UCLouvain

AGRO LOUVAIN

Faculté des bioingénieurs

Evaluation de la sensibilité du zooplancton aux variations environnementales du milieu côtier méditerranéen

Cas d'étude : Suivi temporel en baie de Calvi, Corse

Auteur : Lisa Laviolette

Promoteur(s) : Sylvie Gobert (ULg)
Cathy Debier (UCL)

Lecteur(s) : Jean-François Rees (UCL)
Michel Marengo

Année académique 2024-2025
Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de Bioingénieur en gestion des forêts et des espaces naturels

Remerciements

En premier lieu, je tiens à remercier ma promotrice, Sylvie Gobert, pour m'avoir offert l'opportunité de travailler sur ce sujet captivant et de participer à la collecte de données à la station STARESO, en Corse. Ce fut une expérience particulièrement enrichissante, qui m'a beaucoup appris tant sur le plan professionnel que personnel. Je lui suis également reconnaissante pour ses conseils précieux à chaque étape du processus d'écriture.

Je souhaite aussi remercier Aubin, membre de la station de recherche, qui m'a encadré durant tout mon séjour et pendant la rédaction de ce mémoire. Merci de m'avoir transmis ta passion et ton expertise sur le zooplancton, aussi bien sur le plan théorique que pratique, en mer. Merci également de m'avoir réconciliée avec les statistiques et le codage sur R, ainsi que de m'avoir fait confiance pour le scan des échantillons de zooplancton. Je le remercie pour le temps qu'il m'a consacré, pour ses commentaires, ainsi que pour ses réponses et conseils tout au long de l'année.

De manière générale, je tiens à remercier chacun des membres de la station, que j'ai appris à connaître et qui m'ont beaucoup aidée à aborder et à comprendre les enjeux d'un mémoire. Je souhaite remercier Michel, le directeur de la station, Marine pour son aide et ses explications très utiles au labo, et un merci tout particulier à Sara, sans qui ce séjour n'aurait pas été le même.

Je souhaite également remercier ma promotrice, Cathy Debier, pour ses conseils avisés lors des séminaires et son suivi administratif.

Merci aussi aux professeurs Jean-François Rees et Michel Marengo d'avoir accepté de faire partie de mon jury en tant que lecteurs.

Enfin, je souhaite exprimer ma reconnaissance à ma maman, dont le soutien a été essentiel tout au long de mon parcours universitaire. Je suis infiniment reconnaissante qu'elle m'ait permis de réaliser ces études. Son soutien indéfectible et ses encouragements constants ont été une source de réconfort dans les moments de doute. Sa disponibilité pour la relecture et ses conseils ont été des piliers dans l'achèvement de ce mémoire.

Un merci tout particulier à Célia, pour sa relecture, ses conseils avisés et ses encouragements lorsque je me sentais perdre pied.

Merci à Louis et sa famille, à ma sœur pour leur présence et leur soutien, mais également à Célia, Lilli, Charline, Mégane, qui ont contribué à rendre ces années d'études absolument inoubliables. Je suis sûre que ces souvenirs effaceront les moments douloureux de certains examens au profit de tous ceux que nous avons partagés ensemble. Enfin, merci à ma classe de master forêt pour leur soutien et pour avoir rendu ce master aussi intéressant que très agréable.

Table des matières

1. Introduction 1
2. Etat de l'art 3
2.1. Changement climatique et qualité de l'eau 3
2.1.1. Climat et océans 3
2.1.2. Sensibilité des populations des zones côtières 4
2.1.3. La mer Méditerranée 5
2.1.3.1. Caractéristiques physico-chimiques et biologiques 5
2.1.3.2. Pressions sur la mer Méditerranée 6
2.1.3.3. Sensibilité des organismes planctoniques 7
2.2. Le zooplancton 8
2.2.1. Généralités 8
2.2.2. A la base de la chaine trophique 9
2.2.3. Facteurs abiotiques influençant le zooplancton 11
2.2.4. Variations temporelles 11
2.2.4.1. Variations journalières 11
2.2.4.2. Variations intra-annuelles 12
2.2.4.3. Variations interannuelles 14
2.2.5. Variations spatiales 15
2.2.5.1. Hétérogénéité spatiale 15
2.2.5.2. Conditions physiques locales 15
2.2.5.3. Variabilité dans la composition des communautés de zooplancton 15
2.3. Indices 17
2.3.1. Le cycle Indicateur-Métrique-Indice (IMIC) 17
2.3.2. Indices en lien avec le zooplancton 18
2.3.2.1. Indices de diversité 18
2.3.2.2. Indices de structure écologique 19
2.3.2.3. Indices d'abondance et de biomasse/biovolume 20
2.3.2.4. Indices de pressions écologiques 20
3. Objectifs et hypothèses 21

4. Matériels et méthodes 23
4.1. Site d'étude : STARESO, Corse 23
4.1.1. Introduction générale du site d'étude 23
4.1.2. La baie de Calvi 23
4.1.2.1. Climat 24
4.1.2.2. Relief sous-marin et dynamiques océanographiques 25
4.1.2.3. Points de pressions 26
4.1.3. Projet STARECAPMED 26
4.1.4. Séries temporelles 27
4.2. Acquisition de données relatives au zooplancton 28
4.2.1. Stratégie d'échantillonnage 28
4.2.2. Conservation des échantillons de zooplancton 29
4.3. Traitement des échantillons de zooplancton en laboratoire 30
4.3.1. Tri et sous-échantillonnage 30
4.3.2. Analyse numérique du zooplancton (ZooScan) 30
4.3.3. Classification semi-automatisées sur Ecotaxa 32
4.3.4. Données relatives aux paramètres physico-chimiques 32
4.4. Traitements des données 33
4.4.1. Données utilisées 33
4.4.1.1. Pré-traitement des données zooplanctoniques 34
4.4.1.2. Pré-traitement des données physico-chimiques 34
4.4.2. Calculs des indices 34
4.4.3. Calcul du ratio des deux familles d'appendiculaires 36
4.4.4. Analyses statistiques et outils informatiques 36
5. Résultats 39
5.1. Dynamique temporelle des communautés zooplanctoniques en baie de Calvi 39
5.1.1. Saisonnalité du zooplancton et des variables environnementales 39
5.1.2. Structure de la communauté zooplanctonique : abondances relatives des groupes taxonomiques 40
5.1.3. Evolution interannuelle et tendances à long terme (2004-2021) 42
5.2. Comparaison des indices de diversité appliqués à la communauté zooplanctonique 44

5.2.1. Corrélation entre les indices 44
5.2.2. Choix d'indices représentatifs des dimensions de la diversité 46
5.3. Evaluation de la diversité dans la baie de Calvi 48
5.3.1. Variabilités intra-annelles de la diversité 48
5.3.2. Variabilités interannuelles des indices de diversité 49
5.3.3. Sensibilité des indices aux variables environnementales 50
5.4. Evolution des appendiculaires appartenant aux familles *Oikopleuridae* et *Fritillariidae* 53
6. Discussion 56
6.1. Influence de la saisonnalité sur la structure et la diversité de la communauté zooplanctonique 56
6.2. Variations interannuelles et tendances à long terme des communautés zooplanctoniques 58
6.3. Pertinence du ratio *Oikopleuridae/Fritillariidae* pour le suivi de la qualité de l'eau 60
6.4. Limites méthodologiques et perspectives de recherche 61
7. Conclusion 63
8. Références bibliographiques 65
9. Annexes 75
9.1. Annexes A : Etat de l'art 76
9.2. Annexes B : Matériel et méthodes 84
9.3. Annexes C : Résultats 85

Table des figures

Figure 1 : Interconnexions entre l'océan et la cryosphère, et les conséquences du changement climatique (Abram et al., 2022). 4
Figure 2 : Principales mers, détroits de connexion et topographie des fonds marins de la mer Méditerranée (Siokou-Frangou et al., 2010). 5
Figure 3 : Répartition mondiale de tous les groupes zooplanctoniques (COPEPOD : ATLAS (PGC=4000000), s. d.) 9
Figure 4 : Interactions entre les différents producteurs et les consommateurs (Thibault, 2023) 10
Figure 5 : Migration verticale nycthémérale des petits zooplanctons herbivores (gris) et de celle des zooplanctons prédateurs (jaune) (Ohman et al., 1983 ; Bandara et al., 2021) 12
Figure 6 : Etapes du cycle de vie des copépodes (Edvardsen et al., 2002) 13
Figure 7 : Cycle annuel des variables environnementales et du zooplancton en fonction de la période de l'année en Atlantique du Nord (Thibault, 2023). 14
Figure 8 : Distribution de l'abondance du mésozooplancton (cercles noirs) en juin 1999 et de l'abondance totale des copépodes (cercles blanc) au mois de septembre 1999 (Siokou,2004 ; Dolan et al., 2002). 16
Figure 9 : Principales catégories de zooplancton classifiées à l'aide de l'application Ecotaxa (Martelli et al., 2024). 16
Figure 10: Localisation géographique de la baie de Calvi en Corse. Fond de carte : image satellite Esri / Garmin. Projection : WGS 1984 24
Figure 11: Carte bathymétrique de la baie de Calvi et localisation du point d'échantillonnage (en rouge). Données bathymétriques issues d'EMODnet et du MNT façade Corse (SHOM). Projection : GCS WGS 1984. 25
Figure 12: Localisation des principaux points de pression dans la baie de Calvi. Points pressions locales (rouges) (Fullgrabe et al., 2023). 27
Figure 13 : Localisation du point d'échantillonnage (en rouge) en baie de Calvi, au large de la station STARESO (pointe de la Revellata). Fond cartographique : Esri, HERE, Garmin, USGS, METI/NASA (projection WGS 1984) 28
Figure 14: a. Filet WP2 b. Fin d'un échantillonnage (trait horizontal) 29
Figure 15: Manipulations sous hotte a. Rinçage à l'eau douce b. Tamisage et séparation des phases. Dilution à l'aide de la boite Motoda 30
Figure 16 : Etapes de la numérisation et de la classification taxonomique des échantillons de zooplancton (Jalabert et al., 2025) 31
Figure 17: Séparation manuelle des organismes zooplanctoniques 31

Figure 18 : (A) Variations normalisées de l'oxygène dissous, de la salinité et de la température. (B) Variations normalisées de la chl-a et de la concentration en zooplancton. 40
Figure 19 : (A) Abondances relatives de l'ensemble de la communauté zooplanctonique (décembre 2019-novembre 2020). (B) Abondances relatives sans les *Calanoida*. (C) Abondances relatives sans les huit groupes taxonomiques les plus abondants. 41
Figure 20 : Évolution temporelle de la concentration totale en zooplancton (2004–2021) et tendances de fond 42
Figure 21 : Tendances temporelles des concentrations en Decapoda, Chaetognatha et Cyclopoida entre 2004 et 2020. 43
Figure 22 : Matrice de corrélation de Pearson entre les indices de diversité. Les couleurs indiquent la force et le sens des corrélations (rouge : négatif, bleu : positif). 44
Figure 23: Analyse de redondance (RDA) basée sur une transformation de Hellinger comprenant 19 indices de diversité classées par catégories 45
Figure 24: Variabilités intra-annuelles des 4 indices de diversité (S, Hill's N2, E5 et Shannon). 48
Figure 25 : Variabilités interannuelles des indices de diversité (S, Hill's N2, E5 et Shannon) 49
Figure 26: Mise en relations des indices avec les variables environnementales 52
Figure 27: Variations saisonnières des concentrations (en haut) et de la composition relative (en bas) des Appendiculaires en 2020. 53
Figure 28: (A) Ratio brut Oikopleuridae / Fritillariidae 54

Table des tableaux

Tableau 1 : Indices calculés sur l'ensemble de la série temporelle..... 35
Tableau 2 : Indices sélectionnés sur base de la matrice de corrélation, de l'analyse RDA et des R^2 ajustés individuels..... 47
Tableau 3 : modèles linéaires simples (GLM) appliqués entre les indices choisis (S, Shannon, Hill's N2 et E5) et les variables environnementales entre janvier et novembre 2020..... 51

Liste des Acronymes

AAMPC : Agence des Aires Marines Protégées en Corse

Chl-a : Chlorophylle-a

DCE : Directive-Cadre sur l'Eau

DCSMM : Directive-Cadre Stratégie pour le Milieu Marin

EMODnet : European Marine Observation and Data Network, réseau européen d'observation et de données marines

GES : Good Environmental Status, bon état écologique

GLM: Generalized Linear Model, modèle linéaire simple

IMIC : Cycle Indicateur-Métrique-Indice

INRS : Institut National de Recherche et de Sécurité

IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change, groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

LOESS : LOcally Estimated Scatterplot Smoothing

MNT : Modèle numérique de terrain

NAO : North Atlantic Oscillation, Oscillation Nord Atlantique

NOAA : National Oceanic and Atmospheric Administration, Administration nationale des Océans et de l'Atmosphère

PAM : Plan d'Action pour la Méditérranée

PLFI : Plankton Life Forms Index, indexe des formes de vie du plancton

PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement

PSU : Practical Salinity Units, unités de salinité

RDA : canonical redundancy analysis, analyse de redondance

SHOM : Service Hydrographique et Océanographique

STARECAPMED: STAtion of Reference and rEsearch on Change of local Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts

STARESO : Station de Recherches Sous-marines et Océanographiques

SVM : Seasonal vertical migration, migration verticale saisonnière

UNECE : United Nations Economic Commission for Europe, Commission économique des Nations unies pour l'Europe

USGS : United States Geological Survey, Institut d'études géologiques des Etats-Unis

WGS: World Geodetic System, Système géodésique mondial

ZPS : Zone de Protection Spéciale

ZSC : Zone Spéciale de Conservation

1. Introduction

Les océans et les mers du monde sont de plus en plus soumis au changement climatique d'origine anthropique qui se manifeste à différentes échelles temporelles (Bedford et al., 2019). Ces systèmes fournissent pourtant de nombreux services écosystémiques essentiels pour la société, tels que la production alimentaire, la santé et le bien-être encore le commerce et le transport (Abram et al., 2022). En réponse au changement climatique, la température de l'eau en Méditerranée pourrait augmenter de +1,8 à +3,5 °C d'ici 2100. Depuis les années 1950, on observe déjà une augmentation de la fréquence et de l'intensité des sécheresses, des vagues de chaleur marines et des événements de tempêtes (Ndah et al., 2022 ; PNUE/PAM & Plan Bleu, 2021 ; IPCC, 2019).

