hydrodynamiques contraignent les distributions horizontale et verticale de la biomasse phytoplanctonique. La distribution horizontale est caractérisée par une hétérogénéité spatiale importante. L'oligotrophie de la Méditerranée augmente d'Ouest en Est et, dans la Méditerranée occidentale, elle est modulée par une série de processus physiques (*e.g.* gyres, systèmes frontaux, ondes internes) qui agissent à différentes échelles spatiales et temporelles et enrichissent la couche de surface en nutriments. A l'échelle de la ZEE française, et à l'exception de la région du delta du Rhône, les eaux du large sont plus riches en nutriments et en phytoplancton que les eaux côtières. Du printemps à la fin de l'automne, une thermocline saisonnière isole les eaux chaudes de surface des eaux froides présentes en profondeur. Sur l'ensemble de la Méditerranée pélagique, les eaux situées au-dessus de la thermocline sont épuisées en nutriments et en phytoplancton. ***Une caractéristique majeure du phytoplancton méditerranéen est la présence d'un maximum profond de chlorophylle (DCM – Deep Chlorophyll Maximum) non détectable par les satellites.*** A l'exception de la frange côtière très peu profonde, le DCM est observé dans toute la Méditerranée pendant la période stratifiée et ses caractéristiques sont contrôlées par les variables abiotiques du milieu. Il s'agit d'une entité dynamique qui joue un rôle essentiel dans le fonctionnement du milieu pélagique méditerranéen. En effet, il constitue la source de nourriture principale du zooplancton 6 à 8 mois par an et attire une partie de l'ichtyoplancton qui s'y rassemble pour profiter de l'agrégation de nourriture.

1.1. Principales caractéristiques abiotiques de la Méditerranée

1.1.1. Géographie, bathymétrie, vents dominants et apports fluviaux

La Méditerranée est une mer semi-fermée s'étendant sur environ 4 000 km d'Ouest en Est. Elle se divise en deux régions bien individualisées : la Méditerranée occidentale et la Méditerranée orientale, séparées par le canal de Sicile (**Figure 5A**). Le littoral méditerranéen se déroule sur 46 000 km.

La Méditerranée occidentale et la Méditerranée orientale sont elles-mêmes nettement compartimentées et se divisent en de nombreux bassins (**Figure 5B**). En Méditerranée occidentale, l'axe Corse - Sardaigne isole la mer Tyrrhénienne des autres zones. La zone économique exclusive (ZEE) méditerranéenne française couvre partiellement le Golfe du Lion, la Mer Ligure et la Mer Tyrrhénienne (**Figure 5C**).

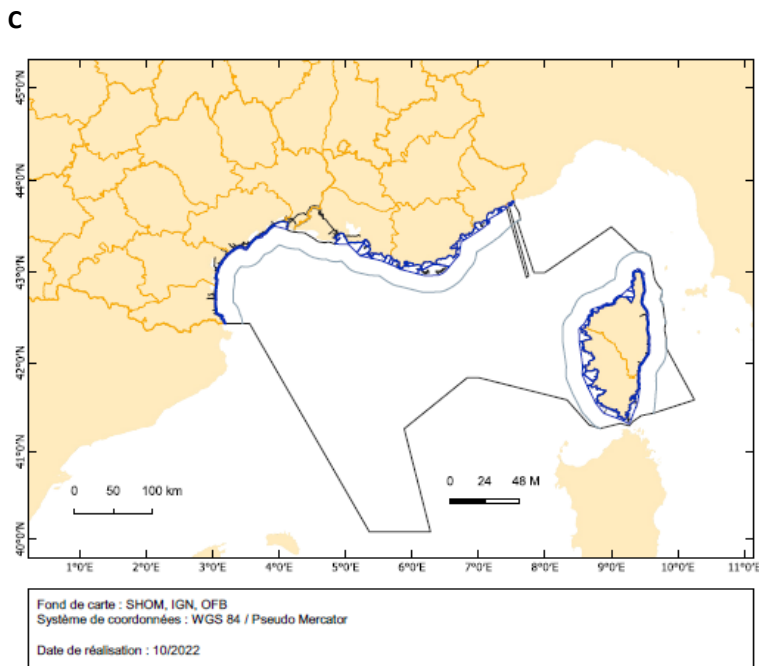
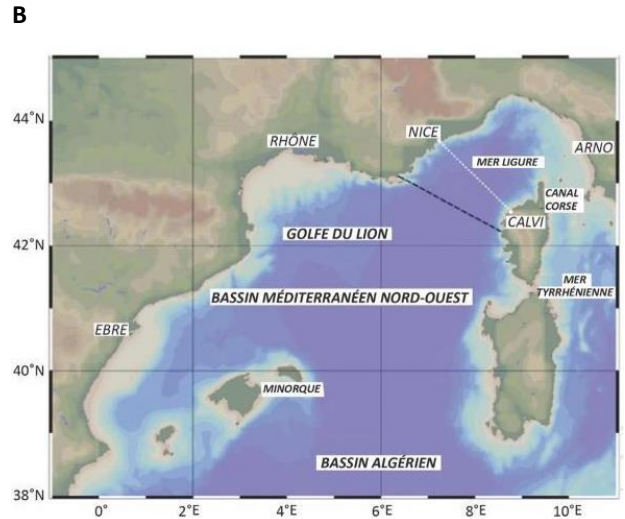


Figure 5. Principaux bassins de la Méditerranée (A ; d'après Ayache 2016), zoom sur le Nord-Ouest du bassin méditerranéen (B ; d'après Prieur et al. 2021) et limites de la zone économique exclusive française (en noir ; ZEE) et des eaux territoriales (en bleu) en Méditerranée (C).

La Méditerranée est une mer profonde de 1 500 m de profondeur moyenne. La profondeur maximale, située en Mer Ionienne au large du Péloponnèse, est de 5 121 m. La morphologie bathymétrique de la ZEE française se caractérise globalement par un plateau continental très étroit plongeant rapidement, par un talus abrupt, vers des fonds supérieurs à 2 000 m. Seul le Golfe du Lion, limité par le Cap de Creus en Catalogne à l'Ouest et le Cap Sicié dans le Var à l'Est, présente un talus continental plus large (**Figures 6A et 6B**).

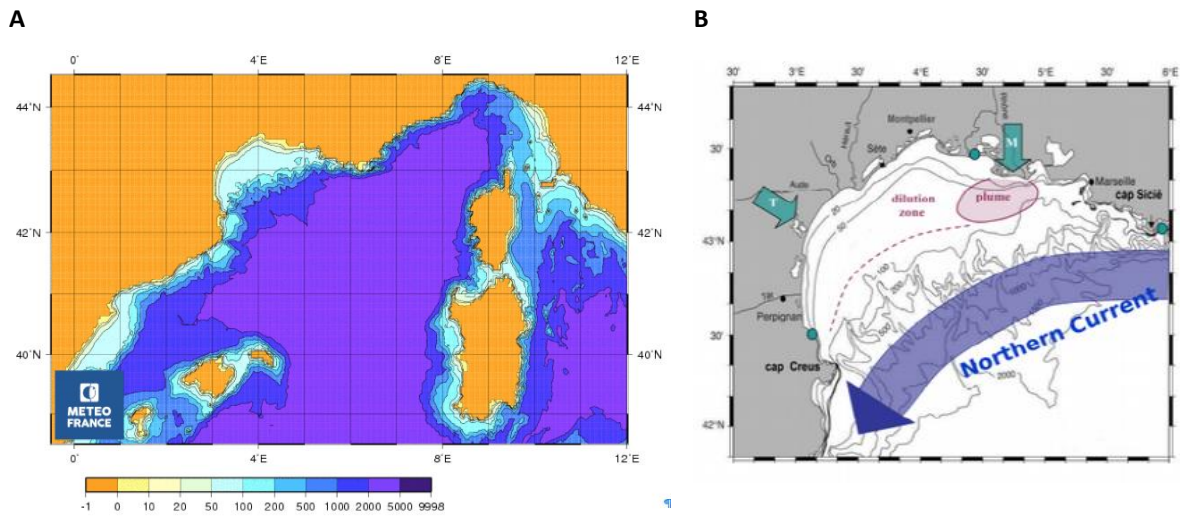


Figure 6. Bathymétrie (en mètres) de la Méditerranée française (A ; source : Météo France) et zoom sur la bathymétrie du Golfe du Lion (B ; d'après Doglioli 2020).

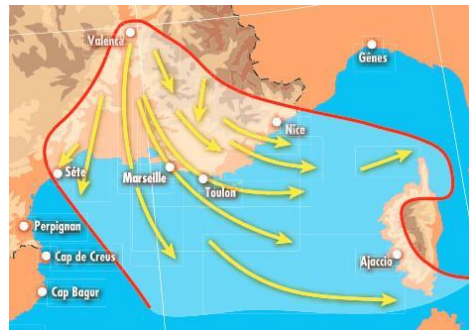
Les frontières côtières sont pour la plupart montagneuses. Le relief et un système dépressionnaire fréquent sur le Golfe de Gênes canalisent les principaux régimes de vent (*Mistral* et *Tramontane* respectivement dans les régions de Marseille et Carcassonne ; *Marin* dans la région de Montpellier et Banyuls ; *Grégale* (ou *Grec*) sur la Côte d'Azur, le Languedoc-Roussillon et la Corse ; *Libeccio* sur la Côte d'Azur et la Corse et *Sirocco* en Corse ; **Figures 7A et 7B**). Ces vents, parfois très violents, contrôlent fortement la dynamique de toutes les masses d'eau de la ZEE française.

Le Rhône, principal fleuve de Méditerranée occidentale, se déverse dans le Golfe du Lion. Il est soumis (i) à des crues d'origine océanique provoquées par les pluies et les vents d'Ouest à Sud - Ouest qui affectent essentiellement les affluents du Rhône supérieur, et (ii) à des crues d'origine méditerranéenne provoquées par les pluies et les vents marins de Sud à Sud - Est qui touchent les affluents méridionaux du fleuve (épisodes cévenols). Le débit du Rhône a un caractère saisonnier marqué, avec de forts débits en automne, associés aux crues méditerranéennes, et au printemps, pendant la fonte des neiges (Bourrin et al. 2009). De petits fleuves côtiers à caractère torrentiel sont présents le long de toute la façade méditerranéenne. Ils ont un régime hydrologique similaire à ceux des oueds africains.

A

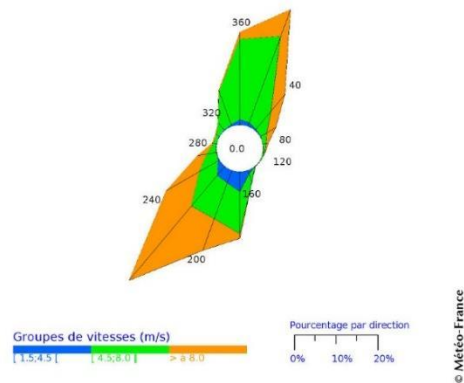


B



Normale de la Rose des Vents à Calvi établie à partir du vent maximal quotidien à 10 mètres moyenné sur 10 minutes période 1981/2010

Figure 7. Principaux vents rencontrés en région méditerranéenne (A), zone d'influence du Mistral et rose des vents à Calvi (Ouest Corse) sur la période 1981-2010 (B ; source : Météo France).



1.1.2. Bilan hydrique et circulation de surface à l'échelle de la Méditerranée

La Méditerranée est un bassin d'évaporation, où les apports d'eau douce (apports fluviaux, précipitations, ruissellement) ne compensent pas les pertes dues à l'évaporation. Béthoux (1984) estimait le déficit à environ 80 cm par an dans le bassin occidental et à 1 m dans le bassin oriental. Plus récemment, Matsoukas et al. (2005) avancent des valeurs d'évaporation de 1,0 à 1,5 m par an pour l'ensemble de la Méditerranée. L'évaporation maximale a lieu en hiver, quand l'eau se refroidit. Elle transfère l'énergie accumulée dans l'eau à l'atmosphère. L'augmentation à long terme de l'évaporation, associée à la diminution des apports d'eau douce par les précipitations et les fleuves, conduit à une augmentation progressive de la salinité (« salinification » ; Skliris et al. 2018).

Les pertes dues à l'évaporation sont équilibrées par un apport d'eau d'origine atlantique relativement peu salée (≈ 36.2 ; Béthoux et Prieur 1983) via le détroit de Gibraltar. Les estimations du flux entrant à Gibraltar varient de $800\,000\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (Sanchez-Roman et al. 2018) à $2\,000\,000\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (Millot 1999¹⁶) et le courant associé atteint des vitesses maximales de l'ordre de $1\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (Hopkins 1985). Ce flux entrant progresse vers l'Est et contrôle la circulation des couches de surface de toute la Méditerranée (Figure 8).

¹⁶ $1\,000\,000\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1} = 1\text{ Sverdrup}$.

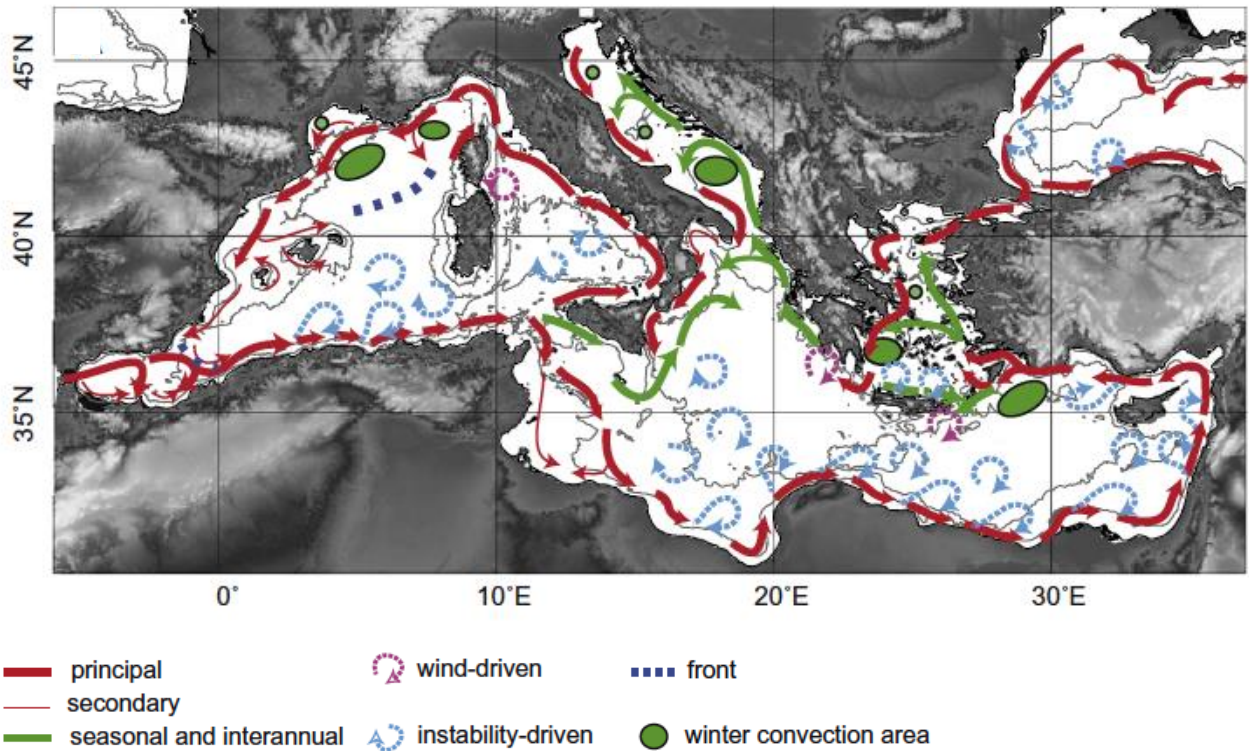


Figure 8. Circulation de surface à l'échelle de la Méditerranée (d'après Mermex group 2011).

Lors de son avancée en Méditerranée, l'Eau Atlantique entrée en surface devient plus salée et plus chaude. L'Eau Atlantique modifiée (« *Modified Atlantic Water* ») s'enfonce progressivement dans la colonne d'eau pour former l'Eau Intermédiaire ou l'Eau Profonde (circulation thermohaline). Après environ 70 ans, les eaux méditerranéennes, plus denses, sortent dans l'Atlantique par le fond du détroit de Gibraltar en formant une veine d'eau méditerranéenne à la signature spécifique (« *Mediterranean Outflow Water* »). Le renouvellement de la totalité de l'eau méditerranéenne est rapide, de l'ordre de 70 ans (Jacques et Tréguer 1986) comparativement à ce qui peut être observé pour d'autres océans où il varie de 200 à 1 000 ans. **Cela implique que toutes les eaux méditerranéennes sont, ou ont été, en contact avec les pressions anthropogéniques majeures liées à l'ère industrielle, initiée vers 1850.**

a. Cas particulier de la circulation en Mer Ligure

Dans la Mer Ligure, le flux entrant d'Eau Atlantique génère une circulation cyclonique permanente (D'Ortenzio et Prieur 2012). Les eaux d'origine atlantique, présentes en périphérie du bassin, sont séparées de celles de la zone centrale par le front Liguro-Provençal, caractérisé par de forts gradients horizontaux et verticaux de densité (Sournia et al. 1990 ; Goffart 1992 ; **Figure 9A**). Le Courant Ligure (ou Courant Liguro-Provençal ou « *Northern Current* ») est la résultante de la rencontre du Courant Ouest Corse (ou « *Western Corsican Current* »), qui s'écoule globalement vers le Nord et est relativement stable (Béthoux et Prieur 1983) et du Courant Est Corse (ou « *Eastern Corsican Current* » ou Courant Tyrrhénien), plus variable en intensité (Millot 1999 ; **Figures 9B et 9C**).

Le Front Liguro-Provençal (**Figure 9A**) est une zone de transition rapide entre la zone périphérique et la zone centrale. En forme de fer à cheval, il est le siège de divergences qui assurent de façon permanente la fertilisation de la couche euphotique en y amenant des veines d'Eau Intermédiaire, situées normalement à plus de 300 m de profondeur (Prieur et Tiberti 1985).

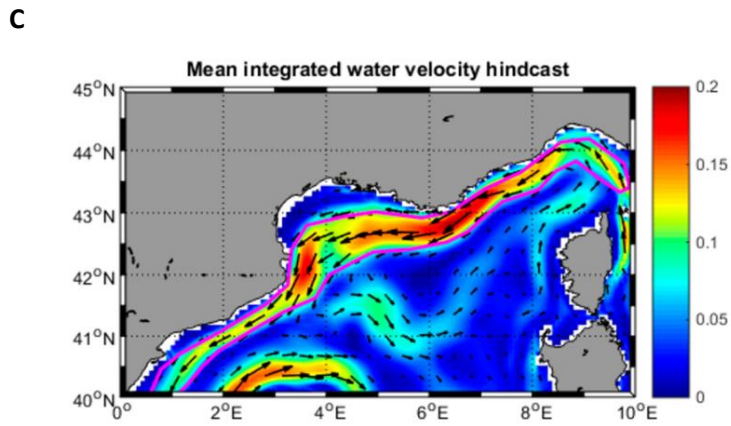
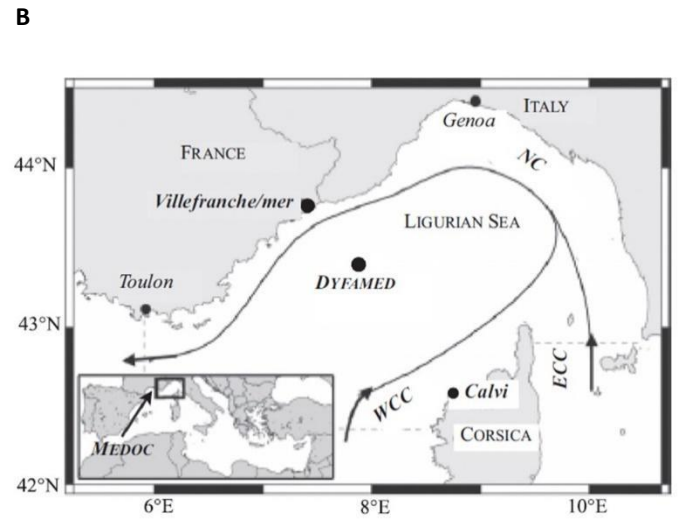
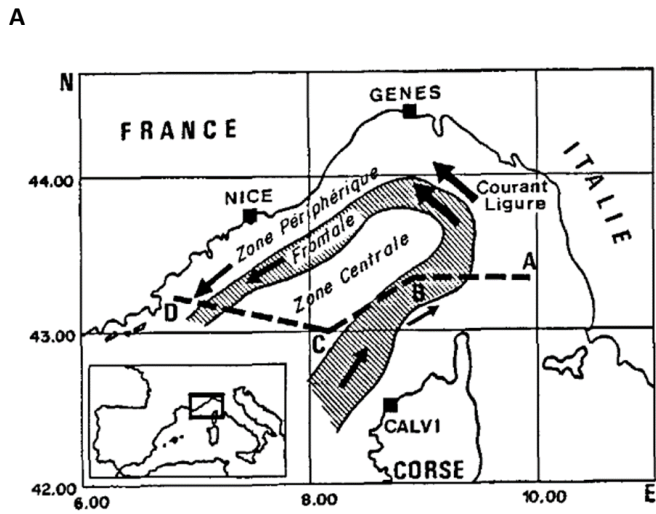


Figure 9. Cartes de la Mer Ligurie montrant schématiquement (A) la position des zones périphérique, frontale et centrale (d'après Sournia et al. 1990) ; (B) les principaux courants (WCC : Western Corsican Current, Courant Ouest Corse; ECC : Eastern Corsican Current, Courant Est Corse; NC : Northern Current, Courant Ligure (d'après Goffart et al. 2015); (C) la circulation moyenne de surface (m.s⁻¹) simulée pour la période 2010 - 2015 (d'après Macias et al. 2018).

b. Cas particulier de la circulation en Mer Tyrrhénienne

En surface, le Courant Est Corse se caractérise en général par un transport dominant du Sud vers le Nord. Cette caractéristique est cependant modulée par une intense activité à méso-échelle liée, entre autres, aux variations de la topographie et des champs de pression atmosphérique (Fossi et al. 2017). Les vents d'Ouest, qui soufflent toute l'année dans le détroit de Bonifacio, entre la Corse et la Sardaigne, alimentent la formation d'un grand tourbillon cyclonique¹⁷ au large du Sud - Est de la Corse, le gyre de Bonifacio. En hiver, les eaux de ce tourbillon sont reprises par la circulation générale et renforcent le courant Est Corse. En été, le développement d'un gyre anticyclonique entre l'extrémité Nord de la Corse et les îles de l'archipel Toscan (Elbe et Capraia) limite les échanges entre la Mer Tyrrhénienne et la Mer Ligurie (Iacono et al. 2021 ; de la Vara et al. 2022 ; **Figure 10**).

¹⁷ Rotation cyclonique : dans l'hémisphère Nord, rotation contraire à celle des aiguilles d'une montre.

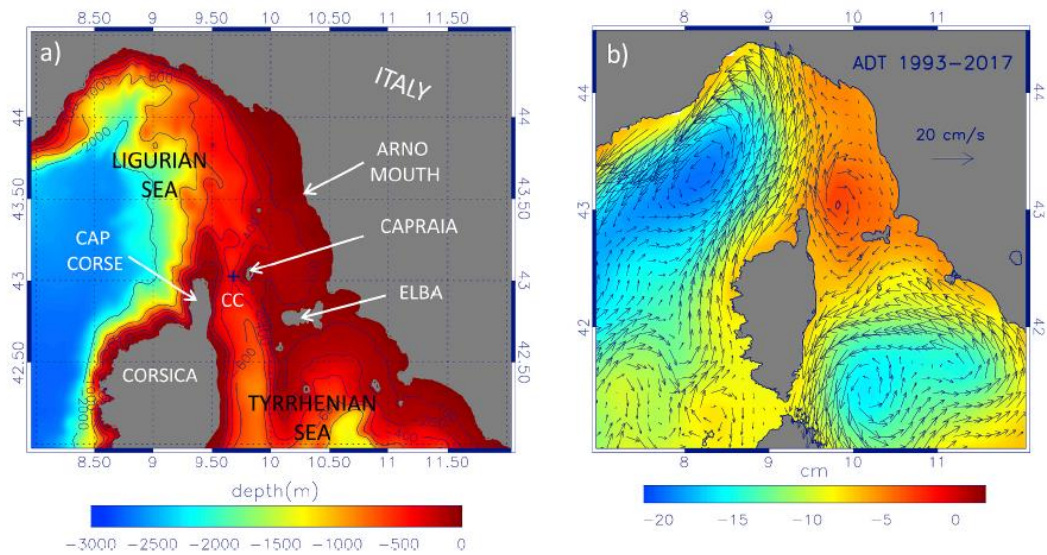


Figure 10. a) Bathymétrie et b) courants annuels moyens (cm. s⁻¹) autour de la Corse pendant la période 1993 - 2017 (d'après Iacono et Napolitano 2020).

c. Cas particulier de la circulation dans le Golfe du Lion

La circulation des masses d'eau dans le Golfe du Lion est complexe. Globalement, la veine principale du Courant Ligure, dirigé vers le Sud-Ouest, longe la partie supérieure du talus (Millot 1999 ; Millot et Taupier-Lepage 2005 ; Petrenko et al. 2008).

Sur le plateau, la circulation est contrôlée par le vent, le forçage par le Courant Ligure et les apports du Rhône (Estournel et al. 2003 ; Pujo-Pay et al. 2006 ; Ody et al. 2016).

Schématiquement, quand le Mistral et la Tramontane ne soufflent pas, une branche secondaire du Courant Ligure et les eaux du Rhône s'écoulent d'Est en Ouest sur tout le plateau en étant déviées vers la droite sous l'effet de la force de Coriolis (Millot et Taupier-Lepage 2005). En sortie de golfe, à l'Ouest, les 2 branches du Courant Ligure se rejoignent.

Quand le Mistral et/ou la Tramontane soufflent (**Figure 11**), les eaux du Rhône sont exportées au large où elles se mélangent avec les eaux du large. Sur le plateau, de grands tourbillons temporaires, cycloniques et/ou anticycloniques, se développent en réponse au forçage du vent.

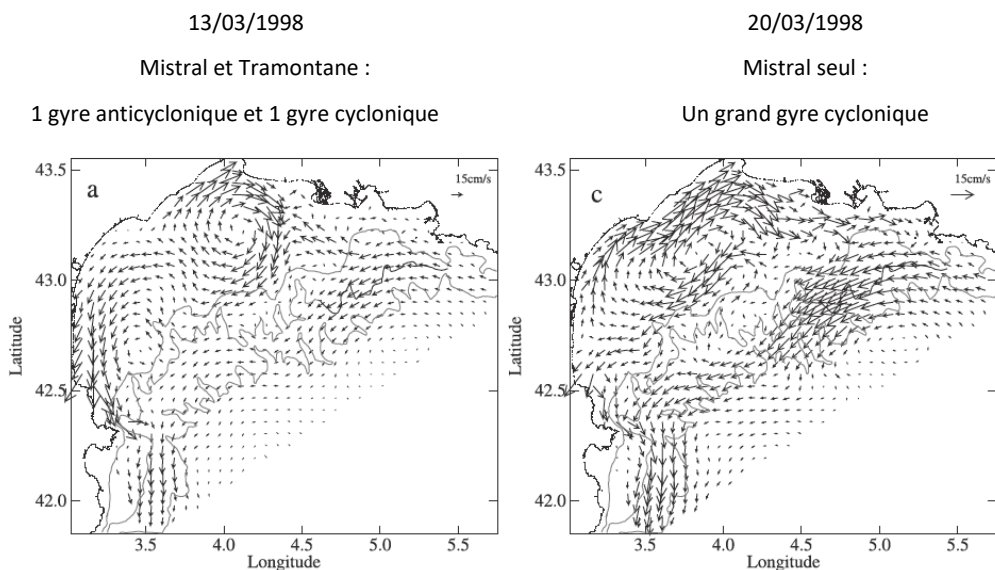


Figure 11. Courants du Golfe du Lion intégrés sur la profondeur en cas de Mistral et de Tramontane (16 mars 1998) et de Mistral seul (20 mars 1998 ; d'après Estournel et al. 2003).

L'interface Rhône - Méditerranée présente elle aussi une forte variabilité dans l'espace et dans le temps : l'extension du panache de dilution du Rhône est généralement orientée vers le large quand les vents dominants viennent de la terre, alors que les vents venant du large la déplacent vers la côte (Pujo-Pay et al. 2006). Elle dépend aussi du débit du fleuve (**Figure 12**).

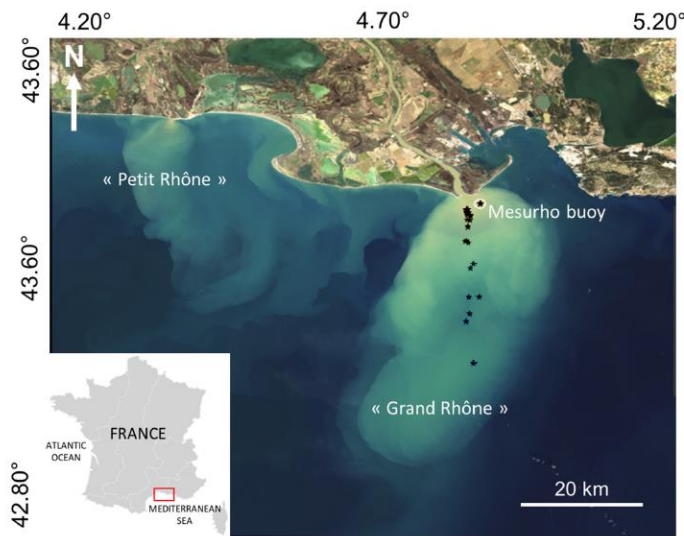


Figure 12. Extension de la distribution de la matière particulaire apportée par le panache du Rhône après la crue historique du 23 février 2014 (d'après Ody et al. 2016).

1.1.3. Température de l'eau

La structure thermique de la partie supérieure de la colonne d'eau résulte essentiellement des flux existants à l'interface air - mer. Ceux-ci déterminent le cycle annuel de réchauffement et de refroidissement lié aux saisons. En profondeur, la signature thermique est essentiellement déterminée par la circulation des masses d'eau (Flos 1985).

A l'échelle annuelle, la température moyenne de surface en Méditerranée augmente d'Ouest en Est et du Nord au Sud (**Figure 13**).

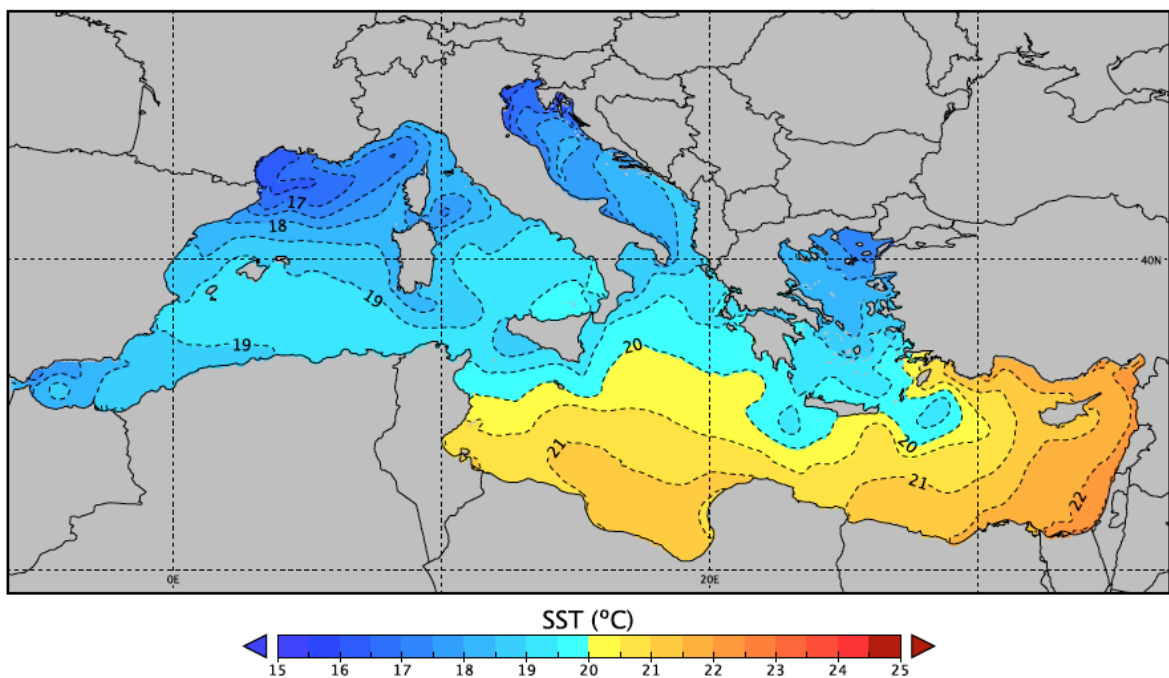
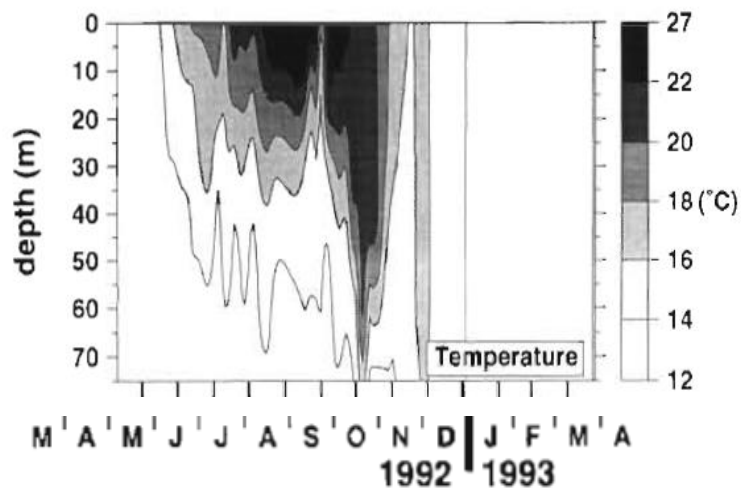


Figure 13. Température moyenne annuelle de surface en Méditerranée sur la période 1986-2015 (d'après Sakalli 2017).

Au printemps, lorsque les eaux de surface se réchauffent, une thermocline saisonnière se met en place et isole les eaux chaudes de surface des eaux froides présentes en profondeur (**Figures 14A et 14B**). La thermocline s'enfonce progressivement dans la colonne d'eau jusqu'à la fin de l'été. Sous l'effet des premiers coups de vent d'automne et du refroidissement des couches de surface, elle s'érode progressivement avant de disparaître. La thermocline saisonnière est une barrière de densité empêchant pratiquement tout échange entre la surface et les couches profondes. Dans les eaux côtières corses, la différence de température entre le haut et le bas de la thermocline atteint 10 - 12°C sur une hauteur de 1 à 2 m.

A



B

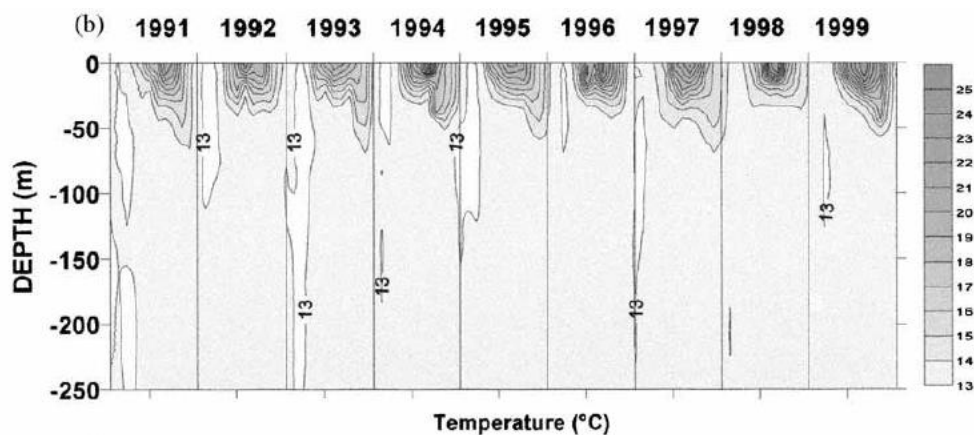


Figure 14. Distribution verticale de la température (A) au point B de Villefranche-sur-Mer (point SOMLIT) de mars 1992 à avril 1993 (d'après Bustillos-Guzmán et al. 1995) et (B) à la station DYFAMED de 1991 à 1999 (d'après Marty et al. 2002).

1.1.4. Salinité

A l'échelle du bassin méditerranéen, la salinité de surface se caractérise par d'importants gradients Ouest-Est et Nord-Sud. Dans le bassin occidental, les salinités les plus basses ($\approx 36,2$), associées au flux entrant d'Eau Atlantique, sont observées dans le Sud-Ouest (**Figure 15**).

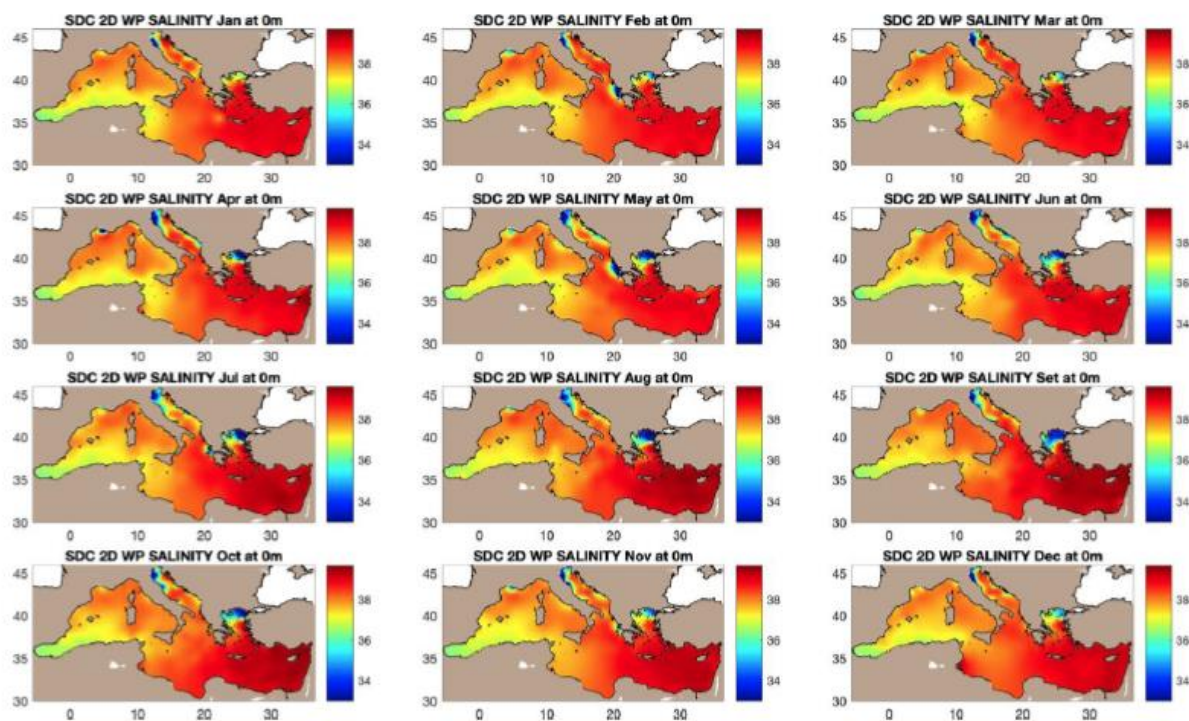


Figure 15. Salinités moyennes mensuelles de surface en Méditerranée sur la période 1955 - 2017 (d'après Simoncelli et al. 2019).

En Méditerranée française, et en raison des faibles apports d'eau douce par les bassins versants et des faibles précipitations, la salinité de surface est pratiquement toujours $> 37,5$ – sauf au niveau du panache du Rhône dont l'extension vers le Sud-Ouest est maximale en hiver (janvier/octobre; **Figure 16**) et au printemps (mars ; **Figure 16**).

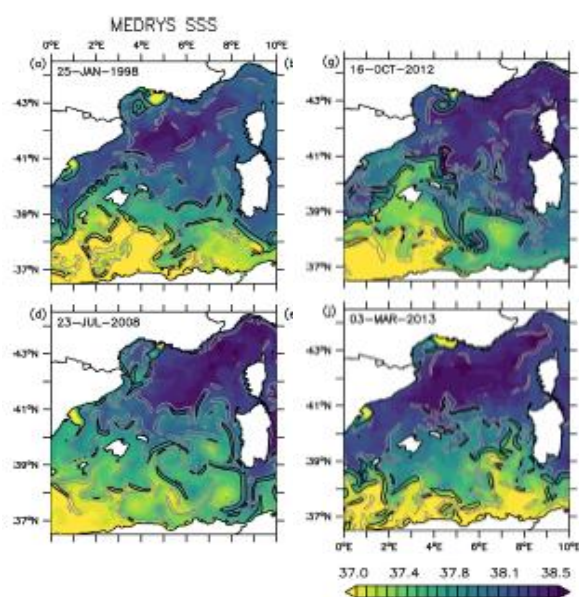


Figure 16. Distribution de la salinité de surface en Méditerranée occidentale à 4 périodes clé de l'année (janvier, mars, juillet, octobre ; d'après Barral et al. 2021).

1.1.5. Profondeur de la couche de mélange

Le cycle saisonnier de la profondeur de la couche de mélange est essentiellement contrôlé par le forçage atmosphérique (échanges de chaleur et *wind-stress*) et la topographie des sous-bassins.

- De novembre à février-mars, la couche de mélange s'enfonce dans la colonne d'eau et se refroidit progressivement et relativement lentement.
- En avril, sous l'effet du réchauffement, la stratification est rapide. Elle persiste tout l'été jusqu'au début de l'automne (D'Ortenzio et al. 2005).

Les variations spatiales de la profondeur de la couche de mélange (« *Mixed Layer Depth* », MLD) sont prononcées, particulièrement pendant les mois d'hiver (**Figure 17**) où elle peut atteindre 1000 m (D'Ortenzio et Prieur 2012). Les mouvements verticaux associés à la dynamique de la couche de mélange ont un rôle essentiel dans le contrôle des flux de nutriments amenés dans la couche euphotique (Mermex group 2011).

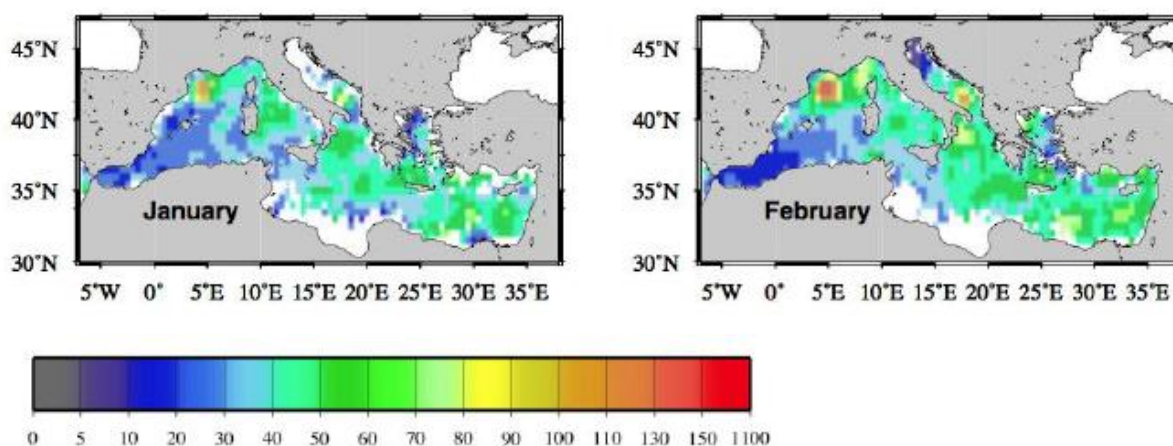


Figure 17. Distribution de la profondeur de la couche de mélange (en m) en Méditerranée, calculée à partir des mesures de température acquises entre 1940 et 2004 (d'après D'Ortenzio et al. 2005).

1.1.6. Sels nutritifs

a. Distribution horizontale

Les principales caractéristiques de la distribution des sels nutritifs en Méditerranée sont bien connues: pauvreté générale par rapport aux grands océans (**Tableau 6**), diminution des concentrations dans les différents bassins en fonction de leur éloignement du détroit de Gibraltar, et déficit modéré mais généralisé en phosphates (Coste et al. 1988 ; Goffart 1992 ; Raimbault et al. 2009).

Tableau 6. Concentrations en nutriments (μM) de l'eau profonde méditerranéenne¹⁸ et des eaux profondes de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord-Ouest (traduit de Powley et al. 2017).

SELS NUTRITIFS	MEDITERRANEE EST	MEDITERRANEE OUEST	ATLANTIQUE NORD	PACIFIQUE NORD-OUEST
Nitrates	6	9	16	50
Phosphates	0,25	0,4	1	3
Silicates	6-12	10-32	20	160

¹⁸ Eau méditerranéenne la plus riche en nutriments.