La mer Méditerranée représente à la fois une région stratégique économiquement et un écosystème unique et fragile, soumis à une pression croissante liée aux activités humaines. Ces pressions incluent la surexploitation des ressources halieutiques, la perte et la dégradation des habitats marins, la pollution urbaine et industrielle issue des rejets d'eaux usées non traitées, l'utilisation intensive de pesticides, l'accumulation de déchets plastiques, ou encore les polluants chimiques tels que les métaux lourds et les hydrocarbures (Chihoub et al., 2020 ; FAO, 2023). Ces facteurs dégradent la qualité des eaux côtières et menacent la biodiversité et les habitats de nombreuses espèces.

Actuellement, seules 48 % des masses d'eau de surface en Europe atteignent un bon état écologique, soulignant la dégradation préoccupante de la qualité de l'eau (PNUE/PAM & Plan Bleu, 2021).

La Méditerranée se caractérise par des conditions thermohalines particulières et des eaux oligotrophes, qui ont favorisé le développement d'une biodiversité remarquable, incluant de nombreuses espèces endémiques (PNUE/PAM & Plan Bleu, 2021 ; IPCC, 2019 ; Bianchi & Morri, 2000). Au cours des quarante dernières années, de nombreux changements locaux ont déjà été observés au sein des communautés zooplanctoniques, en lien avec le réchauffement généralisé des eaux méditerranéennes (Berline et al., 2012).

En réponse à cette dégradation de la qualité des eaux, l'Union européenne a mis en place un cadre législatif comprenant la Directive-Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) et la Directive-Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (2008/56/CE) (Graves et al., 2023). Les États membres sont ainsi tenus d'inclure le phytoplancton et le zooplancton dans leurs programmes de surveillance et d'évaluation, afin de diagnostiquer plus efficacement l'état écologique des masses d'eau (Gorokhova et al., 2016).

Les communautés planctoniques sont décrites comme des « balises sensibles du changement climatique » (Richardson & Gibbons, 2008). Elles intègrent et reflètent les

conditions écologiques et environnementales à travers leurs réponses rapides et perceptibles aux variations des paramètres abiotiques (Batten et al., 2019 ; Ferdous & Muktadir, 2009 ; Gorokhova et al., 2016 ; Martins et al., 2020 ; Mequanent et al., 2022 ; Pomari et al., 2018 ; Serranito et al., 2016 ; Tomljanović et al., 2025). Le changement climatique affecte leur répartition spatiale, leur composition et leur abondance, mais les mécanismes sous-jacents restent encore peu étudiés (Edwards & Richardson, 2004 ; Mackas et al., 2012 ; Villarino et al., 2020).

Dans ce contexte, le zooplancton et le phytoplancton sont devenus essentiels à la caractérisation et au suivi des impacts écologiques dus au changement climatique (Reid & Edwards, 2001 ; Beaugrand et al., 2004 ; Beaugrand, 2005 ; Benedetti et al., 2019).

Ce mémoire s'inscrit dans cette perspective d'évaluation écologique des masses d'eau, avec pour objectif de mieux comprendre les facteurs influençant le zooplancton dans le contexte du changement climatique, et de déterminer si celui-ci peut constituer un bioindicateur fiable de la qualité écologique et biologique des eaux côtières méditerranéennes.

Cette étude est appliquée à une série temporelle en baie de Calvi, en Corse. Le site étudié est considéré comme une zone peu anthropisée, où les perturbations d'origine humaine restent limitées (Gobert et al., 2009 ; Leduc et al., 2018 ; Lopez y Royo et al., 2010, 2011 ; Richir & Gobert, 2014). La baie de Calvi est étudiée depuis les années 1970 par la station marine STARESO (Station de REcherches Sous-marines et Océanographiques), qui assure un suivi de paramètres chimiques, physiques et biologiques incluant le phytoplancton et le zooplancton (Gobert et al., 2010). L'historique des données recueillies a permis de désigner la baie comme site atelier pour la Méditerranée nord-occidentale.

Depuis 2012, elle accueille le programme de recherche intégré STARECAPMED (STAtion of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts), dont l'objectif est d'évaluer et de prédire les impacts du changement climatique en Méditerranée nord-occidentale (Richir et al., 2015). Le suivi de cet environnement permet ainsi de mieux distinguer les effets du changement climatique de ceux liés aux activités anthropiques locales.

2. Etat de l'art

2.1. Changement climatique et qualité de l'eau

2.1.1. Climat et océans

Les océans contiennent environ 97 % de l'eau de la planète et près de 50 % de l'oxygène atmosphérique provient la photosynthèse océanique (NOAA Ocean Service, 2024)

Depuis la Révolution industrielle, les océans ont absorbé environ un tiers du dioxyde de carbone émis par l'homme et plus de 90 % de la chaleur excédentaire générée par le réchauffement climatique.

En effet, les mers et océans sont les principaux puits de carbone de la planète, ils absorbent l'excès de chaleur et d'énergie issu de l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre tout en participant de manière déterminante au cycle hydrologique (Abram et al., 2022 ; IPCC, 2019a, 2019b, 2022)

A l'heure actuelle, les écosystèmes océaniques mondiaux sont menacés par trois principaux facteurs de stress induits par le changement climatique : le réchauffement de l'eau accompagné de vagues de chaleur marines plus fréquentes, la désoxygénation et l'acidification de l'eau. Ajouté à cela, les fontes accélérées des glaces polaires, une élévation du niveau de la mer et une augmentation des phénomènes extrêmes tels que les tempêtes plus puissantes et destructrices sont observés à l'échelle du globe. (Chen, 2024)

Le réchauffement de l'océan réduit non seulement la quantité d'oxygène qu'il peut contenir, favorise sa stratification et accentue les phénomènes d'hypoxie et d'anoxie dans les zones côtières. Les vagues de chaleur marines provoquent une augmentation des épisodes de mortalité massive des espèces sensibles, notamment les coralligènes, les éponges et les mollusques, et la prolifération d'espèces thermophiles, y compris des espèces exotiques envahissantes, au détriment des organismes adaptés aux eaux plus froides. (Canteri et al., 2022 ; Abram et al., 2022 ; IPCC, 2019a, 2019b, 2022)

De plus, le dioxyde de carbone dissous absorbé par l'océan réagit avec les molécules d'eau, augmentant l'acidité de l'eau de mer. Cela rend l'eau plus corrosive pour les organismes marins qui construisent leurs coquilles et structures à partir de carbonates minéraux, tels que les coraux, les mollusques et le plancton (Abram et al., 2022 ; IPCC, 2019a, 2019b, 2022. ; Nations, 2022).

Les changements dans l'océan et la cryosphère se produisent naturellement, mais la rapidité, l'ampleur et l'étendue des changements globaux actuels sont sans précédent à l'échelle de plusieurs décennies (Abram et al., 2022).

Les changements principaux observés dans l'océans sont illustrés sur la Figure 1 ci-dessous.

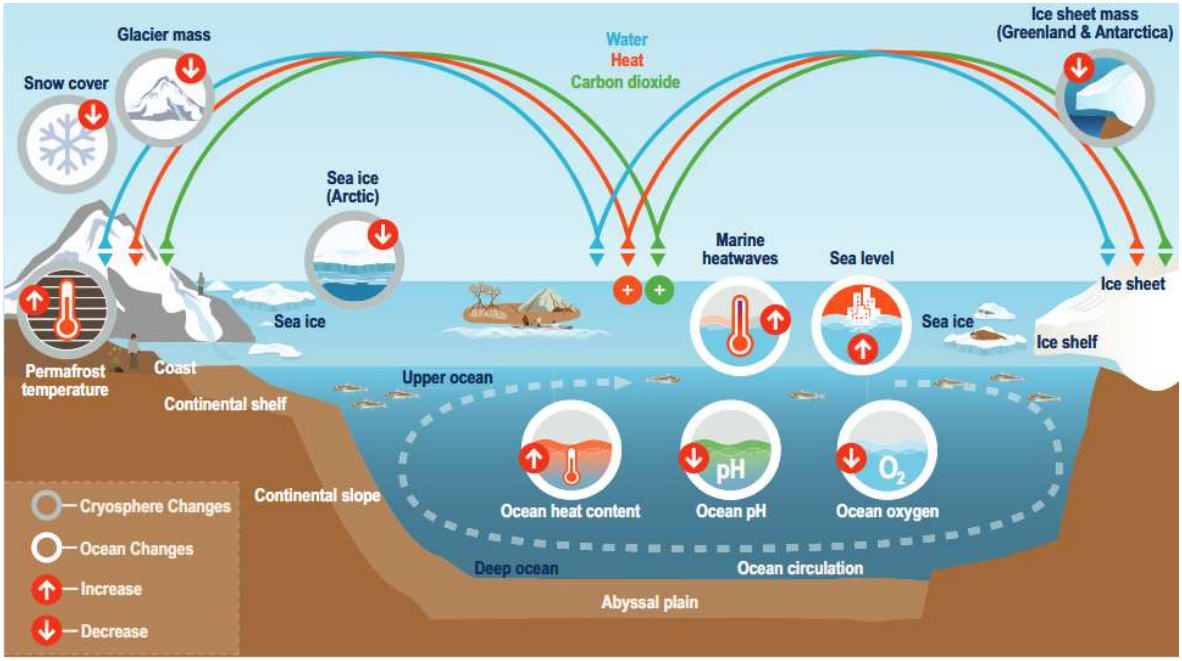

Figure 1 : Interconnexions entre l'océan et la cryosphère, et les conséquences du changement climatique (Abram et al., 2022).

L'océan et la cryosphère fournissent de nombreux services écosystémiques essentiels pour la société comme la production alimentaire, l'approvisionnement en eau douce, la production d'énergies renouvelables, la santé et le bien-être, la préservation des valeurs culturelles, ainsi que le commerce et le transport (Abram et al., 2022). Ces systèmes sont soumis à de multiples pressions d'origine anthropique pouvant compromettre leur durabilité. Les principales menaces sont la surexploitation des ressources halieutiques, la perte et la dégradation des habitats marins, la pollution issue du ruissellement des eaux usées non traitées, de métaux lourds ou de déchets plastiques, l'eutrophisation des côtes liées à un apport excessif de nutriments (Chihoub et al., 2020) et l'introduction d'espèces envahissantes et non-indigènes (PNUE/PAM & Plan Bleu, 2021 ; Piroddi *et al.*, 2020 ; FAO, 2023).

2.1.2. Sensibilité des populations des zones côtières

Les zones côtières sont des lieux d'interactions entre les processus océaniques et terrestres. Elles comprennent les villes côtières, les deltas, les estuaires ainsi que d'autres écosystèmes littoraux tels que les mangroves (Abram et al., 2022). Les écosystèmes côtiers offrent des services écosystémiques primordiaux, tels que la stabilisation du littoral, la protection des côtes, le stockage des eaux souterraines et la purification de l'eau (PNUE/PAM & Plan Bleu, 2021).