Plusieurs paradoxes sont cependant à souligner :

1/ La Méditerranée occidentale est généralement considérée comme oligotrophe alors que la Méditerranée orientale est ultra-oligotrophe. En Méditerranée occidentale toutefois, des mécanismes physiques très diversifiés (systèmes frontaux, courants verticaux, ondes internes, déplacement de l'interface Atlantique-Méditerranée,...) agissent à différentes échelles spatio-temporelles et injectent des nutriments dans la couche euphotique. **Il en découle une variabilité spatiale de l'oligotrophie : à l'exception du panache du Rhône, dont l'extension dépend du débit du fleuve et des conditions météorologiques, les concentrations en nitrates et phosphates augmentent de la côte vers le large en Méditerranée française (Figure 18).** Les gradients de silicates sont moins marqués que ceux des nitrates et des phosphates.

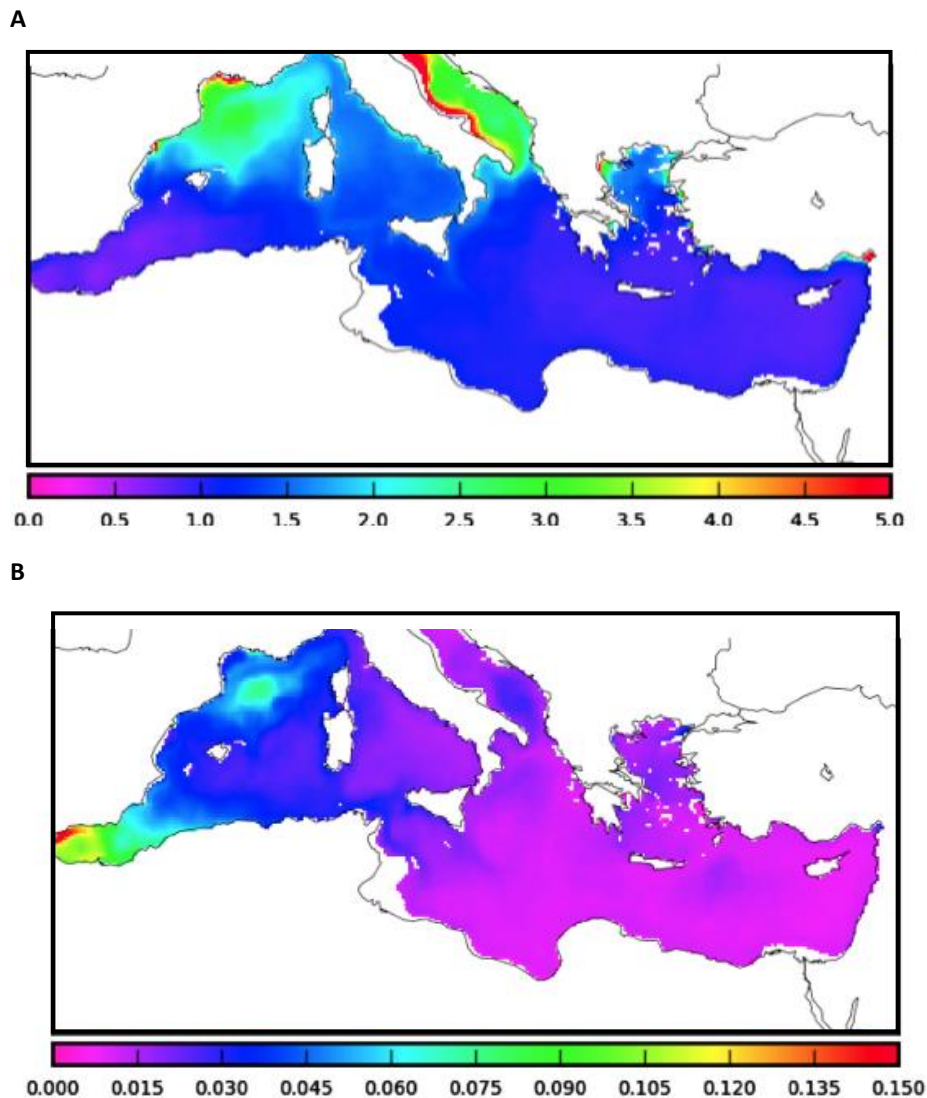


Figure 18. Distribution moyenne des concentrations (mmol.m^{-3}) en nitrates (A ; NO_3^-) et en phosphates (B ; PO_4^-) dans la couche de surface (0 - 50 m) au cours de la période 1999 - 2004 (données issues de la modélisation ; d'après Lazzari et al. 2016).

2/ Le bilan des échanges de nutriments calculé dans le détroit de Gibraltar n'est pas équilibré : l'Eau Méditerranéenne qui sort en profondeur à Gibraltar est plus riche en nutriments que l'Eau Atlantique qui entre en surface (voir § 1.1.2) : **la Méditerranée exporte donc des nutriments vers l'Atlantique. Il en résulte un déficit apparent d'environ 10 % pour l'azote** (Coste et al. 1988). Si l'on se place dans l'hypothèse d'un état d'équilibre, ce déficit doit être compensé par des apports externes aux masses d'eau. Les apports externes les plus fréquemment cités sont les apports issus des bassins versants, les

dépôts atmosphériques secs et humides et la fixation biologique d'azote atmosphérique (diazotrophie ; e.g. Goffart 1992 ; Béthoux et al. 1998), même si la quantification de ces apports fait débat (e.g. Guieu et al. 2002 ; Volpe et al. 2012 ; Goffart et al. 2015).

3/ Récemment, Rodellas et al. (2015) ont montré l'importance des **résurgences sous-marines d'eau souterraine** (« *Submarine groundwater discharge* », SGD) dans les zones côtières de toute la Méditerranée. **Le débit annuel de ces résurgences est plus important que l'apport fluvial total.** Les apports de nutriments biodisponibles par les résurgences sont du même ordre de grandeur que les apports par les fleuves et l'atmosphère.

b. Distribution verticale

La distribution verticale des concentrations de nutriments présente un schéma saisonnier typique lié aux processus physiques et à l'alternance de périodes de mélange et de stratification de la colonne d'eau. L'intensité du mélange vertical hivernal et la profondeur de la couche de mélange sont les éléments-clés de contrôle du retour en surface des nutriments (e.g. D'Ortenzio et Prieur 2012 ; Goffart et al. 2015 ; Macias et al. 2018). Au début de la phase de réchauffement des eaux, la production phytoplanctonique consomme les nutriments présents en surface. La couche réchauffée s'épuise rapidement en sels nutritifs et les nutriclines¹⁹ s'enfoncent progressivement dans la colonne d'eau. En octobre - novembre, en raison des conditions météorologiques automnales, des ruptures épisodiques de la stratification de la colonne d'eau surviennent. La couche de mélange s'enfonce à nouveau en réponse aux forçages externes, et le cycle saisonnier recommence.

La nitracline et la phosphacline sont souvent matérialisées par les isoclines de 1,0 μM pour les nitrates (e.g. Goffart 1992 ; Lavigne et al. 2013) et de 0,05 μM pour les phosphates (Van Wambeke et al. 2009), mais d'autres définitions ou seuils sont présents dans la littérature.

Généralement, la nitracline est moins profonde que la phosphacline et la différence de profondeur entre les deux augmente d'Ouest en Est, la phosphacline s'enfonçant plus rapidement que la nitracline (Migon et al. 2021). La distribution des silicates suit celle des nitrates, mais les gradients verticaux sont moins prononcés (**Figure 19**). En été, l'épaisseur de la couche appauvrie, d'environ 10 m dans le Golfe du Lion, atteint plus de 100 m dans le Bassin Levantin, en Méditerranée orientale (Pujo-Pay et al. 2011). A la station DYFAMED, dans le centre de la Mer Ligure, la nitracline et la phosphacline se situent respectivement à 50 ± 8 m et 69 ± 12 m à la fin de l'été (Van Wambeke et al. 2009).

¹⁹ Nutricline : couche où le gradient vertical de la concentration d'un sel nutritif est important.

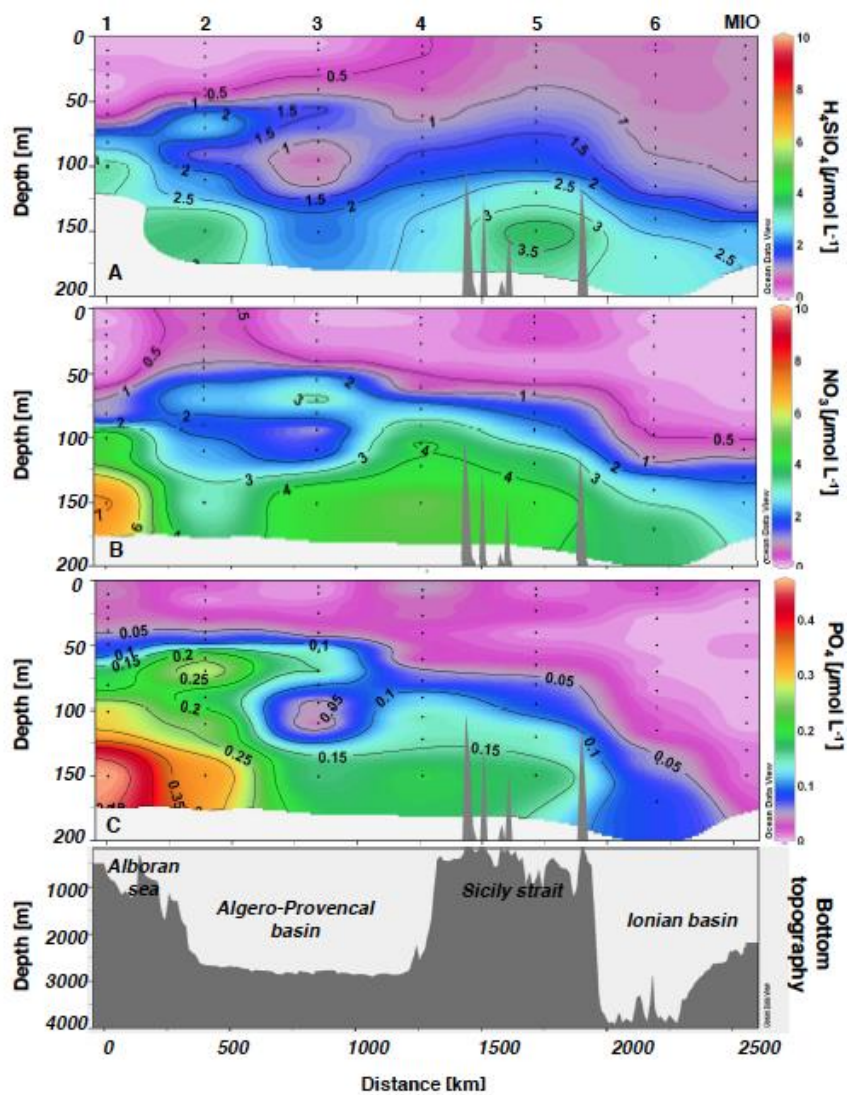


Figure 19. Distribution verticale (0 - 200 m) des concentrations (μM) en silicates ($\text{Si}(\text{OH})_4$), en nitrates (NO_3^-) et en phosphates (PO_4) le long d'un transect Ouest - Est en Méditerranée à la fin de l'été 1999 (d'après Crombet et al. 2011).

1.2. Principales caractéristiques de la distribution de la biomasse phytoplanctonique (chl a) en Méditerranée

1.2.1. Distribution de surface de la biomasse phytoplanctonique

a. A l'échelle du bassin méditerranéen

En surface, la distribution spatiale et l'évolution saisonnière de la biomasse phytoplanctonique (concentrations en chlorophylle- a , chl a) sont bien connues. A la fin de l'hiver, le développement des communautés phytoplanctoniques dépend avant tout de la disponibilité en nutriments, dont le retour en surface est contrôlé par le vent (e.g. Mann et Lazier 1996 ; Goffart et al. 2002) et par la circulation verticale associée aux gyres cycloniques et aux upwellings²⁰ (e.g. Estrada 1996 ; Siokou Frangou et al. 2010).

²⁰ Phénomène océanographique de remontée d'eau riche en nutriments du fond vers la surface, généralement associé à des vents de surface.

A l'échelle de la Méditerranée, les mesures *in situ* et les données issues de l'imagerie satellitaire montrent une diminution d'Ouest en Est de la chl *a* et de la production primaire, les biomasses moyennes mesurées à l'Ouest étant environ 10 fois supérieures à celles mesurées à l'Est (Bosc et al. 2004 ; **Figure 20**). L'ultra-oligotrophie du Bassin Oriental (cf. **Figure 18 et Tableau 6**) se traduit par des biomasses phytoplanctoniques extrêmement basses.

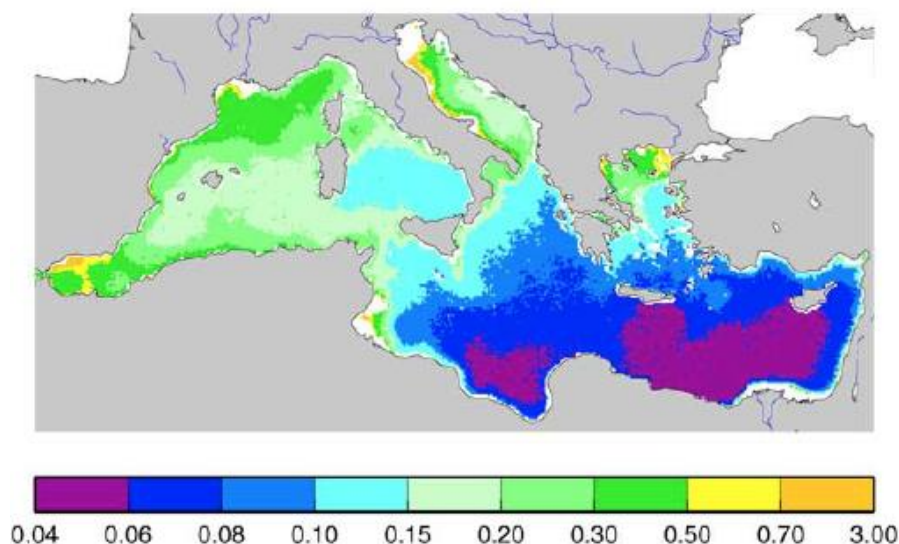


Figure 20. Concentrations en chlorophylle-*a* ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) moyennes de surface. Mesures de surface réalisées entre septembre 1997 et décembre 2001 (d'après Bosc et al. 2004).

b. A l'échelle de la sous-région marine Méditerranée occidentale : analyse exploratoire des données en zone côtière et au large

○ Dispositifs de surveillance concernés et sources des données utilisées

Données issues des réseaux de suivi et services nationaux d'observation *in situ*

L'acquisition de données relatives à la biomasse phytoplanctonique (concentrations en chlorophylle-*a*, chl *a*) en SRM MO s'appuie sur différents dispositifs de surveillance *in situ* du programme de surveillance « Habitats pélagiques » 2nd cycle, à savoir (**Tableau 7**) :

- les suivis DCE - REPHY Surveillance²¹, le PHYTOBS²² et des réseaux régionaux/ locaux. Nous nous y référerons sous l'acronyme REPHY dans la suite de ce rapport ;
- deux réseaux élémentaires de l'IR-ILICO, représentés par le service d'observation du milieu littoral (SOMLIT²³) et les stations fixes du service national d'observation MOOSE²⁴ (Mediterranean Ocean Observing System for the Environment) ;
- le suivi stationnel du projet BOUSSOLE²⁵ (BOUée pour l'acquiSition d'une Série Optique à Long terme).

Les analyses exploratoires ont considéré les données acquises *in situ* en surface (jusqu'à 5 m de profondeur²⁶), à minima à fréquence mensuelle et analysées par fluorimétrie, spectrophotométrie et

²¹ <https://www.ifremer.fr/envlit/Surveillance-du-littoral/Phytoplancton-et-phycotoxines>.

²² <https://www.phytobs.fr/>

²³ <https://www.somlit.fr/>

²⁴ <https://www.moose-network.fr/fr/>

²⁵ <http://www.obs-vlfr.fr/Boussole/html/home/home.php>.

²⁶ Les travaux relatifs à l'analyse de la pertinence et de la plus-value d'intégrer les données de concentrations en chlorophylle-*a* sur la profondeur font l'objet de la note de Goffart et al. (2022) et sont repris dans la section 2. de ce chapitre.

HPLC (*High Pressure Liquid Chromatography*). Pour les données acquises par HPLC, c'est la variable « *total chlorophylla-a* » (Tchl *a*) qui a été considérée dans nos calculs. La chlorophylla-*a* (chl *a*) est en effet présente dans tous les groupes phytoplanctoniques, à l'exception des prochlorophytes où elle est remplacée par la divinyl-chlorophylla-*a* (DV-chl *a*). La mesure de la chlorophylla-*a* totale (Tchl *a* = chl *a* + DV-chl *a*) permet donc de déterminer la biomasse phytoplanctonique totale.

Tableau 7. Bilan des dispositifs de surveillance du PdS « Habitats pélagiques » cycle 2 permettant l'acquisition de données de concentrations en chlorophylla-*a* en surface en SRM MO.

DISPOSITIFS DE SURVEILLANCE	NOMBRE DE STATIONS EN SRM MO	FREQUENCE D'ACQUISITION DES DONNEES	TEMPORALITE	PRODUCTEUR DE DONNEES ET DOI
SOMLIT	3	Bimensuel	1997-2020	Nicolas Savoye (Observatoire aquitain des sciences de l'univers (OASU) - Université de Bordeaux).
REPHY	31	Bimensuel	1992-2020	REPHY – French Observation and Monitoring program for Phytoplankton and Hydrology in coastal waters (2021). REPHY dataset - French Observation and Monitoring program for Phytoplankton and Hydrology in coastal waters. Metropolitan data. SEANOE. https://doi.org/10.17882/47248
MOOSE	3	Mensuel	2010-2020	GUEUX Aurore (2010) MOOSE (MOLA), https://doi.org/10.18142/234 COPPOLA Laurent, DIAMOND-RIQUIER Emilie (2008) MOOSE (DYFAMED), https://doi.org/10.18142/131 LEFEVRE Dominique (2010) MOOSE (ANTARES), https://doi.org/10.18142/233
BOUSSOLE	1	Mensuel	2001-2020	GOLBOL Melek, VELLUCCI Vincenzo, ANTOINE David (2000) BOUSSOLE, https://doi.org/10.18142/1
Réseaux de satellites opérés par la NASA et l'ESA	Résolution spatiale 1 km de la côte au large	Journalière	1998-2020	NASA - ARGANS (P. Bryère) ²⁷

La SRM MO est couverte par 31 stations du REPHY, 3 stations du SOMLIT, 3 stations fixes du SNO MOOSE et par la station du projet BOUSSOLE (**Figure 21**). A noter que les stations Dyfamed et Boussole, très proches l'une de l'autre, sont localisées hors de la ZEE, sur la radiale Nice - Calvi, à environ 50 km de Nice. Le site Dyfamed/Boussole est situé au centre de la circulation cyclonique permanente de la Mer Ligure dans la région hydrologique appelée "zone centrale". Les conditions hydrologiques et hydrodynamiques y sont typiques du centre de la Mer Ligure : l'eau comprise entre 0 et 200 m est de l'eau d'origine Atlantique modifiée par les conditions climatiques locales (MAW - *Modified Atlantic Water*). Sous 200 m, l'eau levantine (LIW – *Levantine Intermediate Water*) et l'eau profonde de Méditerranée occidentale (WMDW - *Western Mediterranean Deep Water*) sont identifiées par leurs caractéristiques thermohalines. Le site Dyfamed/Boussole n'est généralement pas influencé par le Courant Nord, plus côtier. L'advection horizontale de la couche de surface y est réduite et les sources de nutriments d'origine anthropique se limitent aux apports atmosphériques. Sous 200 m, l'eau

²⁷ Le DOI pour ce dispositif de suivi sera défini au moment du rapportage.

levantine intermédiaire progresse du bassin tyrrhénien vers le Golfe du Lion. Sous 600 m, la dynamique de l'eau profonde est fortement contrôlée par les conditions hivernales.

Les mesures physiques et biogéochimiques acquises à long terme sur les 2 stations (démarrage du suivi mensuel en 1991 pour Dyfamed, en 2000 pour Boussole) en font les séries temporelles les plus longues de la Méditerranée française. Au titre de la DCSMM, ce sont les seules stations de mesure *in situ* au large pour lesquelles nous disposons de données compatibles avec le calcul des indicateurs PH2 (Phytoplancton et Zooplancton) du BEE.

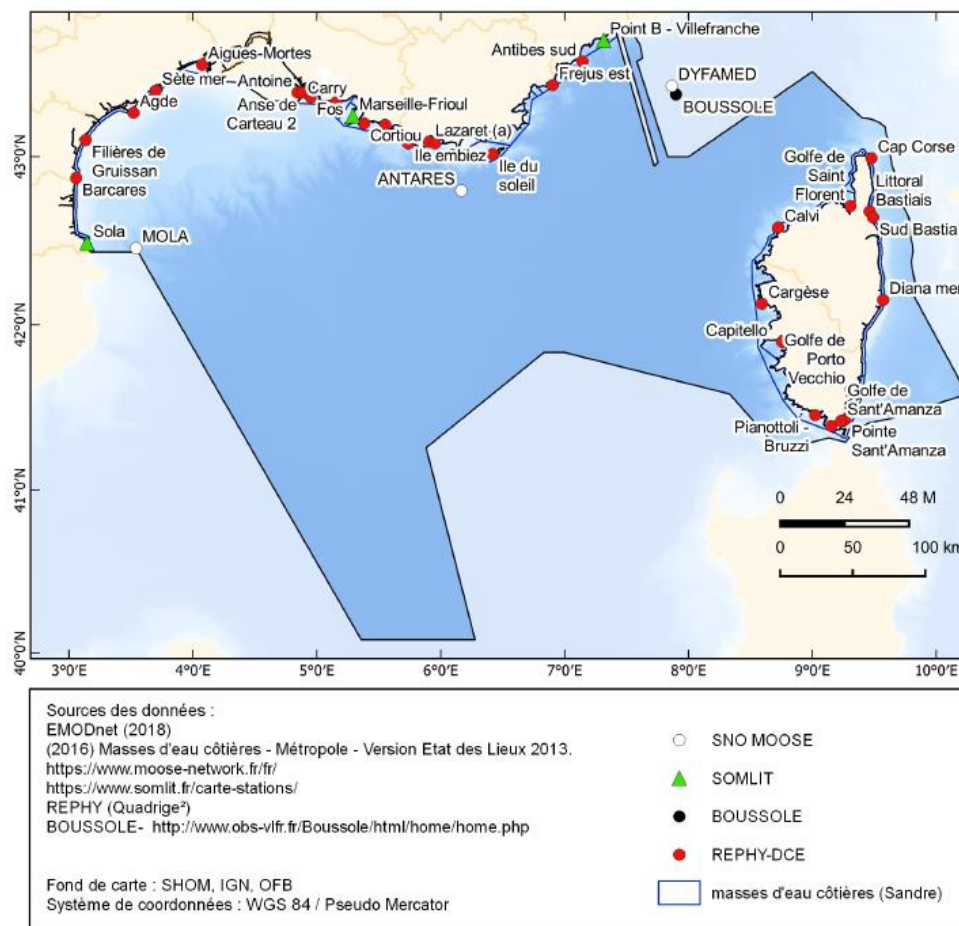


Figure 21. Localisation des sites des dispositifs de suivi REPHY, SOMLIT, SNO MOOSE et du projet BOUSSOLE, identifiés à l'issue du chantier collecte DCSMM en SRM MO.

Données dérivées des images satellite

L'estimation par satellite des paramètres de couleur de l'eau s'appuie sur des capteurs orbitaux mesurant le signal solaire réfléchi à la surface de la mer (réflectance), après diffusion et absorption dans la couche de surface. Ce signal varie selon les propriétés optiques de l'eau de mer qui dépendent principalement de sa composition, c'est-à-dire de la concentration en chl *a* et en matières en suspension. Le potentiel de l'imagerie satellitaire pour la surveillance et l'évaluation de la qualité des masses d'eau (côtières et du large) a été démontré à de nombreuses reprises (*e.g.* Bizzozero et al. 2018 ; Ganzin et al. 2010 ; Gohin et al. 2020) et la maturité technologique de ce dispositif est reconnue (Brewin et al. 2017). Les produits dérivés d'images satellite présentent l'intérêt d'offrir (i) une **résolution spatiale de l'ordre du kilomètre**, compatible avec les échelles d'évaluation des SRM ; (ii) une **résolution temporelle journalière** (une image par jour) permettant de dériver des estimations mensuelles de concentrations en chl *a* pour aboutir à des données intégrant le calcul de l'indicateur

PH2-Phytoplancton ; et (iii) **une temporalité pertinente** (depuis 1998, pour les données issues du chantier collecte) pour couvrir les périodes de référence et d'évaluation DCSMM cycle 3 et envisager l'étude de changements à échelle pluri-décennale.

Les données de concentrations en chl a utilisées dans ce travail proviennent du capteur orbital MODIS²⁸ de la NASA. Les images obtenues à partir du capteur sont de niveau L2. Il s'agit d'images géoréférencées par la NASA après corrections atmosphériques standards. Sur ces images est ensuite appliqué l'algorithme OC5 de Gohin et al. (2002) qui permet d'obtenir la valeur journalière de concentration en chl a par pixel. Cet algorithme modifie l'algorithme de la NASA (appelé OC4) et corrige les effets des substances organiques dissoutes colorées (CDOM) et des matières en suspension sur l'estimation de la concentration en chl a . Les données ainsi calculées sont de niveau L3. Elles sont ensuite interpolées spatio-temporellement par krigeage (niveau L4) selon la méthode de Saulquin et al. (2010). Cette méthode géostatistique consiste à compléter les valeurs manquantes d'un pixel d'une journée (par exemple) par des données proches spatialement et acquises sur les jours précédant (-5 jours) et suivant (+5 jours) l'acquisition.

La fluorimétrie et la télédétection ne permettent pas de séparer la chl a de la DV-chl a . Ces deux techniques mesurent donc la Tchl a , qui, par abus de langage, est appelée chl a . Par contre, comme mentionné précédemment, les techniques de dosage des pigments phytoplanctoniques par HPLC permettent de séparer la chl a de la DV-chl a . Dans la suite de ce rapport, nous conserverons l'appellation « chl a » quand il s'agit de données obtenues par fluorimétrie, spectrophotométrie et par analyses des images satellite. Nous utiliserons le terme de « Tchl a » pour les concentrations mesurées par HPLC.

○ Variabilité spatio-temporelle de la biomasse phytoplanctonique en zone côtière

L'analyse des données de chl a disponibles en eaux côtières à long terme montre que la SRM MO présente les caractéristiques d'une région océanique tempérée typique avec une floraison printanière prononcée dans les couches d'eau peu profondes et un gradient décroissant de distribution des biomasses phytoplanctoniques d'Ouest en Est (**Figure 22**).

Ce gradient de distribution des concentrations en chl a a déjà été rapporté par l'utilisation des images satellite (*e.g.* D'Ortenzio et Ribera d'Alcalà 2009 ; Lavigne et al. 2015) et reflète la distribution hétérogène des nutriments, elle-même conditionnée par la circulation océanique générale dans le bassin méditerranéen (**voir §. 1.1.2**). Ainsi, l'eau de surface en provenance de l'Océan Atlantique, peu chargée en nutriments (0,5 à 1,5 μM pour les nitrates, phosphates et silicates ; Ribera d'Alcalà et al. 2003) s'appauvrit davantage au cours de son trajet vers l'Est en raison de l'assimilation par le phytoplancton (Crise et al. 1999). Il en résulte un gradient de concentrations en macronutriments décroissant d'Ouest en Est (**Figures 18 et 19**), impactant directement le gradient de distribution de la biomasse chlorophyllienne.

²⁸ MODIS : MODerate resolution Imaging Spectro-radiometer, résolution 1km, largeur de champ 2350 km, répétitivité : 1 à 2 jours.

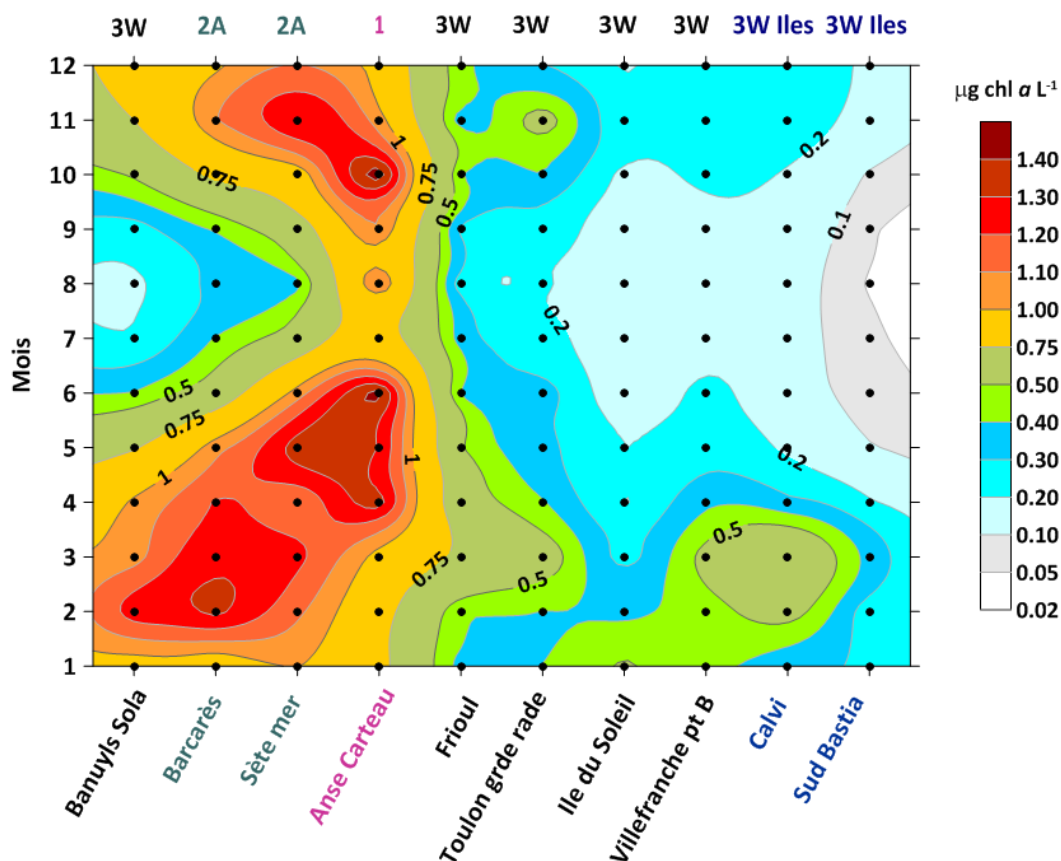


Figure 22. Évolution saisonnière de la concentration en chl a (moyenne mensuelle des données de surface sur la période 2009-2020; en $\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les eaux côtières de la Méditerranée française. Les acronymes 1, 2A, 3W et 3W Iles renseignent sur la typologie européenne associée à chaque station (voir Encart 1).

Ces gradients Ouest - Est s'expliquent aussi par la distribution verticale des nutriments (Figure 19). En effet, les stocks de nutriments profonds plus importants à l'Ouest (concentration moyenne de 8 à 10 μM pour les nitrates, et de 0,35 à 0,45 μM pour les phosphates) qu'à l'Est (4 à 6 μM pour les nitrates, et de 0,14 à 0,2 μM pour les phosphates ; Manca et al. 2004 ; Pujo-Pay et al. 2011) et la localisation moins profonde des nitraclines et phosphaclines (*i.e.* profondeurs à partir desquelles les concentrations en nitrates et phosphates augmentent fortement) à l'Ouest du bassin méditerranéen (46-60 m versus 80 à > 100 m à l'Est) permettent une mobilisation plus importante des éléments nutritifs pendant les périodes de brassage vertical (*e.g.* hiver).

Les Figures 23 à 25 illustrent la complexité de l'écosystème méditerranéen au sein duquel différentes dynamiques des communautés phytoplanctoniques coexistent. Sur la base d'analyse d'images satellite, D'Ortenzio et Ribera d'Alcalà (2009) et Mayot et al. (2016) ont identifié des régions spécifiques présentant un fonctionnement particulier en termes de dynamique phytoplanctonique sur l'ensemble du bassin méditerranéen. Il s'agit des zones côtières et au large caractérisées par des efflorescences régulières (« Bloom »), intenses (« High bloom » ; Mayot et al. 2017), sans efflorescence marquée (« No Bloom ») et des zones présentant des situations intermédiaires (« Intermittent ») entre Bloom et No Bloom.

A l'échelle plus réduite de la zone côtière de la SRM MO, deux zones peuvent être discriminées en fonction de leur dynamique phytoplanctonique saisonnière :

Une zone présentant des efflorescences printanières de forte intensité (*e.g.* Sola, Barcarès, Sète mer, Anse de Carteau 2 ; Figures 23 A et B). Dans ces sites localisés à l'Ouest, la dynamique saisonnière peut être résumée en 4 phases distinctes (Figure 24A) : (i) une augmentation initiale de la chl a en début d'automne (octobre) ; (ii) un accroissement progressif des concentrations en automne et pendant la

période hivernale (novembre-février) ; (iii) un maximum de concentration en mars et (iv) une diminution progressive de la biomasse à partir d'avril et un minimum en été (juillet-septembre). La variabilité interannuelle est très marquée et concerne l'intensité des efflorescences avec des années de fortes intensités (e.g. 2006, 2013 et 2018 sur le site de Sola – **Figure 23A** ; 1995, 2001 et 2003 sur le site de Sète – **Figure 23B**) et des années pendant lesquelles les pics maximaux n'excèdent pas 2 µg. L⁻¹ et 4 µg. L⁻¹ pour les sites de Sète mer et Sola, respectivement.

Une zone présentant des efflorescences moins intenses au printemps (valeurs maximales de 1 à 2 µg. L⁻¹ ; **Figures 23C** et **23D**) avec une accumulation de biomasse plus diffuse (du moins en surface) pendant la période hivernale (**Figure 24B**). Cette situation concerne les sites de Toulon, Ile du Soleil, Villefranche (point B), Calvi et Sud-Bastia, localisés à l'Est de la SRM MO dans les masses d'eau côtières 3W et 3W lles.

Une zone intermédiaire (Marseille-Frioul), située entre les 2 zones identifiées ci-dessous et caractérisée par des efflorescences printanières d'intensité moyenne (**Figure 22**).

Encart 1 – Principales caractéristiques des écotypes européens de la SRM MO.

Les écotypes ont été définis pour les masses d'eau DCE par les groupes de travail européens chargés des travaux d'intercalibration.

Type 1 – masses d'eau sous forte influence des apports d'eau douce (salinité < 34,5). Cela concerne la seule masse d'eau (FRDC04) à proximité du Rhône.

Type 2A – masses d'eau modérément influencées par les apports d'eau douce (salinité comprise entre 34,5 et 37,5).

Type 3W – masses d'eau non affectées par les apports en eau douce (salinité > 37.5)

Type 3W lles – masses d'eau de milieu insulaire, pas d'influence d'apports d'eau douce, salinité annuelle moyenne > 37.5. Cela concerne toutes les masses d'eau de la Corse.

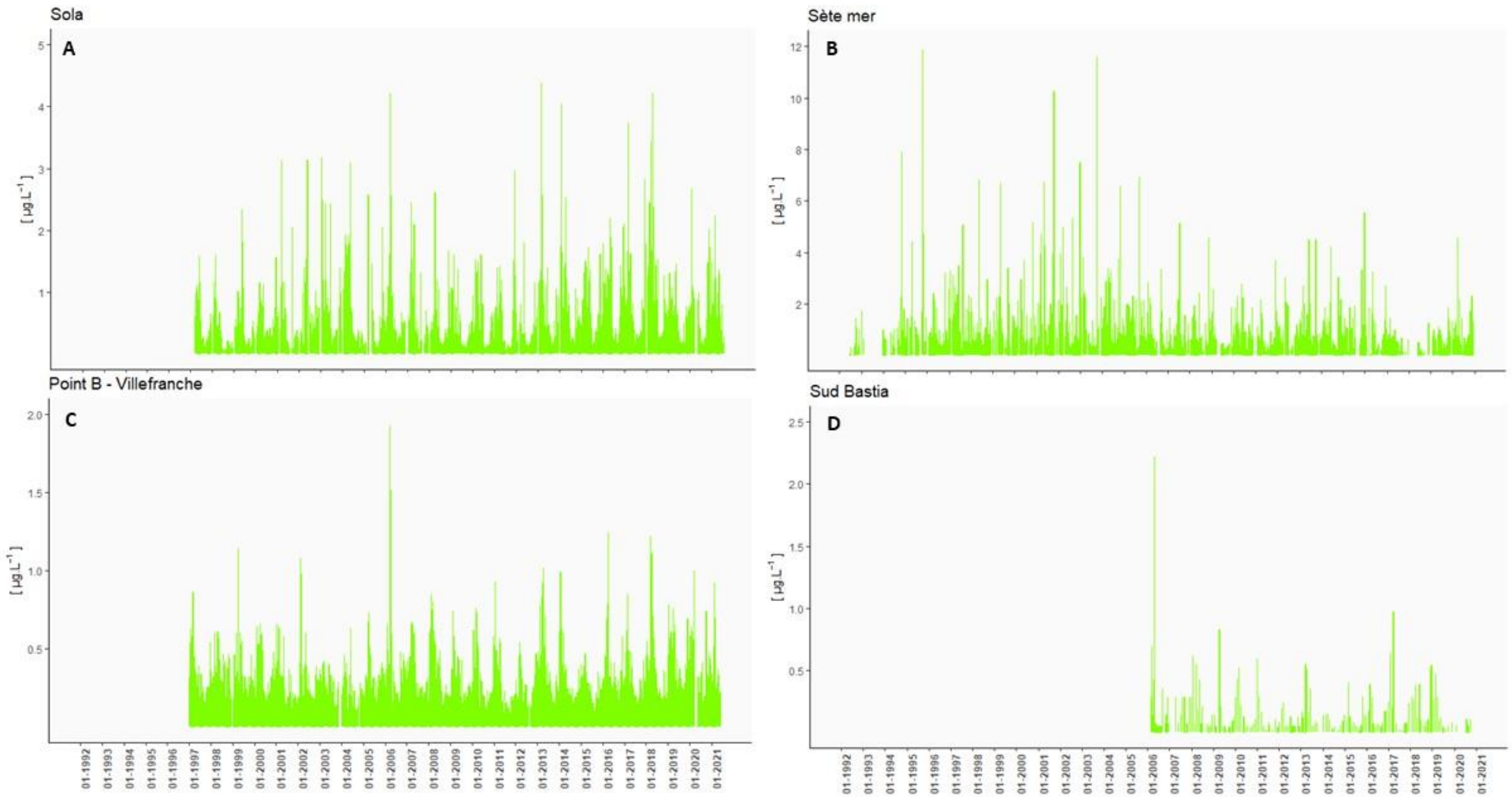


Figure 23. Evolution temporelle des concentrations en chlorophylle-a ($\mu\text{g. L}^{-1}$ – données de surface) sur des sites côtiers localisés à l’Ouest de la SRM MO présentant de fortes efflorescences (A - Sola et B - Sète mer) et sur des sites localisés à l’Est de la SRM MO présentant des efflorescences de moindre intensité (C – Point B Villefranche et D – Sud Bastia). Les échelles des ordonnées diffèrent en fonction des sites représentés.

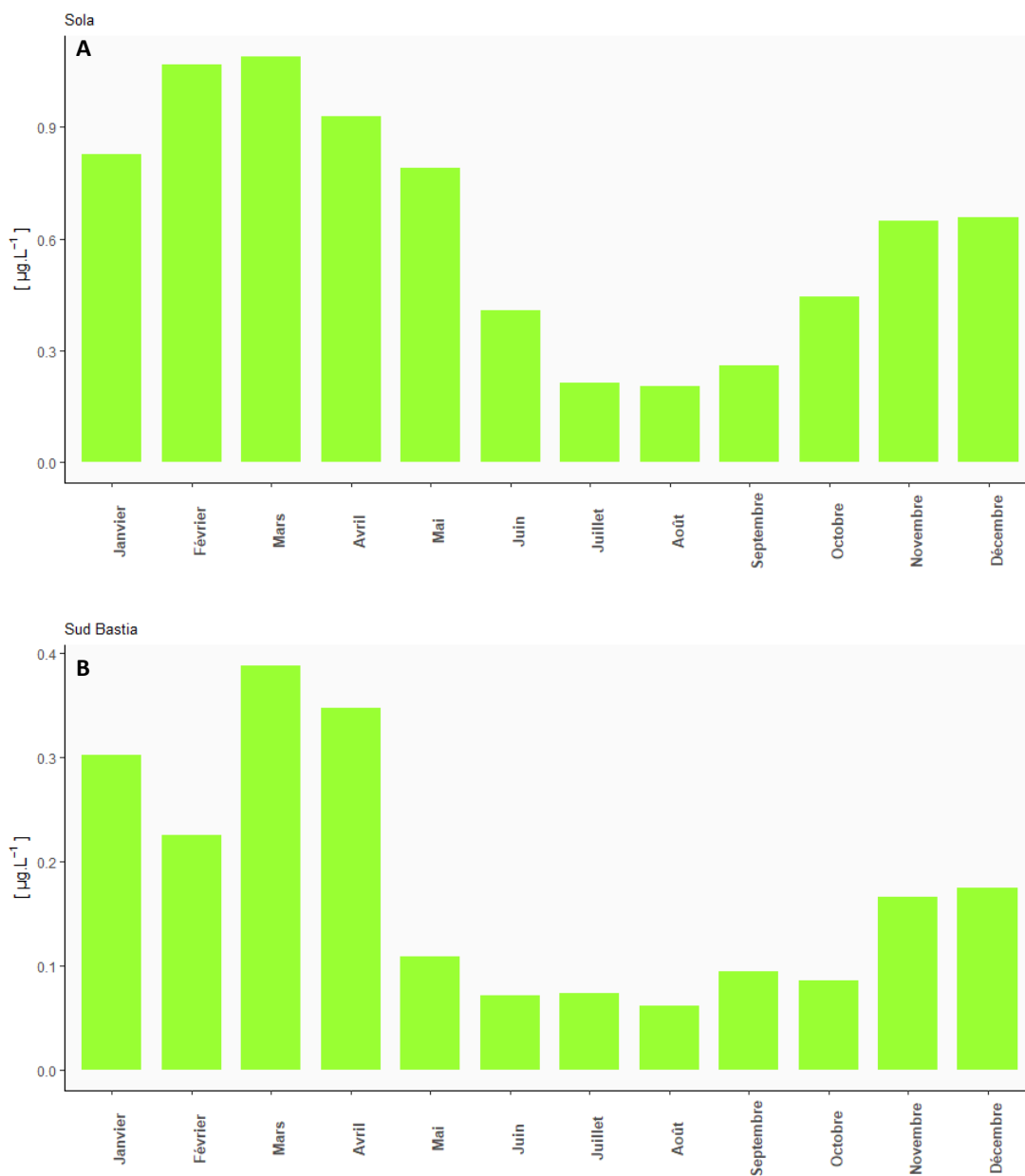


Figure 24. Cycle saisonnier moyen des concentrations en chlorophylle-a ($\mu\text{g. L}^{-1}$ – données de surface) présenté à titre d'exemple sur le site de Sola (A) caractérisé par de fortes efflorescences à l'Ouest de la SRM MO et sur le site Sud Bastia (B) localisé à l'Est de la SRM MO présentant des efflorescences de moindre intensité. Les échelles des ordonnées diffèrent en fonction des sites représentés.

○ Variabilité interannuelle et saisonnière de la biomasse phytoplanctonique sur les sites au large : Mola et Boussole

Afin de comparer les saisonnalités et la variabilité interannuelle des données au large, seules les données de concentrations en chl *a* de surface ont été considérées. Pour le site Mola (SNO MOOSE), les données sont acquises à 5 m de profondeur, alors que sur le site Boussole les données ont été moyennées sur les 5 premiers mètres (voir **Figure 21** pour la localisation des sites). De plus, sur le site Boussole, comme l'acquisition de données est réalisée sur plusieurs jours pour une période considérée (2-3 jours en général), des valeurs moyennes ont été calculées sur les différents jours de prélèvement. Enfin, il est à noter que les données acquises sur le site Boussole correspondent à des données de Tchl *a* c'est-à-dire issues d'analyses par HPLC (cf.§.1.2.1).

Les patrons saisonniers observés dans les zones côtières sont également visibles sur les stations du large. Comme illustré sur la **Figure 25**, les sites Mola (**Figures 25A et 25C**) et Boussole (**Figures 25B et 25D**) sont caractérisés par un bloom saisonnier régulier, d'intensité variable, plus marqué à l'Ouest qu'à l'Est, classant ces zones dans la catégorie des régimes trophiques méditerranéens de type « Bloom » d'après Mayot et al. (2016). Cette dynamique suggère que, chaque année, un apport suffisant de nutriments se produit dans les couches de surface, même en l'absence de convection profonde.