L'océan soutient directement l'alimentation, le commerce, le transport maritime et le bien-être des populations côtières. Près de deux milliards de personnes vivent à proximité des côtes et près de la moitié de la population mondiale est dépende du poisson comme source essentielle de protéines. De plus, environ 60 millions de personnes travaillent dans le secteur de la pêche et de l'aquaculture (Abram et al., 2022 ; Nations, 2022)

Cependant, les habitants de ces régions et les infrastructures côtières sont particulièrement exposées aux risques et aux aléas climatiques comme les cyclones tropicaux, les vagues de chaleur marines, l'élévation du niveau de la mer, les inondations côtières et l'intrusion d'eau salée dans les nappes phréatiques (PNUE/PAM & Plan Bleu, 2021).

2.1.3. La mer Méditerranée

2.1.3.1. Caractéristiques physico-chimiques et biologiques

La mer Méditerranée est la plus grande (2 522 000 km²) et la plus profonde des mers fermées de la planète (Piroddi et al., 2020). Elle est, elle-même, composée de plusieurs masses d'eau ou mers à plus petite échelle (Figure 2).

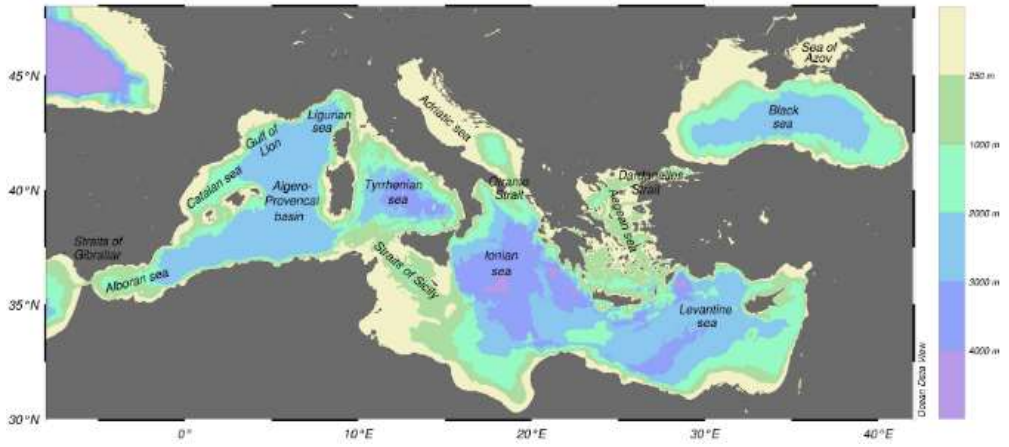

Figure 2 : Principales mers, détroits de connexion et topographie des fonds marins de la mer Méditerranée (Siokou-Frangou et al., 2010).

En Méditerranée, le bilan hydrique est négatif : l'évaporation dépasse largement les apports fluviaux et pluviométriques entraînant une augmentation globale de la salinité. Ce déséquilibre engendre une circulation anti-estuarienne, avec des eaux plus salées et plus denses quittant le bassin par Gibraltar et une entrée compensatoire d'eaux atlantiques plus douces (Siokou-Frangou et al., 2010).

Le régime de vent, la morphologie du bassin et la topographie des fonds marins produisent un schéma relativement régulier de tourbillons et de gyres (Pinardi et Masetti, 2000 ; Siokou-Frangou et al., 2010).

Un gradient, d'ouest en est, de température et de salinité existe à large échelle. En effet, la température de l'eau et la salinité sont plus élevées vers l'est. De plus, la nature oligotrophe, reflétant la disponibilité en nutriments de cette mer, varie aussi à grande échelle. L'oligotrophie augmente de manière graduelle le long des directions ouest-est et nord-sud (Pinardi et Masetti, 2000 ; Siokou-Frangou et al., 2010). Les eaux sont considérées oligotrophes lorsque la concentration en chlorophylle-a (chl-a) est inférieur à 0,1 mg/m.

La Méditerranée comporte de nombreux types de côtes comme des deltas, des plaines côtières, ainsi que différents types de fonds marins abritant des écosystèmes et habitats divers (PNUE/PAM & Plan Bleu, 2021).

La mer Méditerranée est considérée comme un hotspot de biodiversité marine comprenant une richesse spécifique marine élevée d'environ 17 000 espèces avec un taux élevé d'espèces endémiques de 20 à 30% (PNUE/PAM & Plan Bleu, 2021).

2.1.3.2. Pressions sur la mer Méditerranée

La mer Méditerranée est soumise à de nombreuses pressions anthropiques et climatiques et de nombreuses masses d'eau méditerranéennes n'atteignent actuellement pas un bon état écologique (PNUE/PAM & Plan Bleu, 2021).

Face à la dégradation de la qualité de l'eau, l'Union européenne a mis en place un cadre législatif composés de la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE) et de la Directive-Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM, 2008/56/CE) (Graves et al., 2023). Ces directives visent à contrôler les activités anthropiques afin qu'elles ne modifient pas de manière permanente les conditions hydrographiques, car celles-ci peuvent avoir des effets néfastes majeurs sur le fonctionnement dynamique des écosystèmes marins et des formes de vie (Zampoukas et al., 2014).

La DCE vise à atteindre le bon état écologique et chimique des masses d'eau (Reyjol & Lucet, 2015) tandis que la DCSMM complète ce dispositif en s'adressant spécifiquement aux eaux marines au-delà de cette limite côtière. Son objectif est de garantir le bon état écologique (GES – Good Environmental Status) de l'ensemble des eaux marines européennes. Le « *bon état écologique* » est défini par la DCSMM comme *« l'état écologique des eaux marines tel que celles-ci conservent la diversité écologique et le dynamisme d'océans et de mers qui soient propres, en bon état sanitaire et productifs dans le cadre de leurs conditions intrinsèques, et que l'utilisation du milieu marin soit durable, sauvegardant ainsi le potentiel de celui-ci aux fins des utilisations et activités des générations actuelles et à venir »* (Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 2012).

Le bassin méditerranéen est marqué par une forte urbanisation, un trafic maritime intense et l'essor du tourisme. Ces activités anthropiques entraînent une fragmentation des littoral, perturbant la continuité écologique (IPCC, 2019b, 2019a).

D'autres sources de pollution sont les rejets des eaux usées non traitées, les infrastructures portuaires, les mouillages, ainsi que les rejets accidentels ou illicites d'hydrocarbures et de substances toxiques, contribuent à la dégradation des écosystèmes (Danovaro et Boero, 2019). De plus, les eaux de ballast et les déchets marins facilitent l'introduction d'espèces non indigènes ; plus de 1 000 espèces invasives ont été recensées en Méditerranée (PNUE/PAM & Plan Bleu, 2021). Les pesticides et les engrais utilisés pour l'agriculture contribuent au ruissellement des polluants vers les sols et les eaux côtières, favorisant l'eutrophisation des côtes et la formation de zones mortes au sein des habitats marins (Chihoub et al., 2020 ; Thiombane et al., 2018).

La pêche et l'aquaculture jouent un rôle central dans les économies des pays méditerranéens. Cependant, ces activités ne sont pas sans conséquences. La surpêche entraîne un appauvrissement des stocks halieutiques, des prises accessoires et la dégradation des habitats marins, augmentant ainsi le risque d'extinction d'espèces de poissons et perturbant les réseaux trophiques. L'aquaculture, en forte expansion au cours des 20 dernières années, libère un excès de matières organiques ainsi que des produits pharmaceutiques, entraînant des perturbations au sein des écosystèmes marins (Plan Bleu, 2019 ; FAO, 2023 ; PNUE/PAM & Plan Bleu, 2021). D'autre part, dû au changement climatique, les températures de l'eau en Méditerranée devraient augmenter de +1,8 à +3,5 °C d'ici 2100 selon la Commission économique des Nations unies pour l'Europe (UNECE, 2025). Cette hausse entraînera une multiplication des épisodes de mortalité massive chez les espèces marines sensibles (IPCC, 2019).

2.1.3.3. Sensibilité des organismes planctoniques

Les communautés planctoniques sont souvent qualifiées de « balises sensibles du changement climatique » (Richardson & Gibbons, 2008). Elles intègrent et reflètent les conditions écologiques et environnementales à travers leurs réponses rapides et perceptibles aux variations des paramètres abiotiques (Batten et al., 2019 ; Ferdous & Muktadir, 2009; Gorokhova et al., 2016; Martins et al., 2020 ; Mequanent et al., 2022; Ndah et al., 2022; Pomari et al., 2018; Serranito et al., 2016 ;Tomljanović et al., 2025).

En Méditerranée, des séries temporelles zooplanctoniques ont déjà permis de démontrer un couplage étroit entre les conditions hydroclimatiques et les communautés zooplanctoniques, bien que les dynamiques varient selon les régions étudiées (Bandara et al., 2021; Beck et al., 2023; Berline et al., 2012; Fullgrabe et al., 2020; Lheureux et al., 2021; Marty & Chiavérini, 2010; McManus et al., 2016; Mequanent et al., 2022; M. et al., 2011; Serranito et al., 2016).

Au cours des quarante dernières années, de nombreux changements locaux ont été observés au sein des communautés zooplanctoniques, en lien avec un réchauffement généralisé des eaux méditerranéennes (Berline et al., 2012).

Le changement climatique affecte la répartition spatiale, la phénologie, la composition et l'abondance du zooplancton (Edwards & Richardson, 2004 ; Mackas et al., 2012 ; Villarino et al., 2015, 2020 ; Mazzocchi et al., 2003). Cela se traduit, par exemple, par le remplacement progressif de certaines espèces adaptées au froid par des espèces thermophiles (Villarino et al., 2020) ou par une abondance accrue des copépodes dans le nord de l'Adriatique et dans le golfe de Saronique (Christou, 1998). Ces modifications peuvent avoir des effets en cascade sur des processus clés, notamment sur le fonctionnement de la pompe biologique (Steinberg & Landry, 2017), la structure du réseau trophique (Hays et al., 2005) ou encore la dynamique des habitats côtiers (Beaugrand et al., 2010 ; Möllmann et al., 2008).

Enfin, les pressions anthropiques, telles que les apports excessifs en nutriments et en métaux lourds, sont suspecter d'altérer la structure et l'abondance des communautés zooplanctoniques (Berline et al., 2012 ; Uriarte & Villate, 2016).

Dans ce contexte, les bioindicateurs, et en particulier les indicateurs planctoniques, ont gagné en importance au cours des dernières décennies. Le terme bioindicateur signifie *« une espèce ou un groupe d'espèces végétales ou animales dont la présence (ou a contrario l'absence), l'abondance ou la biomasse renseigne sur l'état écologique du milieu, ou sur l'incidence de certaines pratiques humaines. »* (Blandin, 1986).

Le zooplancton et le phytoplancton se révèlent essentiels à la caractérisation et au suivi des impacts écologiques liés au changement climatique, fournissant des indicateurs précoces de perturbations à grande échelle (Reid & Edwards, 2001 ; Beaugrand et al., 2004 ; Beaugrand, 2005 ; Benedetti et al., 2019).

2.2. Le zooplancton

2.2.1. Généralités

Le terme plancton désigne exclusivement les organismes vivants qui sont passifs et qui se laissent dériver avec le mouvement des masses d'eau. Il s'oppose au terme *necton*, qui désigne les organismes pélagiques capables de nager activement et de s'opposer aux mouvements des masses d'eau. Il est important de noter que malgré la passivité exposée par cette définition du plancton, des déplacements verticaux, saisonniers et à petite échelle locale sont observés. Ils seront décrits en détails par la suite (Thibault, 2023).

Le plancton est distinguable en deux fractions : une fraction végétale, le phytoplancton et une fraction animale, le zooplancton. Ce dernier peut être catégorisé en deux groupes

selon leur cycle de vie : d'un côté l'holoplancton qui correspond aux organismes dont la totalité du cycle de vie se déroule dans la colonne d'eau, ils appartiennent de manière permanente au plancton, tandis que l'autre groupe, le méroplancton, correspond aux organismes dont une période de leur cycle de vie se passe sous forme planctonique (souvent au stade larvaire) avant de devenir benthiques ou nectoniques. Certaines exceptions existent, telles que certaines méduses qui ont un cycle inversé (Thibault, 2023).

Ce mémoire se concentre sur le mésozooplancton et le macrozooplancton, en tant qu'individus ou colonies d'organismes pluricellulaires, de taille comprise respectivement entre 1 à 5 millimètres (ex : copépodes, chaetognathes et œufs de poissons) et 5 millimètres à 5 centimètres (ex : larves de poissons, petites méduses, petits tuniciers).