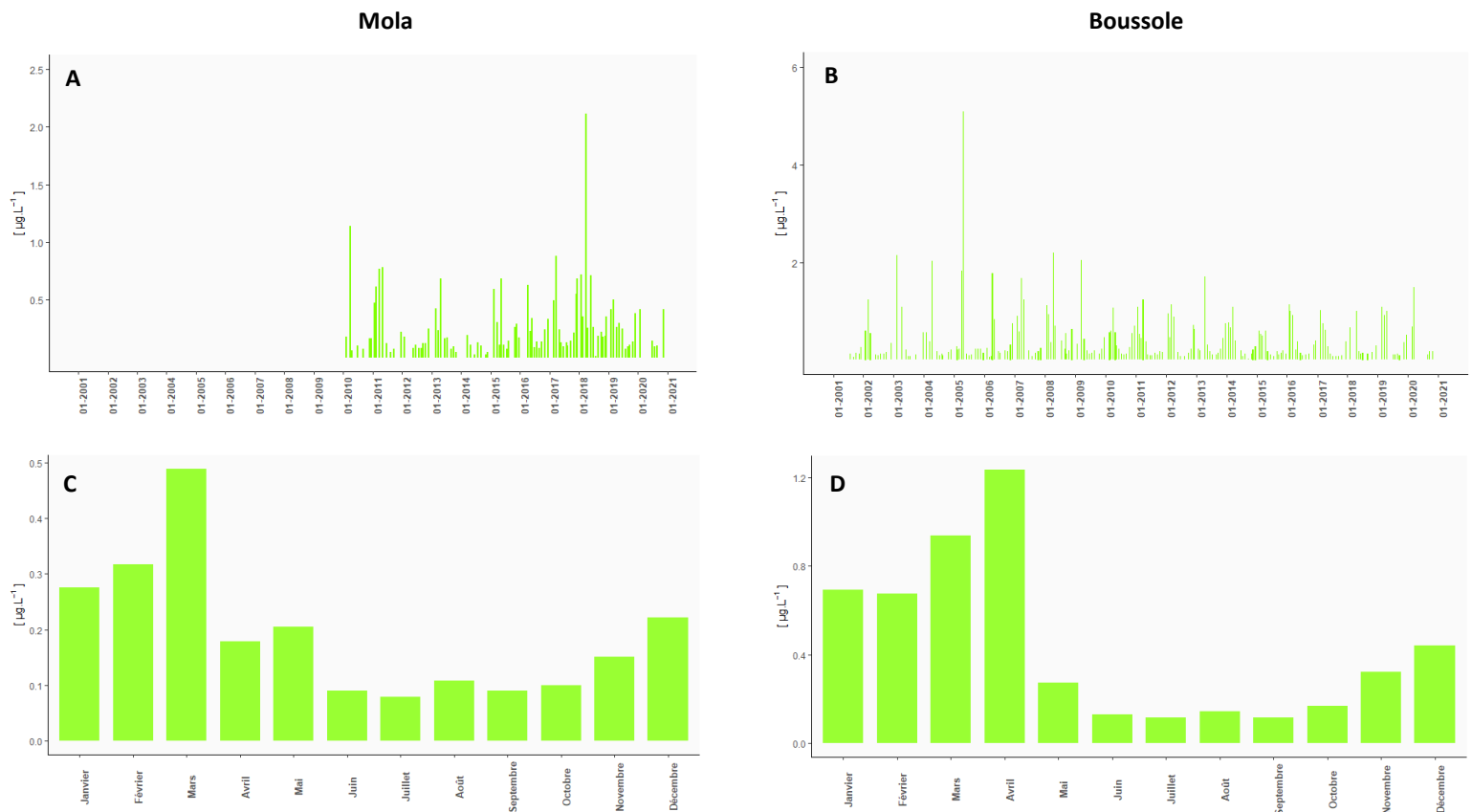


Figure 25. Evolution temporelle des concentrations en chlorophylle-a ($\mu\text{g. L}^{-1}$ – données de surface ; A et B) et cycle saisonnier moyen (C et D) sur les sites au large à l'Ouest de la SRM MO (Mola ; chl *a*) et à l'Est (Boussole ; Tchl *a*). Les échelles des ordonnées diffèrent en fonction des sites représentés.

Au-delà de cette dynamique moyenne correspondant au régime « Bloom », la zone au large peut également présenter, certaines années, un décalage saisonnier de l'efflorescence printanière (fin mars jusqu'à mi-avril), plus intense en termes d'accumulation de biomasse. Cette dynamique appelée « High Bloom » par Mayot et al. (2016) coïncide avec une activité convective plus marquée qui se traduit par un brassage vertical important et des remontées importantes de sels nutritifs profonds (e.g. remontée

d'eau chargée en éléments nutritifs au large), elle-même dépendante des conditions hivernales (e.g. année 2018 sur le site Mola – **Figure 25A** ; année 2005 sur le site Boussole – **Figure 25B**). Ces fortes efflorescences phytoplanctoniques printanières succèdent en effet très souvent à des hivers froids et venteux, comme cela a pu être démontré sur la base de suivis *in situ*, de données dérivées d'image satellite ou par la modélisation (e.g. Lavigne et al. 2013 ; Marty et al. 2002 ; Mayot et al. 2017 ; Ulsès et al. 2016).

En termes de fonctionnement des habitats pélagiques, ces conditions « *High bloom* » se traduisent par une augmentation de la contribution du microphytoplancton (20-200 μm ; diatomées principalement) à la biomasse chlorophyllienne totale, alors que les groupes phytoplanctoniques généralement observés en SRM MO (pico- et nanophytoplancton ; de 0,2 à 2 μm et de 2 à 20 μm , respectivement) présentent des cycles saisonniers de type « *Bloom* ». Cette dominance ponctuelle du microphytoplancton impacte la production primaire saisonnière, mais également le fonctionnement du réseau trophique (*i.e.* ressource trophique disponible abondante et de grande taille) et de la pompe biologique (*i.e.* export de matière organique plus important). Dans le cadre des travaux d'évaluation des « Habitats pélagiques » de la DCSMM cycle 4, il sera donc intéressant de vérifier si des changements sont observables lors de ces périodes particulières de fonctionnement de l'écosystème planctonique méditerranéen.

Cette première phase d'analyse exploratoire des données permet de confirmer :

- la bonne représentation des caractéristiques contrastées de l'écosystème planctonique sur la base des données disponibles à la côte et au large,

- la présence de données aberrantes sur certains sites (e.g. Calvi). Sur la série temporelle de Calvi, deux pics de chl *a* (14/05/2008 – valeur de 7,89 $\mu\text{g. L}^{-1}$; 27/02/2012 – valeur de 6,32 $\mu\text{g. L}^{-1}$; **Figure 26**) ont été observés dans les séries REPHY et signalés aux coordinateurs du programme. Bien que correspondant aux valeurs relevées sur les cahiers de paillasse, ces valeurs – les plus élevées sur l'ensemble de la série temporelle – ne correspondent pas à des abondances particulièrement élevées dans les dénombrements de phytoplancton. Ces signaux n'ont pas non plus été détectés par les images satellite. L'équipe Habitats pélagiques DCSMM a fait le choix de ne pas les conserver dans la suite des travaux.

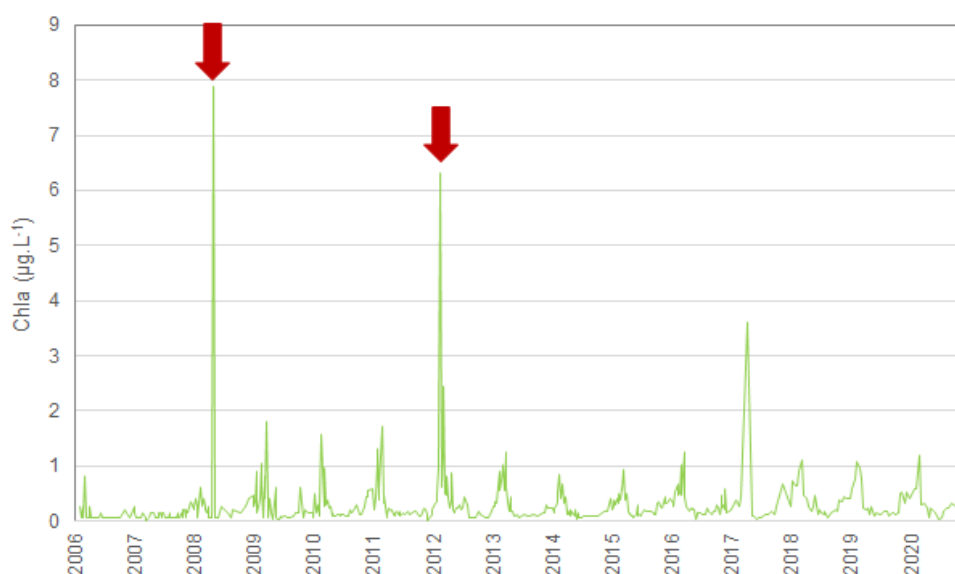


Figure 26. Evolution temporelle de la concentration en chl a ($\mu\text{g. L}^{-1}$) sur le site de Calvi (données REPHY) mettant en évidence les deux valeurs jugées aberrantes (flèches rouges) lors de l'analyse exploratoire des données.

1.2.2. Distribution verticale de la chl α

Dans les zones peu ou non impactées par l'activité humaine locale, le phytoplancton est absent des couches de surface pendant toute la période stratifiée. Durant cette période, un maximum profond de chlorophylle (« *Deep Chlorophyll Maximum* », DCM) se développe. Ce maximum profond, non détectable par les techniques d'imagerie satellite, est observé dans toute la Méditerranée. Sa présence est une caractéristique majeure du phytoplancton méditerranéen (Siokou Frangou et al. 2010).

Le DCM est situé au niveau de la nitracline, là où les nutriments nécessaires à la croissance sont présents et où la lumière, de l'ordre de 1 % de l'irradiance mesurée en surface, est encore suffisante pour permettre la photosynthèse (Estrada et al. 1985 ; Estrada 1996 ; **Figure 27A**). Pendant toute la période de stratification thermique, la position du DCM dans la colonne d'eau est déterminée par l'opposition entre le gradient de lumière, indispensable à l'activité photosynthétique, et le gradient de nutriments, présents uniquement en profondeur.

En Méditerranée, le DCM s'enfonce progressivement d'Ouest en Est, passant en moyenne de 30 m en Mer d'Alboran à 100 - 120 m en Méditerranée orientale (Siokou Frangou et al. 2010 et références citées dans le papier ; Lavigne et al. 2015 ; **Figure 27B**). Des variations régionales de la profondeur du DCM sont cependant observées, en relation avec les contraintes hydrodynamiques typiques des différents bassins (*e.g.* structures cycloniques ou anticycloniques ; Crise et al. 1999).

Le DCM est le résultat d'une accumulation de biomasse active (« *Deep Biomass Maximum* », DBM) et/ou la conséquence de mécanismes de photo-acclimation (« *Deep photoAcclimation Maximum* », DAM) qui entraînent une augmentation du rapport chl a /carbone (Cornec et al. 2021). En Méditerranée, les deux processus coexistent (Estrada 1985 ; **Tableau 8**).

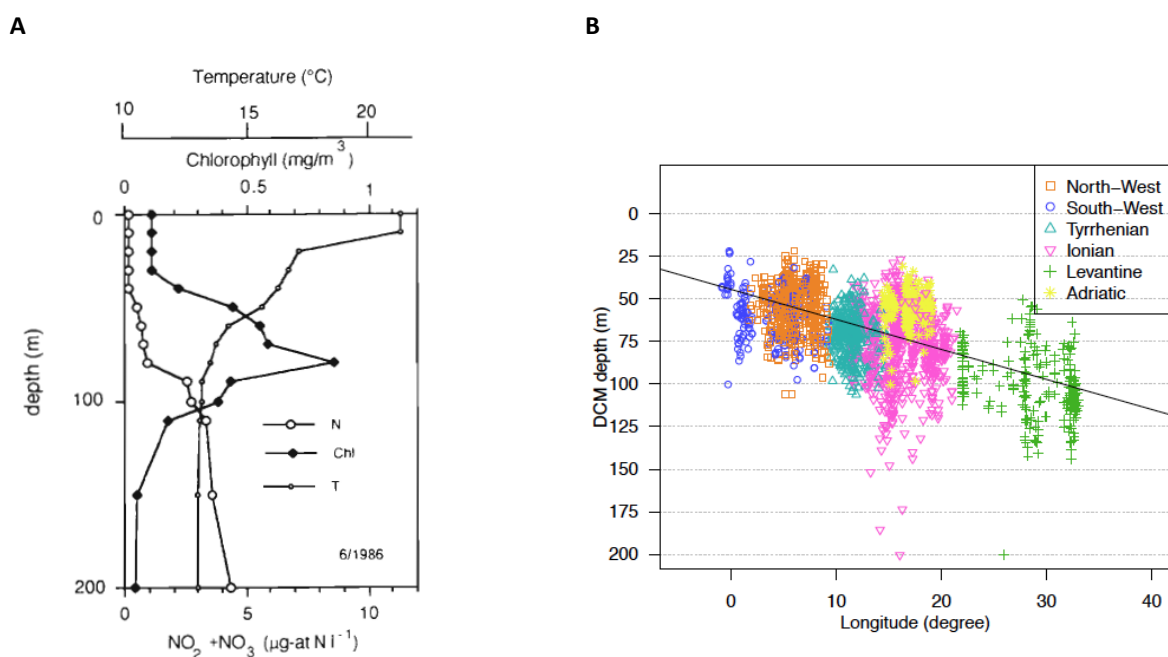


Figure 27. A/ Profils verticaux de la température ($^{\circ}\text{C}$), des concentrations en nitrates + nitrites ($\mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$) et en chl a ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) réalisés in situ en Mer des Baléares en juin 1986 (d'après Estrada et al. 1993) ; B/ Profondeur moyenne du DCM en Méditerranée obtenue à partir de profils de fluorescence mesurés entre 1998 et 2014. La pente est de 1,6 m par degré de longitude (d'après Lavigne et al. 2015).

Tableau 8. Abondance du microphytoplancton (cell. mL^{-1}) et variation verticale du rapport chl a / abondance cellulaire au large de Barcelone en juillet 1982 (moyennes, écart-types et nombre d'observations). D'après Estrada 1985, dans Goffart 1992.

Profondeur / au DCM	Chl a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Abondance du microphytoplancton (cell.mL^{-1})	Rapport chl a / abondance
Au-dessus du DCM	$0,12 \pm 0,01$ (64)	47 ± 3 (66)	$3,1 \pm 0,4$ (64)
Au niveau du DCM	$0,90 \pm 0,21$ (8)	213 ± 102 (8)	$9,1 \pm 2,7$ (8)
Sous le DCM	$0,18 \pm 0,03$ (42)	27 ± 5 (44)	$8,2 \pm 0,9$ (42)

Les concentrations en chl a au niveau du DCM sont généralement $< 1,5 \mu\text{g chl } a. \text{L}^{-1}$ (Siokou Frangou et al. 2010) et les niveaux de production primaire y sont faibles ($\approx 0,5 \text{ mg C.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$) à cause du rôle limitant de la lumière (Estrada et Margalef 1988).

Le DCM constitue une strate privilégiée où la nourriture est disponible pour les consommateurs pendant toute la période stratifiée : le zooplancton se nourrit du phytoplancton concentré au niveau du DCM (Saiz et Alcaraz 1990) et un maximum profond de zooplancton (« *Deep Zooplankton Maximum* », DZM) est associé au DCM (Alcaraz 1988). D'autres travaux montrent que (i) la distribution verticale des nauplii de copépodes et des copépodites coïncide avec celle de la chl a (Sabatès et al. 2007 ; **Figure 28**) et que (ii) des larves d'anchois se rassemblent au niveau du DCM pour profiter de l'agrégation de nourriture qui s'y trouve (Sabatès et al. 2007 et références citées dans le papier).

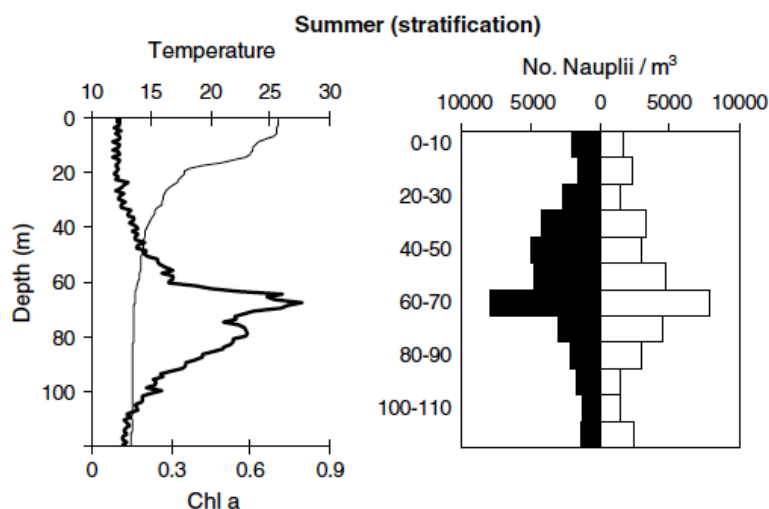


Figure 28. Distribution verticale (0 - 120 m) de la température ($^{\circ}\text{C}$), de la chl a ($\mu\text{g. L}^{-1}$) et de l'abondance des nauplii de copépodes (individus.m^{-3}) pendant l'été méditerranéen (d'après Sabatès et al. 2007).

Malgré l'importance écologique du DCM, les études de terrain récentes sont très peu nombreuses et ses caractéristiques sont moins bien connues que celles des communautés phytoplanctoniques de surface. Ce manquement est dû à l'importance des moyens à la mer à mobiliser : l'étude *in situ* nécessite la réalisation de profils verticaux à fine échelle et la mise à disposition de bateaux bien équipés. Il serait donc essentiel d'affiner notre connaissance de la dynamique du DCM en Méditerranée afin d'identifier d'éventuels changements liés aux modifications du forçage climatique.

Conclusions

Une caractéristique majeure du phytoplancton méditerranéen est la présence d'un maximum profond de chlorophylle (DCM), non détectable par les satellites. Le DCM est observé dans toute la Méditerranée pendant la période stratifiée et ses caractéristiques sont contrôlées par les variables abiotiques du milieu. Le DCM est une entité dynamique qui joue un rôle essentiel dans le fonctionnement du milieu pélagique méditerranéen. De 6 à 8 mois par an, il constitue la source de nourriture principale du zooplancton et d'une partie de l'ichtyoplancton. Il nous paraît dès lors nécessaire d'intégrer la dimension verticale de la colonne d'eau dans l'évaluation DCSMM de l'état écologique des Habitats pélagiques méditerranéens et d'adapter l'indicateur PH2-Phytoplancton afin de tendre vers une évaluation réaliste de l'état des Habitats pélagiques.

2. Intégration de la dimension verticale (colonne d'eau) pour l'étude des changements de la biomasse phytoplanctonique (PH2-Phytoplancton)

Résumé des travaux

Cette partie du rapport synthétise un jeu de données méditerranéennes pour proposer des adaptations méthodologiques de l'indicateur PH2-Phytoplancton, développé dans le cadre de la convention OSPAR, afin d'aboutir à un indicateur PH2 MEDIT-Phytoplancton qui intègre les caractéristiques de la distribution verticale des communautés phytoplanctoniques méditerranéennes. Le jeu de données étudié montre qu'*en milieu côtier* la concentration en chlorophylle-*a* (chl *a*) de surface est un proxy qui (i) permet de caractériser de manière satisfaisante les niveaux de biomasse observés en profondeur et (ii) répond aux apports continentaux intermittents et aux pressions anthropiques saisonnières. **Au large**, en raison de la présence du maximum profond de chl *a* (*Deep chlorophyll Maximum* ou DCM), la chl *a* de surface n'est pas représentative de la distribution verticale de la biomasse phytoplanctonique dans la colonne d'eau. Il est donc nécessaire d'intégrer les données de biomasse sur la verticale pour caractériser la dynamique des communautés phytoplanctoniques et leur changement.

2.1. Objectifs et stratégie

La synthèse bibliographique réalisée en §.1. (Axe 1) de ce rapport a montré qu'une caractéristique majeure du phytoplancton méditerranéen est la présence d'un maximum profond de chlorophylle (« *Deep Chlorophyll Maximum* », DCM) pendant toute la période de stratification thermique.

Lors de l'évaluation du BEE au titre des Habitats pélagiques au cycle 2, l'indicateur PH2 OSPAR - Phytoplancton a été adapté aux eaux françaises par Duflos et al. (2018) et appliqué aux eaux de surface des 4 sous-régions marines. Le PH2 - Phytoplancton proposé a été calculé à partir de données mensuelles de surface sous la forme d'anomalies correspondant à un écart (positif ou négatif) par rapport à un cycle saisonnier de référence. Le rôle majeur du DCM en Méditerranée montre qu'il est nécessaire d'intégrer *la dimension verticale* afin de caractériser l'état écologique des communautés phytoplanctoniques de cette sous-région.

La stratégie de travail utilisée ici a consisté à

- 1/ présenter des exemples types d'évolution saisonnière de la distribution verticale de la chl *a* dans un site de référence côtier (Baie de Calvi, Ouest Corse) et dans les eaux du proche large (Courant Ouest Corse au large de Calvi) ;
- 2/ comparer un jeu de données de distribution verticale de chl *a* issues du chantier collecte des données DCSMM pour l'évaluation cycle 3 aux résultats précédemment obtenus à Calvi ;
- 3/ comparer les données *in situ* aux autres données mobilisables : données satellite, données issues de la modélisation couplée hydrodynamique/biogéochimie ;
- 4/ proposer une méthode de travail et des métriques adaptées à la sous-région marine Méditerranée occidentale.

Le choix du site de Calvi est justifié par la disponibilité des données. En effet, des suivis des communautés phytoplanctoniques sont réalisés à la station PHYTOCLY depuis 1979 à l'initiative de l'Université de Liège (**Figures 29A et 29B**). En baie de Calvi et dans les eaux du Courant Ouest Corse (dont la station Tête de canyon au large de Calvi), des mesures de pigments phytoplanctoniques sont réalisées en surface depuis 1988. Certaines années, les suivis de surface ont été complétés par des profils verticaux (0 - 100 m ou 0 m - fond). Enfin, le choix de ce site se justifie par l'expertise « Phytoplancton » développée dans les eaux côtières corses depuis 4 décennies par l'Université de

Liège et par la bonne connaissance des mécanismes qui y contrôlent la dynamique phytoplanctonique. Parallèlement aux études menées par l'Université de Liège, le phytoplancton de surface de la station PHYTOCLY fait l'objet de suivis REPHY/DCE depuis 2006²⁹.

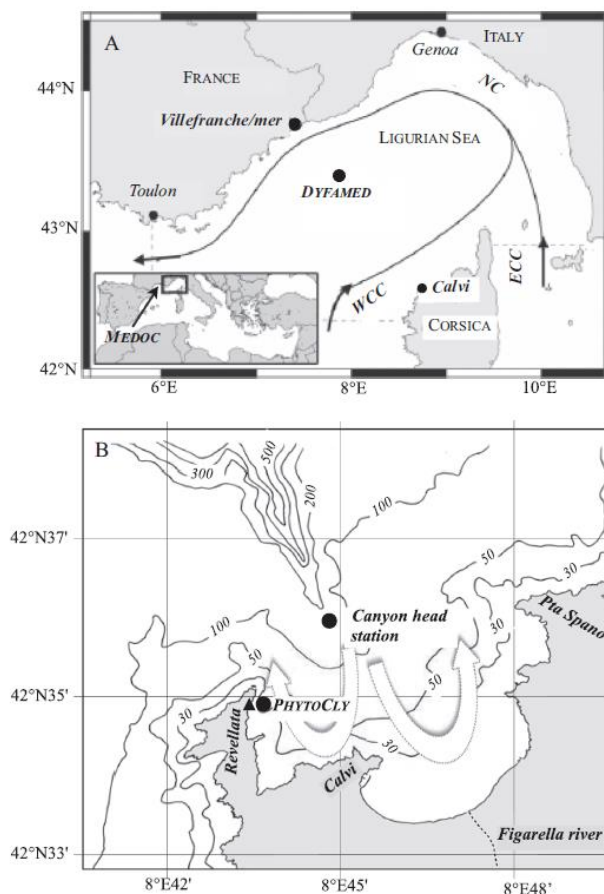


Figure 29. Position de Calvi en Mer Ligure (A) et des stations PHYTOCLY et Tête de canyon (B) – d'après Goffart et al. (2015).

2.2. Distribution verticale de la chl α en zone côtière

2.2.1. Profils verticaux sur le site de référence de Calvi (Station PHYTOCLY)

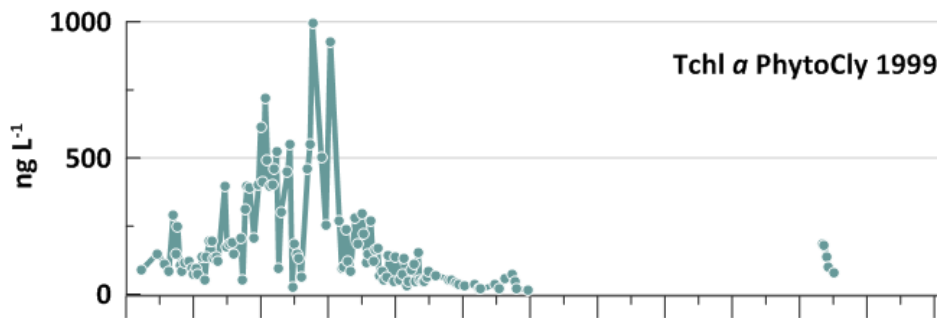
A la station PHYTOCLY, caractérisée par une profondeur de 40 m, la biomasse phytoplanctonique commence à augmenter vers la mi-février. En surface, on observe successivement (i) une augmentation progressive de la Tchl α de mi-février à fin mars, (ii) une diminution rapide des concentrations en Tchl α en avril, dès que les couches de surface se réchauffent, et (iii) des biomasses estivales très basses dans toute la colonne d'eau. Le bloom de fin d'hiver est plurimodal, en réponse aux forçages liés au vent (Skirris et al. 2001 ; Goffart et al. 2002 ; Goffart et al. 2015).

Les profils verticaux hebdomadaires réalisés en 1999 présentent un exemple type de l'évolution saisonnière de la distribution verticale de la Tchl α . L'année 1999 a été retenue en raison de la fréquence élevée des prélèvements en période de bloom et du nombre de données mobilisables. Les mesures *in situ* montrent que le bloom se développe dans toute la colonne d'eau et que la Tchl α est répartie de manière homogène, de la surface jusqu'au fond (Figures 30A et 30B). Il en résulte que les

²⁹ L'identifiant IFREMER de la station PHYTOCLY est 122-P-083.

concentrations en Tchl *a* intégrées sur la colonne d'eau et les concentrations de surface sont fortement corrélées (**Figure 31** ; $R = 0,96$).

A



B

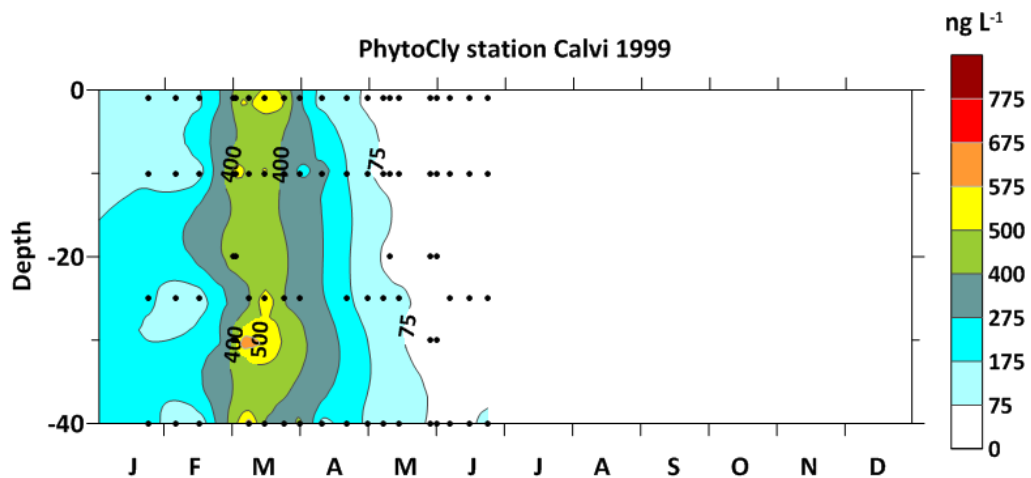


Figure 30. Évolution saisonnière de la Tchl *a* (mesures HPLC; en ng.L^{-1}) à la station PHYTOCLY entre janvier et juin 1999. Mesures de surface (A ; 5-6 prélèvements par semaine) et distribution verticale de la surface au fond (B ; 40 m, profils hebdomadaires, 4-5 profondeurs ; adapté de Goffart et al. 2015).

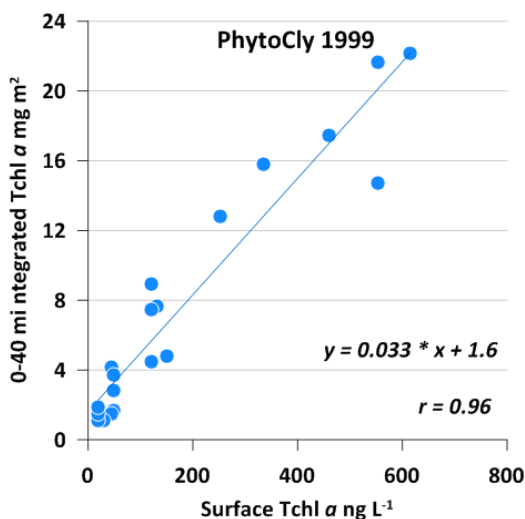


Figure 31. Relation entre la Tchl *a* intégrée sur la colonne d'eau (0-40 m) et la Tchl *a* mesurée en surface à la station PHYTOCLY de la baie de Calvi ($n=20$).

L'exemple présenté permet de considérer que la Tchl *a* de surface est un bon proxy de la distribution verticale de la biomasse phytoplanctonique à la station de référence PHYTOCLY.

2.2.2. Profils verticaux sur les sites du SNO SOMLIT

En zone côtière, il n'y a pas de profils verticaux de chl a mesurée par fluorimétrie ou par HPLC. Les données SOMLIT des stations Banyuls Sola, Marseille Frioul et du Point B de Villefranche (**Figure 21, §. 1.2.1**) permettent néanmoins de comparer les données de chl a de (sub)surface et celles mesurées à proximité du fond ou dans la colonne d'eau.

Banyuls-Sola et Marseille-Frioul sont des stations soumises à des apports continentaux d'intensité variable. Elles sont caractérisées par des profondeurs respectives de 27 et 60 m. Le Point B de Villefranche, d'une profondeur de 80 m, est situé en zone très urbanisée. Il est soumis à de fortes pressions anthropiques saisonnières.

Au cours de la période 2009 - 2020, les chl a de surface de chacune des 3 stations sont globalement du même ordre de grandeur que celles mesurées en profondeur (**Figure 32**). Dans seulement 2 à 9 % des cas, la réponse du phytoplancton aux pressions anthropiques et aux apports continentaux se traduit par des concentrations de chl a de surface nettement plus élevées que celles mesurées en profondeur.

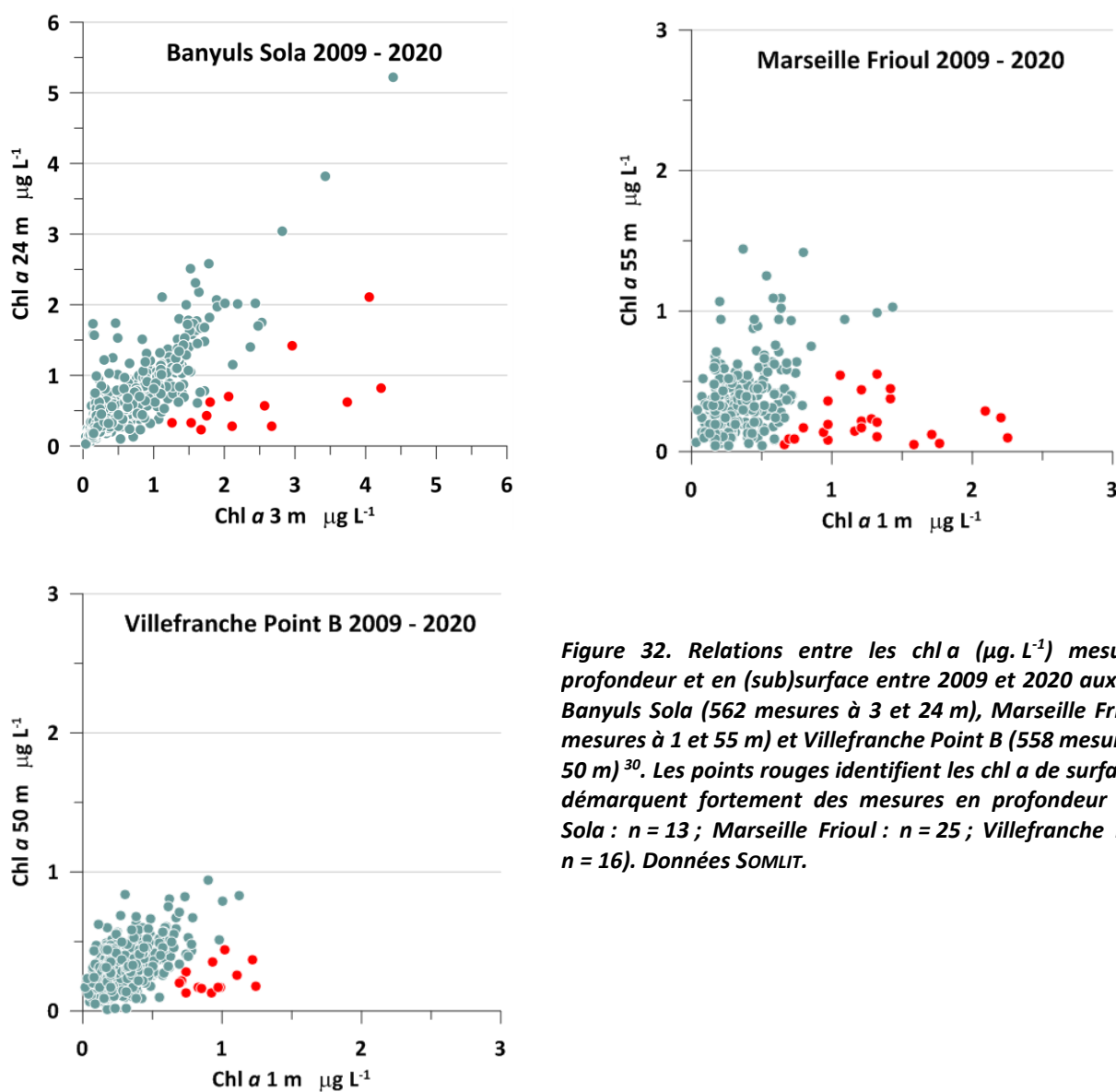


Figure 32. Relations entre les chl a ($\mu\text{g L}^{-1}$) mesurées en profondeur et en (sub)surface entre 2009 et 2020 aux stations Banyuls Sola (562 mesures à 3 et 24 m), Marseille Frioul (284 mesures à 1 et 55 m) et Villefranche Point B (558 mesures à 1 et 50 m)³⁰. Les points rouges identifient les chl a de surface qui se démarquent fortement des mesures en profondeur (Banyuls Sola : $n = 13$; Marseille Frioul : $n = 25$; Villefranche Point B : $n = 16$). Données SOMLIT.

³⁰ Pour mémoire, $1\,000\text{ ng chl } a \cdot \text{L}^{-1} = 1\text{ }\mu\text{g chl } a \cdot \text{L}^{-1} = 1\text{ mg chl } a \cdot \text{m}^{-3}$.

Les données *in situ* mises à disposition pour la DCSMM montrent, en milieu côtier, que la chl *a* de surface est un proxy qui :

- permet de caractériser les niveaux de biomasse observés en profondeur de manière satisfaisante,
- répond aux apports continentaux intermittents et aux pressions anthropiques saisonnières.

2.2.3. Comparaison des données de chl *a* mesurées *in situ* et dérivées des images satellite

Les produits dérivés des images satellite utilisés dans cette section du rapport résultent de l'application de l'algorithme OC5-Med, une version d'OC5 (Gohin et al. 2002) dont le seuil de détection de la chl *a* a été abaissé à $0,1 \mu\text{g. L}^{-1}$ ($= 100 \text{ ng. L}^{-1}$). A Calvi, OC5-Med a été appliqué à la réflectance des capteurs Modis et Meris de 2003 à 2012 et Modis, Meris et Viirs à partir de 2012. A la station Sud Bastia, OC5-Med a été appliqué à la réflectance du capteur Modis de 2015 à 2018.

Les séries temporelles de Calvi montrent une excellente correspondance entre les mesures *in situ* des concentrations en Tchl *a* de surface (mesures HPLC hebdomadaires ou bihebdomadaires) et les produits OC5-Med³¹ (Figure 33). Les travaux réalisés par Gohin et al. (2020), menés entre autres sur les sites de Calvi, Marseille Frioul et Banyuls Sola, ont confirmé cette correspondance, aussi bien en termes de saisonnalité que d'intensité des efflorescences.

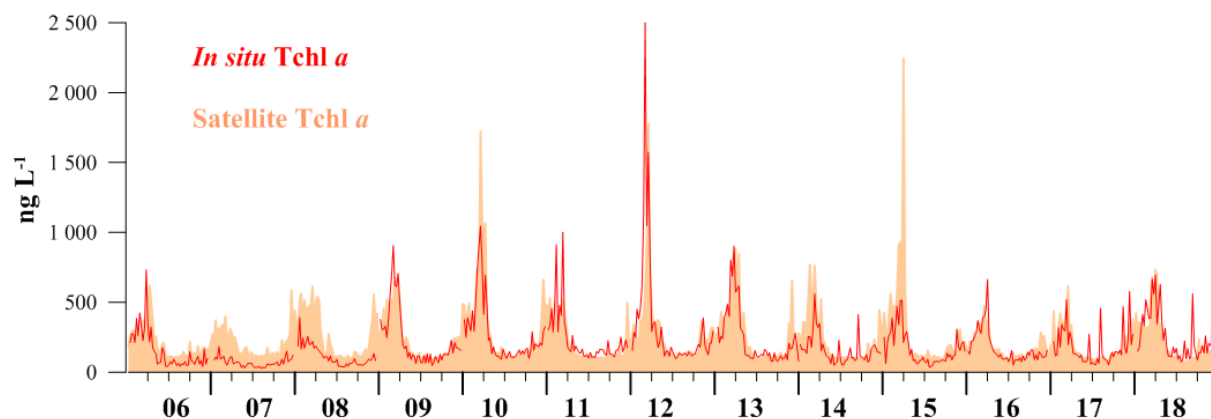


Figure 33. Séries temporelles de Tchl *a* mesurées *in situ* et par satellite à Calvi de 2006 à 2018 (moyennes hebdomadaires; en ng.L^{-1}). Mesures *in situ* : mesures HPLC ; mesures satellitaires : traitement par OC5-Med des signaux (d'après Goffart et al. 2019).

Dans les eaux qui font l'objet de suivis *in situ* mensuels, les images satellite permettent de capturer des événements importants – mais de courte durée – qui échappent à l'observation de terrain. C'est, par exemple, le cas du bloom de mars 2015 à la station Sud Bastia, où un événement intense n'a pas été détecté par l'unique prélèvement réalisé à cette période (Figure 34). Les mesures satellitaires de chl *a* sont donc complémentaires des mesures de terrain basse fréquence³².

Dans les eaux très oligotrophes comme celles de la Mer Tyrrhénienne, le seuil de détection relativement élevé de l'algorithme OC5-Med peut entraîner une surestimation des biomasses déduites depuis les observations satellite quand la couche de surface est pratiquement épuisée en phytoplancton, et que les concentrations mesurées *in situ* sont inférieures au seuil d'OC5-Med (100 ng. L^{-1}). C'est, par exemple, le cas du point Sud Bastia où les mesures HPLC réalisées lors des étés 2016 et 2017 montrent des concentrations estivales en Tchl *a* $< 60 \text{ ng. L}^{-1}$ (Figure 34).

³¹ Producteur des données : Francis Gohin (IFREMER), juin 2019.

³² Les données « basse fréquence » se réfèrent à des mesures réalisées à une échelle mensuelle, bimensuelle ou hebdomadaire. Les données « haute fréquence » se réfèrent à des données acquises à une échelle temporelle journalière ou horaire.

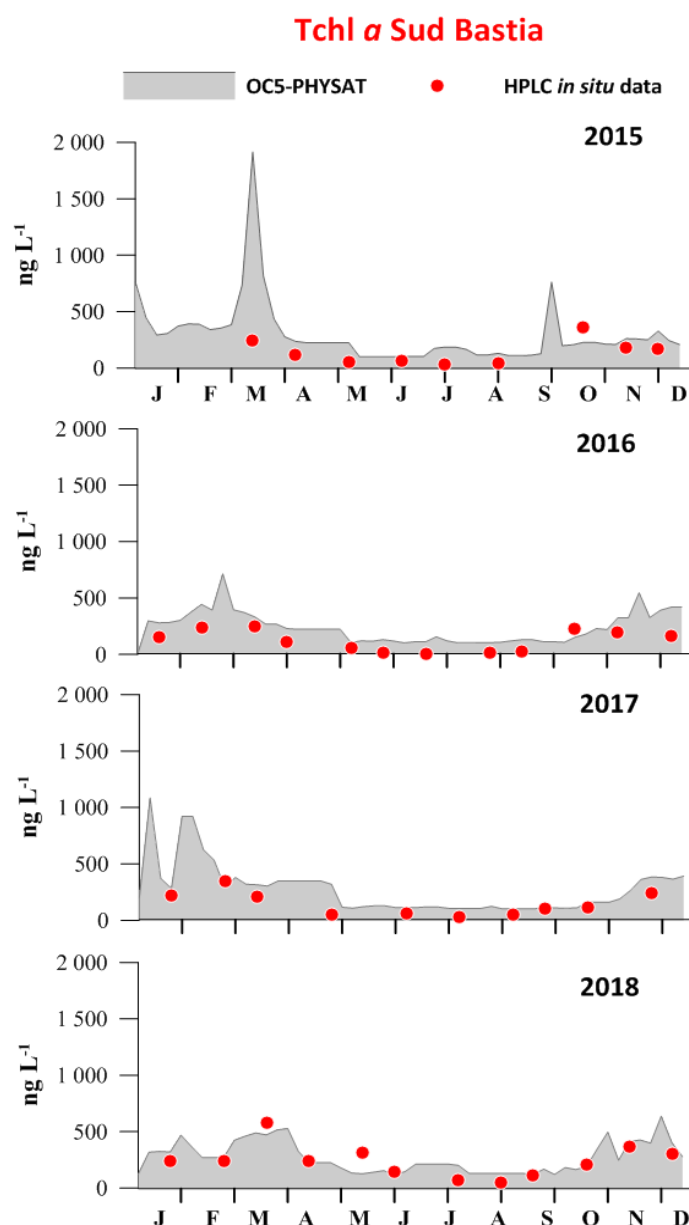


Figure 34. Séries temporelles de Tchl α ($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$) mesurées *in situ* et par satellite au point Sud Bastia de 2015 à 2018. Mesures *in situ* : mesures HPLC, prélèvements mensuels ; mesures satellitaires : traitement par OC5-Med des signaux, moyennes hebdomadaires (d'après Coudray et Goffart en préparation).

En zone côtière, une bonne correspondance est observée entre les données de chl α mesurées *in situ* et celles dérivées des images satellite. Cette correspondance concerne aussi bien la saisonnalité que l'intensité des efflorescences de surface. **Les mesures satellitaires de chl α s'avèrent donc adaptées à l'acquisition des données côtières de surface en Méditerranée.** Elles sont complémentaires des mesures *in situ* couvertes par les suivis stationnels, en particulier lorsque ceux-ci sont discontinus ou réalisés à basse fréquence. Les mesures satellitaires apportent aussi des informations sur les masses d'eau qui ne font pas l'objet de suivi stationnel. Néanmoins, le seuil de détection relativement élevé des mesures satellite ($100 \text{ ng chl } \alpha \text{ L}^{-1}$ en Méditerranée) peut entraîner une surestimation des biomasses quand la couche de surface est pratiquement épuisée en phytoplancton et que les concentrations mesurées *in situ* sont inférieures au seuil d'OC5-Med. Les produits mis à disposition dans le chantier collecte DCSMM par Argans France ont permis d'abaisser les seuils à $50 \text{ ng chl } \alpha \text{ L}^{-1}$. Il conviendra de mutualiser les produits pour les développements futurs de l'algorithme PHYSAT-Med.

2.3. Distribution verticale de la chl a au large

2.3.1. Site de référence au large de Calvi (station Tête de canyon)

La station Tête de canyon est située dans les eaux du Courant Ouest Corse au large de Calvi sur un fond de 155 m (**Figure 29B**). L'évolution saisonnière de la biomasse phytoplanctonique y est contrôlée par les forçages hydrologiques et météorologiques. Les profils verticaux hebdomadaires réalisés en 2015 présentent un exemple type de l'évolution saisonnière de la distribution verticale de la Tchl a .