Le zooplancton a une distribution mondiale très diversifiée aux variabilités considérables à différentes échelles spatiales et temporelles (Figure 3). Les variations temporelles sont peu étudiées, notamment à cause des efforts d'acquisition de données nécessaires afin d'obtenir des séries temporelles exploitables et interprétables. De manière générale, la distribution globale est plus impactée par les mouvements des masses d'eau que par les mouvements des organismes eux-mêmes.

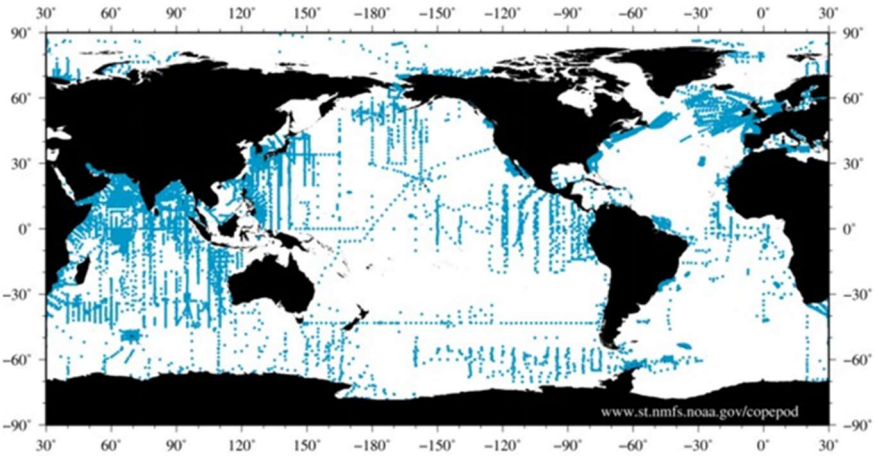

Figure 3 : Répartition mondiale de tous les groupes zooplanctoniques (COPEPOD : ATLAS (PGC=4000000), s. d.)

2.2.2. A la base de la chaine trophique

Le phytoplancton est à la base de la chaine trophique et joue un rôle écologique important. En effet, ce sont des organismes autotrophes capables d'effectuer la photosynthèse (Thibault, 2023). Le phytoplancton est à l'origine de 75% de la production primaire, à savoir la quantité totale de carbone fixée par les autotrophes lors de la photosynthèse (Thibault, 2023 ; Abram et al., 2022).

Le terme phytoplancton ne correspond pas à une taxonomie spécifique et leur taille est comprise entre 1µm et 200µm.

De manière générale, le phytoplancton est consommé par le zooplancton, puis une partie est reminéralisée grâce aux divers cycles microbiens planctoniques. Le zooplancton est composé d'organismes herbivores, détritivores, carnivores, filtreurs, omnivores (Thibault, 2023).

A la base du réseau trophique marin se trouvent les producteurs primaires, représentés par différents groupes de phytoplancton (Figure 4). Ceux-ci sont consommés par plusieurs groupes de zooplancton jouant le rôle de consommateurs primaires ou secondaires. Les crustacés omnivores, tels que les copépodes, assurent un transfert essentiel de matière vers les niveaux supérieurs en se nourrissant directement du phytoplancton, tandis que le zooplancton carnivore consomme d'autres organismes planctoniques. Les tuniciers pélagiques, quant à eux, filtrent de grands volumes d'eau pour capter de petits micro-organismes. Enfin, aux niveaux trophiques supérieurs, se trouvent les poissons planctophages, les grands prédateurs ainsi que les cténophores et cnidaires, qui sont des prédateurs importants du zooplancton de plus petites tailles. Il s'agit ainsi d'une chaîne alimentaire structurée par la taille, dans laquelle la plupart des prédateurs sont plus grands que leurs proies (Pope et al., 1995).

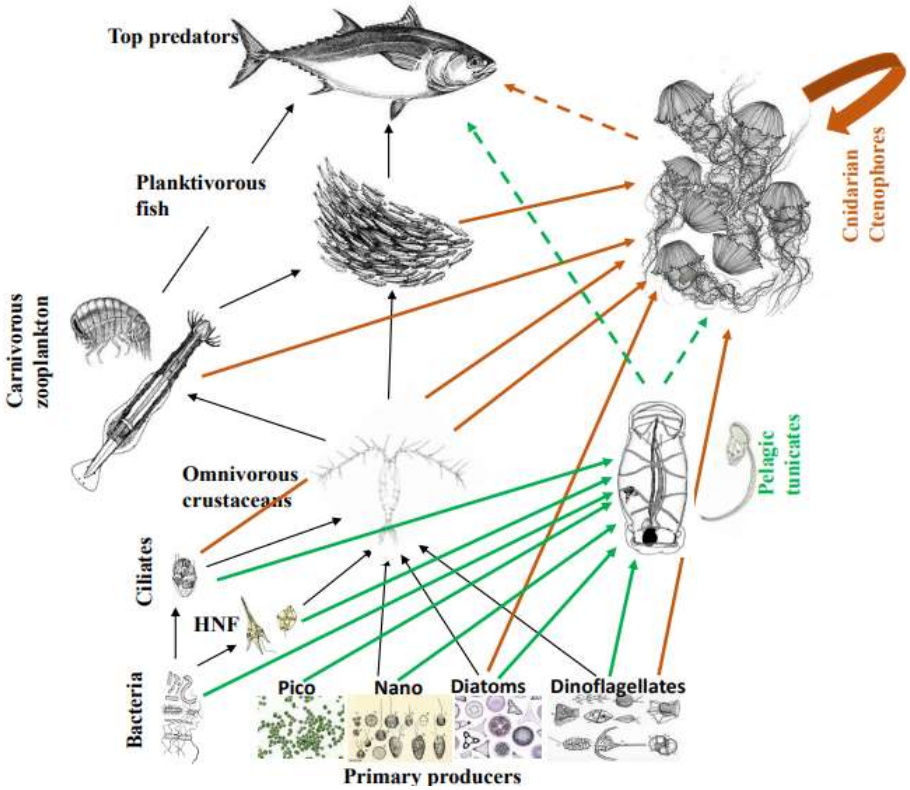

Figure 4 : Interactions entre les différents producteurs et les consommateurs (Thibault, 2023)

2.2.3. Facteurs abiotiques influençant le zooplancton

De nombreux facteurs abiotiques affectent les communautés zooplanctoniques, comme la température de l'eau, la salinité et la concentration en oxygène dissous, en nutriments, en chl-a.

La température de l'eau en subsurface (-3m) est le facteur ayant le plus d'impact sur le zooplancton (Hays et al., 2005 ; Richardson, 2008). En effet, un intervalle de température optimal est associé à une forte abondance au printemps.

Les années présentant de faibles abondances totales de zooplancton peuvent être expliquée par une intensification du réchauffement hivernal et surtout par un affaiblissement du brassage hivernal limitant l'apport de nutriments nécessaires à la croissance du phytoplancton (Fullgrabe et al., 2020).

Les conditions hydrodynamiques et les apports des divers nutriments de la colonne d'eau contribuent aux variations de la structure des communautés de phytoplancton et de zooplancton (Liu et al., 2021). Par exemple, une faible concentration en nitrates est en général suivi par des pics printaniers de zooplancton relativement faibles (Fullgrabe et al., 2020).

2.2.4. Variations temporelles

Le zooplancton effectue deux principales migrations à des échelles temporelles différentes : une migration verticale sur un cycle de 24 heures, dite nycthémérale, et une migration verticale saisonnière. Ces deux comportements sont des stratégies écologiques majeures. Elles permettent d'augmenter les probabilités de survie individuelle des organismes et contribuent au transport vertical du carbone organique dans l'océan. En effet, les communautés zooplanctoniques transportent vers les profondeurs le carbone organique qu'elles ont assimilé en consommant le phytoplancton. Cette séquestration biologique du carbone contribue à atténuer les changements climatiques mondiaux (Bandara et al., 2021).

2.2.4.1. Variations journalières

La migration verticale, aussi appelée nycthémérale, est un comportement régulé par l'irradiance et la température (Forward, 1988). De manière générale, le zooplancton rejoint les eaux plus sombres et plus froides en journée, et remonte vers les eaux superficielles la nuit (Loose & Dawidowicz, 1994).

Cependant, il existe une nuance représentée par le modèle conceptuel (Figure 5) (Ohman et al.,1983).

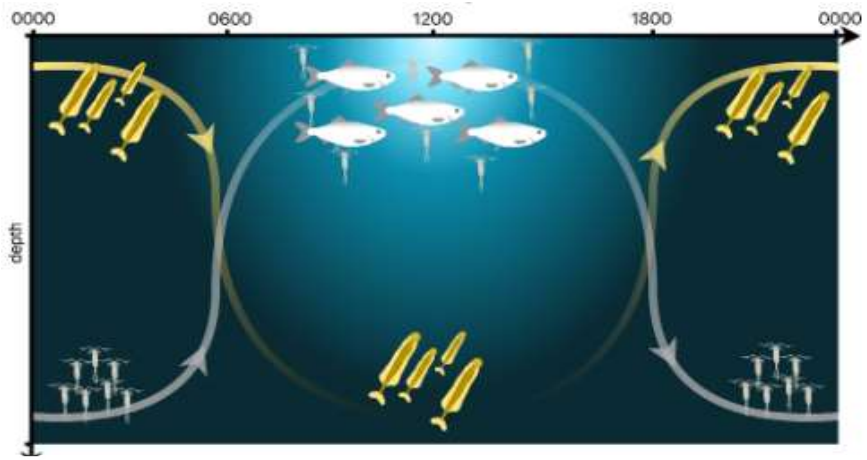

Figure 5 : Migration verticale nycthémérale des petits zooplanctons herbivores (gris) et de celle des zooplanctons prédateurs (jaune) (Ohman et al., 1983 ; Bandara et al., 2021)

Le déplacement des prédateurs zooplanctoniques de grandes tailles, en jaune, ont une migration verticale comme décrite plus haut, afin qu'ils puissent échapper aux prédateurs piscivores à vision active. Mais il existe une migration inversée opérée par le zooplancton herbivore, souvent de petite taille, qui se nourrit le jour dans les eaux superficielles abondantes en proies et où le risque de prédation est réduit. Ensuite, le zooplancton herbivore migre vers des eaux plus profondes et plus sombres pendant la nuit. Ces migrations entrainent des interactions prédateur-proie complexes à plusieurs niveaux trophiques (Ohman et al., 1983).

2.2.4.2. Variations intra-annuelles

La migration verticale saisonnière (SVM) s'opère tout au long de l'année. Elle est caractérisée par un mouvement périodique saisonnier, où le zooplancton migre vers la zone pélagique supérieure (Bandara et al., 2021). La survie au sein des couches supérieures devient plus difficile pour les organismes planctoniques durant l'été, en raison des températures élevées et du risque accru de prédation et en hiver, lors de la baisse de la production primaire (Clarke, 1988 ; Conover & Siferd, 1993 ; Hagen & Auel, 2001). Afin de contrer ces contraintes environnementales, le zooplancton migre vers les couches profondes et peut entrer dans un état d'inactivité qualifié de dormance, caractérisé par une réduction du métabolisme et un arrêt du développement. Lorsque les conditions environnementales redeviennent favorables, la dormance prend fin et le zooplancton retourne vers la zone pélagique supérieure (Bandara et al., 2021).

La communauté zooplanctonique est très diversifiée et les cycles de vie peuvent varier fortement selon les taxons.

Les copépodes, par exemple, ont un cycle composé de plusieurs phases distinctes (Figure 6). Ces organismes remontent vers la couche supérieure de la colonne d'eau pour se reproduire au début du printemps (Tande et al., 1985 ; Unstad et Tande, 1991). La survie des œufs au cours des six stades larvaires dits nauplii requiert une dépense énergétique importante. À la fin du printemps et au début de l'été, les individus atteignent les derniers stades de développement, appelés copépodites. Leur poids augmente progressivement au fil des différents stades de vie (Tande et Slagstad, 1992 ; Edvardsen et al., 2002). En ce qui concerne la mortalité, elle s'avère plus élevée durant la phase pélagique de surface du cycle de vie, avec des taux particulièrement importants aux premiers stades (Aksnes et Magnesen, 1988 ; Edvardsen et al., 2002).