En surface et dans les 40 premiers mètres de la colonne d'eau, l'évolution temporelle de la biomasse phytoplanctonique présente les mêmes caractéristiques (phénologie, intensité et caractère plurimodal du bloom) que celles observées en milieu côtier, à la station **PHYTOCLY** (respectivement **Figures 35A, 35B et 30A, 30B**). Les éléments marquants de la dynamique phytoplanctonique sont : 1/ la distribution verticale relativement homogène de la Tchl a entre la surface et 40 m pendant toute l'année ; 2/ la présence d'une « plume » de Tchl a qui s'enfonce dans la colonne d'eau en mars ; 3/ l'épuisement en phytoplancton dans les 40 premiers mètres de la colonne d'eau dès la fin avril et pendant toute la période estivale ; 4/ la redistribution progressive de la biomasse chlorophyllienne dans la colonne d'eau à la fin de l'été ; 5/ le retour à une situation de bloom dès janvier.

Entre 40 et 100 m, en mars, la biomasse phytoplanctonique présente une extension verticale importante et la Tchl a est observée en quantité significative jusqu'à au moins 100 m (**Figure 35B**). D'avril à novembre, un maximum profond de Tchl a est observé entre 50 et 80 m de profondeur. Le DCM est alors situé à proximité de la nitracline, 20 à 40 m sous la thermocline. En décembre, le mélange vertical hivernal de la colonne d'eau entraîne la disparition du DCM et une homogénéisation des concentrations dans les 100 premiers mètres de la colonne d'eau.

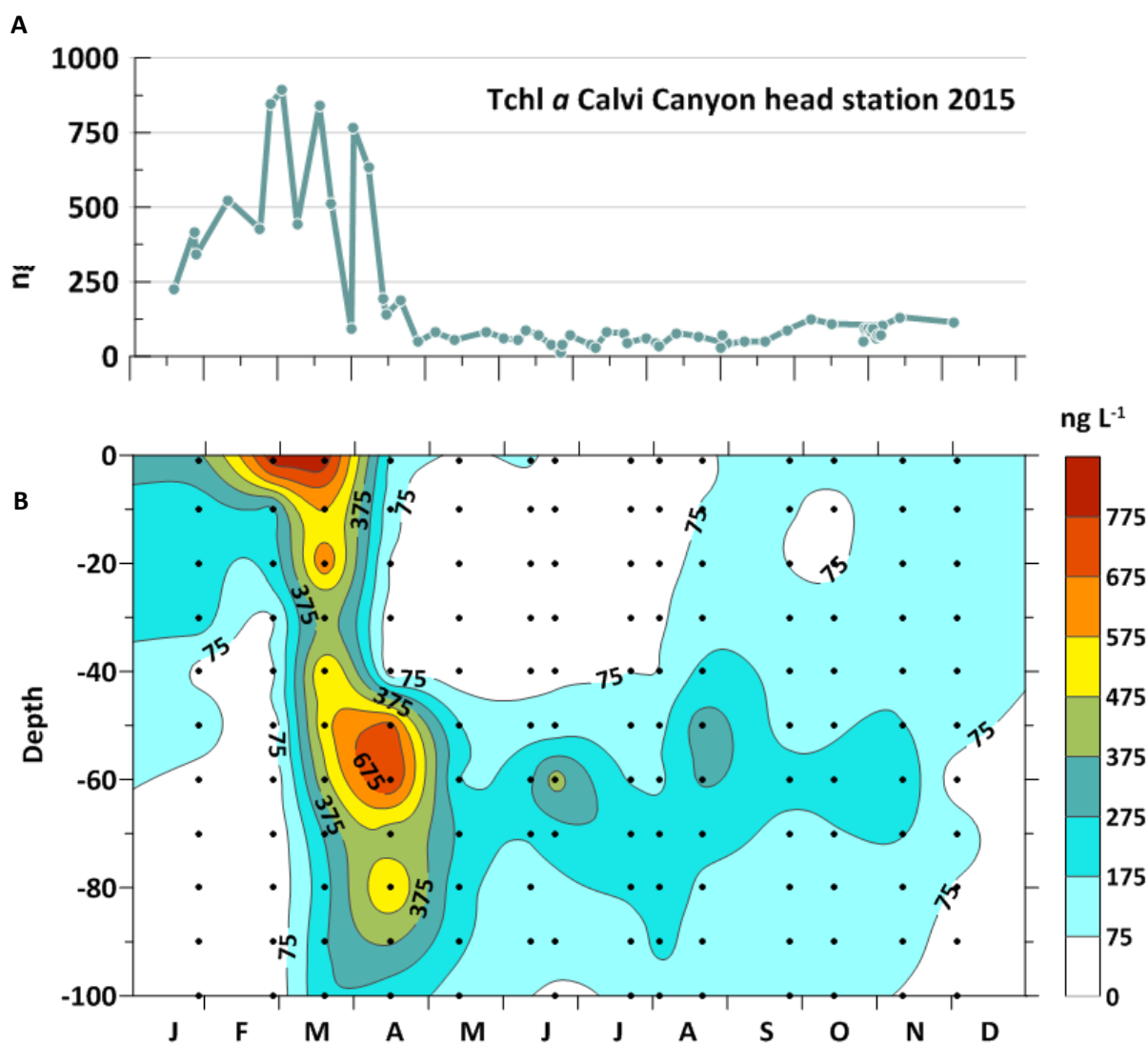


Figure 35. Evolution temporelle de la Tchl a (ng.L⁻¹) au point Tête de canyon au large de Calvi en 2015 (mesures HPLC). A/ Mesures de sub-surface (suivi hebdomadaire, n = 47) et B/ Distribution verticale (prélèvements tous les 10 m entre 1 et 100 m ; profils verticaux ≈ mensuels, n = 14) faisant apparaître la "plume" de Tchl a au mois de mars jusqu'à 100 m de profondeur. Données Anne Goffart.

A la station Tête de canyon en 2015, 63 à 92 % de Tchl a intégrée³³ entre la sub-surface et 100 m se trouvent sous 40 m d'avril à novembre (8 mois sur 12 ; Figure 36).

³³ La méthode d'intégration est celle du point milieu décrite ici : <https://www.bibmath.net/dico/index.php?action=affiche&quoi=.i/intnum.html>.

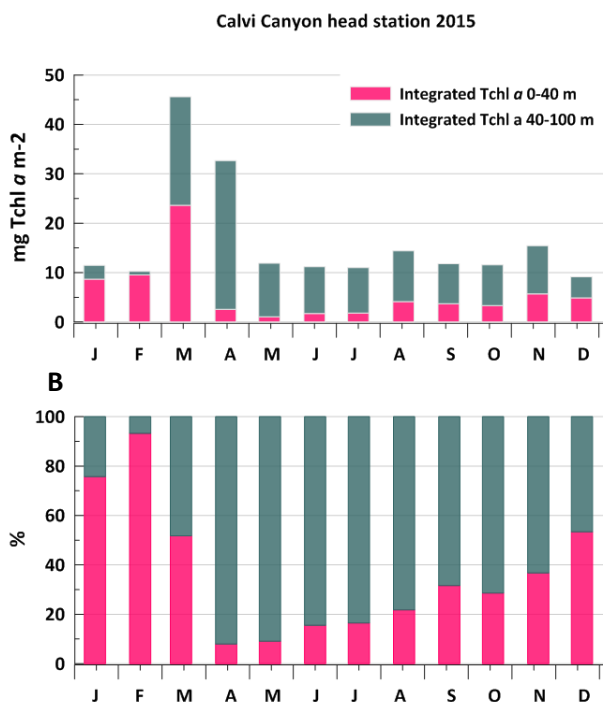


Figure 36. Evolution temporelle de la A/ Tchl a intégrée sur la colonne d'eau (0-40 m et 40-100 m ; mg.m⁻²) au point Tête de canyon au large de Calvi en 2015; B/ Concentrations relatives (en % du total). Données Anne Goffart.

Malgré la variabilité interannuelle des conditions environnementales (e.g. vent, profondeur de la couche de mélange, ...), les patrons de distribution verticale de la Tchl a sont relativement stables au cours des saisons. Chaque année, (i) la distribution verticale « en plume » de la Tchl a est bien marquée en mars, pendant le bloom, et (ii) le DCM - qui s'installe à partir du mois d'avril quand la couche de surface se réchauffe et s'épuise en nutriments - est observé pendant toute la période stratifiée (**Figure 37**).

Au large, en raison de l'existence du DCM, la Tchl a de surface n'est pas représentative de la distribution verticale de la biomasse phytoplanctonique dans la colonne d'eau. Il est donc nécessaire d'intégrer les données de biomasse sur la verticale au moins jusqu'à 100 m pour ne pas sous-estimer les stocks phytoplanctoniques du large.

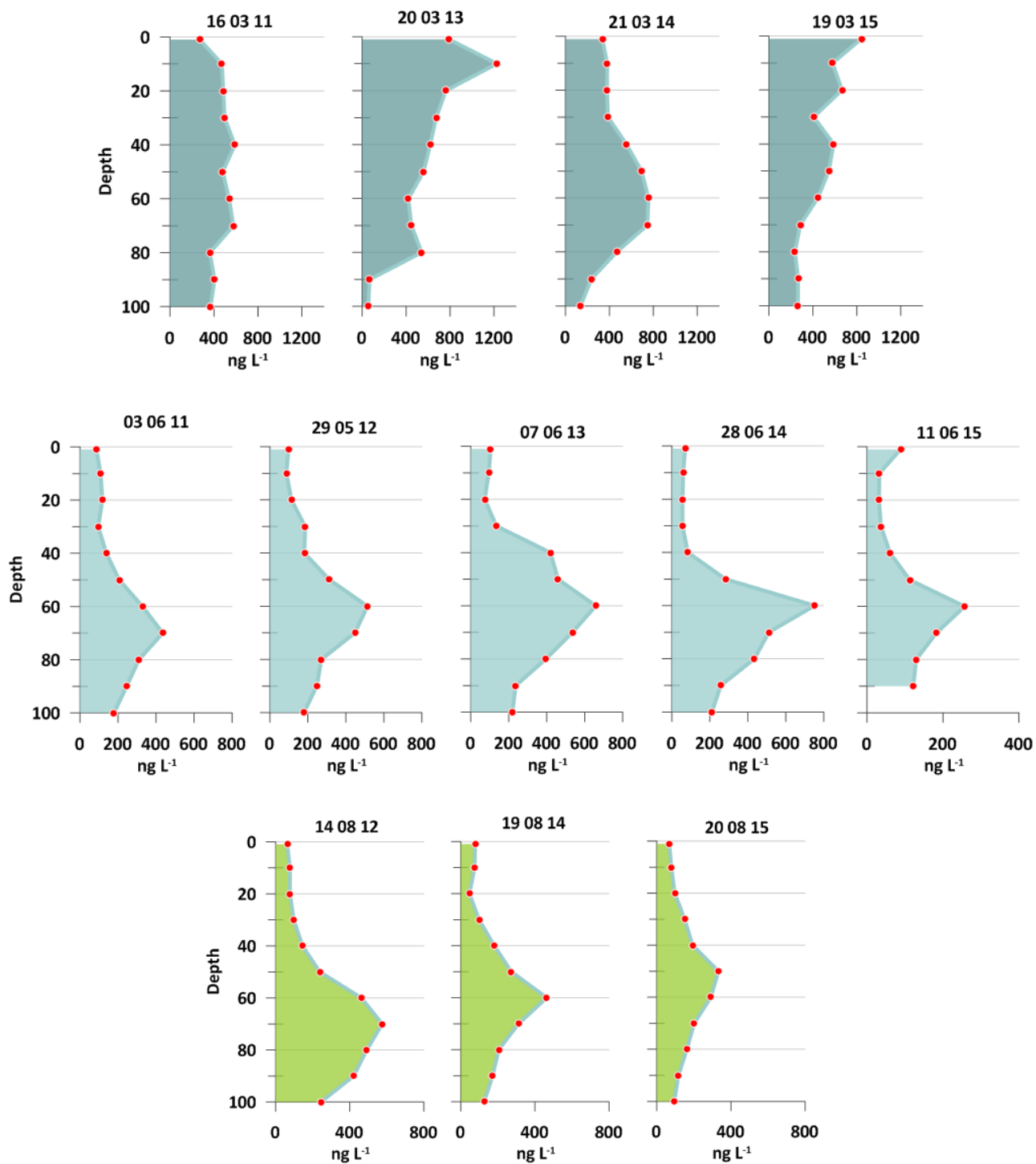


Figure 37. Variabilité interannuelle de la distribution verticale de la Tchl a (1-100 m) au point Tête de canyon au large de Calvi en mars (bleu foncé), mai - juin (bleu clair) et août (vert). Mesures HPLC, données Anne Goffart.

2.3.2. Dispositifs de surveillance mobilisés et sources des données au large

Au large, des mesures *in situ* de distribution verticale de chl *a* par HPLC ou spectrofluorimétrie sont disponibles aux stations Boussole et Mola, respectivement (**Figure 21**).

a. Données *in situ* : Station Boussole (projet BOUSSOLE) et Mola (SNO MOOSE)

o Station Boussole

A la station Boussole, l'évolution de la distribution verticale de la biomasse phytoplanctonique est le résultat du contraste marqué entre les conditions hivernales de mélange vertical et les conditions estivales de stratification (e.g. Marty et al. 2002 ; Marty et al. 2008 ; Margirier et al. 2020). Tout au long de l'année, l'essentiel de la biomasse phytoplanctonique se situe dans les 100 premiers mètres de la colonne d'eau (**Figure 38**). Le bloom de fin d'hiver - début du printemps se déroule essentiellement entre la sub-surface et 30 m de profondeur. A partir d'avril, le DCM se forme et s'enfonce progressivement dans la colonne d'eau. De mai à décembre, il se situe entre 50 et 80 m de profondeur. Il est associé à la nitracline, relativement peu profonde dans la région (Marty et al. 2002 ; Marty et al. 2008). Ce schéma de distribution se répète annuellement. Il est illustré pour l'année 2015 afin de permettre une comparaison avec les données acquises la même année au point Tête de canyon de Calvi.

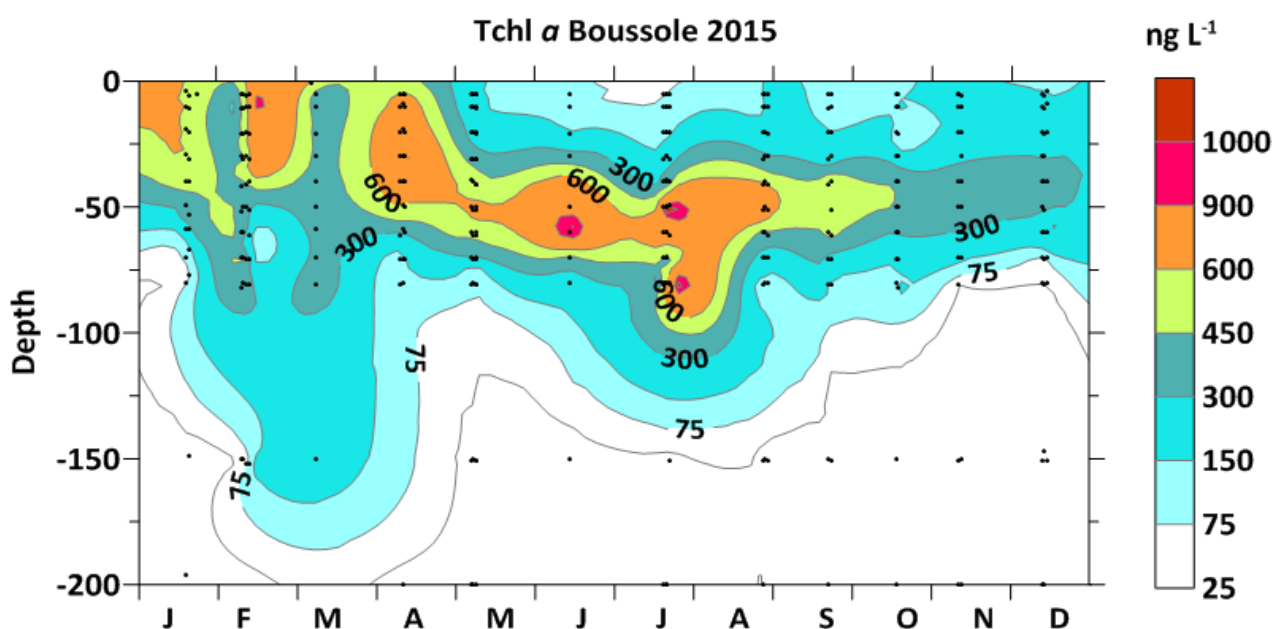


Figure 38. Evolution temporelle de la distribution verticale (5-200 m) de la Tchl *a* (ng.L^{-1}) à la station Boussole en 2015 (mesures HPLC). Données Boussole³⁴.

En 2015, à la station Boussole, les concentrations en Tchl *a* intégrées entre la sub-surface et 100 m sont supérieures à celles observées au point Tête de canyon la même année ; 57 à 84 % de Tchl *a* intégrée sur la colonne d'eau (5-100 m) se trouvent sous 40 m en mars et de mai à novembre (**Figure 39**). Ce pourcentage est très proche de celui observé à Calvi (63 à 92 % d'avril à novembre).

³⁴ Golbol et al. (2000) BOUSSOLE, <https://doi.org/10.18142/1>

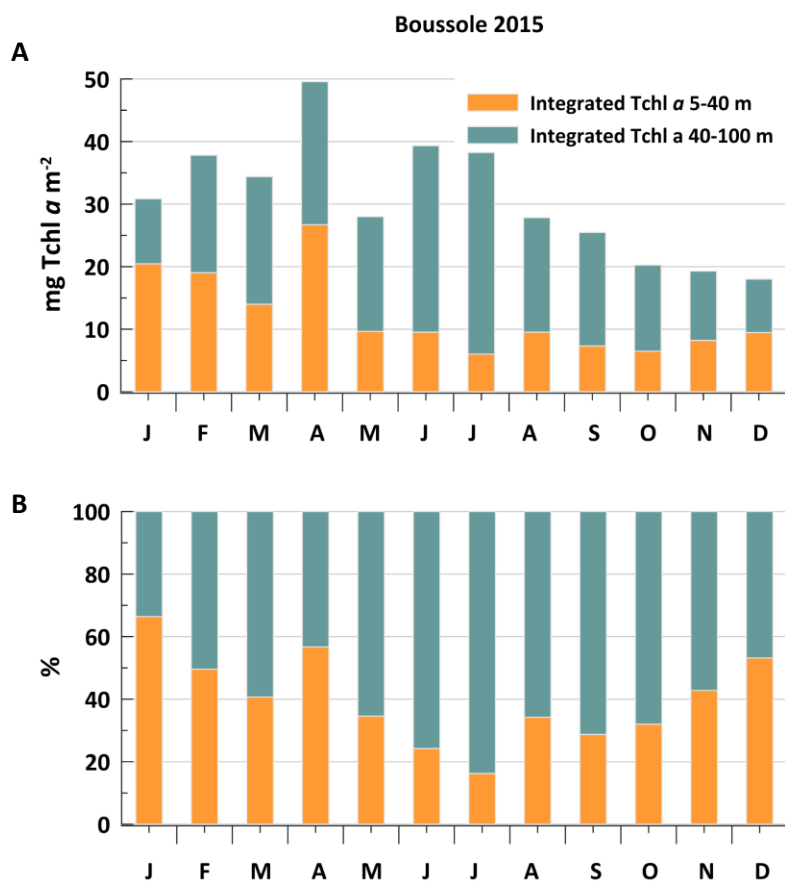


Figure 39. Evolution temporelle de la Tchl a intégrée sur la colonne d'eau (A ; mg.m⁻² ; 5-40 m et 40-100 m) à la station Boussole en 2015; et concentrations relatives (B; en % du total). Données issues du projet Boussole (voir tableau 7).

○ Station Mola

A Mola (**Figure 21**), l'influence du Rhône se traduit au printemps par des intrusions d'eau peu salée riche en nutriments (Gonzalès et al. 2019). Ces apports permettent le développement de concentrations en chl a élevées pour la Méditerranée, comme montré en 2018, année de forte intensité d'efflorescence (**Figure 25A** et **Figure 40**). Tout au long de l'année, les maxima de concentrations sont observés dans les 100 premiers mètres de la colonne d'eau et des concentrations en phytoplancton encore élevées sont détectées entre 100 et 200 m. Comme aux stations Tête de canyon - au large de Calvi - et Boussole - en Mer Ligure -, un maximum profond de chlorophylle se développe pendant la période stratifiée. Cependant, le petit nombre de mesures discrètes dans les 100 premiers mètres de la colonne d'eau (4 profondeurs de prélèvements contre 11 à la station Tête de canyon) limite la résolution d'analyse et d'interprétation des caractéristiques du DCM. Il n'est pas exclu que, dans certains cas, le DCM échappe à l'observation en l'absence de mesures entre 40 et 80 m.

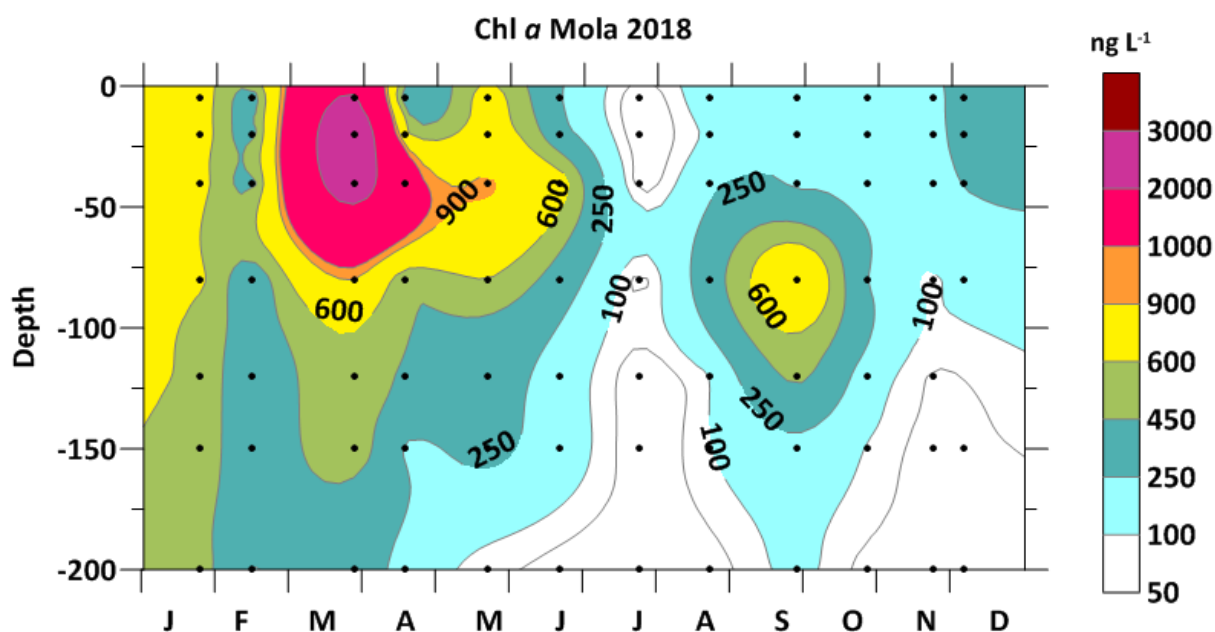


Figure 40. Evolution temporelle de la distribution verticale (5-200 m) de la chl a (ng.L^{-1}) à la station Mola en 2018. Données issues du SNO MOOSE (voir Tableau 7).

Les 3 stations pour lesquelles des profils verticaux de chl a sont disponibles sont caractérisées par des conditions hydrologiques contrastées qui impactent la biomasse phytoplanctonique totale et la saisonnalité des efflorescences. Un maximum profond de chlorophylle est observé au niveau des 3 stations, ce qui confirme le caractère ubiquiste de ces structures dans la sous-région marine Méditerranée occidentale. Aux stations Tête de canyon à Calvi et Boussole, où la résolution verticale des prélèvements est suffisante pour caractériser le DCM, 57 à 92 % de la Tchl a intégrée sur la colonne d'eau (subsurface-100 m) se trouvent sous 40 m, et ceci pendant 8 mois par an. Compte tenu de ces spécificités, caractéristiques du phytoplancton méditerranéen (voir §.1.2.2), **il est proposé d'intégrer les données de chlorophylle-a sur la verticale par la méthode d'intégration du point milieu en considérant une profondeur d'intégration de 100 m.**

b. Données issues de la modélisation (système de modèles MedBFM3) et comparaison avec les données in situ

Dans une perspective d'évaluation spatiale à plus large échelle, il pourrait être envisagé d'utiliser les données de chl a calculées par le système de modèles MedBFM3 du CMEMS³⁵ (Copernicus Marine Environment Monitoring Service ; Cossarini et al. 2021). En préambule, la concordance entre les données de distribution verticale de la chl a issues des modèles et celles mesurées *in situ* doit être vérifiée.

Il s'agit d'un système couplant (i) un modèle hydrodynamique de transport (OGSTM), un modèle biogéochimique (BFM) décrivant la dynamique des cycles majeurs (carbone, azote, phosphore et silice) en interactions avec les composantes organiques et inorganiques dissoutes et (ii) le module d'assimilation des données de chl a de surface (3DVAR-Bio). Le système présente une résolution spatiale d'environ 4 km et permet des estimations numériques sur la période 1999-2019 de paramètres physico-chimiques (nitrates, ammonium, phosphates, oxygène, pH, alcalinité, pCO₂) et biologiques (chl a, biomasse carbonée du phytoplancton, production primaire nette).

³⁵ https://data.marine.copernicus.eu/product/MEDSEA_MULTIYEAR_BGC_006_008/description

Une première approche consiste à comparer les concentrations de chl *a* mensuelles – intégrées sur les 100 premiers mètres de la colonne d’eau – dérivées des modèles aux mesures *in situ* des stations Boussole et Mola.

A la station Boussole (1 campagne par mois, 1 à 4 profils par campagne), l’exercice est réalisé pour 2 années contrastées : 2015 et 2016, caractérisées respectivement par un bloom et un DCM d’intensité modérée (**Figure 38**), et un bloom et un DCM très prononcés (4,05 $\mu\text{g. L}^{-1}$ à 30 m le 07/06/2016).

Sur Mola (1 profil par mois), la comparaison est réalisée pour l’année 2018, caractérisée par des concentrations élevées en chl *a* (jusqu’à 3 $\mu\text{g. L}^{-1}$; **Figure 25A et Figure 40**).

A l’exception de juillet 2018 à Mola, les données mensuelles du système de modèles MedBFM3 sous-estiment systématiquement les concentrations *in situ*, particulièrement lorsque celles-ci sont > 20 $\text{mg chl } a. \text{ m}^{-2}$ (**Figure 41**). Sur Boussole, la sous-estimation atteint 80 à 85 % en janvier et février 2016. A Mola, elle est > 95% en mars 2018. Le modèle ne reproduit pas non plus la saisonnalité des mesures de terrain et semble lisser considérablement la variabilité saisonnière. Ces sous-estimations associées au système de modèles MedBFM3 sont connues des opérateurs du CMEMS qui les expliquent comme suit :

- Les valeurs maximales simulées par le modèle sont contraintes par les données de validation et de calibration. Dans le cas du modèle MedBFM3, les concentrations en chl *a* sont validées par les données issues des images satellite (produit OC TAC du CMEMS ; valeur maximale = 0,82 $\mu\text{g.L}^{-1}$) et du réseau de bouées instrumentées *in situ* BGC-Argo (valeur maximale < 1 $\mu\text{g. L}^{-1}$) qui n’atteignent pas les maxima observés *in situ* en surface (*e.g.* > 3 $\mu\text{g. L}^{-1}$ pour Mola ; **Figure 40**).
- Les valeurs issues de la modélisation sont estimées sur des zones géographiques de grande taille (**voir Annexe 2**). Bien que présentant des écarts quadratiques moyens tout à fait acceptables à large échelle (0,18 $\mu\text{g. L}^{-1}$ pour les concentrations en chl *a* de surface ; 0,10 $\mu\text{g. L}^{-1}$ au large), ce paramètre correspond à une performance moyenne du modèle à large échelle et n’est pas représentatif de ce qui peut être observé en mesure stationnelle.

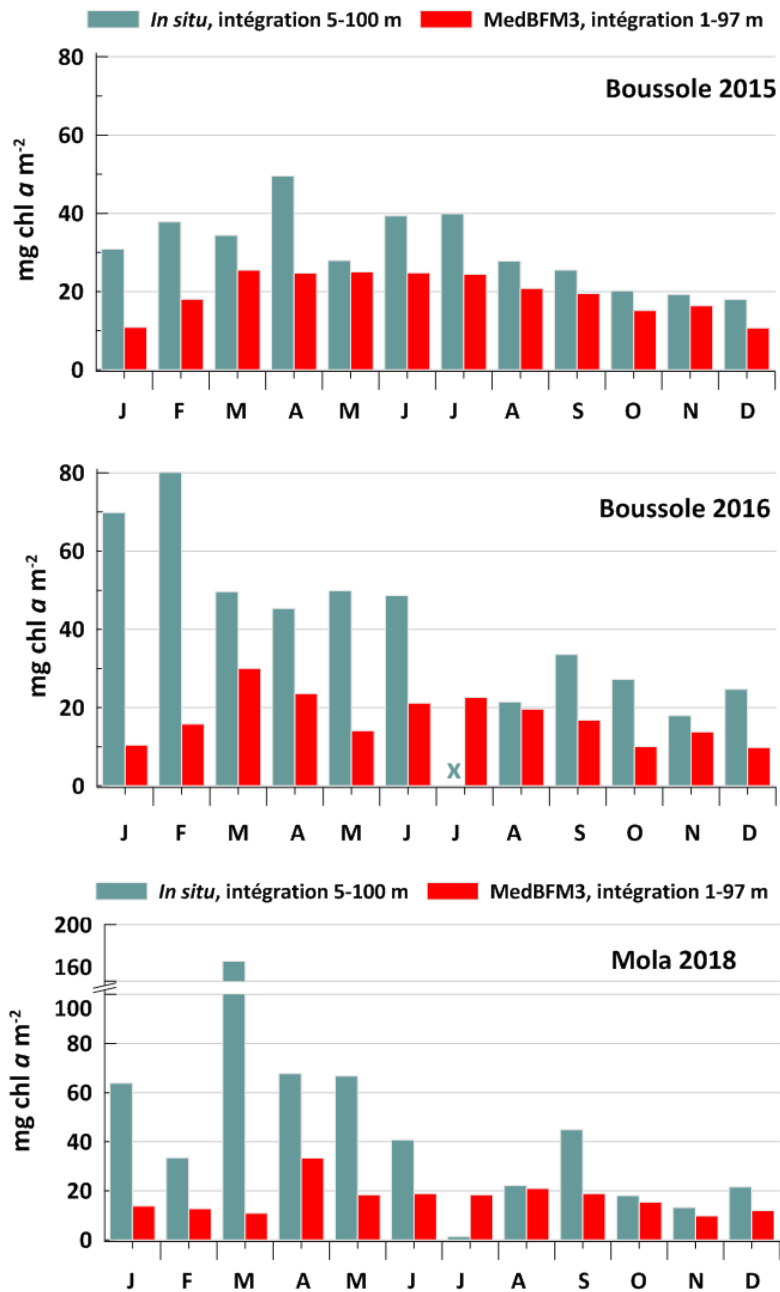


Figure 41. Distributions temporelles des chl a intégrées mesurées in situ (données Boussole 2015 et 2016 ; données Mola 2018) et issues du système de modèles MedBFM3 ; moyennes mensuelles. X : Absence de données in situ sur Boussole en juillet 2016.

Aujourd'hui, aux échelles spatiales (stationnelles) et temporelles (comparaison d'un profil *in situ* mensuel versus une moyenne mensuelle calculée par les modèles) considérées, le système de modèles MedBFM3 ne reproduit ni la saisonnalité ni les niveaux de concentrations en chl *a* intégrées entre la sub-surface et 100 m aux stations Boussole et Mola. Des améliorations des estimations issues des modèles sont nécessaires pour pouvoir envisager leur utilisation dans le futur, en particulier dans la partie ouest de la sous-région marine. Une nouvelle version du système de modèles (MedBFM4) est en cours d'élaboration (production finale et diffusion à l'automne 2024). Elle s'appuiera sur une formulation des composantes couleur de l'eau et biogéochimie d'après Alvarez et al. (2022). Des projets de recherche nationaux (*e.g.* ANR PPR RIOMAR³⁶) s'intéressant au développement de jumeaux numériques de l'océan devraient permettre de disposer d'estimations issues de la modélisation sur certains sites ateliers méditerranéens. L'analyse de leur pertinence et de leur valeur ajoutée pour répondre aux besoins du programme thématique Habitats pélagiques de la DCSMM sera réalisée.

2.4. Propositions pour le calcul de l'indicateur PH2-Phytoplancton en Méditerranée

Lors du cycle 2 de l'évaluation du Bon Etat Ecologique de la DCSMM, Duflos et al. (2018) ont utilisé des métriques différentes pour l'indicateur PH2 à la côte (concentrations moyennes mensuelles en chl *a* de surface) et au large (P90 des concentrations mensuelles en chl *a* de surface). Nous proposons d'intégrer les spécificités du phytoplancton méditerranéen et d'uniformiser les métriques comme suit (**Tableau 9**) :

- **Masses d'eau côtière** : moyennes mensuelles des concentrations en chl *a* de surface ($\mu\text{g. L}^{-1}$) ;
- **Large** : moyennes mensuelles des concentrations en chl *a* intégrées sur la verticale (0-100 m) – par la méthode du point milieu – divisées par la profondeur d'intégration ($\mu\text{g. L}^{-1}$).

En zone côtière, nous proposons d'utiliser les données stationnelles de surface et les produits dérivés des images satellite. Ce choix est justifié par la bonne correspondance et par la complémentarité de ces deux sources de données. Au large, en l'absence de correspondance entre les données *in situ* et celles du modèle MedBFM3M, nous nous limiterons aux suivis stationnels disponibles.

³⁶ RIOMAR (2021-2027), Observer et anticiper l'évolution des zones côtières françaises sous influence des fleuves au 21e siècle, PIA3-PPR "Un océan de solutions". Porteur : C. Rabouille (LSCE).

Tableau 9. Synthèse des données utilisées et des métriques proposées pour le calcul du PH2-Phytoplancton en SRM MO (PH2 MEDIT - Phytoplancton). Les propositions d'adaptation des méthodes de calcul pour l'indicateur PH2 - Phytoplancton sont présentées dans la section 3 de ce rapport. Les propositions de métriques et les données utilisées dans les autres SRM sont présentées dans la feuille de route Habitats pélagiques DCSMM (avril 2022).

	PH2 DUFLOS phytoplancton (Duflos et al. 2018)	PH2 MEDIT - Phytoplancton	Evolution & justifications des choix proposés
Données utilisées	<p><u>A la côte</u> : données stationnelles de surface (REPHY) et séries temporelles ne présentant pas plus de 4 mois consécutifs sans données.</p> <p><u>Au large</u> : produits dérivés des images satellite.</p>	<p><u>A la côte</u> : données stationnelles de surface (REPHY, SOMLIT) et produits dérivés des images satellite (en tenant compte des incertitudes associées dans les eaux oligotrophes).</p> <p><u>Au large</u> : données intégrées sur 100 m de profondeur issues des suivis stationnels et divisées par la profondeur d'intégration (MOLA et Boussole).</p>	<p>Mobilisation de données complémentaires à la côte (SOMLIT, satellite).</p> <p>Prise en compte des spécificités du fonctionnement de l'écosystème planctonique méditerranéen et de la variabilité spatio-temporelle du phytoplancton.</p>
Métriques	<p><u>A la côte</u> : moyenne mensuelle des concentrations en chl <i>a</i> ($\mu\text{g. L}^{-1}$).</p> <p><u>Au large</u> : P₉₀ des concentrations en chl <i>a</i> ($\mu\text{g. L}^{-1}$).</p>	<p><u>Côte et large</u> : moyenne mensuelle des concentrations en chlorophylle-<i>a</i> ($\mu\text{g. L}^{-1}$).</p>	<p>Utilisation d'une métrique unique de la côte au large.</p>

2.5. Conclusions

Les éléments développés ci-dessus ont permis de :

- **proposer des métriques adaptées aux particularités des communautés phytoplanctoniques méditerranéennes des zones côtières et du large.** Une attention particulière a été portée à l'uniformisation de ces métriques.
- mettre en évidence un **usage croisé et complémentaire des données de chl *a* mesurées *in situ* et dérivées des images satellite dans les eaux côtières.** Pour le large, il est actuellement indispensable de disposer de données intégrées sur la profondeur pour reproduire de manière pertinente le fonctionnement de l'écosystème phytoplanctonique méditerranéen. Les travaux développés par le CMEMS et dans le cadre de projets nationaux (*e.g.* PPR RIOMAR) permettront d'analyser la pertinence/plus-value d'autres modèles pour disposer de données au large.
- **confirmer le caractère ubiquiste des DCMs dans la sous-région marine Méditerranée occidentale,** et mettre en évidence le besoin d'acquérir de la donnée et des connaissances pour affiner la description de leurs principales caractéristiques (profondeur, intensité, saisonnalité), en relation avec les contraintes environnementales qui contrôlent leur développement. Ces premiers travaux sur les données disponibles en sous-région marine Méditerranée occidentale soulignent la nécessité de discuter de la surveillance des Habitats pélagiques avec les acteurs de façades afin d'envisager de manière concertée une programmation et une priorisation des actions dans les années à venir.

3. Adaptations méthodologiques pour l'opérationnalisation de l'indicateur PH2

Résumé des travaux

Cette section du rapport vise à présenter l'état des réflexions sur l'opérationnalisation de l'indicateur PH2 s'intéressant aux changements de la biomasse ou de l'abondance du zooplancton. Il précise les critères ayant permis de sélectionner les jeux de données pour opérer les développements numériques, et établit les choix méthodologiques qui sont envisagés pour opérationnaliser l'indicateur PH2-Phytoplancton et PH2-Zooplancton. Une analyse des méthodes numériques développées dans le cadre du cycle 2 et du QSR OSPAR 2017 a été réalisée et a permis d'identifier les travaux à entreprendre pour envisager de quantifier de manière indépendante : (i) la détection des changements dans les séries temporelles (calcul des anomalies) ainsi que leur quantification (catégorisation des anomalies par percentiles) et (ii) l'extraction des tendances, en proposant une méthode permettant de rendre compte de la vitesse des changements observés.

3.1. Contexte scientifique et objectifs

Les données acquises à long terme sont centrales pour aboutir aux évaluations du BEE pour le programme thématique « Habitats pélagiques ». Cependant, ces données sont très souvent hétérogènes dans le temps et dans l'espace en raison des conditions de terrain (*e.g.* conditions météorologiques), de la stratégie d'échantillonnage initialement déployée pouvant évoluer au cours du temps, d'aléas techniques (*e.g.* pertes ou pannes d'équipements), voire en cas de crise sanitaire (*e.g.* COVID19 en 2020).

Dans les travaux d'évaluation du cycle 2, Duflos et al. (2018) n'ont pas considéré dans leurs analyses les séries temporelles présentant des données manquantes sur 4 mois consécutifs. Cela a amené à réduire considérablement le nombre de données disponibles par SRM pour les évaluations. Des méthodes numériques fondées sur des processus itératifs (*e.g.* interpolation) pourraient permettre d'intégrer davantage de données (en particulier pour les indicateurs PH1 et PH2), sous réserve de quantifier l'incertitude – associée au remplacement de données manquantes par des données interpolées – et de l'adjoindre au résultat du calcul des indicateurs.

L'hétérogénéité entre séries temporelles est également visible sur les fréquences d'acquisition des données qui peuvent varier d'un dispositif de suivi à l'autre, et même au cours du temps pour un site de suivi donné (*i.e.* modification de l'effort d'échantillonnage). Certaines méthodes d'analyse numérique vont donc nécessiter une régularisation des jeux de données disponibles pour les rendre comparables sur un pas de temps régulier.

Enfin, certaines séries temporelles acquises ne répondent pas aux besoins de la DCSMM et sont inexploitable en raison (i) de la temporalité couverte (*e.g.* séries trop courtes), (ii) de leur manque de correspondance avec les périodes réglementaires d'évaluation et (iii) de discontinuités trop importantes rendant difficile l'application de méthodes itératives.

Ce travail s'intéresse aux séries temporelles de biomasse chlorophyllienne permettant le calcul de l'indicateur PH2-Phytoplancton. Le choix de cet indicateur – reposant sur la biomasse phytoplanctonique (concentrations en chl *a*) – a été conditionné par la disponibilité des données *in situ* et la possibilité de pouvoir estimer le paramètre concentration en chl *a* par l'outil satellite, en cas d'absence de couverture spatiale ou temporelle.

Cette partie du rapport a pour **objectif** de présenter :

1/ les critères de sélection des séries de données pouvant répondre aux développements sur l'indicateur PH2, l'analyse exploratoire des jeux de données ayant été réalisée en section §.2. de ce chapitre,

2/ une analyse détaillée de la méthode de calcul proposée au cycle 2 (Duflos et al. 2018) et des avantages/inconvénients qui y sont associés,

3/ les modifications proposées à la méthode de calcul existante (objectif 2) et qui feront l'objet de travaux au cycle 4.

3.2. Critères de sélection des séries temporelles

Les travaux réalisés sur l'indicateur PH2-Phytoplancton ont considéré les données acquises *in situ* en surface (jusqu'à 5 m de profondeur), à *minima* à fréquence mensuelle et analysées par fluorimétrie, spectrophotométrie et HPLC (*High Pressure Liquid Chromatography*). Pour rappel, ces données concernent les dispositifs de suivi DCE-REPHY, PHYTOBS et réseaux régionaux/locaux, les deux SNO de l'IR ILICO (MOOSE et SOMLIT) et les données du projet BOUSSOLE (voir §1.2, Tableau 7). La SRM MO est ainsi couverte par 31 stations du REPHY, 3 stations du SOMLIT, 3 stations fixes du SNO MOOSE et par la station du projet BOUSSOLE (Figure 21).

A ces données collectées *in situ* s'ajoutent les données estimées à partir des images satellite et dont les détails sont précisés en §.1.2.1.b.

La sélection des séries temporelles a été conditionnée par deux principaux critères, à savoir :

1/ Une couverture temporelle à *minima* des périodes d'évaluation (2015-2020 ; Figure 4) et de référence (2009-2014) pour l'évaluation BEE du cycle 3. Les séries présentant des données sur des périodes d'acquisition plus longues ont également été sélectionnées afin de ne pas négliger les changements passés (cf. Chapitre 2. §2.2.1.b). Les séries trop courtes présentant par exemple moins de 10 échantillons consécutifs, soit 10 mois de suivi sur la période de 12 ans d'évaluation réglementaire, ont été écartées des analyses.

2/ Le bilan des données disponibles à l'issue du chantier collecte de la DCSMM pour le programme thématique « Habitats pélagiques ». L'analyse des données collectées pour les évaluations cycle 3 de la DCSMM a permis une meilleure connaissance des données disponibles et une sélection fine de celles pouvant alimenter ce travail. Il apparaît ainsi que, sur le SNO MOOSE, les concentrations en chl *a* ne sont pas mesurées sur la station Dyfamed (car le suivi est réalisé en parallèle sur la station Boussole), ni sur la station Antarès (qui permet de disposer de mesures fluorimétriques par sonde le long de profils verticaux³⁷).

Ce travail de pré-sélection des séries temporelles a conduit à conserver 12 stations en SRM MO : 7 stations issues du REPHY, 3 stations issues du SNO SOMLIT, 1 station du SNO MOOSE (Station Mola) et la station du projet BOUSSOLE (Figure 42 et Tableau 10).

³⁷ Afin de disposer de données directement comparables, nous avons fait le choix d'utiliser dans ce travail les données de chl *a* *in situ* mesurées à partir d'échantillons d'eau et quantifiées par fluorimétrie, spectrophotométrie ou HPLC.

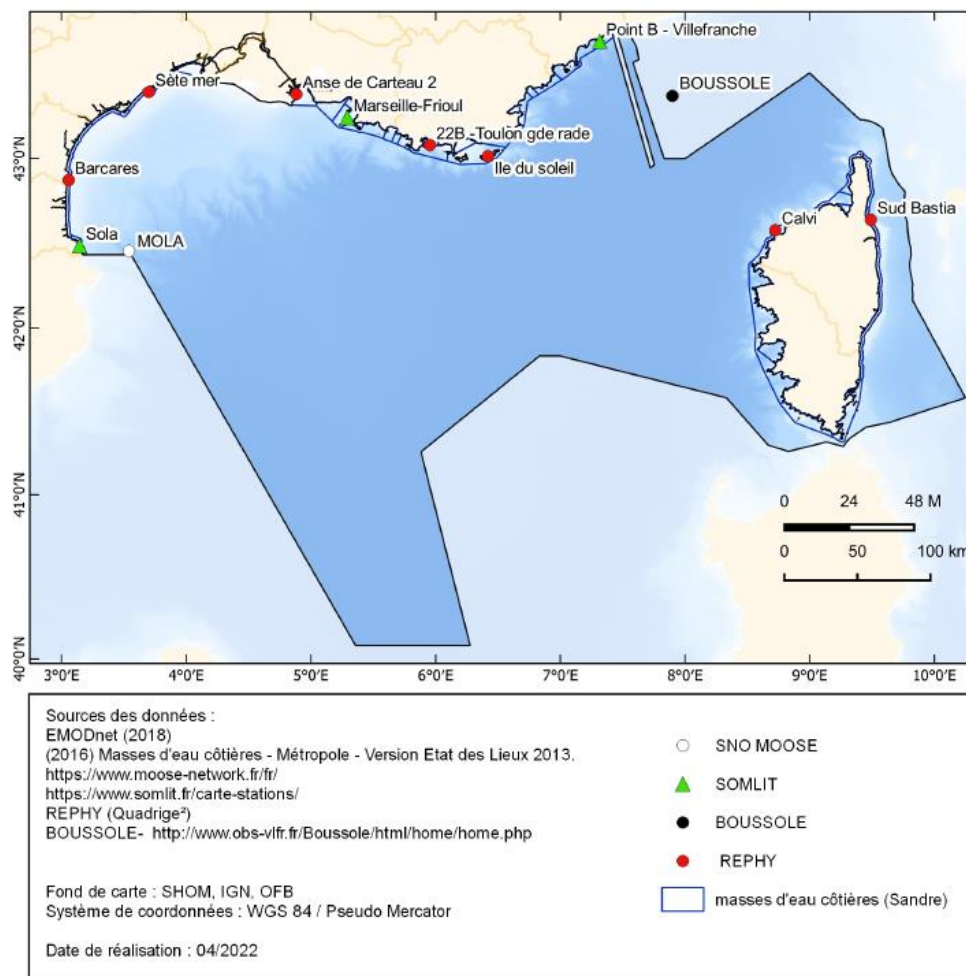


Figure 42. Localisation des sites des dispositifs de suivi REPHY, SOMLIT, MOOSE et du projet BOUSSOLE dont les données sont utilisables pour le développement des travaux sur l'indicateur PH2-Phytoplancton (voir critères de sélection des données dans le texte).

Tableau 10. Sites sélectionnés pour les travaux de développement de l'indicateur PH2-Phytoplancton en SRM MO et dispositifs de surveillance concernés. Les sites sont présentés selon un gradient longitudinal le long du trait de côte pour les masses d'eau côtières et au large (voir Figure 42 pour les localisations).

SITES	COORDONNÉES (DEGRÉS DÉCIMAUX)		MASSES D'EAU DCE	TYPOLOGIE DES MEC *	TEMPORALITÉ	DISPOSITIF DE SURVEILLANCE
	Latitude	Longitude				
A la côte						
Sola	42.48833	3.14449	FRDC01 - Frontière espagnole - Racou Plage	3W	2006-2020	SOMLIT
Barcarès	42.87457	3.057233	FRDC02A - Racou Plage - Embouchure de l'Aude	2A	1992-2020	REPHY
Sète mer	43.38923	3.700686	FRDC02E - De Sète à Frontignan	2A	1992-2020	REPHY
Anse de Carteau 2	43.37678	4.88429	FRDC04 - Golfe de Fos	1	2003-2020	REPHY
Marseille – Frioul	43.2417	5.29167	FRDC06B - Pointe d'Endoume – Cap Croisette et Iles du Frioul	3W	1997-2021 (juillet)	SOMLIT
22B – Toulon Grande Rade	43.07899	5.95466	FRDC07G - Cap Cepet - Cap de Carqueiranne	3W	2006-2020	REPHY
Ile du Soleil	43.01483	6.419668	FRDC07H - Ile d'Hyères	3W	2006-2020	REPHY
Villefranche – Point B	43.6833	7.31666	FRDC09C - Port de commerce de Nice – Cap Ferrat	3W	1997-2021 (mai)	SOMLIT
Calvi	42.58050	8.72550	FREC01AB - Pointe Palazzu - Sud Nonza	3W Iles	2006-2020	REPHY
Sud Bastia	42.64117	9.491167	FREC02C - Littoral Bastiais	3W Iles	2006-2020	REPHY
Au large						
Mola	42.4583	3.541	Au-delà des masses d'eau DCE		2010-2020	MOOSE
Boussole	43.36667	7.900	Au-delà des masses d'eau DCE		2001-2021 (février)	Projet BOUSSOLE

*voir Encart 1

3.3. Visualisation des données manquantes dans les séries temporelles sélectionnées

Les séries temporelles sélectionnées ont été représentées graphiquement avec, pour chaque site, les années de suivi et les valeurs moyennes mensuelles de concentrations en chl *a* (données transformées en $\text{Log}_{10}(X+1)$) associées (**Figure 43**). Ce type de représentation permet de visualiser la temporalité des séries et la distribution des données manquantes, en fonction des dispositifs de suivi concernés.

Pour les 12 stations considérées en SRM MO, le printemps de l'année 2020 (avril – mai) est marqué par un manque de données sur 2 à 3 mois, correspondant à l'interruption de l'échantillonnage pendant la période de confinement, qui touche en particulier 4 sites REPHY (Anse de Carteau 2, Toulon grande rade, Ile du soleil, Sud Bastia), 2 sites SOMLIT (Frioul, SOLA) et les sites Mola et Boussole.

En dehors de l'année 2020, les séries côtières les plus complètes et présentant la plus longue temporalité correspondent :

- aux 3 stations du SOMLIT (Sola, Point B et Frioul), avec pour Frioul des séries plus régulières à partir de 2004 ;
- à 5 stations REPHY (Barcarès, Sète mer, Anse de Carteau 2, Toulon grande rade et Calvi).

Des manques de données importants (5-7 mois dans l'année) sont observés pour les sites de Barcarès et de Sète en 2018 (janvier à mai). Pour le site de l'Ile du Soleil, un manque important de données est observé sur les années 2006, 2007, 2011 et sur la fin de l'année 2014.

Pour les deux stations du large (Mola et Boussole), les séries sont très irrégulières et correspondent à un effort d'échantillonnage très variable d'une année à l'autre (de 5 à 12 échantillons récoltés par an). En moyenne, sur la période 2010-2020, la station Mola est échantillonnée 8 mois sur 12 contre 10 mois sur 12 pour la station Boussole.

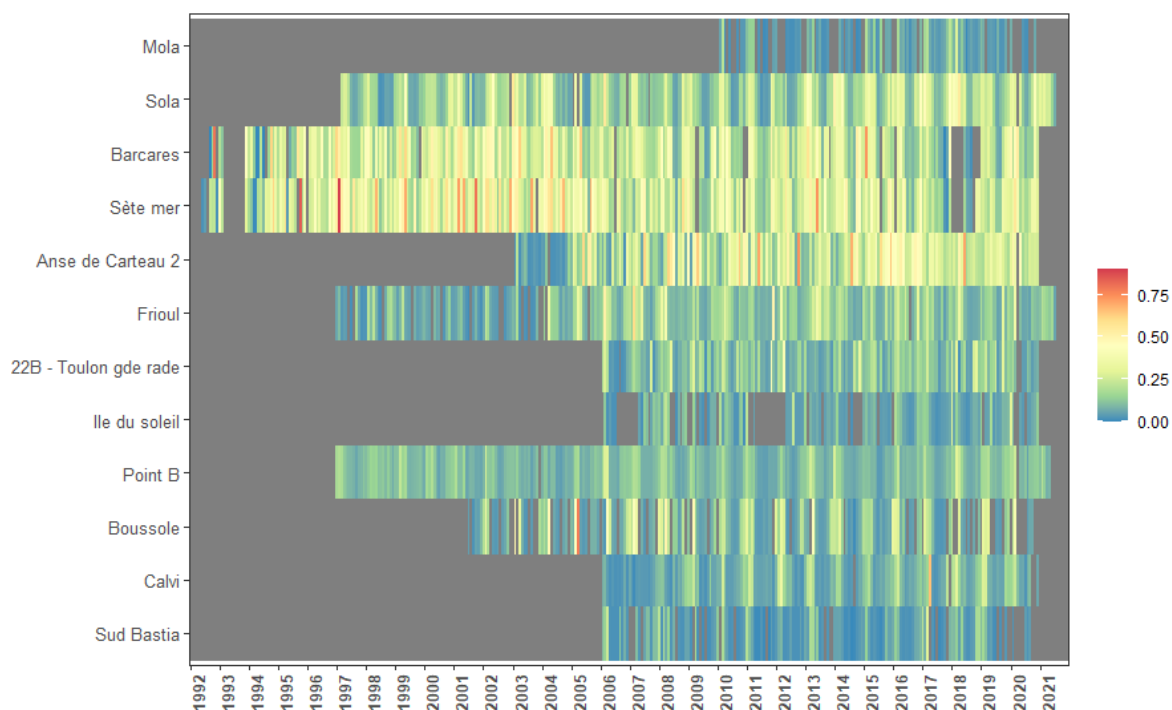


Figure 43. Moyennes mensuelles des concentrations en chl *a* ($\mu\text{g. L}^{-1}$ – données de surface Log_{10} transformées) sur l'ensemble des sites d'étude sélectionnés en SRM MO, en fonction des années. En gris, absence de données.

Cette analyse des données manquantes montre que leur distribution est souvent aléatoire, irrégulière, et concerne autant la période d'évaluation du cycle 3 (2015-2020) que la période antérieure. Pour la période d'évaluation (2015-2020), les manques de données sont plus marqués en 2020 en raison de la crise sanitaire, avec des manques de données aussi marqués pour l'année 2018 sur certains sites (Barcarès, Sète mer).

3.4. Indicateur PH2 – Phytoplancton

3.4.1. Méthode de calcul OSPAR utilisée dans l'évaluation cycle 2

La méthode OSPAR – reprise par Duflos et al. (2018) – pour le calcul de l'indicateur PH2-Phytoplancton s'appuie sur le calcul d'anomalies à partir d'une série temporelle de données brutes (❶ Figure 44).

Les **anomalies** sont des variables sans unité, exprimant un écart entre une valeur observée et une moyenne de référence. En d'autres termes, lors de l'analyse d'une série temporelle de concentrations en chl *a*, plus les anomalies sont importantes (qu'elles soient négatives ou positives), plus les changements observés dans la biomasse phytoplanctonique sont importants par rapport à la période de référence. Les changements de la biomasse phytoplanctonique vont donc s'exprimer en termes d'**intensité** mais également en termes de **fréquence**, qui, conjointement, renseignent sur l'occurrence d'événements extrêmes. A noter que si l'analyse de l'occurrence des anomalies n'a pas été abordée par Duflos et al. (2018), des réflexions sont en cours pour rendre cette variable directement exploitable et interprétable (voir §.3.4.2).

a. Préparation des données : régularisation et transformation

Comme illustré par l'analyse exploratoire des données (§1.2.1.b ; Figure 43), les suivis *in situ* des concentrations en chl *a* et l'effort d'échantillonnage ne sont pas toujours réguliers au cours du temps. Une première phase de travail a consisté à **régulariser les séries temporelles** afin de pouvoir les considérer sur un même pas de temps, dans notre cas, à fréquence mensuelle. La méthode de régularisation utilisée par Duflos et al. (2018) utilisait le package « pastecs » du logiciel R et la fonction « regul ». Par défaut, cette fonction applique une méthode d'interpolation linéaire³⁸ pour estimer la valeur des données manquantes. Les données présentant une forte variabilité, elles sont normalisées par la transformation $\text{Log}_{10}(X+1)$.

b. Calcul des anomalies

Les anomalies sont calculées sur les données régulées et transformées en **extrayant un cycle saisonnier moyen** (appelé **cycle saisonnier de référence** ; ❷ et ❸ Figure 44). Cette désaisonnalisation permet de faciliter l'identification de changements qui dévient du cycle saisonnier et d'extraire des tendances à plus long terme.

Comme mentionné en chapitre 2 de ce rapport (cf. §.2.2.b), le choix de la période de référence pour définir le cycle saisonnier est crucial dès lors qu'il peut reposer soit (i) sur l'ensemble des données disponibles avant la période d'évaluation, c'est-à-dire une période « longue » (cette temporalité étant très variable d'une série temporelle à l'autre ; e.g. Tableau 10 et Figure 43) ; soit (ii) sur la période précédant de 6 ans la période d'évaluation (2009-2014), comme cela a été proposé au cycle 2, cette période étant appelée période « courte » dans la suite de ce chapitre.

³⁸ Elle consiste à utiliser la fonction affine de la forme $f(x) = a \cdot x + b$ pour estimer la valeur manquante entre deux points déterminés.

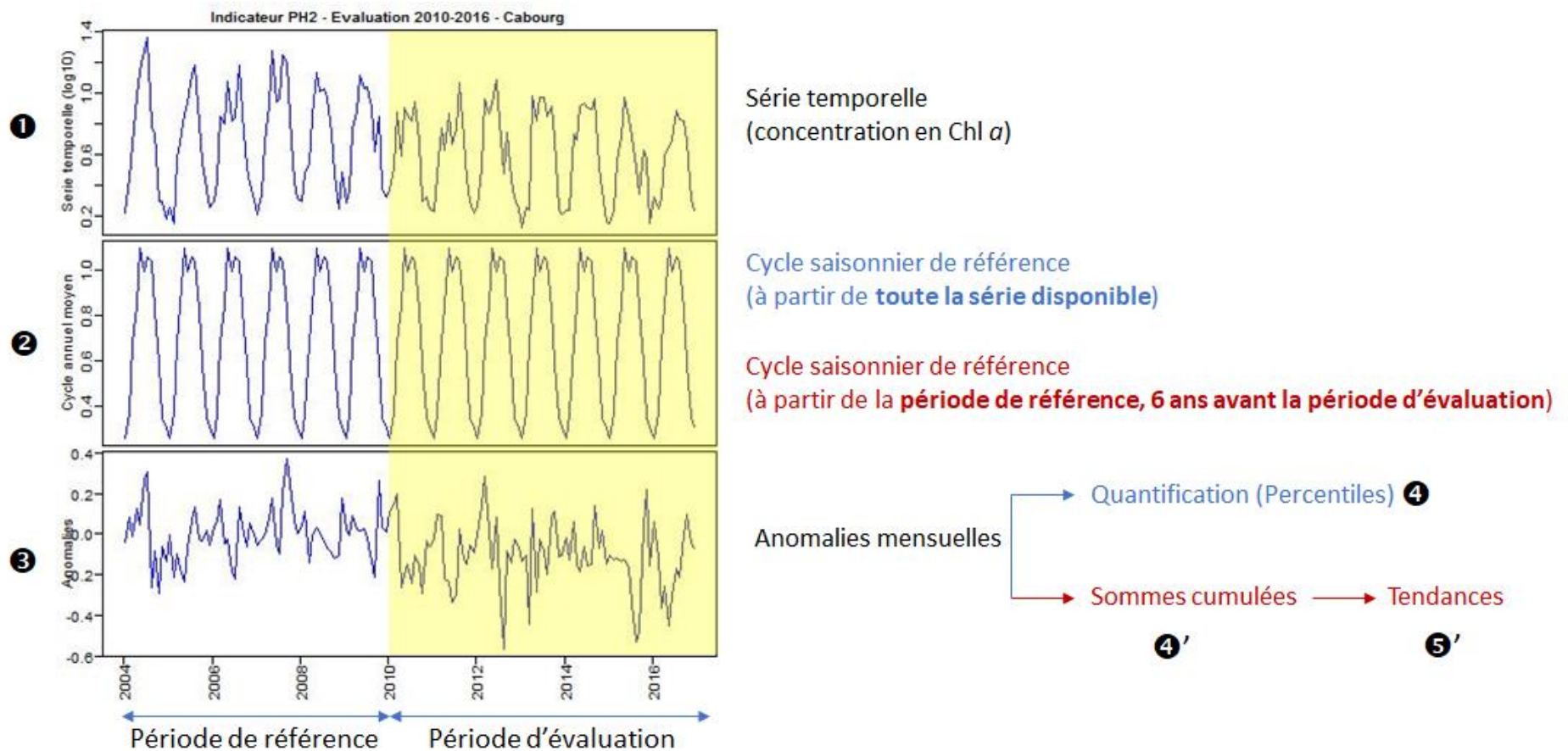


Figure 44. Etapes de calcul de l'indicateur PH2-Phytoplancton selon la méthode de Duflos et al. (2018 ; en rouge) et la méthode OSPAR cycle 2 (en bleu). Le graphique est utilisé à titre d'exemple et reprend le critère de Duflos et al. (2018) pour le choix de la période de référence (i.e. période précédant de 6 ans la période d'évaluation) au cycle 2.

Sur le site de Calvi, la série de données issues de l'analyse d'images satellite a servi de série test pour appréhender l'effet du choix de la période de référence (longue ou courte) sur le calcul du cycle saisonnier moyen. Comme le montre la **Figure 45**, l'utilisation d'une période « courte » (2009-2014) ou « longue » *i.e.* de toute la série temporelle disponible (1998-2020) ne modifie pas le cycle saisonnier moyen : les deux courbes sont totalement superposables et présentent des écarts de valeurs faibles de l'ordre de $0,1 \mu\text{g. L}^{-1}$. **Dans la suite des travaux d'opérationnalisation de l'indicateur PH2 sur le site de Calvi, les données utilisées pour définir la période de référence correspondront à la plus longue série temporelle disponible.** Ce choix a également été fait pour les évaluations à l'échelle OSPAR (QSR 2023 ; voir **Tableau 3 chapitre 2**) et devra être confirmé en réalisant ce même type d'analyse comparative sur d'autres séries temporelles disponibles.

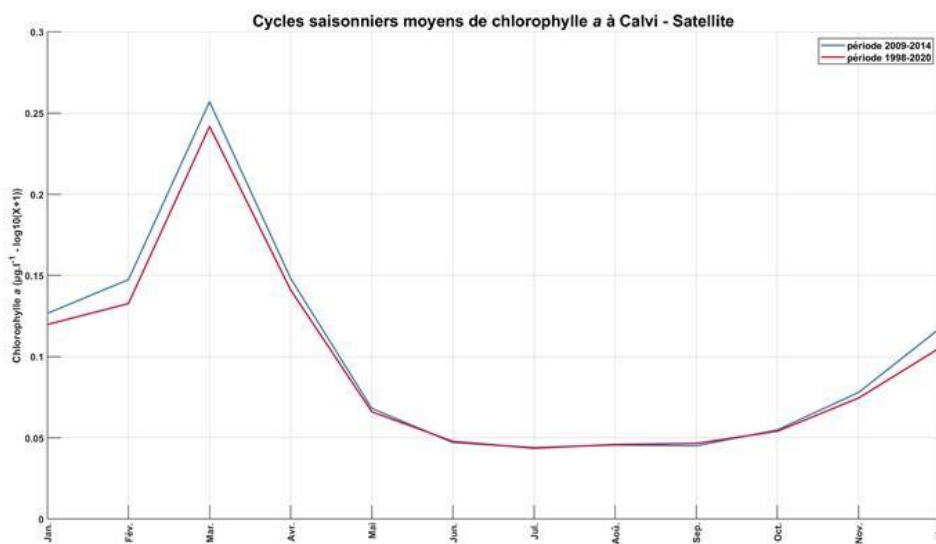


Figure 45. Comparaison des cycles saisonniers moyens de la biomasse phytoplanctonique (données transformées en $\text{Log}_{10}(X+1)$ calculés sur le site de Calvi à partir des images satellite en considérant une période de référence « courte » (2009-2014 ; bleu) et « longue » (1998-2020 ; rouge).

c. Catégorisation des anomalies

Dans le cadre du *Quality Status Report* d'OSPAR 2017, les anomalies sont définies selon des catégories (4 Figure 44) reposant sur les percentiles³⁹(P), de la manière suivante (Figure 46) :

- Changements **faibles** : anomalies comprises **entre P₂₅ et P₇₅**
- Changements **importants** : anomalies comprises **entre P_{2.5} et P₂₅ ou entre P₇₅ et P_{97.5}**
- Changements **extrêmes** : anomalies comprises **entre P₀ et P_{2.5} ou entre P_{97.5} et P₁₀₀**

³⁹ Le percentile est un paramètre statistique qui permet de positionner les anomalies par rapport à l'ensemble des anomalies observées. Ainsi une valeur d'anomalie $< P_{2.5}$ signifie qu'on se situe dans les 2,5% inférieurs (ou que 97,5% des anomalies se situent au-dessus de cette valeur).

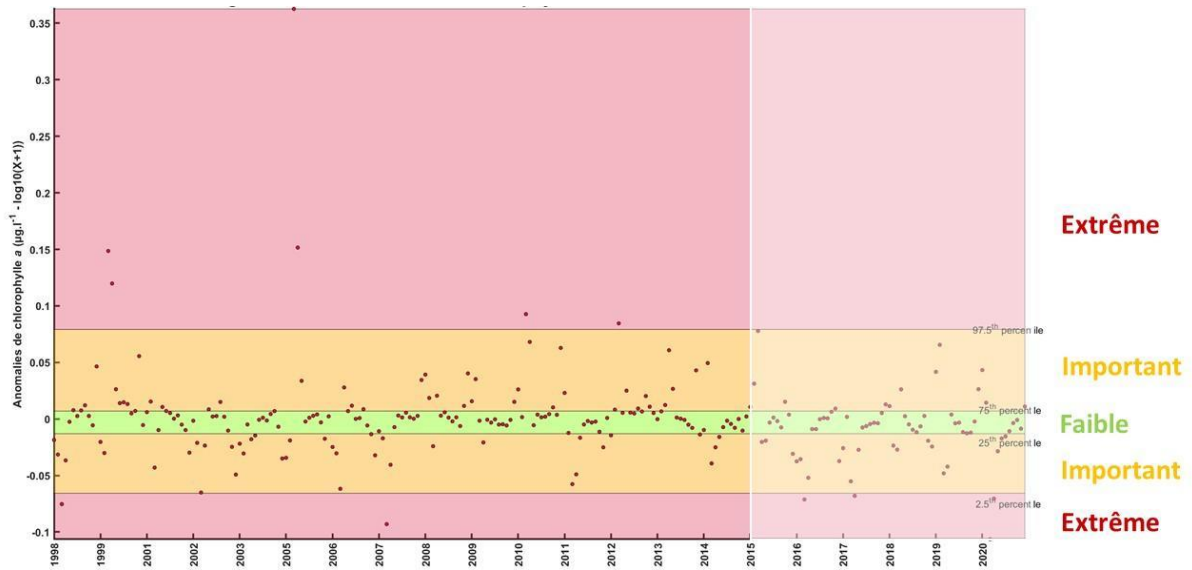


Figure 46. Catégorisation des anomalies de chl a selon la méthode OSPAR. Exemple réalisé sur les données issues des images satellite sur le site de Calvi au cours de la période 1998-2020. Le cycle saisonnier a été calculé sur la période de référence (1998-2014), d'après les données mensuelles transformées en $\text{Log}_{10}(X+1)$ et régularisées. La période d'évaluation cycle 3 (2015-2020) est mise en évidence par un encart plus clair.

d. Sommes cumulées des anomalies et analyses de tendances

Duflos et al. (2018) ont choisi de ne pas catégoriser les anomalies mais d'analyser les tendances des anomalies sur les sommes cumulées (4' et 5' Figure 44 ; Ibanez et al. 1993). Les pentes des courbes de sommes cumulées permettent de mettre en évidence des périodes où les valeurs saisonnières s'écartent des valeurs saisonnières de référence. Des pentes positives (période 2002-2016 Figure 47) indiquent des anomalies positives, donc des concentrations en chl a supérieures au cycle saisonnier de référence; les pentes négatives (période 1996-1998) indiquent des concentrations moyennes inférieures au cycle saisonnier de référence. Les ruptures de pentes (période 1998-2002) indiquent donc des périodes de changement survenant dans le système. Cette représentation permet de synthétiser l'information des séries d'anomalies mensuelles.

Duflos et al. (2018) ont utilisé le test non-paramétrique de Spearman pour tester la présence d'une **tendance significative** sur la période d'évaluation ainsi que sur les périodes de changements importants (caractérisées par des ruptures de pentes sur les sommes cumulées des anomalies).

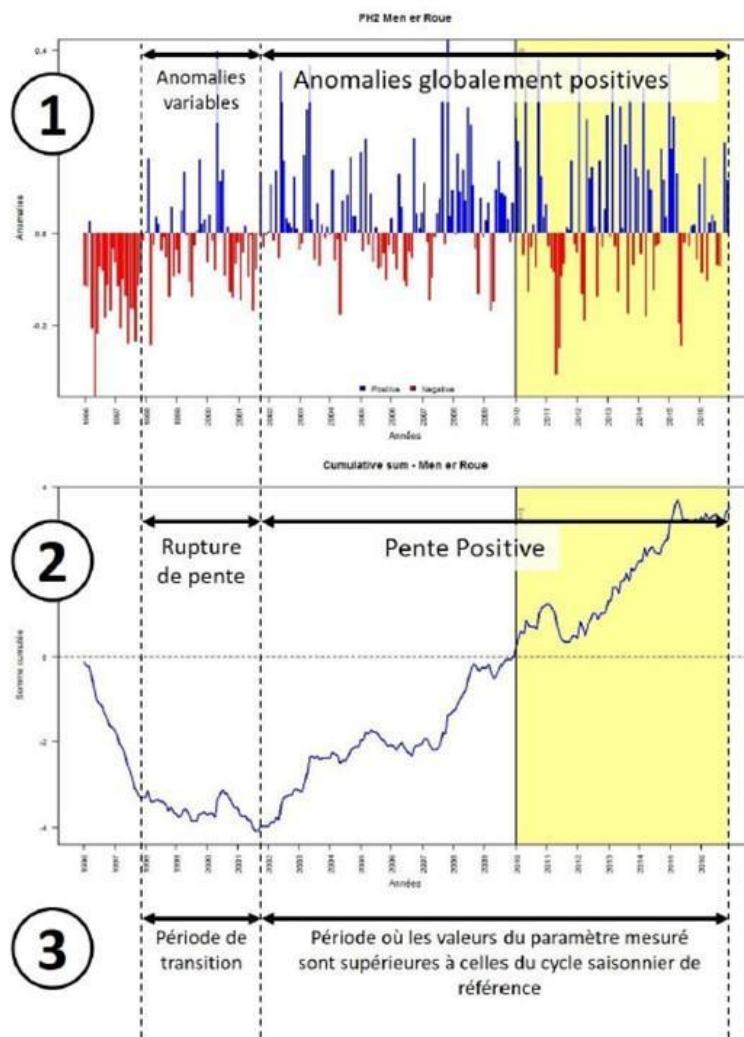


Figure 47. Exemple d'anomalies et de l'approche des sommes cumulées des anomalies établies d'après Duflos et al. (2018) sur la série temporelle du site de Men er Roue (SRM GdG nord) pour le cycle 2 de la DCSMM.

3.4.2. Avantages et inconvénients des méthodes OSPAR/Duflos et al. (2018) et propositions d'amélioration

a. Détection des changements dans les séries temporelles

o Réflexions sur les anomalies

La méthode développée dans le cadre de la convention des mers régionales OSPAR présente l'intérêt de pouvoir détecter des changements et les quantifier. Les **anomalies** apparaissent comme des variables (sans unité) pertinentes pour détecter et quantifier un changement dans une série temporelle. En termes de gestion, les anomalies extrêmes, qu'elles soient positives ou négatives, vont en effet refléter des événements particuliers au sein de l'écosystème planctonique : il peut s'agir de très fortes efflorescences ou, au contraire, d'une très forte limitation de la biomasse phytoplanctonique, ces phénomènes étant la résultante de pressions (e.g. variabilité des apports en éléments nutritifs, augmentation de la température...) à différentes échelles d'observation (e.g. locale, globale). **Outre leur quantification, l'analyse fine de la fréquence des anomalies permettra d'étudier l'évolution des phénomènes extrêmes i.e. de vérifier s'ils augmentent en fréquence et en intensité, de voir si cette augmentation est confirmée dans toutes les SRM et d'identifier les facteurs environnementaux (abiotiques et biotiques) pouvant en être à l'origine (Tableau 11).**

○ Problématique des séries temporelles incomplètes

La majorité des séries temporelles planctoniques présente des manques de données plus ou moins réguliers, qu'il s'agisse de données collectées *in situ* ou de données issues d'approches spatialisées comme l'imagerie satellite. Ces manques de données peuvent nuire à la compréhension de la dynamique des communautés planctoniques, à l'extraction de tendances, voire à la considération de zones d'intérêt – les séries présentant trop de valeurs manquantes étant écartées des analyses. Ces manques de données doivent toutefois être comblés pour envisager certaines analyses (*e.g.* calcul d'indicateurs) ainsi que la validation/calibration de modèles.

Afin de combler les lacunes dans les séries temporelles, de nombreuses méthodes d'interpolation sont disponibles et leur applicabilité dépend des caractéristiques des séries considérées (*e.g.* existence d'une tendance, d'une saisonnalité etc. ; voir revue de Lepot et al. 2017). Selon Beveridge (1992) une technique d'interpolation pertinente doit répondre à quatre critères, à savoir : (i) peu de données sont nécessaires pour combler les valeurs manquantes ; (ii) l'estimation des paramètres du modèle et celle des valeurs manquantes sont permises en même temps ; (iii) le calcul sur des séries temporelles importantes doit être efficace et rapide, et (iv) la technique doit être applicable aux séries temporelles stationnaires⁴⁰ et non stationnaires. Si des méthodes numériques existent pour combler le manque de données dans les séries temporelles (*e.g.* interpolation linéaire, méthode du plus proche voisin, climatologie), **l'effet des différentes méthodes sur le calcul de l'indicateur PH2-Phytoplancton n'a jusqu'alors pas été testé et fera l'objet de travaux futurs**. De même, la proportion de **données manquantes (%) acceptable pour le calcul des indicateurs BEE habitats pélagiques n'a encore jamais été définie**. Une **approche s'appuyant sur la décomposition progressive de séries temporelles régulières pourra être proposée afin d'établir un seuil de données manquantes (consécutives ou non) au-delà duquel l'estimation de ces données n'est plus cohérente et impacte le calcul des indicateurs**.

b. Détection de tendances dans les séries temporelles : proposition d'une méthode basée sur les données brutes

Lors des adaptations réalisées pour l'évaluation cycle 2, Duflos et al. (2018) ont ajouté l'analyse des tendances sur les anomalies. Premièrement, et comme résumé en **Tableau 11**, l'approche des sommes cumulées sur les anomalies n'est pas totalement intuitive et peut poser des difficultés d'interprétation. En effet, si les périodes de changements sont facilement identifiables à partir des ruptures principales de pentes dans la série des sommes cumulées des anomalies (**Figure 47**), les ruptures secondaires, de moindres amplitudes, peuvent également indiquer des changements et questionnent le niveau de sensibilité auquel les données peuvent être interprétées. Deuxièmement, le test de Spearman mis en œuvre par Duflos et al. (2018) précise l'existence d'une tendance significative sans en quantifier l'importance.

Il apparaît nécessaire de simplifier l'interprétation des changements observés en s'appuyant directement sur l'analyse des données brutes. Dans ce contexte, le **test de Mann-Kendall (MK)** fondé sur les rangs est le test non paramétrique le plus fréquemment utilisé pour caractériser et tester la significativité de tendances dans des séries temporelles. Yue et al. (2002) ont étudié la puissance de ce test en fonction de la pente de la tendance, de la taille de l'échantillon, du niveau de signification attribué, du coefficient de variation et du type de distribution de probabilité. Le test de MK s'est avéré avoir la même puissance de détection de la tendance que d'autres tests non paramétriques (*e.g.* Spearman) et apparaît parfois plus robuste sur certains types de données (voir revue de Militino et al. 2020).

Comme tout test non paramétrique de détection de tendance, le test de MK est moins puissant si la série présente une corrélation sérielle (ou autocorrélation). Ce terme d'autocorrélation (ou

⁴⁰ Dont les propriétés statistiques (moyenne, variance, autocorrélation etc.) restent constantes au cours du temps.

autocovariance) d'une série fait référence au fait que, dans une **série temporelle** ou **spatiale**, la mesure d'un phénomène à un instant t peut être **corrélée** aux **mesures précédentes** (aux temps $t - 1, t - 2, t - 3, \dots$) ou aux **mesures suivantes** (à $t + 1, t + 2, t + 3, \dots$). Une série autocorrélée est ainsi **corrélée à elle-même, avec un décalage donné**. L'existence d'une autocorrélation positive dans les données augmente la probabilité de détecter des tendances alors qu'il n'y en a pas, et *vice versa*. Il est ainsi recommandé, dans le cas de données autocorrélées, de modifier le test de Mann-Kendall (Hamed et Rao 1998 ; Yue et Wang 2004).

Le **test de MK saisonnier** proposé par Hirsch et al. (1982) apparaît particulièrement adapté aux analyses de tendances sur les séries temporelles planctoniques car il s'appuie sur des séries cycliques saisonnières. Le principe est le même que pour le test de MK mais le caractère saisonnier de la série temporelle est pris en compte. En d'autres termes, pour une série temporelle donnée, il ne va pas s'agir de vérifier s'il y a une tendance significative sur l'ensemble de la série, mais simplement de vérifier si, d'un mois de janvier à l'autre, d'un mois de février à l'autre, et ainsi de suite, la tendance est significative.

c. Quantifier l'importance et la vitesse du changement observé

Le test de MK saisonnier ne donne en aucun cas l'orientation de la tendance (croissante ou décroissante) mais évalue la probabilité que la tendance observée soit significative. Il apparaît pertinent de compléter cette analyse par un test statistique qui permette d'évaluer la tendance en elle-même et de quantifier son importance (forte ou faible pente). Lorsqu'il fait suite à un test de MK saisonnier, le test de pente ou test de Sen (1968) consiste à retenir comme valeur de tendance la médiane des pentes calculées. Cette méthode est moins sensible aux valeurs extrêmes et/ou aberrantes, en comparaison de la méthode des moindres carrés habituellement utilisée et permettra, pour les indicateurs PH2-Phytoplancton comme PH2-Zooplancton, de rendre compte (i) de l'orientation de la tendance (positive ou négative) et (ii) de la vitesse du changement (exprimé en $\mu\text{g. L}^{-1} \text{chl } a \cdot \text{mois}^{-1}$ pour le PH2-Phytoplancton ou en $\text{ind.m}^{-3} \cdot \text{mois}^{-1}$, pour le PH2-Zooplancton).

3.5. Conclusions

Les éléments présentés dans cette section du rapport constituent un état des réflexions sur les travaux à réaliser et s'appuient sur une analyse critique des méthodes existantes développées au niveau de la convention de mer régionale nord atlantique (OSPAR) et lors des évaluations BEE cycle 2 (Duflos et al. 2018). Cette analyse a été enrichie des remarques et questionnements qui ont émergé lors de l'atelier scientifique et technique de 2022 et ont amené à compléter les travaux sur les variables statistiques existantes, de façon à les rendre plus facilement interprétables et utilisables.

L'ensemble de ces travaux de développements numériques est en cours. Si les orientations proposées ont pu être testées sur quelques sites clefs de la SRM MO, il conviendra :

- d'évaluer la sensibilité des méthodes développées en SRM MO à être appliquées à d'autres sous-régions marines, en considérant les autres séries temporelles disponibles dans les SRM MMN, MC et GdG;
- de valider les scénarios et propositions d'évaluation dans les instances dédiées et d'y apporter les modifications nécessaires pour répondre aux besoins des acteurs et décideurs.

Tableau 11. Avantages et inconvénients identifiés lors de la mise en œuvre du calcul de l'indicateur PH2-Phytoplancton selon la méthode OSPAR (en bleu) modifiée par Duflos et al. (2018 ; en gris). Les phases communes de calcul sont représentées en blanc. Développements identifiés dans le cadre de l'opérationnalisation de l'indicateur PH2.

ETAPES DE CALCULS	AVANTAGES	INCONVENIENTS / DIFFICULTES	PHASES DE TRAVAIL IDENTIFIEES POUR L'OPERATIONNALISATION DE L'INDICATEUR PH2
Calcul des anomalies 2 et 3 Figure 44	Détection de changements dans une série temporelle par rapport à un cycle de référence (calcul d'anomalies).	Nécessité de séries régulières sans données manquantes (ou avoir recours à des méthodes d'interpolation). Nécessité de définir une période sur laquelle est établi le cycle de référence. Nécessité de désaisonnaliser les données.	Tester l'effet et la pertinence des méthodes d'interpolation sur le calcul du PH2. Tester la sensibilité de l'indicateur PH2 à la longueur de la période de référence. Tester les effets de différentes approches sur le calcul des anomalies.
Catégorisation des anomalies (OSPAR) 4 Figure 44	Quantification de changements (Percentiles des anomalies).	Difficultés d'appropriation, d'interprétation. L'anomalie correspond à un écart (quantifié) de la valeur en chl <i>a</i> par rapport à un cycle saisonnier de référence.	Simplifier l'approche et l'interprétation. L'anomalie permet de détecter un changement à un moment donné, de le quantifier. Développer des méthodes permettant d'analyser les fréquences des anomalies (approches par rangs, analyse d'occurrence) et, si possible, de les relier aux pressions.
Sommes cumulées des anomalies (Duflos et al. 2018) 4' Figure 44	Etude de tendances sur les anomalies (sommes cumulées).	Difficultés pour identifier les ruptures secondaires et appréhender leur importance par rapport aux ruptures principales. Difficulté d'interprétation des sommes cumulées d'anomalies (<i>i.e.</i> écart à la moyenne des anomalies, définies elles-mêmes comme des écarts par rapport à un cycle saisonnier de référence).	Simplifier l'interprétation des tendances en s'appuyant sur une méthode fondée sur les données brutes (Test de MK Saisonnier). En cas de tendance significative : <ul style="list-style-type: none"> - caractériser l'orientation de la tendance (négative ou positive) et - quantifier la vitesse du changement (test de pente).
Analyses de tendances (Duflos et al. 2018) 5 Figure 44	Validation statistique des tendances observées sur les sommes cumulées des anomalies (test de rang de Spearman).	La méthode (rang de Spearman) est sensible aux éventuels événements cycliques dans les séries chronologiques et l'une des hypothèses lors de l'utilisation de cette approche est la recherche de relations monotones. Lorsqu'une diminution et une augmentation sont observables dans la tendance, la significativité sera nulle, bien que les deux signaux puissent être significatifs sur une période plus courte. Sensibilité du test à l'autocorrélation des données (voir §.3.4.2.b).	Simplifier l'interprétation des tendances en s'appuyant sur une méthode fondée sur les données brutes (Test de MK Saisonnier). En cas de tendance significative : <ul style="list-style-type: none"> - caractériser l'orientation de la tendance (négative ou positive) et - quantifier la vitesse du changement (test de pente).

Axe 2 – Développements sur les échelles d'évaluation : approche par biorégionalisation en Atlantique Nord.

Résumé des travaux

Comme les indicateurs de surveillance développés pour l'évaluation du BEE Habitats pélagiques s'intéressent aux communautés planctoniques (cf. **Chapitre 2 – 2.2**), notre démarche de travail consiste à étudier directement la répartition géographique dynamique des espèces pour alimenter des échelles pertinentes d'évaluation. Les objectifs des travaux de l'axe 2 sont de (i) délimiter des biorégions et de (ii) caractériser l'environnement hydro-climatique associé. Les travaux présentés dans cette partie du rapport ont été réalisés à l'échelle de **l'Atlantique Nord** (ils couvrent les SRM MC, Nord GdG et Ouest MMN) à partir de **données biologiques d'abondance mensuelle du zooplancton** issues du *Continuous Plankton Recorder (CPR) Survey*, de **données hydro-climatiques de surface et atmosphériques mensuelles issues de la NOAA⁴¹** ainsi que de **données bathymétriques issues de la GEBCO⁴²**.

Les différentes étapes de travail présentées comprennent :

- la phase préliminaire de préparation des données ;
- la prise en compte de l'effort d'échantillonnage irrégulier des communautés zooplanctoniques par la mise en place d'une grille géographique adaptée ;
- la délimitation des biorégions par une approche de réseaux biogéographiques (Leroy et al. 2019) et une caractérisation préliminaire de leur environnement hydro-climatique.

1. Introduction

1.1. Rappels des éléments de cadrage

Comme mentionné en **chapitre 2 (§.2.1)**, les éléments constitutifs du critère D1C6 sont les grands types d'habitats pélagiques, qui correspondent aux eaux à salinité variable, aux eaux côtières, aux eaux du plateau continental et à la haute mer, s'ils sont présents dans la région ou la sous-région (**Tableau 2**). D'autres types d'habitats supplémentaires peuvent être choisis par les Etats membres conformément aux spécifications de la directive relatives aux choix des espèces et des habitats.

Au 2nd cycle de l'évaluation du BEE (Duflos et al. 2018), les Unités Géographiques Élémentaires d'Evaluation (UGEE) des habitats pélagiques considérées au titre du Descripteur 1 correspondaient (i) pour les eaux côtières, aux types de masses d'eaux côtières telles que définies dans le cadre de la DCE; (ii) au-delà des eaux côtières, aux paysages marins définis par Tew-Kai et al. (2020) et mis à jour par Quilfen et al. (2021). Ces paysages marins sont définis à partir de 12 variables océaniques "essentiels" (EOVs, *Essential Ocean Variables*) telles que la température, la salinité ou encore la courantologie.

L'échelle d'évaluation des Habitats pélagiques doit "refléter les différences biogéographiques dans la composition en espèces du type d'habitat". **Les indicateurs de surveillance développés pour évaluer le critère D1C6 s'intéressant aux communautés planctoniques, nous avons choisi d'étudier directement la biogéographie des espèces pour alimenter des échelles pertinentes d'évaluation (UGEE)**. Notre démarche de travail consiste à (i) **définir des biorégions**, c'est-à-dire des entités géographiques se distinguant par le caractère unique de leurs communautés planctoniques, puis à (ii) **caractériser l'environnement hydro-climatique associé à chaque biorégion** obtenue.

⁴¹ NOAA : *National Oceanic and Atmospheric Administration*

⁴² GEBCO : *General Bathymetric Chart of the Oceans*

1.2. Biorégionalisation : concept et approches méthodologiques

Un objectif central en **biogéographie** est de **caractériser des zones géographiques se distinguant par le caractère unique de leurs conditions environnementales et/ou climatiques, de leur géomorphologie, ou encore de la distribution spatiale des organismes vivants** (Kreft et Jetz 2010). La plupart des classifications proposées sont soit fondées sur la structure physique de l'océan, c'est-à-dire la température, la stratification de la colonne d'eau et la circulation océanique (Emery et Meincke 1986 ; Cushing 1989), soit sur la distribution spatiale des organismes marins (Beklemishev 1961 ; McGowan 1971). Platt et al. (1991) ont, quant à eux, proposé de définir des biorégions sur la base de la concentration de chlorophylle-*a* de surface.

Les méthodes permettant de définir des unités biogéographiques et leurs subdivisions varient dans la littérature (Robertson et Cramer 2014). Certaines études se concentrent exclusivement sur les **modèles d'endémisme**⁴³ (Briggs 1974 ; Briggs et Bowen 2012), d'autres – principalement pour les analyses menées aux échelles régionale (Valentine 1966; Fox et Beckley 2005) et globale (Spalding et al. 2007; Kulbicki et al. 2013) – considèrent le **caractère distinctif général des biotas**. Le caractère distinctif de la faune comprend des informations sur les patrons géographiques de présence de toutes les composantes des faunes régionales et locales, y compris – mais sans s'y limiter – des espèces endémiques, qui représentent souvent une composante mineure d'une faune. Le caractère distinctif peut être utilisé pour établir une hiérarchie de relations entre les faunes locales qui définissent les limites entre les unités biogéographiques (Valentine 1966), sans s'appuyer sur des "règles" arbitraires fondées sur les niveaux d'endémisme (Briggs et Bowen 2012) ou sur des facteurs externes tels que la température de surface (Kulbicki et al. 2013), et en évitant l'influence des idées préconçues découlant d'évaluations biogéographiques antérieures. Cette approche de similitude permet d'évaluer explicitement l'influence des espèces endémiques en examinant les schémas spatiaux des espèces endémiques et non endémiques régionales (Robertson et Cramer 2009).

L'approche dominante pour la biorégionalisation a longtemps été fondée sur des **méthodes de classification hiérarchique appliquées à la dissimilarité des compositions** (Holt et al. 2013 ; Kreft et Jetz 2010 ; Procheş et Ramdhani 2012), méthodes agglomératives qui s'inscrivent en opposition aux méthodes divisives telles que les K-means (Lasram et al. 2015). Cette recherche de hiérarchie s'appuie sur la notion de **distance écologique** entre les observations, les sites, ou encore les espèces : les données à disposition doivent alors être transformées en matrices de distance afin de mesurer cette dissimilarité. Cette approche classique reste cependant fortement débattue dans la littérature (Mouchet et al. 2008) et de nombreuses études soulèvent que les résultats obtenus peuvent être conditionnés par des critères méthodologiques tels que :

1/ la sélection de la mesure de distance écologique utilisée pour mesurer la dissimilarité (Cormack (1971) parlant de "*burgeoning bibliography*" et de "*plethora of definitions of similarity*") – les mesures les plus communément utilisées étant les indices de Jaccard, de Sorensen ou de Gower, la distance euclidienne, le coefficient de corrélation de Pearson, pour n'en nommer que quelques-unes ;

2/ le choix de la méthode de regroupement : méthode de Ward, liens simples, liens complets, liens moyens, liens médians ou encore centroïdes (Hattab et al. 2015).