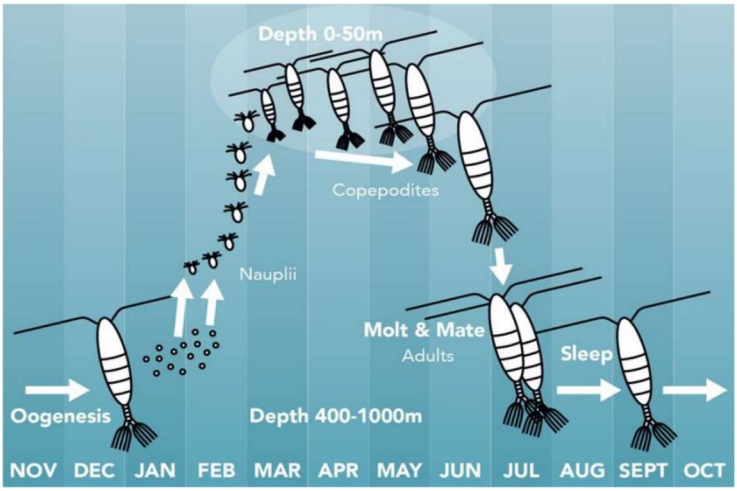

Figure 6 : Etapes du cycle de vie des copépodes (Edvardsen et al., 2002)

Bloom planctonique :

Une notion importante liée à la variabilité naturelle du zooplancton est le bloom planctonique. Ce phénomène s'observe durant le printemps en Méditerranée, notamment aux mois de mars et avril (Feuilloley et al., 2022). Durant ce bloom, la concentration totale en zooplancton augmente significativement et la concentration des copépodes est dominante comparé aux groupes taxonomiques (P. Dauby, 1980).

Ce bloom printanier peut être suivi par un deuxième pic moins important en automne dans certaines régions de Méditerranée, néanmoins la période du bloom varie à l'échelle du bassin méditerranéen mais aussi mondialement (D'Ortenzio & Ribera d'Alcalà, 2009). Les blooms du zooplancton présentent un décalage avec ceux du phytoplancton. En effet, le pic de la concentration en zooplancton au début du mois d'avril est précédé d'un maximum de la concentration en chl-a en mars (Figure 7).

La concentration en chl-*a* est un proxy des communautés phytoplanctoniques (Pitois et al., 2021). De plus, la température augmente au cours de l'été, tandis que les concentrations en nutriments et en particules diminuent (Fullgrabe et al., 2020).

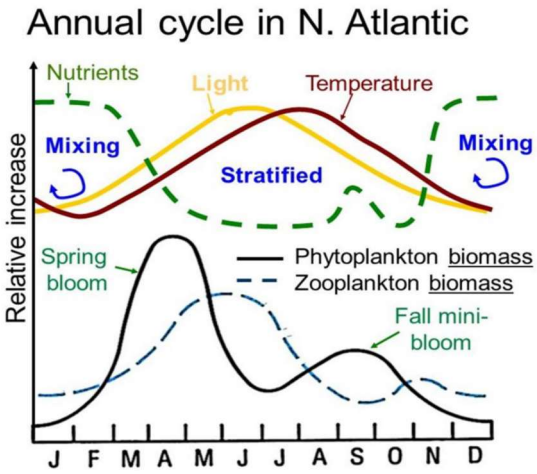

Figure 7 : Cycle annuel des variables environnementales et du zooplancton en fonction de la période de l'année en Atlantique du Nord (Thibault, 2023).

Une absence de lien entre le bloom phytoplanctonique et zooplanctonique peut néanmoins avoir lieu (Rossi & Jamet, 2009) notamment dans certaines situations où la concentration en chl-a est très importante tandis que l'abondance de copépodes est faible.

2.2.4.3. Variations interannuelles

L'Oscillation Nord Atlantique (NAO) est un phénomène majeur de variabilité atmosphérique affectant le climat de l'Atlantique Nord, notamment en hiver. Elle modifie les températures, précipitations, tempêtes et écosystèmes entre l'Amérique du Nord et l'Eurasie (Hurrell et al., 2003).

Il existe une corrélation positive entre l'augmentation de la température de l'eau et des valeurs positives de l'indice NAO hivernal. De plus, les anomalies positives de l'indice NAO hivernal coïncident avec des hivers plus chauds et une diminution de l'abondance zooplanctonique lors du pic printanier (Fullgrabe et al., 2020 ; Fernández de Puelles et al., 2004).

Une étude dans la baie de Calvi a démontré que la fin de l'automne et l'hiver apparaissent comme une période critique durant laquelle il existe un lien étroit entre la NAO, le vent, la température de l'eau, le réapprovisionnement en nutriments et les changements observables dans les communautés zooplanctoniques (Fullgrabe et al., 2020).

Les vents dominants en provenance du nord-est provoquent un mélange vertical dans la colonne d'eau qui peut être suivi d'une remontée d'eaux plus froides qui sont enrichies

en nutriments (Skliris et al., 2007.) Ce phénomène conditionne la production primaire printanière et donc l'augmentation biomasse du zooplancton (Brohée et al., 1989).

2.2.5. Variations spatiales

Les communautés de zooplancton varient fortement selon l'emplacement géographique, les conditions locales et les structures hydrodynamiques.

2.2.5.1. Hétérogénéité spatiale

Des zones à forte concentration en chl-a sont présentes au niveau des fronts, tourbillons, gyres et zones de convections profondes (Zervoudaki et al., 2006, 2007). Ces structures ont été qualifiées « d'oasis » du désert méditerranéen (Claustre et al., 1994). De ce fait, le zooplancton est distribué en amas irréguliers (patches), influencés par la disponibilité en chl-a et la dynamique des masses d'eau. Cette hétérogénéité se manifeste horizontalement ou verticalement dans la colonne d'eau (Mercado et al., 2005).

2.2.5.2. Conditions physiques locales

L'upwelling est un phénomène important caractérisé par la remontée de masses d'eaux profondes riches en nutriments vers la surface et les zones côtières environnantes (Barber & Smith, 1981). Il existe des centres d'upwelling côtier persistants, où l'apport d'eaux riches en nutriments déclenche d'importants blooms phytoplanctoniques. De nombreux taxons de zooplancton, incluant les copépodes, réalisent des migrations verticales saisonnières (SVM) dans ces environnements (Auel & Verheye, 2007). Cependant, une communauté zooplanctonique stable est capable de se maintenir dans des niveaux faibles en chl-a, notamment lors des phénomènes d'upwelling saisonniers ou persistants (Voynova et al., 2013).

2.2.5.3. Variabilité dans la composition des communautés de zooplancton

La composition spécifique du phytoplancton et du mésozooplancton comporte des différences entre le bassin occidental et le bassin oriental. La biomasse du mésozooplancton diminue progressivement d'ouest en est (Dolan et al., 2002 ; Siokou-Frangou, 2004 Siokou-Frangou et al., 2010).

Il existe aussi des différences au niveaux de la composition spécifique, notamment chez les copépodes, où la variabilité entre les deux bassins peut être importante (Siokou-Frangou et al., 2010). En moyenne, les copépodes composent à 80% les communautés zooplanctoniques. (Siokou-Frangou, 2004).

La distribution de l'abondance totale du mésozooplancton dans la couche 0-100 m est symbolisée par les cercles noires et l'abondance totale des copépodes dans la couche 0-200 par les cercles blancs. Ceux-ci montrent une répartition hétérogène dans le bassin méditerranéen (Figure 8).

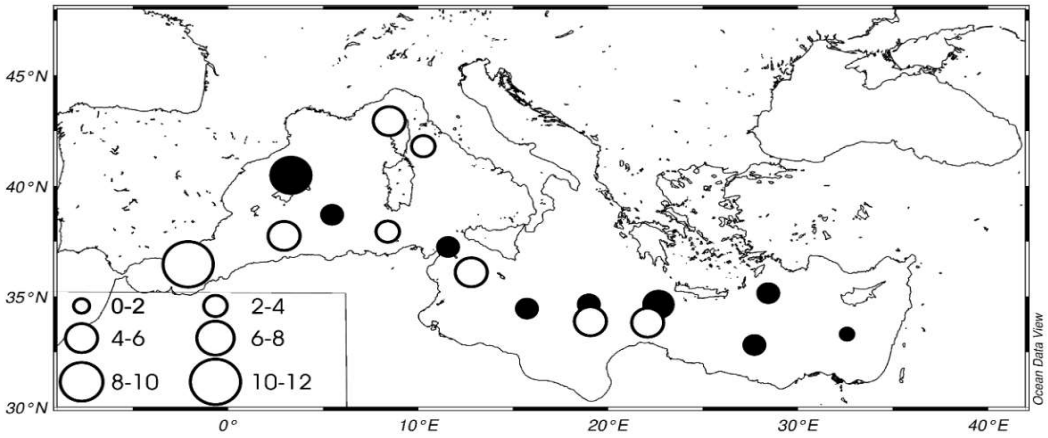

Figure 8 : Distribution de l'abondance du mésozooplancton (cercles noirs) en juin 1999 et de l'abondance totale des copépodes (cercles blanc) au mois de septembre 1999 (Siokou,2004 ; Dolan et al., 2002).

Composition du zooplancton en Méditerranée, exemple en mer Ligure :

En Méditerranée, la composition du mésozooplancton est dominée par de petits copépodes, appartenant principalement aux familles des calanoïdes, cyclopoïdes et harpacticoïdes mais aussi à de nombreux autres groupes taxonomiques (Figure 9) (Mazzocchi et al., 2003 ; Martelli et al., 2024).

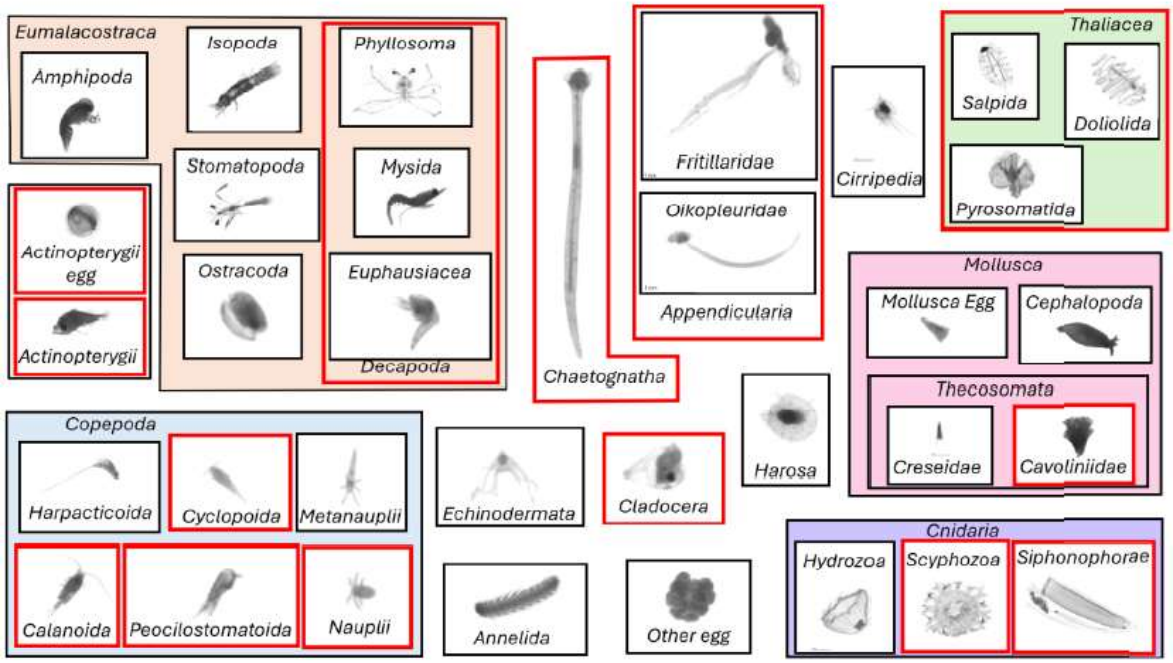

Figure 9 : Principales catégories de zooplancton classifiées à l'aide de l'application Ecotaxa (Martelli et al., 2024).

Parmi les crustacés planctoniques, les cladocères sont très abondants en zones côtières ainsi que les ostracodes (Siokou-Frangou et al., 2004 ; Mazzocchi et al., 1997). Les mysidacés et les décapodes y sont aussi présents (Fullgrabe et al., 2020).

Les organismes gélatineux représentent un groupe important, ce sont des organismes qui peuvent être filtreurs ou bien des prédateurs voraces. Parmi les organismes gélatineux filtreurs, on retrouve la classe des Thaliacés (salpes et dolioles) ainsi que la classe des appendiculaires. Les prédateurs gélatineux sont principalement représentés par la classe des scyphozoaires (méduses), la classe des hydrozoaires (incluant les siphonophores) et la classe des chaetognathes (Gonzalez, 2019 ; Fullgrabe et al., 2020.)