Bien que de nombreuses approches aient été proposées afin d'évaluer l'influence de ces critères méthodologiques (*e.g.* construction de classifications consensus, Mouchet et al. 2008 ; utilisation de métriques d'évaluation de la qualité des classifications obtenues, Mérigot et al. 2010) une question cruciale reste en suspens dès lors qu'une classification est obtenue : **à quel niveau la classification**

⁴³ Une espèce est dite endémique sur une période temporelle considérée si sa distribution est restreinte à une région géographique donnée, qu'elle soit fondée sur des frontières politiques humaines ou des caractéristiques géographiques naturelles (Anderson 1994 ; Townsend Peterson et Watson 1998).

doit-elle être coupée afin de déterminer un nombre optimal – et cohérent – d’unités biogéographiques ? (Kelley et al. 1996 ; Guidi et al. 2008). Ce choix, qui reste subjectif, influence directement le nombre de régions caractérisées par la classification (*e.g.* Beaugrand et al. (2019b) ont examiné les 8 premiers niveaux de coupure de leur partitionnement : ils obtiennent entre 2 et 8 régions distinctes). En écologie, les données sont généralement très variables et peuvent contenir des valeurs extrêmes – voire aberrantes – ce qui augmente la difficulté d'identifier le nombre de clusters (ou groupes) à conserver (Guidi et al. 2008).

Récemment, une **approche fondée sur les réseaux biogéographiques** a été introduite par Vilhena et Antonelli (2015) et a été recommandée pour délimiter des régions biogéographiques (Bloomfield et al. 2017 ; Edler et al. 2016 ; Rojas et al. 2017). Cette approche présente plusieurs avantages par rapport aux approches fondées sur les distances. **Un avantage majeur est de limiter les choix méthodologiques (sélection de la mesure de distance, choix de la méthode de regroupement et du seuil de coupure) en ayant une approche plus intuitive et standardisée.** En outre, là où les approches classiques nécessitent une transformation des données qui a tendance à brouiller l’information de départ (abstraction des données dans des matrices de dissimilarité entre les sites), **l’approche par réseaux biogéographiques conserve l’identité des espèces.** Sachant que le renouvellement des espèces a tendance à augmenter avec la distance géographique par rapport à une source, **cette approche permet de déterminer des biorégions par des changements réels dans les affinités taxinomiques, et non pas uniquement sur la base de la distance** (Vilhena et Antonelli 2015). L'algorithme de détection des communautés utilisé dans l’approche par réseaux biogéographiques (*Map Equation, Encart 2*) assigne chaque espèce à une biorégion spécifique, permettant ainsi de caractériser quelles espèces connectent les sites entre eux et structurent les biorégions (Leroy et al. 2019). Vilhena et Antonelli (2015) ont montré que l’utilisation de la *Map Equation* donne de meilleurs résultats que les méthodes de regroupement classiques lorsqu'elle est comparée à des ruptures biogéographiques connues et bien acceptées. **Toutes ces raisons ont conditionné notre choix d’utiliser l’approche par réseaux biogéographiques pour caractériser des biorégions pélagiques.**

Encart 2 : Map Equation

La *Map Equation* est un algorithme de regroupement hiérarchique (Rosvall et Bergstrom 2008) qui détecte les patrons de distribution des communautés dans un réseau.

L'algorithme choisit aléatoirement une cellule de grille, ou "site", puis il choisit au hasard une espèce présente dans cette cellule, examine l'aire de répartition géographique de cette espèce et sélectionne au hasard une cellule de grille dans son aire de répartition géographique (Vilhena et Antonelli 2015).

Ce processus est appliqué de manière itérative et exhaustive jusqu'à ce que tous les nœuds du réseau soient affiliés à un cluster, de façon à maximiser la connectivité intra-groupe (*i.e.* ressemblance forte au sein du groupe) et à minimiser la connectivité inter-groupe (*i.e.* différence élevée entre les groupes).

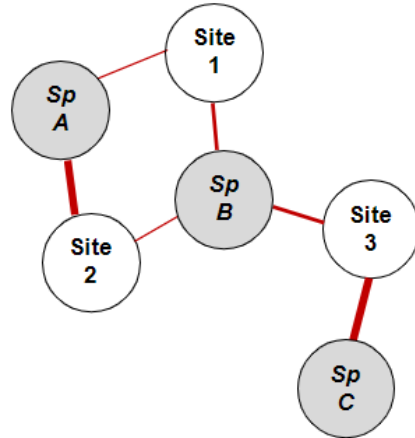


Schéma d'un réseau bipartite Site - Espèce. Chaque cercle représente un nœud. Un lien rouge entre deux nœuds reflète la présence d'une espèce dans un site, son épaisseur étant proportionnelle à l'abondance de l'espèce à ce site.

1.3. Zone d'étude et données utilisées

Nous avons choisi de développer la méthode de biorégionalisation d'après la distribution des communautés zooplanctoniques puis, une fois stabilisée, de l'appliquer aux communautés phytoplanctoniques.

Les données biologiques utilisées dans cette étude sont les données mensuelles d'abondance zooplanctonique (organismes compris entre 270 μm et 2 mm) issues du *Continuous Plankton Recorder (CPR) Survey* (**Encart 3**) et couvrant les secteurs Atlantique, Manche et mer du Nord (**Figure 48**). Une approche de biorégionalisation nécessitant une couverture spatiale à large échelle pour pouvoir détecter des patrons de répartition, nous avons privilégié l'utilisation des données du *CPR Survey* au-delà des sous-régions marines DCSMM (*i.e.* unités marines de rapportage). Limiter l'utilisation des données du *CPR Survey* aux sous-régions marines (SRM) réduirait de plus d'un facteur 10 le nombre de données disponibles pour réaliser ce travail.

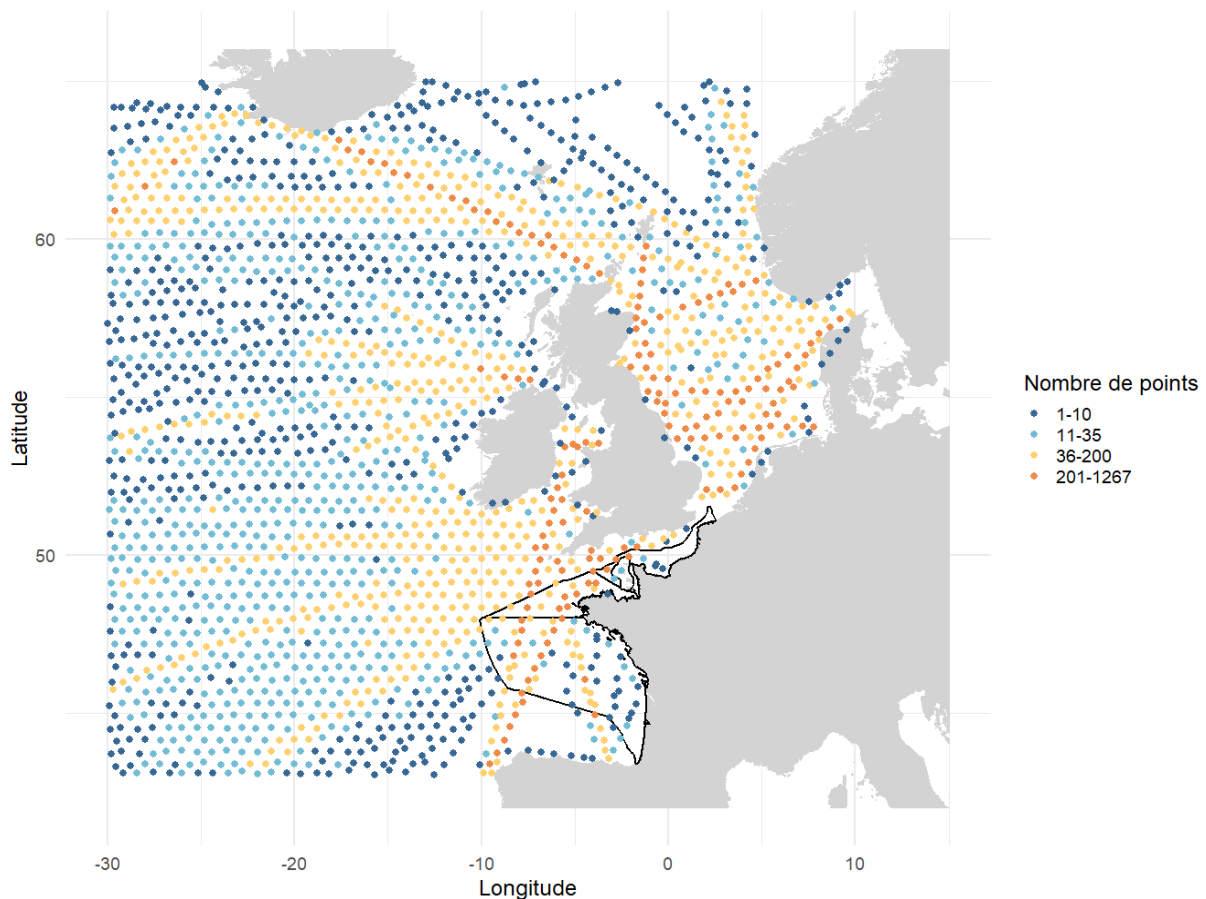


Figure 48. Couverture spatiale à large échelle et effort d'échantillonnage par le CPR Survey au cours de la période 1966-2013. L'effort d'échantillonnage est résumé sur cette période par construction d'une grille hexagonale (taille fixée : 50 cellules en longitude) : les observations contenues dans chaque cellule hexagonale sont comptées et leur localisation est assimilée au centre de masse de la cellule. Le code couleur représente l'intensité de l'échantillonnage (catégories logarithmiques). Les sous-régions marines DCSMM golfe de Gascogne, mers celtiques et Manche - mer du Nord sont délimitées par un trait noir.

Les **variables hydro-climatiques de surface** (température de surface, pression au niveau de la mer) et **atmosphériques** (température de l'air, pression, composantes zonale et méridionale du vent et son intensité) que nous avons utilisées (**Tableau 12**) proviennent des réanalyses du NCEP/NCAR (*National Centers for Environmental Prediction/National Center for Atmospheric Research*) de la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) qui reposent sur un système d'analyse/prédiction assimilant des informations mensuelles couvrant notre période d'étude (*i.e.* 1966-2013). Les données bathymétriques (version 2021 ; **Tableau 12**) sont issues du GEBCO (*General Bathymetric Chart of the Oceans*).

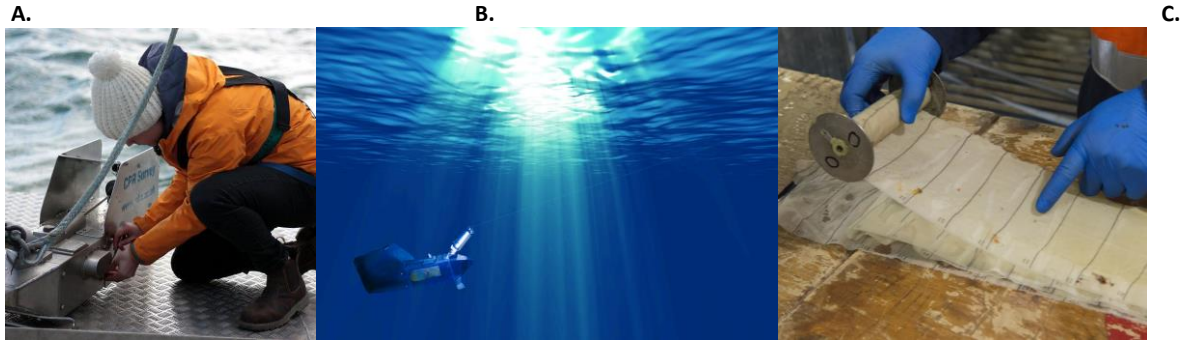
Des variables additionnelles, telles que la stratification de la colonne d'eau (*Mixed-Layer Depth* ; MLD) ou la salinité seront - à court terme - intégrées afin de caractériser plus finement les biorégions et d'établir, par exemple, un lien critique entre les biorégions obtenues et certains grands types d'habitats (*e.g.* habitats à salinité variable) du critère D1C6.

Tableau 12. Variables environnementales mobilisées dans cette étude, couverture et résolution spatiales, temporalité et fréquence de jeu.

VARIABLE	UNITE	COUVERTURE SPATIALE	RESOLUTION SPATIALE	RESOLUTION TEMPORELLE	FREQUENCE TEMPORELLE
Température de surface (SST)	°C	90°N – 90°S 0E - 357,5E	2,5°	1958-2022	mensuelle
Pression au niveau de la mer (SLP)	hPa	90°N – 90°S 0E - 357,5E	2,5°	1958-2022	mensuelle
Température de l'air (AIR_TEMP)	°C	90°N – 90°S 0E - 357,5E	2,5°	1958-2022	mensuelle
Pression (PRESSURE)	hPa	90°N – 90°S 0E - 357,5E	2,5°	1958-2022	mensuelle
Vent zonal (U_WIND)	m.s ⁻¹	90°N – 90°S 0E - 357,5E	2,5°	1958-2022	mensuelle
Vent méridional (V_WIND)	m.s ⁻¹	90°N – 90°S 0E - 357,5E	2,5°	1958-2022	mensuelle
Intensité du Vent (WIND), calculée d'après les composantes U_WIND et V_WIND.	m.s ⁻¹	90°N – 90°S 0E - 357,5E	2,5°	1958-2022	mensuelle
Bathymétrie (BATHY)	m	89° 59' 52,5"N - 89° 59' 52,5"S 179° 59' 52,5"W - 179° 59' 52,5"E	15''	version 2021	statique

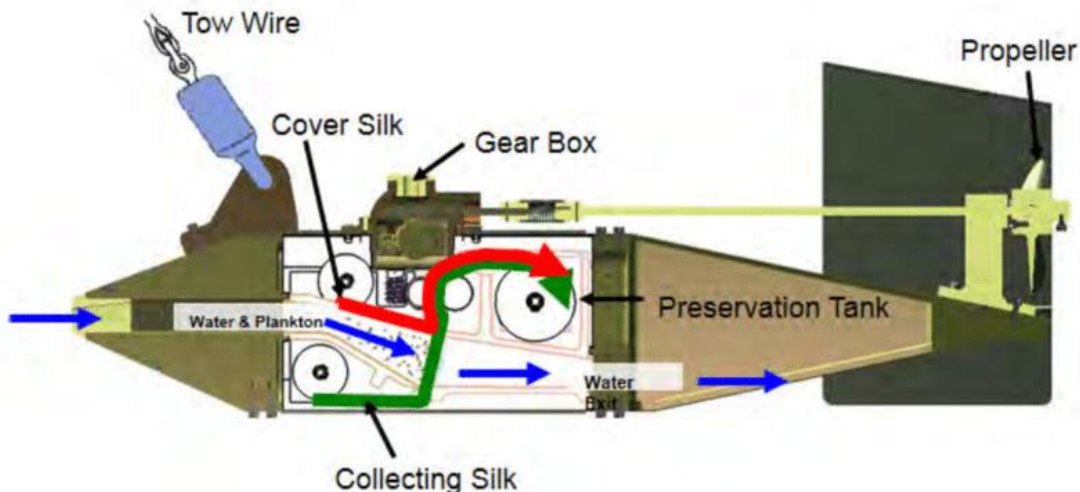
Encart 3: Continuous Plankton Recorder Survey

Le CPR Survey, opéré par la *Marine Biological Association* (Plymouth, UK), est un dispositif de surveillance permettant la collecte régulière d'échantillons planctoniques par le biais du *Continuous Plankton Recorder* (CPR), instrument d'échantillonnage conçu pour être tracté à une profondeur d'environ 5-10 m par un navire marchand – ou un autre type de navire d'opportunité – au cours de sa navigation (figures ci-dessous).



(A) Scientifique préparant le CPR ©Marine Biological Association; (B) CPR tracté par un ferry ©Brittany Ferries 2022; (C) Soie du CPR avec des échantillons de plancton ©Rowan Butler.

L'eau (flèche bleue dans la figure ci-dessous) passe à travers le CPR où le plancton est filtré sur une bande de soie (maille de 270 μm , flèche verte) qui se déroule lentement, pendant qu'une seconde bande de soie la recouvre (flèche rouge) afin de piéger les organismes planctoniques. Ces bandes de soie s'enroulent dans un bac de stockage contenant du formol. De retour au laboratoire, la soie est retirée du mécanisme et divisée en échantillons représentant chacun 10 milles nautiques (19 km) de remorquage. Les échantillons sont analysés pour obtenir une estimation de la biomasse phytoplanctonique (PCI = «*Phytoplankton Color Index*»), une identification (jusqu'à l'espèce) des taxons phyto- et zooplanctoniques au microscope et à la loupe binoculaire respectivement, ainsi qu'une estimation (semi-quantitative ; Batten et al. 2003) de leurs abondances. Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse du plancton marin par CPR sont inchangées depuis 1958, ce qui permet d'analyser et de comparer, temporellement et spatialement, les dynamiques des communautés planctoniques sur plus de 60 ans, sans biais potentiellement imputable à la combinaison d'information issues de différents engins de collecte et/ou de méthodes d'échantillonnage.



Fonctionnement interne du Continuous Plankton Recorder, issu de Takahashi et al. 2021. Tow Wire : câble de remorquage; Cover Silk: soie de recouvrement; Collecting Silk: soie de collecte; Gear Box: Réducteur de vitesse; Preservation Tank: bac de stockage; Propeller: hélice; Water & plankton: eau et plancton; Water Exit: sortie d'eau.

2. Stratégie d'analyse

2.1. Traitement des données biologiques

2.1.1. Etapes préliminaires

La première étape du traitement de données consiste à **filtrer taxinomiquement à l'espèce (Figure 49.A.1)** afin de déterminer finement les communautés zooplanctoniques. L'historique du *CPR Survey* révèle un ajout d'espèces identifiées au cours du temps, qui atteste non seulement d'une amélioration de la capacité d'identification des organismes (*e.g.* une plus grande précision taxinomique grâce au développement des méthodes en laboratoire), mais également de l'arrivée de nouvelles espèces depuis une zone non échantillonnée vers une zone couverte par le *CPR Survey* (*e.g.* introduction d'espèces). **Ici, nous avons privilégié une vision homogène des communautés d'espèces au cours de la période temporelle 1966-2013, en conservant uniquement les espèces identifiées pour la première fois avant 1966** (NB : nous avons prévu de mener une analyse complémentaire ne considérant pas ce filtre afin de quantifier l'effet de cette sélection *a priori*). Après ces différentes étapes de filtrage, notre jeu de données inclut 16 espèces, dont la majorité appartient à la sous-classe des Copepoda (**Tableau 13**).

Pour mettre en place une approche de biorégionalisation, il convient d'agréger temporellement les données afin de réduire le bruit inhérent à un effet de variabilité spatiale de l'effort d'échantillonnage, et ainsi maximiser le signal lié à la dynamique spatiale des communautés. L'évolution temporelle des biorégions est rapportée pour une **période glissante de 6 ans**, en cohérence avec les cycles de surveillance/évaluation de la DCSMM (**Figure 49.A.1**).

Tableau 13. Liste des espèces retenues pour l'analyse. Les groupes d'appartenance taxinomique et les plus anciennes dates de dénombrement sont précisés.

ESPECE	GROUPE TAXINOMIQUE	COMPTE DEPUIS
<i>Temora longicornis</i>	copépode	1946
<i>Centropages typicus</i>	copépode	1946
<i>Centropages hamatus</i>	copépode	1946
<i>Isias clavipes</i>	copépode	1946
<i>Acartia danae</i>	copépode	1964
<i>Ctenocalanus vanus</i>	copépode	1959
<i>Euterpina acutifrons</i>	copépode	1964
<i>Macrosetella gracilis</i>	copépode	1965
<i>Mecynocera clausi</i>	copépode	1948
<i>Parapontella brevicornis</i>	copépode	1947
<i>Temora stylifera</i>	copépode	1963
<i>Tortanus discaudatus</i>	copépode	1961
<i>Acartia longiremis</i>	copépode	1964
<i>Diaixis hibernica</i>	copépode	1962
<i>Diaixis pygmaea</i>	copépode	1965
<i>Zoothamnium pelagicum</i>	protozoaire cilié	1964

2.1.2. Gestion de l'échantillonnage irrégulier

La couverture spatiale du *CPR Survey* étant dépendante des routes empruntées par les navires d'opportunité, une différence dans la fréquence d'échantillonnage est à noter (**Figure 48**) : sur la période 1966-2013, 25% des zones échantillonnées présentent moins de 8 observations (1^{er} quartile) et 75% présentent moins de 63 observations (3^{ème} quartile). Les routes où l'on retrouve le plus d'observations (de 201 à 1267 observations) sont principalement situées en mer du Nord. Pour prévenir un biais potentiel lié à l'échantillonnage, nous avons utilisé une **approche de quadtree** afin de mettre en place une **grille adaptative** : la taille des cellules géographiques est adaptée pour intégrer le nombre requis d'observations (ici n=10 observations minimum par cellule, seuil de sélection arbitraire) : plus les 10 observations sont spatialement proches (forte intensité d'échantillonnage), plus la cellule géographique est "petite". Les zones fortement échantillonnées (*e.g.* en mer du Nord) ont alors des cellules de plus petite taille, à l'inverse des zones moins échantillonnées (*e.g.* au large de l'Atlantique Nord) pour lesquelles l'intensité d'échantillonnage est plus éparse.

Un quadtree est une structure de données hiérarchique permettant de partitionner un espace bidimensionnel en le décomposant de manière récursive (*i.e.* répétée un nombre indéfini de fois, par l'application de la même règle). Une grille régulière initiale d'une taille de cellule donnée est construite et les cellules initiales sont subdivisées hiérarchiquement, de manière récursive, en quatre quadrants de taille égale. Un seuil (fixé par l'utilisateur) dirige la subdivision des cellules en imposant un nombre

de points minimum par cellule. Nous avons utilisé le package R AQuadtree, en suivant les paramètres par défaut, à savoir l'utilisation d'une projection azimutale équivalente de Lambert (qui conserve les surfaces). En accord avec la couverture spatiale du *CPR Survey*, nous avons déterminé une grille initiale sur la base de cellules de 100 km de côté, un nombre de 10 subdivisions à réaliser et un **seuil de 10 observations minimum par cellule**. Chaque cellule de la grille possède un code permettant de l'identifier, et ainsi d'y associer les informations biologiques à traiter. Au sein de chaque cellule géographique, nous avons **rééchantillonné les données d'abondance** avec le même seuil utilisé pour le processus de quadtree qui est, par définition, le nombre minimum d'observations par cellule. Les **moyennes d'abondance de chaque espèce**, après rééchantillonnage, sont ensuite calculées, permettant *in fine* l'obtention d'une **matrice biologique de la forme [Cellules géographiques x Espèces x Abondances]** (Figure 49.B.1).

2.1.3. Réseaux biogéographiques

Nous avons ensuite appliqué la **méthode des réseaux biogéographiques** proposée par Leroy *et al.* (2019 ; package R biogeonetworks ; Figure 49.C.1) sur cette matrice biologique. Un **réseau bipartite (cellule géographique – espèce)** est généré depuis cet ensemble de données. Le réseau est composé (i) de sites (cellules géographiques) et (ii) d'espèces, formant un ensemble de nœuds connectés les uns aux autres par des liens : lorsqu'une espèce est présente dans une cellule géographique, un lien est établi entre l'espèce et la cellule géographique en question, ce lien étant pondéré par la valeur d'abondance associée. Par définition, les liens site-site et espèce-espèce ne sont pas autorisés dans ce type d'analyse, l'objectif étant d'analyser la distribution spatiale des différentes espèces.

Un **algorithme de regroupement hiérarchique (Map Equation, Encart 2)** est appliqué sur ce réseau pour détecter les régions. L'algorithme rassemble, en clusters, les nœuds ayant une forte connectivité intra-groupe mais une faible connectivité inter-groupe, ce qui correspond à la définition des régions biogéographiques, *i.e.* des régions d'assemblages distincts de taxons endémiques. Chaque cellule géographique est affiliée à un cluster qui représente une région structurée d'après les communautés zooplanctoniques. L'algorithme est lancé 1000 fois afin de caractériser les clusters optimaux, c'est-à-dire d'assurer une robustesse de l'analyse en limitant toute perturbation induite par une petite modification dans les données ou dans les paramètres choisis. Enfin, et pour visualisation, une couleur est attribuée à chaque cluster et **les résultats sont cartographiés sur la grille adaptative**. A noter que seules les cellules géographiques contenues dans les sous-régions marines DCSMM sont représentées (Figure 50 – haut). En complément, **le réseau est représenté graphiquement grâce au logiciel Gephi 0.9.2** (Bastian *et al.* 2009), avec l'algorithme forceatlas2 qui regroupe les nœuds étroitement interconnectés (groupes de sites et d'espèces de la même région biogéographique) et sépare les groupes de nœuds qui ne sont pas interconnectés (régions biogéographiques distinctes). Cette représentation graphique permet d'analyser et d'explorer le réseau, en particulier pour **déterminer les espèces structurantes de chaque cluster** (*i.e.* biorégion).

Pour **résumer l'évolution des clusters** entre plusieurs périodes temporelles, un **diagramme alluvial** est généré (Figure 50 – bas). Cette représentation graphique, fondée sur les flux, permet de mettre en évidence les changements temporels de la structure du réseau : les blocs représentent des groupes de nœuds (*i.e.* biorégions) et sont reliés par des champs de flux connectant les composantes de chaque bloc. La hauteur d'un bloc est proportionnelle à la taille du cluster.

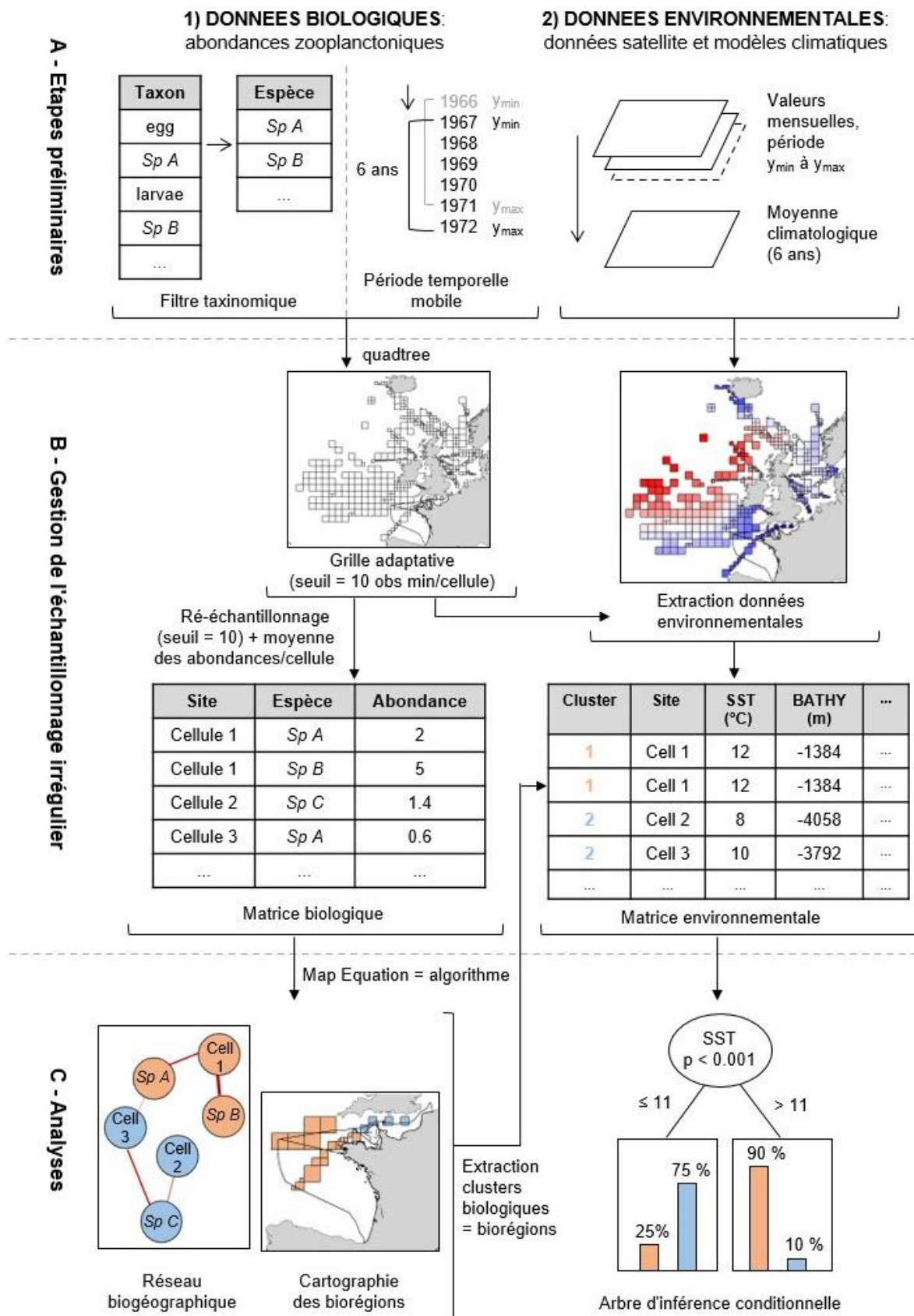


Figure 49. Schéma décrivant les différentes étapes de travail – de la préparation des données au traitement numérique – et le flux de données.

2.2. Liens avec les paramètres environnementaux

Après caractérisation des biorégions, nous avons analysé leurs relations avec les variables hydro-climatiques, **l'objectif étant de caractériser la gamme de valeur de chaque paramètre environnemental structurant les biorégions.**

Dans un premier temps, les données environnementales sont mises en forme : contrôle et ajustement du système de projection des données, calcul de climatologies moyennes sur les périodes mobiles de 6 ans (**Figure 49.A.2**).

Dans un second temps, pour chaque donnée biologique contenue dans une cellule de la grille adaptative précédemment créée, les données environnementales associées sont extraites puis moyennées par cellule. Nous obtenons alors une **matrice environnementale de la forme [Cellules géographiques x Variables hydro-climatiques]**, regroupant les variables suivantes : Température de l'air et de surface de l'océan, Bathymétrie, Pression atmosphérique, Pression au niveau de la mer, Vent zonal, Vent méridional et Vent total (**Figure 49.B.2** et **Tableau 12**).

Enfin, les clusters biologiques définis par la méthode des réseaux biogéographiques sont associés aux cellules de la matrice environnementale. L'utilisation d'une **approche d'arbres d'inférence conditionnelle** nous permet de quantifier la relation entre les régions biogéographiques préalablement identifiées et les variables environnementales (**Figure 49.C.2**). Pour résumer, l'algorithme de calcul des arbres d'inférence conditionnelle fonctionne de la façon suivante :

1/ Tester l'hypothèse nulle globale d'indépendance entre l'une des variables d'entrée (*i.e.* les paramètres hydro-climatiques) et la réponse (*i.e.* les régions biogéographiques). S'arrêter si cette hypothèse ne peut être rejetée ou sélectionner la variable d'entrée ayant la plus forte association avec la réponse si l'hypothèse peut être rejetée. Cette association est mesurée par une *p-value* correspondant à un test de l'hypothèse nulle partielle d'une seule variable d'entrée et de la réponse.

2/ Implémenter une division binaire sur la variable d'entrée sélectionnée.

3/ Appliquer récursivement les étapes 1/ et 2/.

L'arbre d'inférence conditionnelle obtenu permet de mettre en évidence les variables dominantes (avec leur gamme de valeurs) expliquant la structuration des biorégions, ainsi que leur pourcentage d'explication desdites biorégions. Nous avons utilisé la fonction *ctree* du package R *partykit*.

3. Résultats et discussion

Nos résultats mettent en évidence 2 biorégions présentes depuis 1966 (**Figure 50**) :

- un groupement représenté en bleu, situé en Manche - mer du Nord et en mers celtiques, structuré majoritairement par *Temora longicornis* et *Centropages hamatus*, deux espèces de copépodes néritiques à affinité boréale.
- un groupement représenté en jaune, situé en mers celtiques et dans la partie nord du golfe de Gascogne, structuré majoritairement par le copépode néritique eurytherme plus cosmopolite *Centropages typicus*.

Ces biorégions sont constantes jusqu'à la fin des années 80/début des années 90, puis elles se rejoignent pour ne former qu'une seule biorégion (**Figure 50**, en vert). Ce regroupement des deux biorégions en une seule coïncide temporellement avec le changement de régime global et synchrone qui s'est opéré à l'échelle du globe à la fin des années 80 (Reid et al. 2015) et a provoqué des effets en cascade dans toutes les composantes du système Terre (*i.e.* cryosphère, hydrosphère et biosphère). A partir de cette période, les communautés ne forment plus qu'une unique entité biogéographique et ne se différencient donc plus. Cette biorégion se maintient en Manche - mer du Nord, mers celtiques et dans la partie nord du golfe de Gascogne jusqu'en 2013 (données non présentées).

A partir de la deuxième moitié des années 90, l'introduction de nouvelles routes au *CPR Survey* permet un échantillonnage dans la partie sud du golfe de Gascogne. Si ces données supplémentaires étendent la biorégion précédemment décrite vers le large, elles permettent également la caractérisation d'une nouvelle biorégion structurée majoritairement par *Temora stylifera*, copépode néritique adapté aux eaux chaudes (**Figure 50**, en rose).

Nos résultats montrent que **la capacité à caractériser des biorégions est fonction de la couverture spatiale d'échantillonnage**. L'apparition d'une biorégion peut révéler un changement dans les communautés zooplanctoniques (*e.g.* regroupement des biorégions bleue et jaune), mais également mettre en évidence des communautés "nouvelles" qui résultent d'une modification de la stratégie d'échantillonnage (*e.g.* biorégion rose). La mise en place de nouvelles zones d'échantillonnage peut alors permettre d'identifier une structuration des communautés à des échelles où les particularités écologiques locales peuvent induire des communautés spécifiques.

Ces premiers résultats soulignent le **caractère dynamique des communautés zooplanctoniques** (caractérisé ici sur des périodes glissantes de 6 ans) et confirment qu'**il est essentiel d'intégrer cette dynamique aux unités géographiques d'évaluation dans un objectif de suivi de l'évolution temporelle des communautés**. Cela questionne l'utilisation d'unités géographiques statiques (comme les paysages marins) pour mener une évaluation, surtout si le but est d'apprécier des changements dans des communautés intrinsèquement dynamiques. Il est à noter que les biorégions marines ont des frontières mouvantes qui évoluent au cours du temps, en particulier au niveau des zones de transition entre biorégions. Cette variabilité n'indique pas nécessairement un changement dans la structure des biorégions et, par extension, dans les communautés zooplanctoniques.

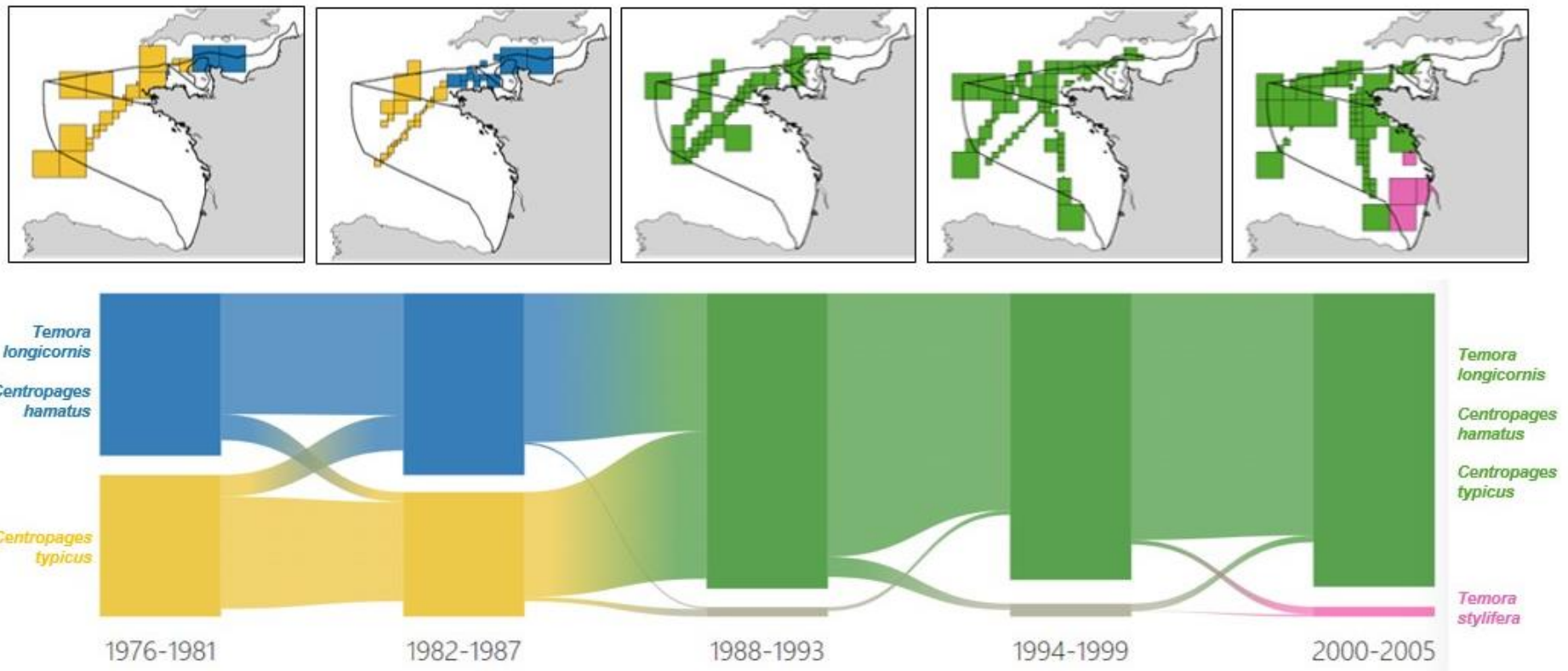


Figure 50. Représentation spatiale des biorégions obtenues pour 5 périodes de 6 ans consécutives au cours la période 1966-2013 (panels du haut) et diagramme alluvial du flux associé (figure du bas). Les couleurs des biorégions sont associées au diagramme du flux et les espèces dominantes au sein de chaque biorégion sont indiquées. A noter que, si seulement 5 périodes sont représentées ici (pour une question de clarté), l'analyse porte sur un total de 43 périodes (de 6 ans) glissantes sur la période 1966-2013 et montre les mêmes résultats.

Une approche en cours (calcul d'arbres d'inférence conditionnelle), nous permet de **détecter les variables hydro-climatiques dominantes** qui discriminent les biorégions et de **quantifier leur gamme de variations**. Les arbres d'inférence conditionnelle ont été construits sur les biorégions à large échelle (au-delà des SRM) et traduisent un contexte environnemental plus large.

Sur la période 1976-1981 (**Figure 51**), la biorégion située en Manche - mer du Nord et mers celtiques (en bleu, **Figure 50**), est essentiellement caractérisée par une température de surface inférieure à 11°C et un vent méridional inférieur à 1,5 m.s⁻¹ (prise en compte à la fois de l'intensité et de la direction du vent). La biorégion située en mers celtiques et dans la partie nord du golfe de Gascogne (en jaune, **Figure 50**) est, quant à elle, principalement caractérisée par une température de surface supérieure à 11°C et une pression atmosphérique supérieure à 1008,8 hPa.

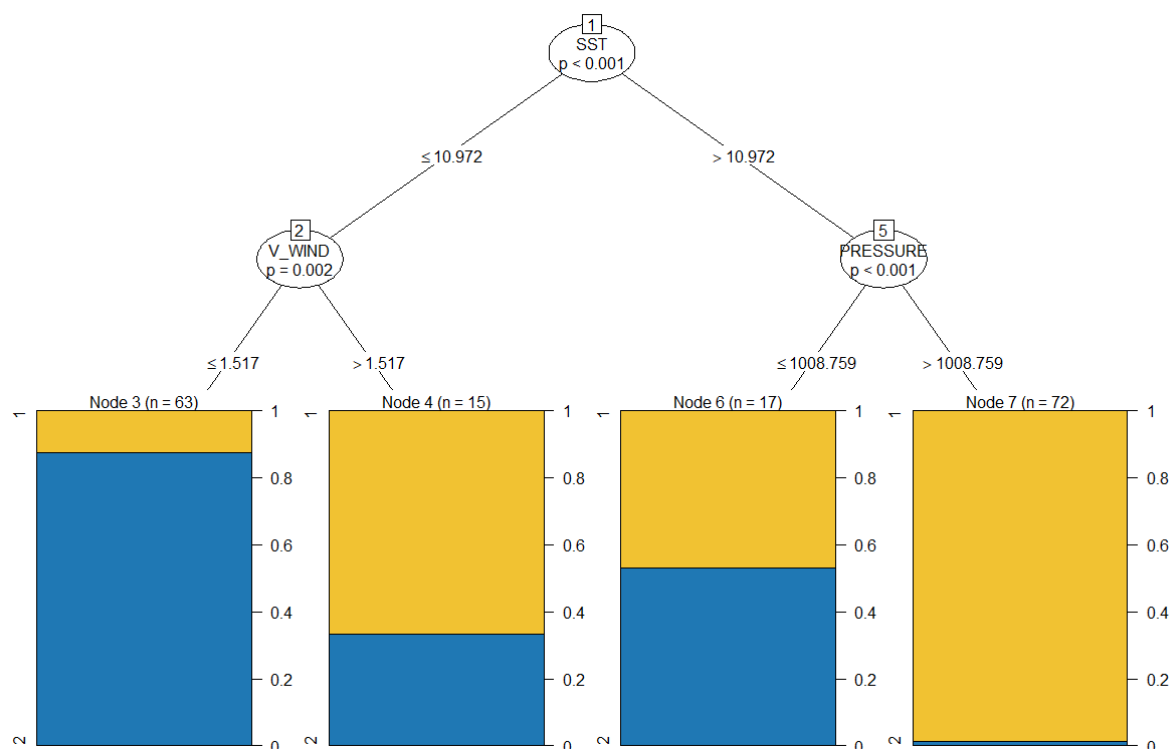


Figure 51. Arbres d'inférence conditionnelle calculé pour la période 1976-1981. A chaque variable structurante (= nœud) sont associés un numéro de nœud et une valeur de significativité (p-value). Les valeurs seuil déclenchant le partitionnement binaire sont indiquées sur les branches. Chaque branche de l'arbre mène, dans la partie inférieure, à un graphique qui représente le pourcentage de la biorégion expliquée par la branche. Le nombre (n) de cellules prises en compte dans le partitionnement est indiqué au-dessus du graphique. Les couleurs correspondent à celles des biorégions (cf. Figure 50).

Sur la période 1982-1987 (**Figure 52**), période précédant le regroupement des deux biorégions, notre analyse met en évidence que les principales variables structurantes sont la température de surface (toujours avec une première distinction des deux biorégions autour d'une température de 11°C) et l'intensité totale du vent. Dans le contexte du changement de régime global de la fin des années 80, Beaugrand (2004) et Beaugrand et al. (2019a) ont décrit un changement abrupt des communautés pélagiques en Mer du Nord qui s'explique par une modification des processus hydro-météorologiques à grande échelle (augmentation de la température de surface, changement dans l'intensité et la direction des vents). Ce changement pourrait expliquer le regroupement de nos deux biorégions – fortement structurées par la température de surface et l'intensité du vent – au cours de la période 1988-1993.

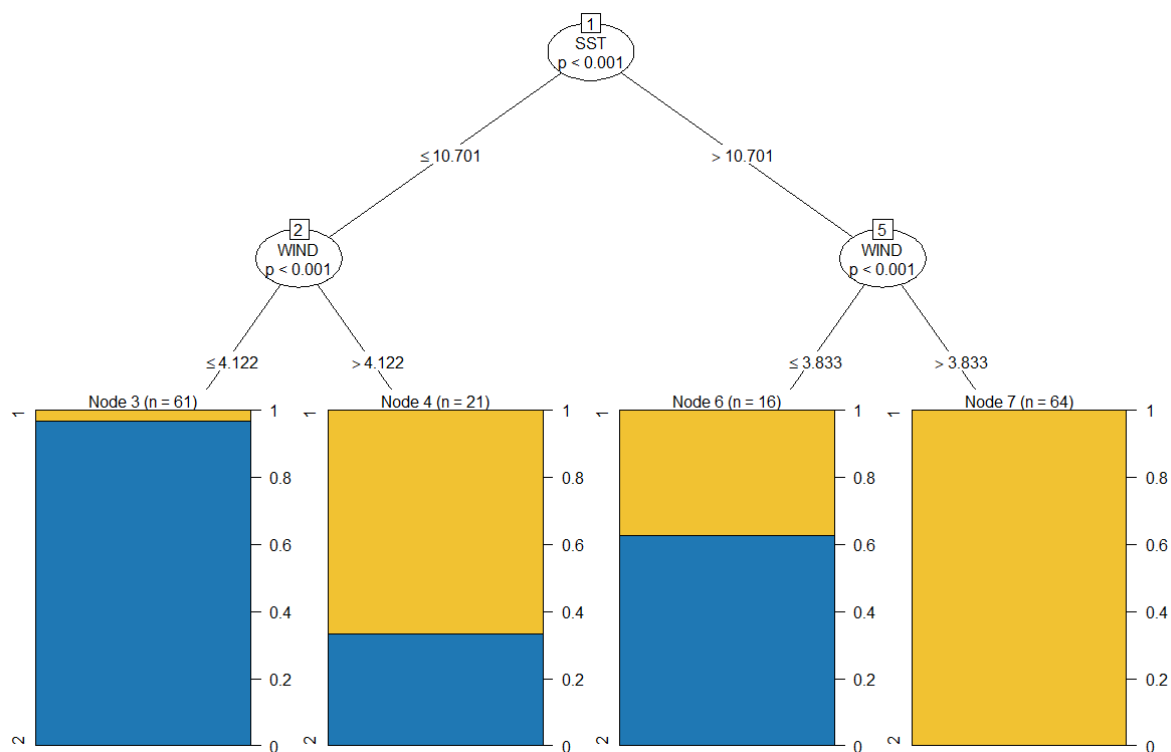


Figure 52. Arbre d'inférence conditionnelle calculé pour la période 1982-1987. A chaque variable structurante (= nœud) sont associés un numéro de nœud et une valeur de significativité (p -value). Les valeurs seuil déclenchant le partitionnement binaire sont indiquées sur les branches. Chaque branche de l'arbre mène, dans la partie inférieure, à un graphique qui représente le pourcentage de la biorégion expliquée par la branche. Le nombre (n) de cellules prises en compte dans le partitionnement est indiqué au-dessus du graphique. Les couleurs correspondent à celles des biorégions (cf. Figure 50).

Sur la période 2000-2005 (**Figure 53**), nous retrouvons une structuration essentiellement caractérisée par l'intensité totale du vent et la température de surface. Cette fois-ci, le poids de la variable climatique "vent" est plus important et des valeurs inférieures à $5,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ distinguent 86% des cellules géographiques totales. Quasiment 100% de ces cellules appartiennent à la biorégion située dans la partie sud du golfe de Gascogne, structurée par *Temora stylifera* (en rose, **Figure 50**). Cette biorégion se distingue donc fortement de la biorégion dominante (en vert, **Figure 50**) par la variable vent. La proximité des deux biorégions au sud du golfe de Gascogne rend complexe l'interprétation de la discrimination par la température (cf. contexte environnemental des biorégions, **Figure 54**). Une prochaine étape de ce travail sera de **limiter le bruit dans la délimitation des biorégions**, en utilisant par exemple une interpolation spatiale, et de vérifier si la discrimination des biorégions au sud du golfe de Gascogne en est statistiquement modifiée.

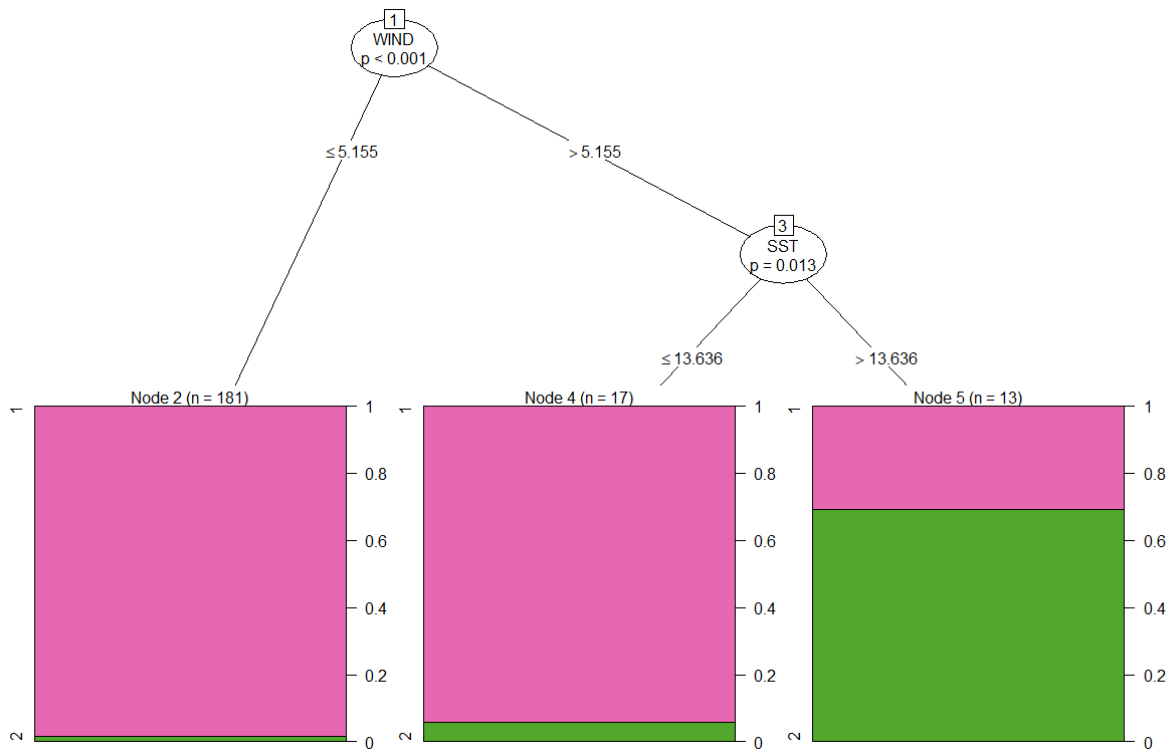


Figure 53. *Arbre d'inférence conditionnelle calculé pour la période 2000-2005. A chaque variable structurante (= nœud) sont associés un numéro de nœud et une valeur de significativité (p-value). Les valeurs seuil déclenchant le partitionnement binaire sont indiquées sur les branches. Chaque branche de l'arbre mène, dans la partie inférieure, à un graphique qui représente le pourcentage de la biorégion expliquée par la branche. Le nombre (n) de cellules prises en compte dans le partitionnement est indiqué au-dessus du graphique. Les couleurs correspondent à celles des biorégions (cf. Figure 50).*

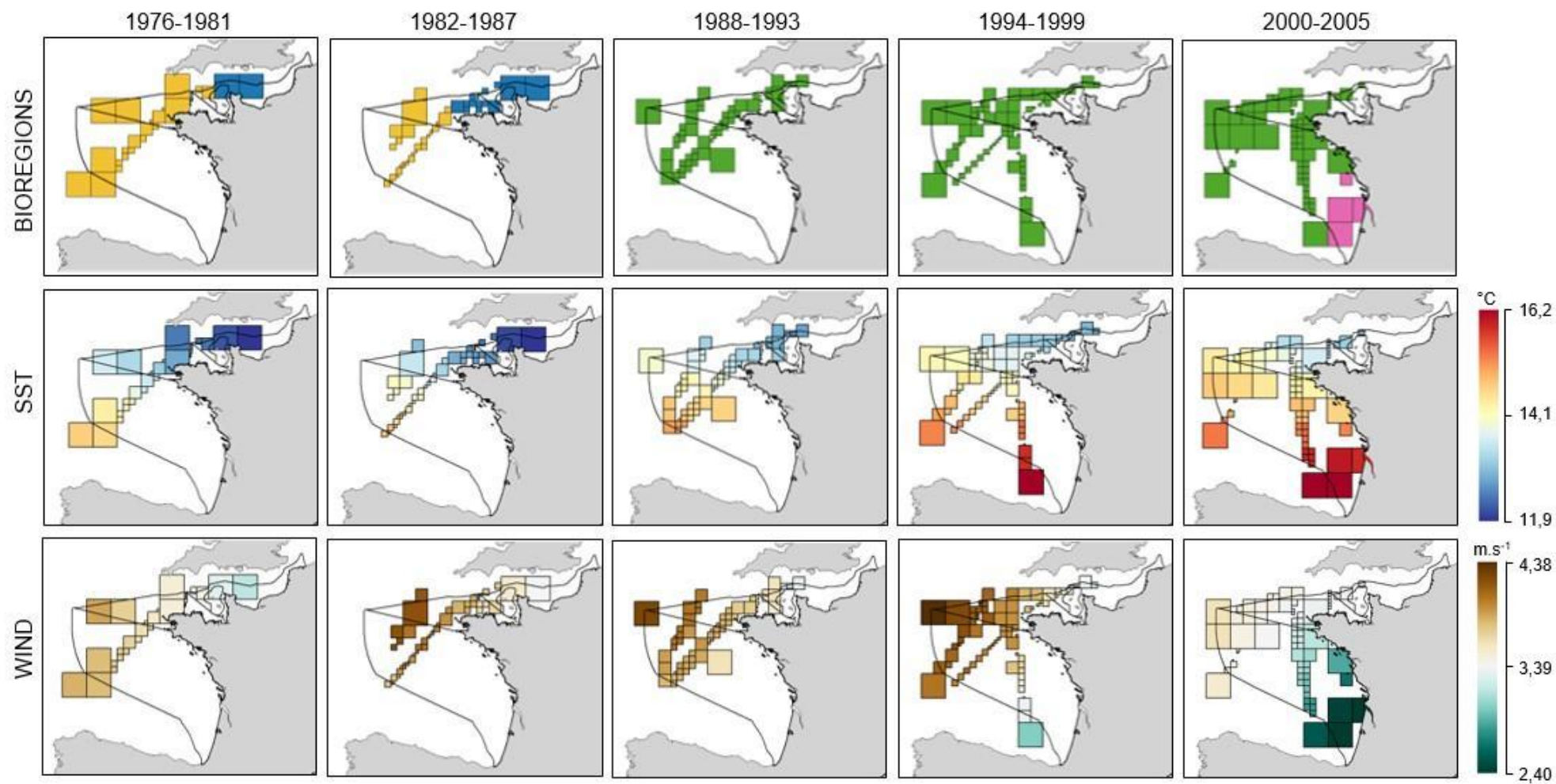


Figure 54. Représentation spatiale des biorégions et des 2 variables environnementales/climatiques les plus structurantes qui ressortent de notre analyse : température de surface (SST, en °C) et vent (WIND, en m.s⁻¹). A noter que les gammes de valeurs concernent seulement les cellules géographiques contenues dans les SRM, ce qui explique les différences avec les valeurs seuils des arbres d'inférence conditionnelle, construits en considérant les biorégions à large échelle.

4. Conclusions et perspectives

Les premiers résultats de notre étude démontrent la pertinence de l'approche par biorégionalisation pour définir des échelles spatiales dynamiques fondées sur les communautés planctoniques (zooplancton dans cette note) et pouvant être associées aux variables environnementales les structurant.

Suite à cette étude, nous avons identifié des perspectives de travail à court terme qui permettront d'affiner la caractérisation des biorégions en 1/ renforçant et stabilisant la méthode, et en 2/ diversifiant les variables environnementales et climatiques utilisées. Nous poursuivrons ce travail en axant nos priorités sur :

1/ la poursuite des développements méthodologiques. Les pistes prioritaires identifiées étant :

- d'utiliser une méthode d'interpolation spatiale pour limiter le bruit et homogénéiser les biorégions. Le résultat attendu est une meilleure délimitation des biorégions et des zones de transition associées, et aura pour conséquence de stabiliser notre méthode de caractérisation des biorégions ;
- de mettre en place des analyses de sensibilité afin de quantifier l'effet du choix (i) du seuil conditionnant la construction de la grille adaptative (10 observations minimum/cellule dans les résultats présentés dans cet axe de travail), et (ii) de la période glissante (ici 6 ans), ainsi que (iii) l'influence du filtre appliqué sur les espèces (sélection *a priori* et prise en compte de l'introduction de nouvelles espèces – par exemple des espèces non indigènes – en validant par la bibliographie) ;
- de compléter les données *in situ* (d'observations biologiques) par des résultats issus de modèles d'habitat. Le résultat attendu est une meilleure délimitation des biorégions en augmentant leur couverture spatiale, notamment dans les eaux côtières ;
- d'analyser la coïncidence des biorégions avec les paysages marins, sous réserve de disposer de paysages dynamiques – calculés à *minima* sur la même temporalité que les biorégions – et de leurs variables structurantes (gamme de variations) ;
- de réfléchir à une stratégie pour adapter les méthodes développées à la SRM Méditerranée occidentale, où les jeux de données de terrain présentent une couverture spatiale et/ou une couverture temporelle réduite(s).

2/ une meilleure prise en compte de la complexité des habitats pélagiques, notamment par une intégration de variables additionnelles. Ce travail sur les données nous permettra :

- d'augmenter la période temporelle étudiée, en intégrant plus particulièrement les périodes d'évaluation DCSMM ;
- d'identifier les variables qui contribuent le plus fortement à la dynamique spatio-temporelle des habitats pélagiques, tout en tentant de discriminer les échelles d'influence (locale, régionale, globale) auxquelles s'exercent les différentes sources de forçages environnementaux et climatiques ;
- d'affiner la caractérisation des biorégions d'un point de vue hydro-climatique et de leur fonctionnement écologique (traits fonctionnels) par l'utilisation d'analyses multivariées. La caractérisation du fonctionnement des biorégions permettra d'évaluer leur vulnérabilité face aux changements climatiques.
- d'ajouter de nouvelles espèces à notre analyse des biorégions zooplanctoniques – en particulier les organismes supérieurs à 2 mm – de façon à mieux intégrer la complexité des communautés présentes.

Les besoins inhérents à l'approche de biorégionalisation nécessitent d'être anticipés pour les travaux à plus long terme. Pour le prochain cycle d'évaluation, les données CPR du chantier collecte devront être élargies au-delà des sous-régions marines DCSMM, suivant les recommandations européennes d'intégrer des dispositifs de suivi conjoints à large échelle. Les approches de biorégionalisation doivent

se fonder sur des données ayant une spatialité la plus large possible, au risque d'obtenir une estimation biaisée, induite par le fait de travailler sur un jeu de données réduit. Cela nécessite d'établir un bilan de l'existant et de renforcer les collaborations européennes, à l'image de ce que nous avons initié dans le cadre du projet EU-ABIOMMED. D'un point de vue stratégique, il serait nécessaire de maintenir et d'augmenter la couverture spatiale des dispositifs de surveillance dont les données de terrain sont mobilisables pour la caractérisation des biorégions. A ce titre, la route CPR Bilbao - Plymouth (route Sud-Atlantique arrêtée depuis 2017) est la seule route du *CPR Survey* permettant d'échantillonner le sud du golfe de Gascogne ; or l'existence de cette route nous a permis d'identifier une biorégion caractéristique de ces masses d'eaux. Le dispositif CPR est apparu comme un dispositif de suivi alternatif et opérationnel par rapport à des dispositifs de campagne existants (e.g. campagnes halieutiques optimisées; Vincent et al. 2022) dont les données peuvent directement alimenter le calcul des indicateurs BEE. Le redéploiement de la route Sud-atlantique apparaît essentiel pour caractériser la dynamique des communautés planctoniques dans cette zone et fait l'objet d'une proposition d'action du programme de surveillance pour 2023.

La mise en place de routes CPR en Méditerranée occidentale constituerait un véritable atout, permettant de développer également des unités géographiques fondées sur la biologie dans cette sous-région marine où très peu de données décrivant les communautés zooplanctoniques sont disponibles à ce jour. Ces perspectives doivent cependant être mises en regard des travaux existants et réalisés à l'échelle plus large de la Méditerranée (e.g. Reygondeau et al. 2014 ; Ayata et al. 2018 ; El Hourany et al. 2021) et discutées en termes de surveillance comme d'évaluation (voir Chapitre 5 - §2.2.2.b).

5. Chapitre 5 - CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES DE TRAVAIL

Les travaux amorcés par l'équipe DCSMM Habitats pélagiques depuis octobre 2021 ont permis de mieux appréhender les enjeux et spécificités du programme thématique Habitats pélagiques, de réaliser une analyse exploratoire des données sur un site atelier ciblé (SRM MO ; cf. **Axe 1**) et d'amorcer des développements sur les échelles d'évaluation (SRM MMN Ouest, GdG Nord et MC ; cf **Axe 2**), permettant de définir le cadre et les axes prioritaires de travail pour le cycle à venir. Ces principaux axes concernent :

- l'opérationnalisation de l'indicateur en cours de développement (PH2),
- les travaux à initier sur les autres indicateurs « Habitats pélagiques » (PH1 et PH3),
- la définition d'échelles d'évaluation cohérentes au regard de la dynamique des communautés planctoniques,
- le renforcement des actions d'acquisition de connaissance et de surveillance sur certaines composantes planctoniques, peu ou pas abordées.

5.1. Opérationnalisation des indicateurs Habitats pélagiques

5.1.1. Des travaux à poursuivre sur le calcul de l'indicateur PH2...

Les travaux réalisés dans le site atelier SRM MO ont permis d'étudier les différentes étapes nécessaires à l'opérationnalisation des indicateurs BEE, en initiant les travaux sur l'indicateur PH2. L'équipe ne disposant pas des scripts et codes numériques développés au 2nd cycle par l'ancienne équipe du CNRS/Ifremer, l'opérationnalisation de l'indicateur PH2 a été initiée à nouveau en s'appuyant sur les travaux publiés de Duflos et al. (2018) et en proposant des modifications sur certaines étapes de calcul (**voir Chapitre 4 – Axe 1**).

L'état de l'art réalisé sur la SRM MO a permis d'identifier les caractéristiques majeures de la structure et du fonctionnement de l'écosystème planctonique méditerranéen en considérant la distribution de la biomasse phytoplanctonique et sa variabilité saisonnière et interannuelle sous influence des principaux forçages hydrologiques, hydrodynamiques et physico-chimiques. Les principales conclusions de ce travail ont permis de cibler les techniques d'acquisition de données et les métriques les plus opérationnelles pour alimenter les calculs de l'indicateur PH2.

Nos résultats démontrent qu'à la côte, les concentrations de chl *a* de surface représentent de manière très satisfaisante les niveaux de biomasse de surface et de fond : les futures évaluations du BEE peuvent donc s'appuyer à la fois sur les données de terrain issues des suivis stationnels à basse fréquence et sur les estimations issues des images satellite pour compléter la couverture spatiale. Par contre, au large, l'intégration de la dimension verticale (concentration en chl *a* intégrée sur 100 m) est indispensable pour rendre compte de la distribution réelle de la biomasse. Elle ne peut s'appuyer à l'heure actuelle que sur les mesures acquises *in situ*, le modèle couplé biogéochimie/hydrodynamique disponible sous CMEMS (MedBFM3) étant peu opérationnel pour reproduire la saisonnalité et l'amplitude des efflorescences au large (**cf. Axe 1 §2.3.2b et Figure 41**).

Ces premiers résultats soulignent **la nécessité de disposer de produits spatialisés opérationnels, fiables et pérennes** pour les estimations de biomasse phytoplanctonique dans les masses d'eau côtières non couvertes par les suivis *in situ* et au large. Dans ce contexte, si les estimations issues des images satellite constituent une alternative fiable et complémentaire à l'acquisition de données de concentrations en chl *a in situ*, les outils de modélisation couplée hydrodynamique/biogéochimie ne sont actuellement pas opérationnels (*e.g.* contraintes de calibration peu représentatives de l'amplitude des efflorescences, performance moyenne à large échelle peu représentative de processus stationnels) pour répondre aux besoins d'évaluation des indicateurs BEE Habitats pélagiques. Un suivi des développements opérés en termes de modélisation sera réalisé au cycle 4 dans le cadre (i) des

travaux réalisés par le CMEMS pour faire suite au système de modèles MedBFM3 et (ii) de projets nationaux s'intéressant au développement de jumeaux numériques de l'océan côtier dans les zones sous influence de fleuves (e.g. PPR RIOMAR).

En termes de **développements numériques**, plusieurs travaux restent à entreprendre pour opérationnaliser l'indicateur PH2. Il s'agit en particulier de :

1/ Stabiliser les méthodes d'interpolation permettant d'optimiser la valorisation des séries de données disponibles en comblant les manques de données observés.

2/ Rendre les anomalies plus directement interprétables et lisibles en leur associant des analyses par rangs ou fréquences afin d'appréhender l'évolution temporelle des phénomènes « atypiques » (i.e. fréquence des anomalies positives ou négatives) par rapport au cycle saisonnier de référence.

3/ Apporter la preuve concrète de la faisabilité de la méthode de calcul proposée (anomalies, test de tendances et test de pente) en généralisant les travaux initiés en SRM MO (i) sur l'ensemble des séries disponibles en SRM MO et (ii) sur les séries disponibles dans les autres SRM.

Ces différentes phases de travail (i.e. interpolation, analyses de tendance) alimenteront les développements des autres indicateurs, PH1 (rapports entre groupes fonctionnels) et PH3 (diversité).

5.1.2...Et à débiter sur les autres indicateurs Habitats pélagiques

Depuis octobre 2021, les travaux sur les indicateurs PH1 et PH3 du programme thématique Habitats pélagiques n'ont pas été initiés et feront l'objet du cycle 4.

Pour l'**indicateur PH1**, s'intéressant aux rapports entre groupes fonctionnels planctoniques (cf. Annexe 1), les codes numériques ont été mis à disposition de la communauté OSPAR en décembre 2022. Il sera donc possible de les tester sur les jeux de données du chantier collecte DCSMM et de les adapter aux spécificités des SRM. **Un travail dédié doit en effet être entrepris sur certains groupes fonctionnels pour les adapter et les rendre plus représentatifs des communautés phyto- et zooplanctoniques présentes, et pour tester leur réponse aux pressions.** Cela concerne par exemple les critères de taille séparant les petits des grands copépodes. Ce critère est actuellement établi à 2 mm alors que la structure de taille des communautés de copépodes peut être discriminée de manière pertinente à 1 mm dans différents milieux marins (e.g. Turner 2004 ; Razouls et al. 2005-2008 ; Benedetti et al. 2019). En Méditerranée, les communautés côtières de copépodes présentent des spectres de taille < 200 µm, amenant à adapter la collecte du zooplancton par filet sur des mailles plus fines (120 µm) par rapport au standard UNESCO (200 µm). De plus, compte tenu du caractère oligotrophe de cet écosystème (Siokou Frangou et al. 2010 ; **Chapitre 4 – Axe 1**), les communautés planctoniques sont souvent dominées par les organismes de petite taille autotrophes ou hétéro/mixotrophes. Dans ce contexte, Varkitzi et al. (2018) préconisent de développer des indicateurs s'appuyant sur des rapports rendant compte de pressions potentielles (e.g. cyanobactéries/picophytoplancton en lien avec les apports en nutriments) ; de développer les travaux sur les bactéries hétérotrophes, et d'associer des approches fonctionnelles (structure des communautés, traits fonctionnels) dans les travaux dédiés aux procaryotes. Ces groupes fonctionnels spécifiques mobilisent les jeux de données acquises par cytométrie en flux et/ou par HPLC, qui permettent d'appréhender les communautés pico- et nano-phytoplanctoniques. Dans d'autres SRM comme la MMN et le GdG Nord, caractérisées par des efflorescences régulières d'algues nuisibles et/ou toxiques (e.g. *Phaeocystis globosa*, *Pseudo-nitzschia* spp., *Lepidodinium chlorophorum*), ou dans les zones où de nouvelles algues toxiques ont fait leur apparition (*Ostreopsis* sp. en GdG Sud), il conviendra de spécifier certains groupes fonctionnels pour rendre compte de changements éventuels dans la dynamique de ces espèces pouvant impacter le fonctionnement de l'écosystème planctonique.

Pour l'indicateur PH3, les indices de biodiversité (richesse, H'-Shannon, Simpson) combinés à des indices de régularité/dominance (Piélou, Berger-Parker, Hulburt) pour détecter les changements de composition des communautés planctoniques ont été proposés dans plusieurs régions et écosystèmes. Principalement fondés sur les indices de diversité, ils semblent pertinents pour détecter les changements de pression à la fois à l'échelle locale (Varkitzi et al. 2022) et à plus grande échelle spatiale (Francé et al. 2021). Cependant, étant également sensibles aux échelles temporelles d'évaluation (Bedford et al. 2020), aux efforts d'échantillonnage et à la méthodologie, leur utilisation est débattue. L'une des difficultés liées aux indices de diversité est en effet de sélectionner les indices les plus pertinents pour qu'ils soient informatifs, comparables, faciles à calculer et à interpréter (Richirt et al. 2019). Jusqu'à présent, aucun consensus n'a permis de converger vers l'utilisation d'indices ciblés. En conséquence, il est proposé d'utiliser un ensemble d'indices (Varkitzi et al. 2018) ou des indices composites (Spatharis et Tsirtsis 2010) car ils sont souvent complémentaires, sous réserve que leurs avantages/inconvénients pour décrire les changements et répondre aux pressions soient clairement identifiés et discutés. Les approches complémentaires fondées sur la diversité fonctionnelle (LCBD ; Legendre et De Caceres, 2013 ; voir Chapitre 2 – Tableau 3) permettent de prendre en compte la variation temporelle de la composition de la communauté (c'est-à-dire le taux de changement de la composition des espèces) dans une zone d'étude (ou un échantillon). Elles ont été appliquées avec succès aux communautés phytoplanctoniques lors d'études de cas dédiées (Rombouts et al. 2019). Ces travaux nécessiteront, comme pour l'indicateur PH2, un développement complet du code numérique et un travail d'opérationnalisation par étapes sur des jeux de données tests, ainsi qu'une validation régulière des propositions qui pourront être faites au niveau des instances nationales.

5.2. Les progrès réalisés vers l'évaluation quantitative du BEE

5.1.2. Avancées depuis l'évaluation initiale 2012 et coopération régionale

L'évaluation initiale de 2012 avait permis de dresser un état des lieux descriptif des communautés phyto- et zooplanctoniques dans les eaux marines françaises. Le rapport d'évaluation de Duflos et al. (2018) a amorcé les premiers développements sur les indicateurs Habitats pélagiques, sans pour autant parvenir à une évaluation du BEE.

En décembre 2022, les résultats réalisés à l'échelle OSPAR marquent une avancée majeure dans le développement des indicateurs à plusieurs niveaux.

1/ Les méthodes de calcul semblent stabilisées pour les indicateurs communs (PH1, PH2 et PH3). Comme mentionné ci-dessus, les scripts et codes de calcul ont été mis à disposition pour l'indicateur PH1. Cette mise à disposition de produits/livrables d'évaluation est indispensable car elle permet une traçabilité et une reproductibilité des évaluations.

2/ Une méthode semi-quantitative d'évaluation de l'atteinte du BEE a été proposée et s'appuie sur le dire d'experts et les tendances observées sur les indicateurs de biodiversité (quand les seuils ne sont pas définis ; voir Chapitre 2 – Tableau 4 ; McQuatters-Gollop et al. 2022).

3/ Une première structuration spatiale des grands types d'habitats (*i.e.* éléments du critère D1C6 ; voir Chapitre 2 – Tableau 1) a été réalisée en agrégeant les paysages marins développés à échelle OSPAR sur la base des variables salinité et profondeur (Figure 55). Cependant, dans le détail, il apparaît que les variables structurantes les paysages marins, et de fait les grands types d'habitats, ne sont pas toutes définies et, comme mentionné en Chapitre 2 de ce rapport, reposent sur des unités géographiques statiques évaluées sur une période de temps restreinte (2012-2019). Il sera donc nécessaire (i) d'affiner ces échelles en y associant les valeurs des variables structurantes ciblées, (ii) de compléter leur définition par d'autres variables forçantes et (iii) d'appréhender leur variabilité spatio-temporelle pour tenir compte de la dynamique des composantes planctoniques.

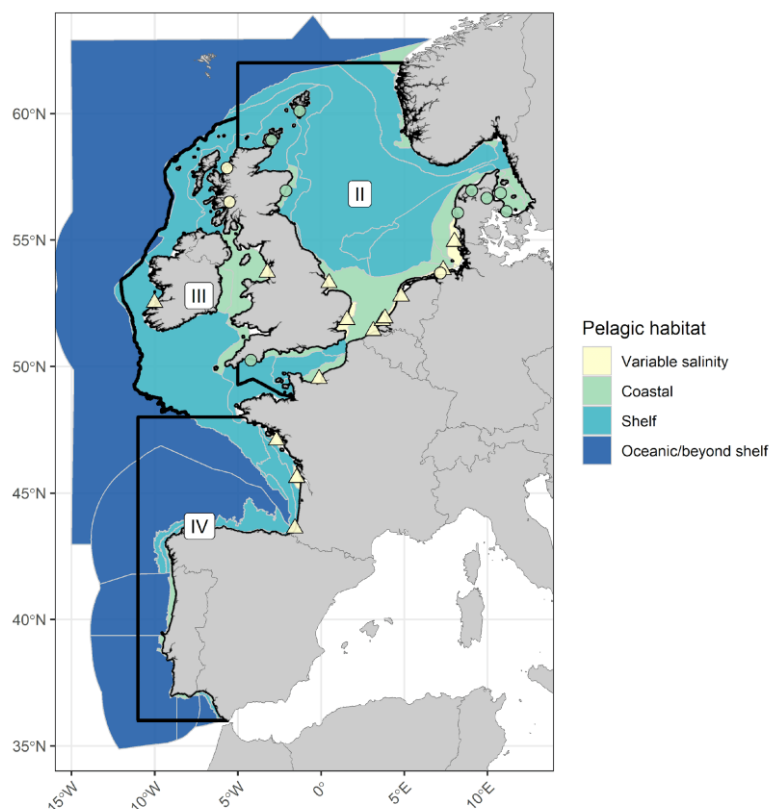


Figure 55. Proposition réalisée dans le cadre du QSR OSPAR 2023 pour regrouper les unités d'évaluation OSPAR (paysages marins de la procédure commune COMP4) et les stations à points fixes selon le type d'habitat pélagique. Les trois Régions OSPAR évaluées (I, II, et III) sont indiquées par des contours noirs. Les panaches fluviaux sont indiqués par des symboles triangulaires et les stations sont indiquées par des cercles. La phase d'agrégation des paysages marins en grands types d'habitats s'appuie sur les valeurs de salinité et de profondeur moyenne, qui n'ont pu être estimées pour tous les paysages marins et devront être précisées.

4/ Les liens entre les tendances observées sur les indicateurs et certaines variables environnementales (vents, stratification, température de surface, sels nutritifs azotés et phosphorés) ont été établis à large échelle. Les premières analyses démontrent qu'il n'existe pas de variable environnementale unique liée aux changements observés et que bon nombre des changements à long terme détectés dans l'évaluation OSPAR 2023 n'ont pu être expliqués par les variables testées. Des changements locaux peuvent se produire mais ne sont pas détectables à l'échelle régionale considérée pour OSPAR. De même, certaines pressions environnementales peuvent intervenir de manière décalée dans le temps (e.g. Goffart et al. 2015). Il sera donc nécessaire d'étudier les éventuels liens de causalité à une échelle plus fine que celle qui convient à une évaluation régionale, en intégrant la saisonnalité des variables, et en tirant un meilleur parti des données disponibles à échelle locale (e.g. produits satellite à haute résolution spatiale, données bi-hebdomadaires à échelle stationnelle).

La coopération internationale a été facilitée au niveau européen par une contribution au groupe de travail sur les habitats pélagiques du JRC depuis 2021. Au niveau OSPAR, la clarification du mandat d'expert au sein du groupe de travail inter-sessionnel ICG-COBAM a permis un suivi des travaux du projet NEA-PANACEA alimentant le QSR 2023, et des échanges en particulier pour l'indicateur PH1. Le déphasage de calendrier entre les livrables du projet NEA-PANACEA et les évaluations DCSMM françaises est cependant regrettable, tout comme les problématiques de remontée de données qui n'ont pas permis une remontée des données françaises pour l'évaluation complète des régions OSPAR II, III et IV.

Au niveau méditerranéen, des premiers contacts ont été pris dans le cadre du projet EU-ABIOMMED qui doit contribuer aux évaluations de la convention de Barcelone. Les responsables thématiques Habitats pélagiques ont également été récemment sollicités par le secrétariat de la convention de Barcelone pour intégrer le comité d'experts sur les habitats pélagiques et contribuer à la définition des indicateurs et des éléments du critère D1C6, sans toutefois qu'un calendrier des travaux soit défini.

5.2.2. Perspectives des travaux à réaliser pour quantifier l'atteinte du BEE

Au-delà des développements conceptuels et numériques relatifs aux indicateurs, plusieurs travaux devront être menés au cycle 4 pour aboutir à une évaluation quantitative du BEE.

a. Définition de méthodes d'intégration

Les indicateurs PH1, PH2 et PH3 n'ont à ce jour pas fait l'objet de méthode d'intégration. Cette phase d'intégration concerne :

1/ les composantes phyto- et zooplanctoniques au sein d'un indicateur donné (*e.g.* PH2-Phytoplancton et PH2-Zooplancton en un indicateur PH2). Si cette intégration avait été suggérée au cycle 2, la guidance ne précise pas la méthode préconisée pour y parvenir. Cette approche ne semble pas non plus avoir été considérée au niveau Nord Atlantique car la dernière version du QSR OSPAR 2023 considère séparément les composantes phyto- et zooplanctoniques, à la fois pour l'indicateur PH2 et pour l'indicateur PH3.

2/ les indicateurs PH1, PH2, et PH3 qui n'ont pour le moment pas été intégrés au niveau du critère D1C6.

La version provisoire de la guidance Article 8 préconisant les règles d'évaluation DCSMM n'a pas statué sur ce sujet pour le cycle 3 et souligne le besoin de développements complémentaires.

b. Définition et stabilisation des échelles spatiales d'évaluation

o Des travaux à poursuivre en Manche et Atlantique

Les communautés planctoniques étant d'excellents traceurs des masses d'eau dans lesquelles elles vivent, l'utilisation de données relatives à leur composition, à leur abondance et/ou à leur biomasse pour définir des échelles spatiales d'évaluation (*i.e.* biorégions) a été envisagée dans de nombreux travaux (*e.g.* D'Ortenzio et Ribera d'Alcalà 2009 ; Reygondeau et al. 2017). L'approche de biorégionalisation proposée en Manche-Atlantique sur la base des données issues du *Continuous Plankton Recorder Survey (CPR Survey ; Chapitre 4 – Axe 2)* est en phase avec ces développements. Elle présente l'avantage de proposer une vision dynamique des biorégions, en phasant la temporalité des communautés planctoniques sur les cycles d'évaluation DCSMM (6 ans).

Les premiers résultats de ces travaux montrent l'existence de quatre régions distinctes sur la base de leur composition spécifique zooplanctonique, au cours de la période 1966-2013 (**Figure 50**). L'étude des relations avec certaines variables environnementales structurantes (*e.g.* température de surface, vent) fait apparaître l'existence de gradients dans certaines SRM (**Figure 54**), permettant par exemple d'identifier des zones thermiquement très contrastées (*e.g.* SRM GdG Sud ; partie Est de la SRM MMN). Ces travaux doivent être approfondis afin d'aboutir à des biorégions utiles à la gestion. Il sera en particulier nécessaire :

1/ d'élargir la période temporelle considérée pour intégrer les périodes représentatives du cycle 3 (années 2015 et au-delà).

2/ d'augmenter le nombre de variables environnementales considérées. En particulier, les données de salinité ainsi que des indices de stratification (*e.g.* déficit d'énergie potentielle ; intensité de la thermocline, Reygondeau et al. 2017) ont déjà fait leur preuve dans la structuration de régions éco-hydrodynamiques.

3/ de considérer l'ajout d'espèces ou de groupes planctoniques complémentaires (*e.g.* phytoplancton) pour affiner les analyses.

4/ de comparer les biorégions obtenues avec les échelles spatiales d'évaluation existantes et définies à plus large échelle en Atlantique et Manche dans le cadre des conventions de mer régionale (OSPAR - COMP4).

○ Des travaux sur les biorégions à initier à l'échelle de la SRM MO

En Méditerranée, ce type d'approche a été envisagé à large échelle sur la base de l'analyse d'images satellite, considérant la définition de biorégions comme des entités géographiques (horizontales et verticales) présentant les mêmes niveaux de biomasse phytoplanctonique (Mayot et al. 2016 ; Reygondeau et al. 2017 ; El Hourany et al. 2021) et des variables environnementales (*e.g.* température de surface) de même ordre de grandeur. A l'échelle de l'écosystème méditerranéen, Reygondeau et al. (2017) démontrent que la structuration biogéographique du domaine épipélagique (0-100 m de profondeur) ne peut être transposée aux autres domaines (mésobathypélagique) sur la verticale dès lors qu'elle est structurée par des paramètres environnementaux différents (*i.e.* profondeur de la couche de mélange, profondeur de la couche euphotique, intensité de la thermocline, concentration en chl *a*).

Une approche de biorégionalisation à l'échelle de la SRM MO devra donc être réalisée en considérant les spécificités de la distribution horizontale et verticale des communautés planctoniques (cf. **Chapitre 4 – Axe 1**) pour aboutir à des échelles d'évaluation pertinentes au large. Le nombre de variables nécessaires à cette structuration spatiale devra être défini. Reygondeau et al. (2017), et plus récemment Hourany et al. (2021), démontrent que les variables environnementales comme la température de surface, la concentration en chl *a* et la profondeur de la couche de mélange présentent des gradients suffisamment marqués en surface pour caractériser des biorégions méditerranéennes. La définition de biorégions et des types d'habitats pélagiques en Méditerranée est également un objectif des travaux qui ont été initiés dans le cadre de projet EU-ABIOMMED (cf. **Chapitre 2 - §2.2.2.b**) et qui seront discutés en 2023 dans les groupes de travail Habitats pélagiques de la convention de Barcelone. Ce phasage des travaux aux échelles nationales et régionales est indispensable et s'appuiera sur :

1/ une revue exhaustive et comparative des travaux menés sur les biorégions afin d'en évaluer les potentielles limites, les avantages et leur applicabilité à l'échelle de la SRM MO.

2/ une analyse de la reproductibilité des études menées antérieurement (*e.g.* disponibilité des codes de calcul, des jeux de données mobilisés, des outils numériques – modèles – mis en œuvre) et de leur transposabilité à l'échelle plus réduite de la SRM MO. Cette phase de travail permettra de définir les choix méthodologiques les plus adaptés à la réalisation des travaux.

5.3. Liens entre l'évaluation BEE et la surveillance des Habitats pélagiques

Les travaux initiés pour les développements numériques et conceptuels sur les indicateurs s'appuient prioritairement sur des données existantes, collectées dans le cadre de réseaux de surveillance réglementaires (*e.g.* réseaux DCE), de services nationaux d'observations élémentaires de l'IR ILICO (SNO ; *e.g.* MOOSE, SOMLIT), de projets de suivi à long terme (*e.g.* projet Boussole).

L'analyse de ces premiers jeux de données disponibles en SRM MO et les travaux initiés dans les autres SRM démontrent un manque d'intégration de certaines composantes, comme :

- le **zooplancton gélatineux** (*i.e.* méduses, siphonophores, cténaïres, tuniciers pélagiques). Les travaux en cours dans le cadre du projet R&D GELATINE⁴⁴ visent à évaluer la pertinence du dispositif « Suivi du zooplancton gélatineux sur les campagnes halieutiques » pour répondre aux besoins du programme thématique Habitats pélagiques. Les travaux, qui ont débuté en avril 2022, permettront d'approfondir les connaissances sur la variabilité spatio-temporelle des communautés (*e.g.* zones de distribution, saisonnalité) et d'évaluer la pertinence des données acquises pour alimenter les indicateurs du BEE (existants et/ou à développer).
- les **communautés microbiennes** (procaryotes et eucaryotes) qui regroupent les organismes autotrophes, hétérotrophes et mixotrophes (*e.g.* bactéries, virus, flagellés et dinoflagellés, ciliés, phytoplancton) et assurent une grande partie des fonctions biologiques de l'écosystème pélagique (*e.g.* minéralisation de la matière organique dissoute et particulaire ; proies d'organismes de niveaux trophiques supérieurs). Ces organismes sont reconnus comme des sentinelles des changements de conditions environnementales et des indicateurs pertinents d'évaluation de l'état des écosystèmes marins (Pomeroy et al. 2007 ; Varkitzi et al. 2018). Les données relatives au suivi de ces communautés existent depuis plus de 10 ans sur certains services d'observation (*e.g.* SOMLIT) grâce à des mesures par cytométrie en flux. Il est donc nécessaire d'initier les travaux d'exploitation des données afin d'en étudier la plus-value pour répondre aux besoins des directives, aux indicateurs BEE en particulier et d'envisager, à moyen terme, des orientations de surveillance.

Sur les données d'entrée de calcul des indicateurs (abondance de zooplancton, biomasse phytoplanctonique ; composition des communautés phyto- et zooplanctoniques), il existe un contraste très marqué entre la surveillance côtière et au large mais également entre les communautés phyto- et zooplanctoniques. En raison du niveau de développement des indicateurs au cycle 2 et de la plus forte disponibilité des données, les travaux ont priorisé les composantes phytoplanctoniques. Cependant, si les approches ont essentiellement considéré l'utilisation des données de surface, intégrer des données acquises sur la profondeur est indispensable pour tenir compte du fonctionnement et des spécificités de certains écosystèmes (*e.g.* large en SRM MO – voir **Chapitre 4 – Axe 1**).

Sur les composantes zooplanctoniques, un premier état des lieux des données disponibles et intégrables en l'état dans le calcul des indicateurs souligne : (i) un nombre limité de données mobilisables au niveau stationnel dans toutes les SRM ; (ii) un contraste très marqué dans l'échantillonnage du zooplancton entre les SRM, en raison du déploiement spécifique de certains instruments (*e.g.* *Continuous Plankton Recorder*) en Atlantique et en Manche, et qui n'ont jusqu'à présent pas été envisagés (ou alors sous forme de tests ponctuels) en SRM MO. D'un point de vue stratégique, l'objectif est de maintenir, rétablir (*e.g.* action redéploiement de la route CPR Sud-Atlantique) et si nécessaire, d'augmenter la couverture spatio-temporelle des dispositifs de surveillance dont les données sont mobilisables en l'état.

Des évolutions des actions de surveillance sont à envisager pour répondre aux lacunes identifiées en termes de types de données et d'échelles spatio-temporelles d'évaluation. Elles devront cependant être discutées au regard des enjeux réels identifiés et des développements réalisés et à réaliser pour aboutir à une évaluation quantitative du BEE.

⁴⁴ GELATinous plankton INDicators for Ecological status assessment (2021-2023) – Projet R&D entre l'OFB, Sorbonne Univ - BOREA et Ifremer.

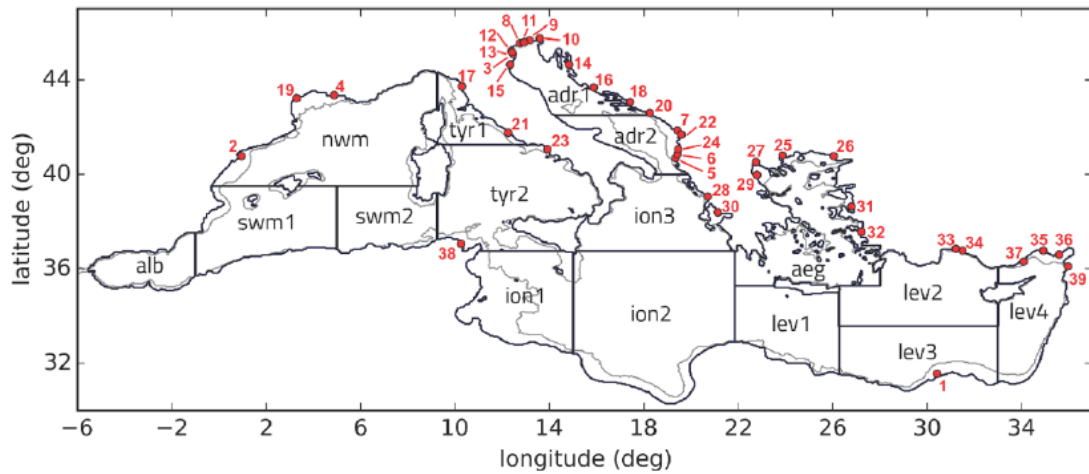
6. ANNEXES

Annexe 1 – Indicateur PH1 relatif aux groupes fonctionnels du plancton (traduit de Gowen et al. 2011).