Les mollusques planctoniques sont représentés par les œufs et les larves de gastéropodes et de bivalves (Gonzalez, 2019 ; Fullgrabe et al., 2020). L'ichtyoplancton est présent sous forme d'œufs et de larves de poissons (Gonzalez, 2019). Enfin, les annélides sont des prédateurs invertébrés.

2.3. Indices

La DCSMM constitue le principal cadre réglementaire européen visant à atteindre ou à maintenir un bon GES des mers et océans d'Europe. Les métriques et indices basés sur le zooplancton sont reconnus comme une option durable et cohérente pour le suivi du GES (Theodorou et al., 2023 ; Varkitzi et al., 2018 ; Ndah et al., 2022).

2.3.1. Le cycle Indicateur-Métrique-Indice (IMIC)

Une approche structurelle a été proposée pour soutenir la mise en place et l'application des indices zooplanctoniques (Ndah et al., 2022). Cette approche vise à redéfinir les éléments clés, c'est-à-dire, les indicateurs, les métriques et les indices, et à servir de modèle pour homogénéiser les études futures.

Le cycle Indicateur-Métrique-Indice (IMIC) est un cadre conceptuel dissociant les métriques des indices nécessaires au développement d'indicateurs. Ceux-ci sont des composantes interconnectées mais non interchangeables (Ndah et al., 2022).

- Les métriques correspondent aux caractéristiques mesurables telles que l'abondance, la biomasse, le biovolume ou des traits fonctionnels (Ndah et al., 2022).
- Les indices sont des expressions mathématiques robustes basées sur les données dérivées des métriques, ils sont souvent représentés par une valeur unique ou une plage de valeurs (Ndah et al., 2022).
- Les indicateurs peuvent être vus comme une description abstraite de l'état général d'un écosystème et ils permettent d'expliquer des phénomènes ou

processus complexes de manière simplifiée. Ils peuvent être crées sur base d'une combinaison d'indices (Pletterbauer et al., 2016 ; Chiba et al., 2018).

Les données quantitatives dérivées des métriques permettent d'identifier des tendances afin d'établir des conditions de référence utilisées pour développer des indices mathématiques. Ces indices permettent d'évaluer et de décrire l'état d'un système et de le situer par rapport à des conditions de référence prédéfinies (Teixeira et al., 2014 ; Teixeira et al., 2016).

2.3.2. Indices en lien avec le zooplancton

Il existe de nombreux indices applicables aux communautés zooplanctoniques, des indices de diversité, de structure écologique, d'abondance et pressions écologiques. Par souci de clarté, ils seront décrits brièvement ci-dessous et un tableau complet regroupant tous les indices, leur expression mathématique et les articles dans lesquels ils sont cités est disponible en Annexe (Tableau A 1).

2.3.2.1. Indices de diversité

Les indices de diversité permettent de mesurer la composition des communautés et peuvent se regrouper en différents types.

- **Les indices de richesse spécifique** mesurent le nombre d'espèces présentes et le nombre d'individus dans un échantillon. Exemples : la richesse spécifique, l'indice de Margalef, l'indice de Menhinick, l'indice de Fisher's alpha, l'indice Chao's 2 pour les espèces rares et l'indice de Hill's N0.
- **Les indices de diversité (ou d'hétérogénéité)** prennent en compte à la fois la richesse et la répartition relative des abondances de chaque espèce. Exemples : l'indice de Shannon (H), l'indice de Brillouin, Hill's N1, l'indice de diversité de Camargo et le nombre effectif d'espèces (EN).
- **Les indices de dominance** mettent l'accent sur la distribution des individus au sein des différents groupes taxonomiques et sur l'importance relative des espèces les plus abondantes. Exemples : l'indice de Simpson (D), l'indice de Berger–Parker, le Zooplankton Dominant Index (Y) et l'indice de Hill's N2 (inverse de Simpson, exprimé en nombre effectif d'espèces).
- **Les indices d'équitabilité** évaluent l'homogénéité de la répartition des abondances entre espèces. Exemples : l'indice de Pielou (J), l'équitabilité de Camargo, l'indice de Sheldon, l'indice de redondance ainsi que les trois indices de Ludwig et Reynolds (E3, E4, E5) qui varient selon la pondération accordée aux espèces rares ou dominantes.
- **Les indices fonctionnels** mesurent la diversité basée sur les traits fonctionnels des espèces de zooplancton (ex. stratégies alimentaires, mobilité, type d'habitat).

Exemples : le Plankton Life Forms Index (PLI), l'indice de diversité fonctionnelle (R), l'indice du ratio Oithona Similis/ Calanoida, l'indice du rapport cladocères/copépodes et l'indice du ratio Oikopleuridae/Fritillariidae.

- **Les indices morphologiques** décrivent la diversité en se basant sur des caractéristiques physiques ou morphologiques, comme l'indice de diversité morphologique.
- **Les indices de similitude** mesurent la similarité entre deux communautés ou échantillons. Exemple : l'indice de Gleason

2.3.2.2. Indices de structure écologique

Les **indices de structure écologique** caractérisent la structure du réseau trophique, son efficacité et permet de quantifier la productivité d'un écosystème (Gorokhova et al., 2013 ; Gorokhova et al., 2016 ; HELCOM, 2018).

- **Les indices basés sur les spectres de taille et de biomasse** décrivent la distribution de la biomasse ou de l'abondance en fonction des classes de taille et reflètent la structure trophique globale. Exemples : la taille moyenne et le stock total du zooplancton (MSTS), le spectre de taille en abondance du zooplancton (ZAAS), le spectre de taille de biomasse/biovolume normalisé (NBSS), l'indice de taille moyenne et d'abondance totale des copépodes (CMSTA) et l'indice d'abondance moyenne et de taille des copépodes calanoïdes (MAWS). Ces indices reposent sur l'hypothèse que la taille ou le biovolume du mésozooplancton sont directement proportionnels à leur efficacité de broutage et à leur capacité de transfert d'énergie trophique (Yebra et al., 2017).
- **Les indices basés sur l'abondance, la biomasse ou le biovolume** comme l'indice du ratio du biovolume ou de l'abondance des grands/petits copépodes (Ndah et al., 2022).
- **Les indices d'évaluation trophique et des pressions anthropiques** caractérisent l'état trophique des milieux et détectent les perturbations anthropiques. Exemples : l'indice benthique d'intégrité biotique (BIBI), l'indice trophique des rotifères (RTSI) et l'indice trophique des crustacés (CTSI) basé sur le ratio Cyclopoida/Calanoida (Ndah et al., 2022).
- **Les indices des interactions proies-prédateurs** caractérisent la productivité du réseau trophique. Exemples : l'indice de ratio larves de poissons/zooplancton, l'indice du ratio des zooplanctons prédateurs/filtreurs et l'indice de Indice de Chesson.

2.3.2.3. Indices d'abondance et de biomasse/biovolume

Les indices d'abondance, de biomasse ou de biovolume permettent de quantifier les communautés zooplanctoniques et d'évaluer la dynamique écologique. Ils se regroupent en plusieurs catégories.

- **Les indices d'abondance** qui caractérisent la proportion d'une espèce par rapport à l'ensemble des individus. Exemples : l'indice de densité spécifique, qui mesure le nombre d'individus par unité de volume et l'indice d'abondance relative, qui exprime la proportion d'une espèce ou d'un groupe par rapport à la communauté totale.
- **Les indices de biomasse et de biovolume** reflètent la masse ou le volume totale des organismes dans un échantillon. Exemples : l'indice du biovolume pondéré (WBV), un indice de biomasse tenant compte de la taille et du volume moyen des organismes et l'indice de biovolume zooplanctonique (BVZ), qui évalue le volume total occupé par les organismes zooplanctoniques.
- **Les indices combinant biomasse et productivité.** Exemple : l'indice du rapport biomasse/production (B/P) qui mesure la biomasse moyenne annuelle par rapport à la production annuelle

2.3.2.4. Indices de pressions écologiques

- **Les indices d'eutrophisation et de pollution organique** caractérisent la variation des communautés face à une variation des concentrations de nutriments. Exemples : l'indice IPO-Zooplancton et l'indice d'Eutrophisation Zooplanctonique (IEZ).
- **Les indices d'acidification et de réchauffement des océans** mettent en évidences les changements dans les communautés zooplanctoniques liés aux impacts du changement climatique. Exemples : l'indice du ratio entre les appendiculaires et/ou céphalochordés et les organismes constructeurs de coquilles et l'indice du ratio des exotiques thermophiles par rapport aux espèces indigènes.

3. Objectifs et hypothèses

La diversité des organismes composant les communautés zooplanctoniques est vaste, avec de nombreux taxons plus ou moins sensibles à divers changements de leur environnement.

Malgré quelques recherches éparses, l'utilisation des communautés de zooplancton comme indicateurs biologiques de la qualité écologique et biologique des eaux côtières en milieu marin n'est pas encore bien définie par la communauté scientifique. De plus, des suggestions d'indices ont été proposées par la communauté scientifique, sans que l'application de ces indices ait été testée et comparée avec des données exhaustives.

Ce mémoire contribue ainsi à tester et comparer l'application de divers indices sur la base d'une série temporelle méditerranéenne de référence, afin de déterminer si le zooplancton peut servir d'indicateur biologique fiable de la qualité écologique et biologique des eaux côtières mais aussi de comprendre les facteurs influençant le zooplancton dans le contexte du changement climatique.

Plus spécifiquement, ce mémoire cherche à répondre à la question de recherche suivante : **Comment l'application d'indices aux variations des communautés zooplanctoniques permet-elle d'évaluer l'état écologique et biologique des écosystèmes côtiers méditerranéens ?**

Pour répondre à cette question, les analyses porteront sur les variations temporelles des populations de zooplancton entre 2004 et 2021 en compartimentant la recherche en 4 sous-objectifs.

- **Sous-objectif 1 : Comment les communautés zooplanctoniques ont-elles évolué au cours de la série temporelle 2004–2021 ?**

Le but est de caractériser les communautés zooplanctoniques sur la période 2004-2021 en calculant les abondances totales et relatives ainsi que les biovolumes. Ces analyses permettront de décrire les évolutions temporelles des communautés et d'identifier les tendances écologiques à long terme.

- **Sous-objectif 2 : Quels indices sont les plus pertinents pour évaluer les changements au sein des communautés zooplanctoniques sur une période spécifique ?**

Ce sous-objectif consiste à calculer à la fois les indices classiques de diversité et les indices moins couramment appliqués aux communautés zooplanctoniques et à les comparer.

- **Sous-objectif 3 : Dans quelle mesure ces indices reflètent-ils la sensibilité du zooplancton aux variations environnementales du milieu ?**

Le but est d'évaluer si les indices sélectionnés précédemment reflètent la sensibilité des communautés zooplanctoniques aux variations environnementales.

- **Sous-objectif 4 : Est-il pertinent écologiquement d'utiliser le ratio des appendiculaires (*Oikopleuridae / Fritillariidae)* comme indice de suivi de la qualité de l'eau ?**

Ce dernier sous-objectif vise à développer un indice sur base d'échantillons prélevés dans la baie de Calvi en exploitant le ratio des appendiculaires appartenant aux familles *Oikopleuridae* et *Fritillariidae*. Le but est de quantifier les abondances relatives de ces deux familles afin d'obtenir le ratio *Oikopleuridae/Fritillariidae* dans la colonne d'eau.

4. Matériels et méthodes

4.1. Site d'étude : STARESO, Corse

4.1.1. Introduction générale du site d'étude

La Station de Recherches Sous-Marine et Océanographiques (STARESO) mène des travaux scientifiques multidisciplinaires en Méditerranée depuis plus de 50 ans en collaboration avec des partenaires locaux et internationaux (Martelli et al., 2024).

STARESO est située à l'extrémité de la Pointe de la Revellata dans la baie de Calvi, au nord-ouest de la Corse (Abadie, 2020 ; ULiège STARESO, 2023).

A l'origine, la station a été construite par l'Université de Liège et a été inaugurée en 1972 par le Professeur Marcel Dubuisson. A l'heure actuelle, la station fait l'objet d'un partenariat public/privé, à buts non lucratifs, entre l'université de Liège et Gérard Bonifacio, président de STARESO S.A (Volpei-Aliotti, 2018).

Étant donné son caractère faiblement anthropisé et l'historique des données recueillies depuis 1970 par STARESO, la baie de Calvi a été désignée comme site atelier de référence pour la Méditerranée nord-occidentale en 2015 par la DCSMM au travers du PAAM.

De nombreuses études sont menées à la station sur les thématiques : la biodiversité, la structure ainsi que le fonctionnement des écosystèmes benthiques et pélagiques. De plus, les impacts des perturbations anthropiques et climatiques sur les systèmes marins sont évalués dans le cadre du projet STARECAPMED (STAtion of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts). Ces études offrent des données uniques pour la gestion de l'environnement côtier à différentes échelles (STARESO, 2006 ; ULiège STARESO, 2023).

4.1.2. La baie de Calvi

La baie de Calvi (Figure 10) s'étend sur environ 22 km² et est situé au nord-ouest de la Corse en méditerranée.

Cette baie est caractéristique du bassin nord-ouest méditerranéen, elle regroupe l'ensemble des habitats et des espèces endémiques méditerranéennes. En effet, les habitats typiques des littoraux, tels que les récifs rocheux côtiers, les milieux sédimentaires détritiques côtiers ainsi que les grands herbiers de posidonie sont présent dans la baie de Calvi (STARESO, 2006 ; ULiège STARESO, 2023).

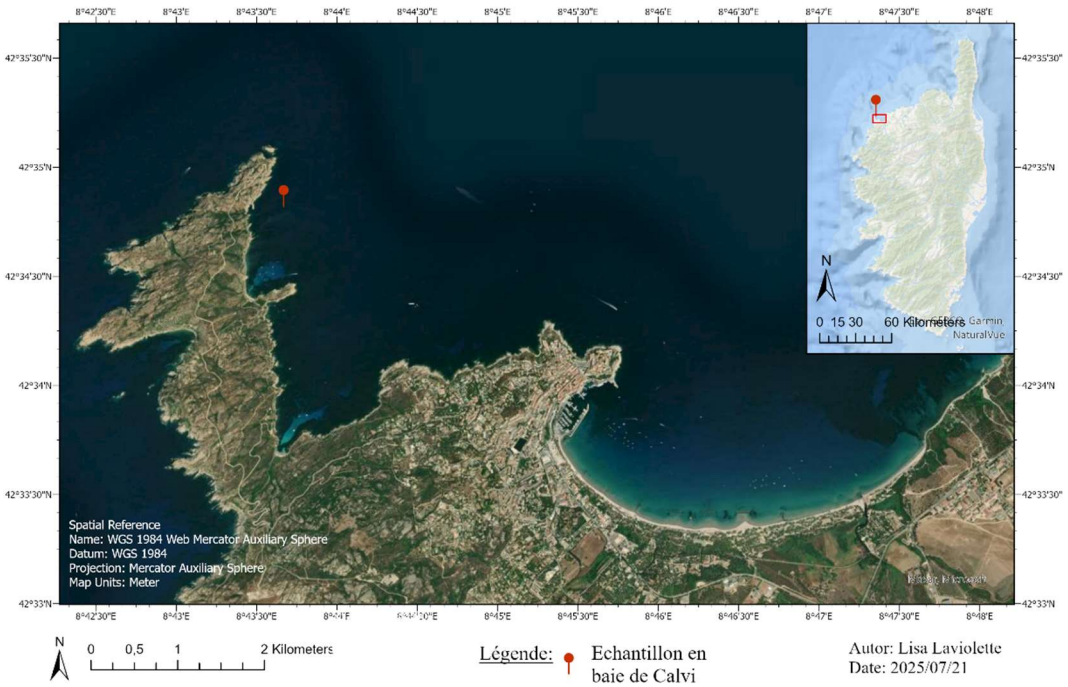

Figure 10: Localisation géographique de la baie de Calvi en Corse. Fond de carte : image satellite Esri / Garmin. Projection : WGS 1984

La partie ouest de la baie de Calvi compte différentes zones Natura 2000, à savoir une Zone de Protection Spéciale (ZPS) et deux Zones Spéciales de Conservation (ZSC), mises en place par l'Agence des Aires Marines Protégées en Corse (AAMPC).

De plus, la baie de Calvi comprend également un cantonnement de pêche, c'est-à-dire une zone protégée et fermée à toutes activités, et ce, depuis les années 1970 (Martelli et al., 2024).

4.1.2.1. Climat

Le climat de la baie de Calvi est typique de la partie nord-occidentale du bassin méditerranéen. Les étés sont secs, ensoleillés et chauds, avec une température de l'eau d'environ 26 °C (Gobert, 2002). En hiver, le climat est tempéré, humide et les températures atmosphériques descendent rarement en dessous de 0 °C. Les précipitations sont plus abondantes en automne et à la fin de l'hiver (Champenois, 2021). La baie est principalement soumise à deux vents dominants, le Libeccio (secteur sud-ouest) et la Tramontane (secteur nord-est) (Champenois, 2021).

4.1.2.2. Relief sous-marin et dynamiques océanographiques

Le profil bathymétrique de la baie de Calvi présente un plateau continental d'environ 6 km de large, atteignant une profondeur maximale de 104 m (Figure 11). La baie est connectée aux eaux profondes par un canyon sous-marin d'environ 1000 mètres de profondeur, situé à seulement 7,5 km des côtes (Champenois, 2021 ; Martelli et al., 2024). Les données bathymétriques révèlent une pente douce d'environ 2 % depuis la côte jusqu'à -100 m, avant de s'accentuer fortement à proximité du canyon (Skliris et al., 2007).

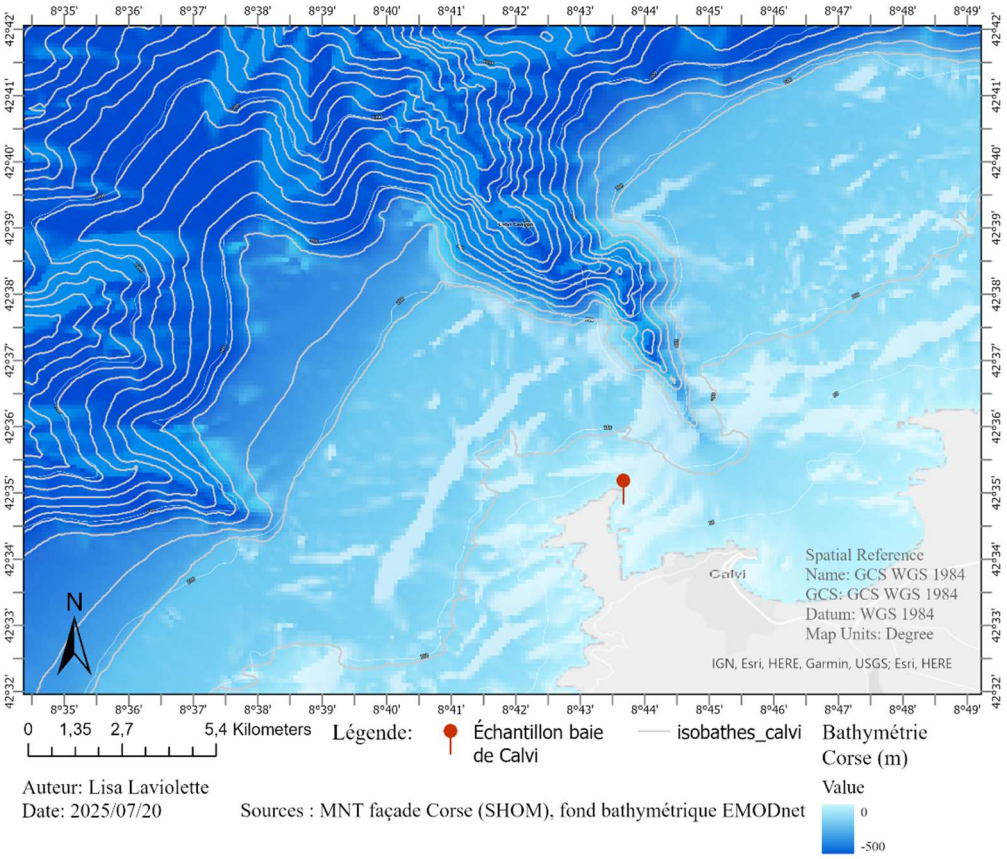

Figure 11: Carte bathymétrique de la baie de Calvi et localisation du point d'échantillonnage (en rouge). Données bathymétriques issues d'EMODnet et du MNT façade Corse (SHOM). Projection : GCS WGS 1984.

Étant donné sa situation ouverte sur la mer, la baie de Calvi est fortement influencée par la circulation générale des masses d'eau en mer de Ligure et, plus particulièrement, par le front liguro-provençal (Dauby 1985 ; Norro 1995, Skliris 2007). Cette circulation cyclonique, se traduit par des courants de surface suivent un mouvement circulaire antihoraire. Le courant longe la côte nord de la Corse créant un flux général du sud-ouest vers le nord-est à l'ouverture de la baie de Calvi (Champenois, 2021; Millot, 1999). Dans le Golfe de la Revellata, plusieurs gyres (tourbillons marins) sont parfois présentes. Ces gyres sont liées à la circulation cyclonique à la frontière de la baie ainsi qu'aux conditions météorologiques. (Champenois, 2021 ; Norro 1995).

Comme dans l'ensemble de la Méditerranée, l'amplitude de la marée est très faible, environ 30 cm, et peut donc être considérée comme négligeable (Norro & Frankignoulle, 1996).

La colonne d'eau suit le schéma de structuration saisonnier typique de la Méditerranée (Champenois, 2021). En hiver, sous l'effet des tempêtes, la colonne d'eau est complètement homogénéisée jusqu'à 100 m de profondeur, avec une température proche de 13 °C (Hecq, 2002). De plus, les vents forts et persistants de secteur nord-est peuvent provoquer des remontées d'eaux profondes, particulièrement en hiver (Norro, 1995; Skliris, 2007 ; Hecq, 2002). Au printemps, l'affaiblissement du vent permet la stratification progressive de la colonne d'eau. En mai, la thermocline se situe généralement vers 25m de profondeur (Champenois, 2021). En été, la stratification atteint son maximum tandis qu'à la fin de l'automne, la diminution de l'ensoleillement et le retour des vents plus soutenus entraînent un refroidissement général et la disparition progressive de la thermocline (Champenois, 2021). Les températures de subsurface varient en moyenne entre 13 °C (février-mars) et 26 °C (août-septembre) (Dauby 1985 ;1995 ; Hecq 2002 ; Gobert 2002).

4.1.2.3. Points de pressions

Les études menées dans la baie de Calvi, associés à des indicateurs locaux de qualité environnementale, témoignent d'un milieu encore préservé et faiblement impacté par les activités humaines (Fullgrabe et al., 2023 ; Martelli et al., 2024).

Toutefois, malgré ce bon état de conservation écologique, la baie reste soumise à plusieurs pressions anthropiques comme c'est le cas dans de nombreuses zones côtières en Méditerranée. Les principales activités humaines impactant la baie de Calvi sont : le hausse de fréquentation due au tourisme estival, le développement de la viticulture, les activités touristiques en mer tels que la plaisance, la plongée sous-marine, le nautisme et les activités portuaires, L'activité aquacole avec la culture du bar (*Dicentrarchus labrax*) et de la daurade royale (*Sparus aurata*) et les activités de pêche professionnelles et de loisir, incluant la chasse sous-marine (Fullgrabe et al., 2023; Martelli et al., 2024). Ces pressions entraînent des apports de nutriments issus du ruissellement et des rejets domestiques, parfois ponctuels, ainsi que la destruction de nombreux habitats (Fullgrabe et al., 2023 ; Martelli et al., 2024).

4.1.3. Projet STARECAPMED

Depuis 2012, la baie de Calvi accueille le programme de recherche intégré STARECAPMED (STAtion of Reference and rEsearch on Change of local and global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts) qui a pour but de comprendre l'influence des problématiques globales et locales sur les écosystèmes marins (Fullgrabe et al., 2023; Martelli et al., 2024).

Le caractère préservé de ce milieu naturel permet de distinguer les effets du changement climatique de ceux des pressions locales d'origine anthropique (Fullgrabe et al., 2023 ; Martelli et al., 2024). Le programme STARECAPMED permet d'identifier et de suivre l'évolution de ces pressions dans la baie de Calvi à l'aide de prélèvements d'eau à différents points de contrôles. Ces prélèvements sont situés à proximité des cages aquacoles, de l'émissaire de la station d'épuration, de l'embouchure du fleuve Fiume Seccu, des zones de mouillages forains et d'équipements légers, ainsi qu'au niveau du club de plongée (Figure 12).