GROUPES FONCTIONNELS	CRITÈRE ADDITIONNEL	NIVEAU DE CONFIANCE	SIGNIFICATION
Diatomées vs Dinoflagellés		Elevé	La dominance des dinoflagellés peut être un indicateur de l'eutrophisation ou d'un changement dans la structure de la colonne d'eau. Le réseau trophique qui en résulte est en général peu rentable en termes de flux d'énergie.
Plancton gélatineux vs Larves/œufs de poissons	Cténaires et Cnidaires avec les œufs de poissons	Elevé	Indicateur des flux d'énergie et des voies trophiques possibles.
Petits copépodes vs Grands copépodes	Adultes <1,9 mm (sans nauplii ni les œufs) Adultes > 2 mm	Elevé	Indicateur basé sur la taille, relatif à la structure et aux flux d'énergie dans le réseau trophique.
Zooplancton carnivore vs Zooplancton non carnivore		Faible	Indicateur de flux d'énergie et de l'équilibre entre les consommateurs primaires et secondaires.
Crustacés vs Zooplancton gélatineux		Elevé	Indicateur de flux d'énergie et des voies trophiques possibles.
Phytoplancton de grande taille vs Phytoplancton de petite taille	Cellules > 20 µm Cellules < 20 µm	Elevé	Indicateur basé sur la taille, relatif à l'efficacité des flux d'énergie vers les maillons trophiques supérieurs.
Microphytoplancton vs Zooplancton non carnivore	Biomasse (e.g. chlorophylle- <i>a</i>) Abondance	Elevé	Indicateur de flux d'énergie et de l'équilibre entre les producteurs primaires et les consommateurs primaires.
Diatomées vs Dinoflagellés autotrophes et mixotrophes		Faible	Une modification vers les producteurs primaires peut indiquer un phénomène d'eutrophisation ou un changement dans la structure de la colonne d'eau.
Diatomées pélagiques vs Diatomées tychopélagiques		Elevé	Indicateur de la perturbation benthique et de la fréquence des phénomènes de remise en suspension.
Diatomées nuisibles et/ou toxiques vs Diatomées Ou Dinoflagellés nuisibles et/ou toxiques vs Dinoflagellés		Faible	Indicateur d'une modification de la structure de la communauté algale vers des espèces nuisibles et/ou toxiques pouvant potentiellement impacter les niveaux trophiques supérieurs.
Holoplancton vs Méroplancton		Elevé	Indicateur de l'importance du couplage benthopélagique et rendement de reproduction de la faune benthique / faune pélagique.
Ciliés vs Microflagellés	Tintinnidés inclus Toutes les espèces < 20 µm	Faible	Indicateur d'un changement du statut trophique du système passant de l'autotrophie à l'hétérotrophie.

Annexe 2

Subdivision géographique du système de modèle MedBFM3 pour la validation et la qualification des simulations numériques. Les lignes grises correspondent aux isobathes de 200 m. Les points rouges correspondent aux principaux exutoires des fleuves (e.g. 19 : Aude, 4 : Rhône pour la façade méditerranéenne française).



7. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Alcaraz M. 1988. Summer zooplankton metabolism and its relations to primary production in the Western Mediterranean. *Oceanol Acta n° spéc* : 185-191.
- Alvarez E., Lazzari P., Cossarini G. 2022. Phytoplankton diversity emerging from chromatic adaptation and competition for light. *Prog Oceanogr.*, 204, 102789.
- Amélineau F., Bonnet D., Heitz O. et al. 2016. Microplastic pollution in the Greenland Sea: Background levels and selective contamination of planktivorous diving seabirds. *Env Pol* 219: 1131-1139
- Anderson C., Berdalet E., Kudela R., et al. 2019. Scaling-up from regional case studies to a global harmful algal bloom observing system. *Front. Mar. Sci.* 6: 250. [Doi:10.3389/fmars.2019.00250](https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00250)
- Anderson, S. 1994. Area and Endemism. *The Quarterly Review of Biology*, 69(4), pp. 451–471. [doi:10.1086/418743](https://doi.org/10.1086/418743).
- Ayache M. 2016. Modélisation d'éléments traces (^3H , He, Nd, ^{14}C) en mer Méditerranée pour l'étude des cycles biogéochimiques et de la circulation océanique. Thèse de doctorat de l'Université Paris-Saclay : 163pp.
- Ayata, S.-D. et al. 2018. Regionalisation of the Mediterranean basin, a MERMEX synthesis. *Progress in Oceanography*, 163, pp. 7–20. [doi:10.1016/j.pocean.2017.09.016](https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.09.016).
- Azam F., Fenchel T., Field J.G. et al. (1983). The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar Ecol Prog Ser*, 10: 257-263.
- Barral Q. B., Zakardjian B., Dumas F., et al. 2021. Characterization of fronts in the Western Mediterranean with a special focus on the North Balearic Front. *Progr Oceanogr.*, 197 : 102636.
- Bastian, M., Heymann, S. et Jacomy, M. 2009). Gephi: An Open Source Software for Exploring and Manipulating Networks. p. 2.
- Batten, S.D. et al. 2003. CPR sampling: the technical background, materials and methods, consistency and comparability. *Progress in Oceanography*, 58(2–4), pp. 193–215. [doi:10.1016/j.pocean.2003.08.004](https://doi.org/10.1016/j.pocean.2003.08.004).
- Bax N.J., Miloslavich P., Muller-Karger F. et al. 2019. A response to scientific and societal capacity needs for marine biological observations. *Front Mar Sci* 6: 395. [doi:10.3389/fmars.2019.00395](https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00395)
- Beaugrand, G. 2004. The North Sea regime shift: Evidence, causes, mechanisms and consequences. *Progress in Oceanography*, 60(2–4), pp. 245–262. [doi:10.1016/j.pocean.2004.02.018](https://doi.org/10.1016/j.pocean.2004.02.018).
- Beaugrand, G. 2012. Unanticipated biological changes and global warming. *Mar Ecol Prog Ser*, 445: 293-301.
- Beaugrand, G. et al. 2002. Reorganization of North Atlantic Marine Copepod Biodiversity and Climate. *Science*, 296(5573), pp. 1692–1694. [doi:10.1126/science.1071329](https://doi.org/10.1126/science.1071329).
- Beaugrand, G., Brander, K. et Lindley, J. 2003. Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature*, 426: 661–664.
- Beaugrand, G., Conversi, A., Atkinson, A. et al. 2019a. Prediction of unprecedented biological shifts in the global ocean. *Nature Climate Change*, 9(3), pp. 237–243. [doi:10.1038/s41558-019-0420-1](https://doi.org/10.1038/s41558-019-0420-1).
- Beaugrand, G., Edwards, M. et Hélaouët, P. 2019b. An ecological partition of the Atlantic Ocean and its adjacent seas. *Progress in Oceanography*, 173, 86-102.
- Bedford J., John D., Greenstreet S. et al. 2018. Plankton as prevailing conditions: A surveillance role for plankton indicators within the Marine Strategy Framework Directive. *Mar Pol*, 89: 109-115
- Bedford J., Ostle C., Johns D. G., et al. 2020. Lifeform indicators reveal large-scale shifts in plankton across the North-West European shelf. *Global Change Biol*, 26(6), 3482-3497. [doi:10.1111/gcb.15066](https://doi.org/10.1111/gcb.15066)
- Beklemishev, C.W. 1961. On the spatial structure of plankton communities in dependence of oceanic circulation. Boundaries of ranges of oceanic plankton animals in the North Pacific. *Okeanologia*, 5, 1059–1072.
- Benedetti F., Jalabert L., Sourisseau M. et al. 2019. The Seasonal and Inter-Annual Fluctuations of Plankton Abundance and Community Structure in a North Atlantic Marine Protected Area. *Front Mar Sci*, 6:214.[doi: 10.3389/fmars.2019.00214](https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00214).
- Béthoux J. P. 1984. Paléo-hydrologie de la Méditerranée au cours des derniers 20 000 ans. *Oceanol Acta*, 7 : 43-48.
- Béthoux J. P., Prieur L. 1983. Hydrologie et circulation en Méditerranée Nord-Occidentale. *Pétrole et Techniques* 299 : 25-34.
- Béthoux J. P., Morin P., Chaumery C., et al. 1998. Nutrients in the Mediterranean Sea, mass balance and statistical analysis of concentrations with respect to environmental change. *Mar Chem.*, 63 : 155-169.
- Beveridge, S. 1992. Least squares estimation of missing values in time series. *Commun. Stat. Theory Methods*, 21, 3479-3496.

- Bloomfield, N.J., Knerr, N. et Encinas-Viso, F. 2017. A comparison of network and clustering methods to detect biogeographical regions. *Ecography*, 41(1), pp. 1–10. doi:10.1111/ecog.02596.
- Bizzozero L., Gohin F., Lampert L. et al. 2018. Apport des images satellite à l'évaluation de la qualité des masses d'eau DCE. Analyse des données de Chlorophylle a sur la période 2011-2016 dans les masses d'eau côtière du bassin versant Loire-Bretagne. Rapport R.ODE/LITTORAL/LER/MPL/18.09. 50pp.
- Bosc E., Bricaud A., Antoine D. 2004. Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of SeaWiFS observations. *Global Biogeochem Cycles*, 18: GB1005, doi:10.1029/2003GB002034.
- Bourrin F., Durrieu de Madron X., Aloïsi J.-C., et al. 2009. Les évènements hydroclimatiques dans le Golfe du Lion. Variabilité des échanges terre-mer. Dans « Le golfe du Lion », A. Monaco, W. Ludwig, M. Provansal, B. Picon coordinateurs; Quae Editions : 31-42.
- Brewin R. J. W., Ciavatta S., Sathyendranath S. et al. 2017. Uncertainty in Ocean-Color Estimates of Chlorophyll for Phytoplankton Groups. *Frontiers Mar Sci*, 4 : doi :10.3389/fmars.2017.00104.
- Briggs, J.C. 1974. Operation of zoogeographic barriers. *Systematic Zoology*, p. 9.
- Briggs, J.C. et Bowen, B.W. 2012. A realignment of marine biogeographic provinces with particular reference to fish distributions. *Journal of Biogeography*, p. 19.
- Bustillos-Guzmán J., Claustre H., Marty J.-C. 1995. Specific phytoplankton signatures and their relationships to hydrographic conditions in the coastal northwestern Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser.*, 124 : 247-258.
- Chaalali A., Chevillot X., Beaugrand G. et al. 2013. Changes in the distribution of copepods in the Gironde estuary: A warming and marinisation consequence? *Estuar, Coast Shelf Sci*, 134: 150–161.
- Chiba S., Batten S., Martin C. S. et al. 2018. Zooplankton monitoring to contribute towards addressing global biodiversity conservation challenges. *J. Plankton Res.* 40, 509–518. doi: 10.1093/plankt/fby030.
- Chevillot X., Pierre M., Rigaud A. et al. H. 2016. Abrupt shifts in the Gironde fish community: an indicator of ecological changes in an estuarine ecosystem. *Mar Ecol Prog Ser*, 549: 137–151.
- Cole M., et Galloway T. S. 2015. Ingestion of nanoplastics and microplastics by Pacific oyster larvae. *Envir. Sci. Technol.* 49, 14625–146320. doi: 10.1021/acs.est.5b04099.
- Cole M., Lindeque P., Fileman E., et al. (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Envir. Sci. Technol.* 47, 6646–6655. doi: 10.1021/es400663f.
- Condon R. H., Duarte C. M., Pitt K. A. et al. 2013. Recurrent jellyfish blooms are a consequence of global oscillations. *PNAS* 110: 1000-1005.
- Condon R. H., Graham W. M., Duarte C. M. et al. 2012. Questioning the Rise of Gelatinous Zooplankton in the World's Oceans. *BioScience*, 62: 160–169
- Cormack, R.M. 1971. A Review of Classification. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*, 134(3), p. 321. doi:10.2307/2344237.
- Cornec M., Claustre H., Mignot A., et al. 2021. Deep Chlorophyll Maxima in the Global Ocean: Occurrences, Drivers and Characteristics. *Global Biogeochem. Cycles.*, 35 : e2020GB006759.
- Cossarini G., Feudale L., Teruzzi A., et al. 2021. High-Resolution Reanalysis of the Mediterranean Sea Biogeochemistry (1999–2019). *Front Mar Sc* 8: 741486. doi : 10.3389/fmars.2021.741486.
- Coste B., Le Corre P., Minas H.J., Morin P. 1988. Les éléments nutritifs dans le bassin occidental de la Méditerranée. Bilan des échanges avec l'Océan Atlantique à Gibraltar. *Oceanol Acta* numéro spécial : 87-94.
- Crise A., Allen J. I., Baretta J., et al. 1999. The Mediterranean pelagic ecosystem response to physical forcing. *Prog Oceanogr.*, 44(1-3) : 219-243. doi:10.1016/S0079-6611(99)00027-0.
- Crombet Y., Leblanc K., Quéguiner B. et al. 2011. Deep silicon maxima in the stratified oligotrophic Mediterranean Sea. *Biogeosc.*, 8 : 459-475.
- Cushing, D.H. 1989. A difference in structure between ecosystems in strongly stratified waters and in those that are only weakly stratified. *Journal of Plankton Research*, 11(1), pp. 1–13. doi:10.1093/plankt/11.1.1.
- D'Ortenzio F., Prieur L. 2012. The upper mixed layer. In « Life in the Mediterranean Sea : A look at habitat changes », Stambler N (Ed), Nova Science Publisher : 127-156
- D'Ortenzio F., Ribera d'Alcalà, M. 2009. On the trophic regimes of the Mediterranean Sea : a satellite analysis. *Biogeosc.*, 6(2), 139-148. doi:10.5194/bg-6-139-2009.

- D'Ortenzio F., Ludicone D., de Boyer Montegut C., et al. 2005. Seasonal variability of the mixed layer depth in the Mediterranean Sea as derived from in situ profiles. *Geophys Res Letters.*, 32 : pp.L12605. doi : 10.1029/2005GL022463. hal-00124064.
- De la Vara A., Parras-Berrocal I.M., Izquierdo A. et al. 2022. Climate change signal in the ocean circulation of the Tyrrhenian Sea. *Earth System Dynamics*, 13 : 303-319.
- Denis J., Vincent D., Antajan E. et al. 2018. Gut fluorescence technique to quantify pigment feeding in Downs herring larvae. *Mar Ecol Prog Ser*, 607. DOI: 10.3354/meps12775
- Denis J., Mahe K., Tavernier E. et al. 2017. Ontogenetic changes in the larval condition of Downs herring - Use of a multi-index approach at an individual scale. *Mar Biol*, 154 : 1-14.
- Dessier A., Dupuy C., Kerric A., et al. 2018. Variability of energy density among mesozooplankton community: New insights in functional diversity to forage fish. *Prog. Oceanogr.*, 166 : 121-128
- Doglioli A. 2020. Notes sur la circulation générale en Méditerranée pour le cours d'Océanographie Générale, Université d'Aix-Marseille, Marseille, France : 70pp.
- Duflos M., Wacquet G., Aubert A. et al. 2018. Évaluation de l'état écologique des habitats pélagiques en France métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation 2018 au titre du descripteur 1 de la DCSMM. 333 pp.
- Edler, D. et al. 2016. Infomap Bioregions: Interactive Mapping of Biogeographical Regions from Species Distributions. *Systematic Biology*, p. syw087. doi:10.1093/sysbio/syw087.
- Edwards, M., Atkinson A., Bresnan E. et al. 2020. Plankton, jellyfish and climate in the North-East Atlantic. *MCCIP Science Review 2020*, 322–353.
- Edwards, M. 2016. Sea Life (Pelagic Ecosystems) In *Climate Change: Observed Impacts on Planet Earth* [Letcher, T. (ed)]. Elsevier, pp.167–182.
- El Hourany R., Mejia C., Faour C., et al. 2021. Evidencing the Impact of Climate Change on the phytoplankton Community of the Mediterranean Sea Through a Bioregionalization Approach. *Journal of Geophysical Research. Oceans*, Wiley-Blackwell, 2021, 126 (4), pp.e2020JC016808. doi :10.1029/2020JC016808. hal-03263675.
- Emery, W.J. & Meincke, J. 1986. Global water masses: summary and review. *Oceanologica Acta*, 9, pp. 383–391.
- Estournel C., Durrieu de Madron X., Marsaleix P. et al. 2003. Observation and modelling of the winter coastal oceanic circulation in the Gulf of Lion under wind conditions influenced by the continental topography (FETCH experiment). *J Geophys Res.*, 108. N°C3, 8059, doi:10.1029/2001JC000825.
- Estrada M. 1985. Deep phytoplankton and chlorophyll maxima in the western Mediterranean. In « Mediterranean Marine Ecosystems », Plenum Press, New York, M. Moraitou-Apostolopoulou and V. Kiortsis Eds., 247-277.
- Estrada M. 1996. Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 60 : 55-64.
- Estrada M., Margalef R. 1988. Supply of nutrients to the Mediterranean photic zone along a persistent front. *Oceanol Acta*, n° spec : 133-142.
- Estrada M., Vives F., Alcaraz M. 1985. Life and the productivity of the open ocean. In « Western Mediterranean », Pergamon Press, R. Margalef Ed., 148-197.
- Estrada M., Marras C., Latasa M. et al. 1993. Variability of deep chlorophyll maximum characteristics in the Northwestern Mediterranean. *Mar Ecol Prog Ser.*, 92 : 89-300.
- Flos J. 1985. The driving machine. In « Western Mediterranean », Pergamon Press, R Margalef Ed : 61-99/.
- Fossi M. C., Romeo T., Bainsi M. et al. 2017. Plastic Debris Occurrence, Convergence Areas and Fin Whales Feeding Ground in the Mediterranean Marine Protected Area Pelagos Sanctuary : A Modeling Approach. *Front Mar Sci.*, 4 : 167. doi: 10.3389/fmars.2017.00167
- Fox, N.J. et Beckley, L.E. 2005. Priority areas for conservation of Western Australian coastal fishes: A comparison of hotspot, biogeographical and complementarity approaches. *Biological Conservation*, p. 12.
- Francé J., Varkitzi I., Stanca E., et al. 2021. Large-scale testing of phytoplankton diversity indices for environmental assessment in Mediterranean sub-regions (Adriatic, Ionian and Aegean Seas). *Ecol Ind.*,126, 107630. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107630>.
- Fryxell D. C., Diluzio A. R., Friedman M. A., et al. 2016. Cross-habitat effects shape the ecosystem consequences of co-invasion by a pelagic and a benthic consumer. *Oecologia*, 182(2), 519–528. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3663-9>

- Ganzin N., Mangin A, Fiandrino A. et al. 2010. Optimisation de la surveillance des masses d'eau DCE en Méditerranée - Compléments d'utilisation d'imagerie satellite et application d'outils hydrodynamiques. Rapport final de convention Ifremer/AERMC. RST/LER-PAC/10-06, 69pp.
- Goffart A. 1992. Influence des contraintes hydrodynamiques sur la structure des communautés phytoplanctoniques du bassin Liguro-Provençal (secteur Corse). PhD Thesis, University of Liège, Belgium : 163pp
- Goffart A., Hecq J. H., Legendre L. 2002. Changes in the development of the winter–spring phytoplankton bloom in the Bay of Calvi (NW Mediterranean) over the last two decades : a response to changing climate? *Mar Ecol Prog Ser.*, 236 : 45-60.
- Goffart A., Hecq J.H., Legendre L. 2015. Drivers of the winter–spring phytoplankton bloom in a pristine NW Mediterranean site, the Bay of Calvi (Corsica) : A long-term study (1979–2011). *Progr Oceanogr.*, 137 : 121-139.
- Goffart A., Lejeune P., Gohin F., Coudray S. 2019. Response of phytoplankton to climate-driven changes in a Mediterranean coastal area : results from 4 decades of observations (1979 - 2018). Poster presented at IMBeR Future Oceans2 - Open Science Conference, Brest, France.
- Gohin F., Druon J. N. et Lampert L. 2002. A five channel chlorophyll concentration algorithm applied to SeaWiFS data processed by SeaDAS in coastal waters. *Int J Remote Sens.*, 23(8) : 1639-1661. doi:10.1080/01431160110071879.
- Gohin F., Bryère P., Lefebvre A., et al. 2020. Satellite and In Situ Monitoring of Chl-a, Turbidity, and Total Suspended Matter in Coastal Waters: Experience of the Year 2017 along the French Coasts. *J Mar Sci Eng.*, 8(9), 665. doi:10.3390/jmse8090665.
- Gonzalez M.-L., Blain S., Obernosterer I. 2019. Seasonal freshening of NW Mediterranean surface water impacts microbial heterotrophic activity and dissolved organic matter. *Estuar, Coast Shelf Sci.*, 230 : 106448. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106448>
- Gorokhova, E., Hansson, S., Höglander, H., et Andersen, C. M. (2005). Stable isotopes show food web changes after invasion by the predatory cladoceran *Cercopagis pengoi* in a Baltic Sea bay. *Oecologia* 143, 251–259. doi:10.1007/s00442-004-1791-0.
- Gowen, R.J. McQuatters-Gollop A., Tett P. et al. 2011. The Development of UK Pelagic (Plankton) Indicators and Targets for the MSFD. A report of a Defra workshop held at AFBI 2nd - 3rd June 2011. 41 pp. Belfast, AFBI.
- Guidi, L. et al. 2008. A new procedure to optimize the selection of groups in a classification tree: Applications for ecological data. *Ecological Modelling*, 220(4), pp. 451–461. doi:10.1016/j.ecolmodel.2008.11.006.
- Guieu C., Loÿe-Pilot M.-D., Ridame C., Thomas C. 2002. Chemical characterization of the Saharan dust end-member: Some biogeochemical implications for the western Mediterranean Sea. *J Geophys Res.*, 107: D15, 4258. Doi: 10.1029/2001JD000582,2002.
- Hamed K. H., Rao A. R. 1998. A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. *J Hydrol.*, 204, 182-196.
- Hattab, T. et al. 2015. A biogeographical regionalization of coastal Mediterranean fishes. *Journal of Biogeography*, 42(7), pp. 1336–1348. doi:10.1111/jbi.12505.
- Hirsch R. M., Slack J. R., Smith R. A. 1982. Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resources Res.*, 18(1), 107-121.
- Holt, B.G. et al. 2013. An Update of Wallace's Zoogeographic Regions of the World. *Science*, 339(6115), pp. 74–78. doi:10.1126/science.1228282.
- Hopkins T. 1985. Physics of the Sea. In « Western Mediterranean », Pergamon Press, R. Margalef Ed : 100-125
- Iacono R., Napolitano E. 2020. Aspects of the summer circulation in the eastern Ligurian Sea. *Deep Sea Res Part I*, 166 : 103407. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2020.103407>.
- Iacono R., Napolitano E., Palma M. et al. 2021. The Tyrrhenian Sea Circulation: A Review of Recent Work. *Sustainability* 13(11), 6371; doi :10.3390/su13116371
- Ibanez F., Fromentin J.-M., Castel J. 1993. Application of the cumulated function to the processing of chronological data in oceanography. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, 316, 745-748.
- Jacques G., Tréguer P. 1986. Ecosystèmes pélagiques marins. Collection d'Ecologie, Masson (Ed). 243p.
- Kelley, L.A., Gardner, S.P. et Sutcliffe, M.J. 1996. An automated approach for clustering an ensemble of NMR-derived protein structures into conformationally related subfamilies. *Protein Engineering, Design and Selection*, 9(11), pp. 1063–1065. doi:10.1093/protein/9.11.1063.
- Kirby R.R. et Beaugrand G. 2009. Trophic amplification of climate warming. *Proc. R. Soc. B*, 276: 4095–4103. doi:10.1098/rspb.2009.1320
- Kleppel G.S. 1993. On the diets of calanoid copepods. *Mar Ecol Prog Ser* 99: 183-195

- Korpinen S., Meski L., Andersen J. H. et al. 2012. Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. *Ecol Ind.*, 15(1) : 105–114. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.023>
- Kreft, H. et Jetz, W. 2010. A framework for delineating biogeographical regions based on species distributions: Global quantitative biogeographical regionalizations. *Journal of Biogeography*, 37(11), pp. 2029–2053. doi:10.1111/j.1365-2699.2010.02375.x.
- Kulbicki, M. et al. 2013. Global Biogeography of Reef Fishes: A Hierarchical Quantitative Delineation of Regions. *PLOS ONE*, 8(12), p. 11.
- Lasram, F.B.R. et al. 2015. Modeling of Beta Diversity in Tunisian Waters: Predictions Using Generalized Dissimilarity Modeling and Bioregionalisation Using Fuzzy Clustering. *PLOS ONE*. Edited by C.N. Bianchi, 10(7), p. e0131728. doi:10.1371/journal.pone.0131728.
- Lavigne H., D'Ortenzio F., Migon C., et al. 2013. Enhancing the comprehension of mixed layer depth control on the Mediterranean phytoplankton phenology. *J Geophys Res.*, 118 : 3416-3430.
- Lavigne H., D'Ortenzio F., Ribera D'Alcalà M., et al. 2015. On the vertical distribution of the chlorophyll *a* concentration in the Mediterranean Sea: a basin-scale and seasonal approach. *Biogeosc.*, 12(16) : 5021-5039. doi:10.5194/bg-12-5021-2015.
- Lazzari P., Solidoro C., Salon S., Bolzon G. 2016. Spatial variability of phosphate and nitrate in the Mediterranean Sea : A modeling approach. *Deep Sea Res Part I.*, 108 : 39-52.
- Lefort S., Aumont O., Bopp L., et al. 2015. Spatial and body-size dependent response of marine pelagic communities to projected global climate change. *Global Change Biology*, 21(1), 154–164. <https://doi.org/10.1111/gcb.12679>
- Legendre P. et De Cáceres M. 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecol Lett.*, 16 : 951–963.
- Lepot M., Aubin J.-B., Clemens, F. 2017. Interpolation in Time Series: An Introductory Overview of Existing Methods, Their Performance Criteria and Uncertainty Assessment. *Water*, 9(10), 796. doi:10.3390/w9100796
- Leroy, B. et al. 2019. Global biogeographical regions of freshwater fish species. *Journal of Biogeography*, 46(11), pp. 2407–2419. doi:10.1111/jbi.13674.
- Macias D., Garcia-Gorriz E., Stips A. 2018. Deep winter convection and phytoplankton dynamics in the NW Mediterranean Sea under present climate and future (horizon 2030) scenarios. *Sci Rep.*, 8 : 6626.
- Magliozzi C., Druon J.-N., Palialexis A., et al. 2021a. Pelagic habitats under MSFD D1: current approaches and priorities, EUR 30619 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2021, ISBN 978-92-76-30988-8, doi:10.2760/942589, JRC123960.
- Magliozzi C., Druon J. N., Palialexis A., et al. 2021b. Pelagic habitats under the MSFD D1: scientific advice of policy relevance, EUR 30671 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-76-35958-6, doi:10.2760/081368, JRC124882.
- Magliozzi C., Druon J.-N., Boschetti S. T. et Palialexis, A. 2021. Marine Strategy Framework Directive, Review and analysis of EU Member States' 2018 reports. Descriptor 1 Pelagic Habitats, EUR 30622 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-79-34199-4, doi:10.2760/09511, JRC124271.
- Manca B., Burca M., Giorgetti A., et al. 2004. Physical and biochemical averaged vertical profiles in the Mediterranean regions : an important tool to trace the climatology of water masses and to validate incoming data from operational oceanography. *J Mar Sys.*, 48(1-4) : 83-116. doi:10.1016/j.jmarsys.2003.11.025.
- Mann K. H., Lazier J. R. N. 1996. *Dynamics of Marine Ecosystems : Biological - Physical Interactions in the Oceans*. Blackwell Publishing, New York, 496pp.
- Margirier F., Testor P., Heslop E., et al. 2020. Abrupt warming and salinification of intermediate waters interplays with decline of deep convection in the Northwestern Mediterranean Sea. *Scientific Reports*, 10(1), 20923. doi:10.1038/s41598-020-77859-5.
- Marty J.-C., Chiavérini J., Pizay M.-D., Avril B. 2002. Seasonal and interannual dynamics of nutrients and phytoplankton pigments in the western Mediterranean Sea at the DYFAMED time-series station (1991-1999). *Deep-Sea Res.*, 49 : 1965-1985.
- Marty J.-C., Garcia N., Raimbault P. 2008. Phytoplankton dynamics and primary production under late summer conditions in the NW Mediterranean Sea. *Deep Sea Res Part I.*, 55 : 1131-1149.
- Matsoukas C., Banks A. C., Hatzianastassiou N., et al. 2005. Seasonal heat budget of the Mediterranean Sea. *J. Geophys. Res.*, 110. C12008, doi:10.1029/2004JC002566.

- Mauchline J. 1998. The Biology of Calanoid Copepods. Blaxter JHS, Southward AJ et Tyler PA (eds) Academic Press London 710p
- Mayot N., D’Ortenzio F., Ribera d’Alcalà M., et al. 2016. Interannual variability of the Mediterranean trophic regimes from ocean color satellites. *Biogeosci.*, 13(6) : 1901-1917. doi:10.5194/bg-13-1901-2016.
- Mayot N., D’Ortenzio F., Uitz J., et al. 2017. Influence of the Phytoplankton Community Structure on the Spring and Annual Primary Production in the Northwestern Mediterranean Sea. *J Geophys Res: Oceans.*, 122(12) : 9918-9936. doi:10.1002/2016JC012668.
- McGowan, J.A. 1971. Ocean biogeography of the Pacific. The micropaleontology of the oceans (ed. by F.A. Riedl). pp. 3–74. Cambridge University Press, Cambridge.
- McQuatters-Gollop A., Atkinson A., Aubert A. et al. 2019. Plankton lifeforms as a biodiversity indicator for regional-scale assessment of pelagic habitats for policy. *Ecol Indic*, 101: 913-925.
- McQuatters-Gollop A., Guérin L., Arroyo N.L. et al. 2022. Assessing the state of marine biodiversity in the Northeast Atlantic. *Ecol Ind.* 141, 109148. ISSN 1470-160X. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109148>.
- Mérigot, B., Durbec, J.-P. et Gaertner, J.-C. 2010. On goodness-of-fit measure for dendrogram-based analyses. *Ecology*, 91(6), pp. 1850–1859. doi:10.1890/09-1387.1.
- Mermex Group : Durrieu de Madron X., Guieu C., Sempéré R., et al. 2011. Marine ecosystems’ responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean. *Progr Oceanogr.*, 91 : 97-166
- Migon C., Pasqueron de Fommervault O., Kessourori F. 2021. Sources d’émission, flux et distribution spatio-temporelle des ressources nutritives. Dans « La mer Méditerranée face au changement global 1 - Conditions de la production phytoplanctonique en mer Ligure », édité sous la direction de C. Migon, P. Nival et A. Sciandra, Collection Écologie - Environnement, ISTE Editions : 115-139.
- Militino A., Moradi M., Ugarte M. 2020. On the Performances of Trend and Change-Point Detection Methods for Remote Sensing Data. *Remote Sensing*, 12(6), 1008. doi:10.3390/rs12061008
- Millot C. 1999. Circulation in the Western Mediterranean Sea. *J. Mar. Syst.*, 20 : 423-442.
- Millot C., Taupier-Lepage I. 2005. Circulation in the Mediterranean Sea. *Hdb Env Chem.*, 5, Part K : 29-66.
- Miloslavich P., Bax N., Simmons S.E. et al. 2018. Essential Ocean Variables for sustained observations of marine biodiversity and ecosystems. *Global Change Biol.* 24: 2416-2433.
- Mouchet, M. et al. 2008. Towards a consensus for calculating dendrogram-based functional diversity indices. *Oikos*, 117(5), pp. 794–800. doi:10.1111/j.0030-1299.2008.16594.x.
- Muller-Karger F.E., Miloslavich P., Bax N.J. et al. 2018. Advancing marine biological observations and data requirements for the complementary essential ocean variables (EOVs) and essential biodiversity variables (EBVs) frameworks. *Frontiers Mar. Sci.* doi:10.3389/fmars.2018.00211
- Ody A., Doxaran D., Vanhellefont Q. et al. 2016. Potential of High Spatial and Temporal Ocean Color Satellite Data to Study the Dynamics of Suspended Particles in a Micro-Tidal River Plume. *Remote Sens.*, 8(3), 245. <https://doi.org/10.3390/rs8030245>
- Pauly, D. 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(10), 430. doi:10.1016/S0169-5347(00)89171-5
- Petrenko A., Dufau C., Estournel C. 2008. Barotropic eastward currents in the western Gulf of Lion, northwestern Mediterranean Sea, during stratified conditions. *J Mar Sys.*, 74 : 406-428.
- Platt, T., Caverhill, C. et Sathyendranath, S. 1991. Basin-scale estimates of oceanic primary production by remote sensing: The North Atlantic. *Journal of Geophysical Research*, 96(C8), p. 15147. doi:10.1029/91JC01118.
- Pomeroy L. W., Williams P.J.LeB., azam F., et Hobbie J.E. 2007. The Microbial Loop. *Oceanogr.*, 20(2), SPECIAL ISSUE ON A Sea of Microbes. pp. 28-33
- Powley H. R., Van Cappellen P., Krom M. D. 2017. Nutrient Cycling in the Mediterranean Sea: The Key to Understanding How the Unique Marine Ecosystem Functions and Responds to Anthropogenic Pressures. *Mediterranean Identities - Environment, Society, Culture*. Chap.3., <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.70878>.
- Prieur L., Tiberty M. 1985. Identification et échelles des processus physiques et biologiques responsables de l’hétérogénéité spatiale près du front de Mer Ligure. *Rapp Comm int Mer Médit* 29 : 35-36
- Prieur L., D’Ortenzio F., Tailladier V., Testor P. 2021. Océanographie physique de la mer Ligure. Dans « La mer Méditerranée face au changement global 1 - Conditions de la production phytoplanctonique en mer Ligure », édité sous la direction de C. Migon, P. Nival et A. Sciandra, Collection Écologie - Environnement, ISTE Editions: 55-87.

- Procheş, Ş. et Ramdhani, S. 2012. The World's Zoogeographical Regions Confirmed by Cross-Taxon Analyses. *BioScience*, 62(3), pp. 260–270. doi:10.1525/bio.2012.62.3.7.
- Purcell J. E., Uye S.-I., Lo W.-T. 2007. Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans : a review. *Mar Ecol Prog Ser.*, 350 : 153-174.
- Pujo-Pay M., Conan P., Joux F., et al. 2006. Impact of phytoplankton and bacterial production on nutrient and DOM uptake in the Rhône River plume (NW Mediterranean). *Mar Ecol Prog Ser.*, 315 : 43-54.
- Pujo-Pay M., Conan P., Oriol L., et al. 2011. Integrated survey of elemental stoichiometry (C, N, P) from the western to eastern Mediterranean Sea. *Biogeosc.*, 8 : 883-899.
- Purcell J. E., White J. R., Roman M. R. 1994. Predation by gelatinous zooplankton and resource limitation as potential controls of *Acartia tonsa* copepod populations in Chesapeake Bay. *Limnol Oceanogr* 39: 263-278
- Quilfen, V. et al. 2021. Partitioning ocean dynamical patches using modelled essential and derived ocean variables and data mining in the northwestern Mediterranean Sea. 9th EuroGOOS International conference, Shom; Ifremer; EuroGOOS AISBL, May 2021, Brest, France. pp.438-446. hal-03338105v2
- Raimbault P., Garcia N., Fournier M., Lafont M. 2009. Évolution des apports en nutriments du Rhône à la Méditerranée. Dans « Le golfe du Lion : Un observatoire de l'environnement en Méditerranée », A. Monaco, W. Ludwig, M. Provansal, B. Picon, coordinateurs. Editions Quae : 91-104.
- Razouls C., de Bovée F., Kouwenberg J. et Desreumaux N. 2005–2018. Diversity and Geographic Distribution of Marine Planktonic Copepods. Sorbonne Université, Paris.
- Reid, P.C. et al. 2015. Global impacts of the 1980s regime shift. *Global Change Biology*, 22(2), pp. 682–703. doi:10.1111/gcb.13106.
- Reygondeau G., Guieu C., Benedetti F. et al. 2017. Biogeochemical regions of the Mediterranean Sea: An objective multidimensional and multivariate environmental approach, *Prog Oceanogr.*, 151 : 138-148.
- Ribera d'Alcalà M., Civitarese G., Conversano F., Lavezza R. 2003. Nutrient ratios and fluxes hint at overlooked processes in the Mediterranean Sea. *J Geophys Res.*, 108(C9), 8106. doi:10.1029/2002JC001650.
- Richardson A. J., Bakun A., Hays G. C. et al. 2009. The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. *Trends Ecol Evol* 24: 312-322
- Richirt J., Goberville E., Ruiz-Gonzalez V. et al. 2019. Local changes in copepod composition and diversity in two coastal systems of Western Europe. *Estuar Coast Shelf Sci*, 227: 106304. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106304>
- Robertson, D. et Cramer, K. 2009. Shore fishes and biogeographic subdivisions of the Tropical Eastern Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 380, pp. 1–17. doi:10.3354/meps07925.
- Robertson, D.R. et Cramer, K.L. 2014. Defining and Dividing the Greater Caribbean: Insights from the Biogeography of Shorefishes. *PLOS ONE*, 9(7), p. 16.
- Rodellas V., Garcia-Orellana J., Masque P., et al. 2015. Submarine groundwater discharge as a major source of nutrients to the Mediterranean Sea. *Proc Natl Acad Sci U S A.*, 112 : 3926-3930.
- Rojas, A. et al. 2017. Global biogeography of Albian ammonoids: A network-based approach. *Geology*, 45(7), pp. 659–662. doi:10.1130/G38944.1.
- Rombouts I., Simon N., Aubert A. et al. 2019. Changes in marine phytoplankton diversity: Assessment under the Marine Strategy Framework Directive. *Ecol Ind*, 102, 265-277. doi:10.1016/j.ecolind.2019.02.009
- Rosvall, M. et Bergstrom, C.T. 2008. Maps of random walks on complex networks reveal community structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(4), pp. 1118–1123. doi:10.1073/pnas.0706851105.
- Sabatès A., Olivar M. P., Salat J. et al. 2007. Physical and biological processes controlling the distribution of fish larvae in the NW Mediterranean. *Prog Oceanogr.*, 74 : 355-376.
- Saiz E., Alcaraz M. 1990. Pigment gut contents of copepods and deep phytoplankton maximum in the Western Mediterranean. *J Plankton Res.*, 12 : 665-672.
- Sakalli A. 2017. Sea Surface Temperature Change in the Mediterranean Sea under Climate Change : A Linear Model for Simulation of the Sea Surface Temperature up to 2100. *App Ecol Env Res.*, 15 : 707-716.
- Sanchez-Roman A., Jorda G., Sannino G., Gomis D. 2018. Modelling study of transformations of the exchange flows along the Strait of Gibraltar. *Ocean Sc.*, 14 : 1547-1566

- Saulquin B., Gohin F., Garrello R. 2010. Regional Objective Analysis for Merging High-Resolution MERIS, MODIS/Aqua, and SeaWiFS Chlorophyll- a Data From 1998 to 2008 on the European Atlantic Shelf. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 49(1), 143-154. doi:10.1109/TGRS.2010.2052813.
- Sen, P. K. 1968. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *J. Am Stat Ass.*, 63, 1379-1389.
- Seuront L., Vincent D. 2008. Increased seawater viscosity, *Phaeocystis globosa* spring bloom and *Temora longicornis* feeding and swimming behaviours. *Mar Ecol Prog Ser.*, 363 : 131-145.
- Shephard S., Greenstreet S. P. R., Piet, G. J. et al. 2015. Surveillance indicators and their use in implementation of the Marine Strategy Framework Directive. *ICES J Mar Sci*, 72(8), 2269-2277. doi:10.1093/icesjms/fsv131
- Simoncelli S, Oliveri P, Mattia G (2019) SeaDataCloud Temperature and Salinity Climatologies for the Mediterranean Sea (Version 1). doi :[10.13155/77514](https://doi.org/10.13155/77514).
- Siokou-Frangou I., Christaki U., Mazzocchi M. G. et al. 2010. Plankton in the open Mediterranean Sea : a review. *Biogeosc.*, 7 : 1543-1586.
- Skirris N., Elkayal K., Goffart A., et al. 2001. One-dimensional modelling of the plankton ecosystem of the northwestern Corsican coastal area in relation to meteorological constraints. *J Mar Sys.*, 27 : 337-362.
- Skirris N., Zika J. D., Herold L., et al. 2018. Mediterranean sea water budget long-term trend inferred from salinity observations. *Climate Dynamics*, 51 : 2857-2876.
- Soga, M. et Gaston, K. J. 2018. Shifting baseline syndrome: causes, consequences, and implications. *Frontiers Ecol Env*, 16(4), 222-230. doi:10.1002/fee.1794.
- Sournia A., Brylinski J.-M., Dallot S., et al. 1990. Fronts hydrologiques au large des côtes françaises: les sites-ateliers du programme Frontal. *Oceanol Acta*, 13 : 413-437/
- Spalding, M.D. et al. 2007. Marine Ecoregions of the World : A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, 57(7), pp. 573–583.
- Spatharis, S., Tsiirtsis, G., 2010. Ecological quality scales based on phytoplankton for the implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean. *Ecol Ind.*, 10 : 840–847.
- Stoecker D.K. et Egloff D.A. 1987. Predation by *Acartia tonsa* Dana on planktonic ciliates and rotifers. *J Exp Mar Biol Ecol* 110: 53-68.
- Takahashi, E.K.T. et Hosie, G.W. 2021. Report on the Status and Trends of Southern Ocean Zooplankton based on the SCAR Southern Ocean Continuous Plankton Recorder (SO-CPR) Survey. p. 90.
- Tallec K. 2019. Impacts des nanoplastiques et microplastiques sur les premiers stades de vie (gamètes, embryons, larves) de l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Thèse de doctorat en biologie marine. Univ. Bretagne Occidentale. Ecole doctorale Sciences de la mer et du Littoral. **tel-02996550. 261 p.**
- Tew-Kai, E., Quilfen, V., Cachera, M. et al. 2020. Dynamic Coastal-Shelf Seascapes to Support Marine Policies Using Operational Coastal Oceanography: The French Example. *J Mar Sci Eng*, 8(8), 585. doi:10.3390/jmse8080585
- Tiselius, P., et Møller, L. F. (2017). Community cascades in a marine pelagic food web controlled by the non-visual apex predator *Mnemiopsis leidyi*. *J Plankton Res.*, 39(2), 271–279. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbw096>
- Townsend Peterson, A. et Watson, D.M. 1998. Problems with areal definitions of endemism: the effects of spatial scaling. *Diversity and Distributions*, 4(4), pp. 189–194. doi:10.1046/j.1472-4642.1998.00021.x.
- Turner J. T. 2004. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. *Zool. Stud.* 43, 255–266.
- Ulses C., Auger P.-A., Soetaert K., et al. 2016. Budget of organic carbon in the North-Western Mediterranean open sea over the period 2004-2008 using 3-D coupled physical-biogeochemical modeling: BUDGET OF ORGANIC CARBON IN THE NWMOS. *J Geophys Res : Oceans.*, 121(9) : 7026-7055. doi:10.1002/2016JC011818.
- Valentine, J.W. 1966. Numerical analysis of marine molluscan ranges on the extratropical northeastern Pacific shelf. *Limnology and Oceanography*, 11: 198–211.
- Van Wambeke F., Ghiglione J.-F., Nedoma J. et al. 2009. Bottom up effects on bacterioplankton growth and composition during summer-autumn transition in the open NW Mediterranean Sea. *Biogeosc.*, 6 : 705-720.
- Varkitzi i., Pavlidou A., Pantazi M. et al. 2022. Dumping of dredge spoil in pelagic habitat : focus on trophic status, phytoplankton diversity responses and generation of blooms. *Water*, 14, 2343.

Varkitzi I., Francé J., Basset A. et al. 2018. Pelagic habitats in the Mediterranean Sea :A review of Good Environmental Status (GES) determination for plankton components and identification of gaps and priority needs to improve coherence for the MSFD implementation. *Ecol Ind.*, 95 : 203-218.

Vilain M., Goberville E., Vincent D., Goffart A. (2022). Approche de biorégionalisation pour alimenter les échelles d'évaluation du programme thématique « Habitats pélagiques ». Note scientifique et technique DCSMM, 25p.

Vilhena D.A. et Antonelli A. 2015. A network approach for identifying and delimiting biogeographical regions. *Nature Communications*, 6(1), p. 6848. doi:10.1038/ncomms7848.

Vincent D., Goberville E., Vilain M. et Goffart A. (2022). Campagnes halieutiques optimisées pour la DCSMM. Analyse du dispositif de surveillance pour répondre aux besoins du programme thématique Habitats pélagiques. Rapport technique d'analyse du programme de surveillance DCSMM « Habitats pélagiques ». Pp 33.

Vincent D., Luczak C. et Sautour B. (2002). Effects of a brief climatic event on zooplankton community structure and distribution in Arcachon Bay (France). *J Mar Biol Ass U.K.*, 82: 21-30.

Volpe G., Banzon V.F., Evans R.H., et al. 2009. Satellite observations of the impact of dust in a low-nutrient, low-chlorophyll region : Fertilization or artifact ? *Global Biogeochem Cycl.*, 23: GB3007. doi:10.1029/2008GB003216.

Ware D.M. et Thomson R.E. 2005. Bottom-Up Ecosystem Trophic Dynamics Determine Fish Production in the Northeast Pacific. *Science* 308: 1280-1284

Yue, S., Wang, C. 2004. The Mann-Kendall test modified by the effective sampling size to detect trend in serially correlated hydrological series. *Water Res Manag.*, 18, 201-218.

Yue S., Pilon P., Cavadias G. 2002. Power of the Mann-Kendall and Spearman's rho tests for detecting monotonic trends in hydrological series. *J. Hydrol.*, 259(1-4), 254-271.

Textes règlementaires

Décision UE 2017/848 de LA COMMISSION du 17 mai 2017 établissant des critères et des normes méthodologiques applicables au bon état écologique des eaux marines ainsi que des spécifications et des méthodes normalisées de surveillance et d'évaluation, et abrogeant la directive 2010/477/UE. *Journal officiel de l'Union européenne*, L215/43. 15/05/2017.

Directive n°2000/60/CE du 23/10/00 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal officiel de la commission européenne*, L327. 22/12/2000.

Directive 2008/56/CE du Parlement Européen et du Conseil du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive-cadre «stratégie pour le milieu marin»). *Journal officiel de l'Union européenne*, L164/19. 25/06/2008.