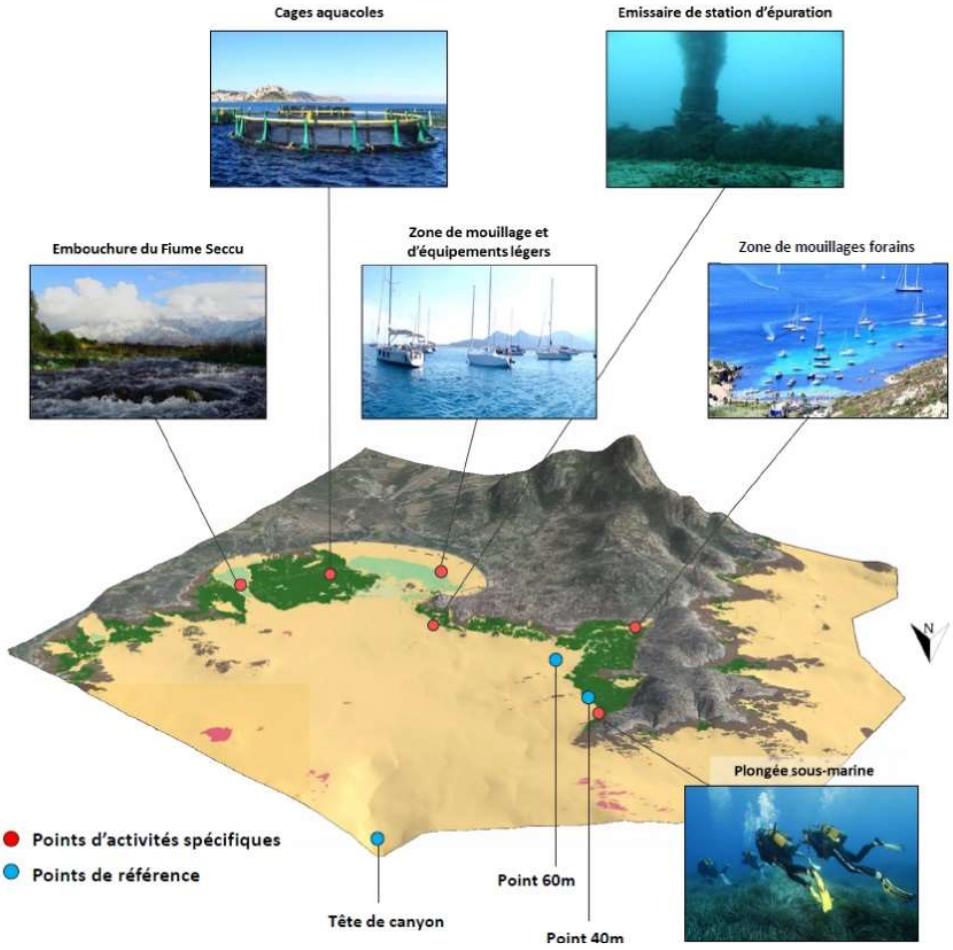

Figure 12: Localisation des principaux points de pression dans la baie de Calvi. Points pressions locales (rouges) (Fullgrabe et al., 2023).

4.1.4. Séries temporelles

Les séries temporelles écologiques permettent un suivi régulier à long terme des communautés zooplanctoniques. Elles permettent de recueillir une grande quantité d'informations sur les variations saisonnières des communautés étudiées, de mettre en évidence les motifs récurrents, les tendances à long terme, ainsi que la variabilité interannuelle et les changements au sein de ces communautés (Garcia, 2024). Elles

fournissent ainsi des informations fondamentales pour la construction d'outils de prédiction des évolutions futures (Mackas et al., 2012).

Dans la baie de Calvi, deux séries temporelles relatives au zooplancton ont été établies à ce jour. La série temporelle 2004–2016 comprend 318 échantillons et environ 760 000 vignettes de zooplancton classées, tandis que la série 2019-2020 se compose de 33 échantillons et de 127 178 vignettes classées (Fullgrabe et al., 2020 ; Garcia, 2024).

4.2. Acquisition de données relatives au zooplancton

L'ensemble des données utilisées provient des échantillonnages hebdomadaires de zooplancton réalisés par la station STARESO depuis 2003.

4.2.1. Stratégie d'échantillonnage

Le point d'échantillonnage se situe en face de la station STARESO à l'extrémité de la pointe de la Revellata aux coordonnées géographiques 42.58° N et 8.73° E (Figure 13). La profondeur moyenne bathymétrique au niveau de la zone de prélèvement est de 40 mètres (Figure 11). Sauf rares exceptions, les échantillons sont collectés à fréquence hebdomadaire à 7h20 du matin (heure locale) depuis 2003.

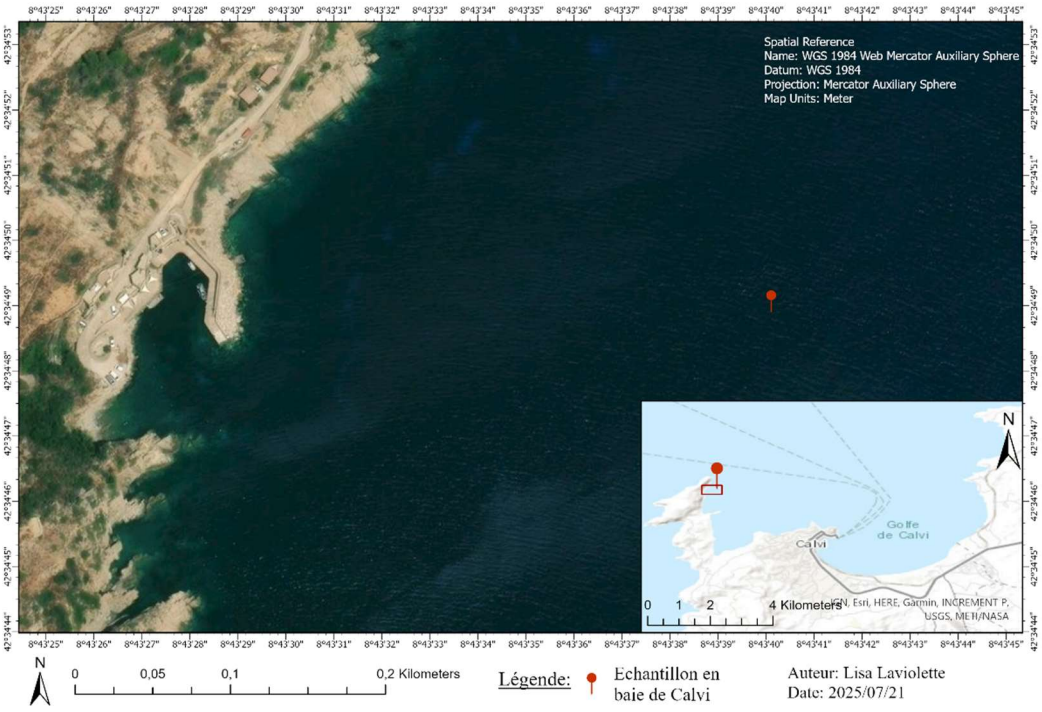

Figure 13 : Localisation du point d'échantillonnage (en rouge) en baie de Calvi, au large de la station STARESO (pointe de la Revellata). Fond cartographique : Esri, HERE, Garmin, USGS, METI/NASA (projection WGS 1984)

Les échantillons de zooplancton sont collectés au moyen de traits horizontaux à une profondeur variant de 1 à 5 m, le filet WP2 d'une maille de 200 µm (Figure 14a) est tracté derrière un bateau naviguant à 2 nœuds pendant 20 minutes en direction de la citadelle de Calvi (Figure 14b) (Fullgrabe et al., 2020; Garcia, 2024).



Figure 14: a. Filet WP2 b. Fin d'un échantillonnage (trait horizontal)

Le filet a une ouverture de 60 cm de diamètre, soit une surface d'ouverture de 0,2552 m^2. Le volume d'eau filtrée correspondant est de 170.12 m^3 (Fullgrabe et al., 2020; Garcia, 2024).

4.2.2. Conservation des échantillons de zooplancton

Les échantillons sont fixés et conservés dans une solution de formaldéhyde tamponnée à 4 %. Cette solution est couramment utilisée pour la conservation des échantillons de macrozooplancton, car elle assure une conservation à long terme sans altérer la transparence des échantillons (Devi et al., 2023 ; Thibault, 2023). Toutefois, le formaldéhyde est un produit dangereux, classé cancérogène avéré et fortement irritant pour l'être humain (INRS, 2023). De plus, son utilisation entraîne un rétrécissement de certaines cellules ainsi que des altérations majeures de l'ADN compromettant une analyse génétique ultérieure (Devi et al., 2023). Ainsi toutes précautions nécessaires ont été prises lors de la manipulation des échantillons formolés, dont notamment l'utilisation d'une hotte aspirante en laboratoire.

Le jour de la collecte en mer, une fois prélevés et fixés au formol, les échantillons sont transvasés dans un cylindre gradué placé sous hotte aspirante afin de mesurer le biovolume par décantation. Ils sont ensuite placés dans des flacons en polyéthylène téréphtalate de 200 ml et entreposés dans des armoires situées dans une pièce ventilée. De cette façon, les échantillons peuvent être conservés de nombreuses années avant d'être analysés (Fullgrabe et al., 2020).

4.3. Traitement des échantillons de zooplancton en laboratoire

4.3.1. Tri et sous-échantillonnage

Les échantillons sont traités en laboratoire, sous hotte aspirante et avec des gants en latex. La première étape du protocole consiste à extraire les organismes de la solution de formaldéhyde autant que possible. L'échantillon est ensuite rincé à l'eau douce froide afin d'éliminer toute trace de formol ainsi que les débris grossiers (Figure 15a). Les organismes sont ensuite récoltés à l'aide de trois tamis en nylon superposés de mailles de 200 µm, 450 µm et 1 mm (Figure 15b). Cette étape permet d'obtenir trois phases distinctes : d1 (1 mm < d1 < 10 cm), d2 (450 µm < d2 < 1 mm) et d3 (200 µm < d3 < 450 µm).

Les phases d2 et d3 sont généralement diluées à l'aide d'un séparateur de type Motoda (Figure 15c) (Motoda, 1959). Le facteur de dilution dépend de la densité zooplanctonique de l'échantillon et peut varier de 1/2 à 1/128. Ce protocole garantit l'obtention d'environ 1000 à 1500 objets distincts par scan, ce qui assure une représentativité statistique suffisante tout en limitant la superposition d'organismes. Seul un échantillon sur deux est traité en laboratoire avant d'être numérisé en raison de la durée conséquente de traitement complet d'un échantillon.

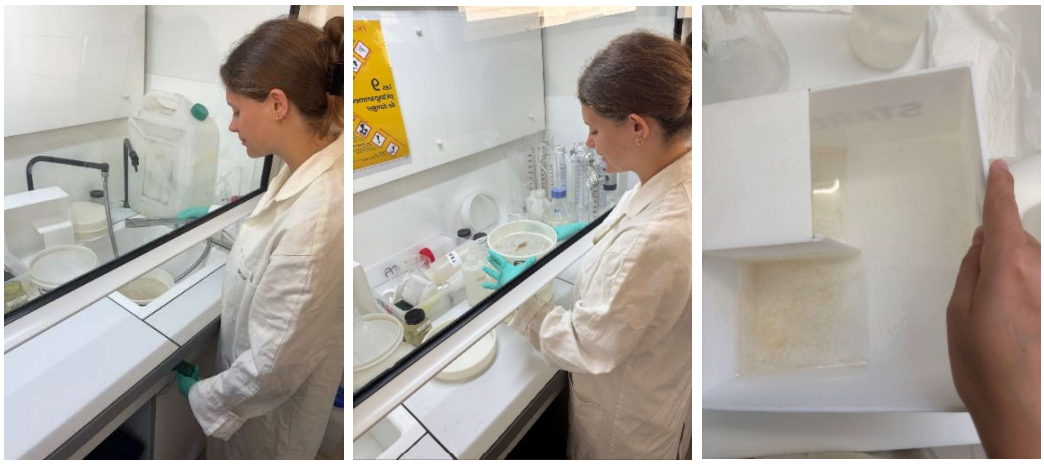

Figure 15: Manipulations sous hotte a. Rinçage à l'eau douce b. Tamisage et séparation des phases. Dilution à l'aide de la boite Motoda

4.3.2. Analyse numérique du zooplancton (ZooScan)

Une fois les différentes phases obtenues, et diluées si nécessaire, les sous-échantillons sont numérisés à l'aide d'un scanner ZooScan V4 (HYDROPTIC Inc.), un outil spécialisé d'acquisitions d'image à haute fréquence et haute résolution (Figure B 1). Le ZooScan, dont l'utilisation est couplée aux logiciels VueScan, ZooProcess et XnView, permet une

acquisition rapide et standardisée des images de zooplancton (Figure 16) (Bandara et al., 2021; Devi et al., 2023; Grandremy et al., 2024; Jalabert et al., 2025).

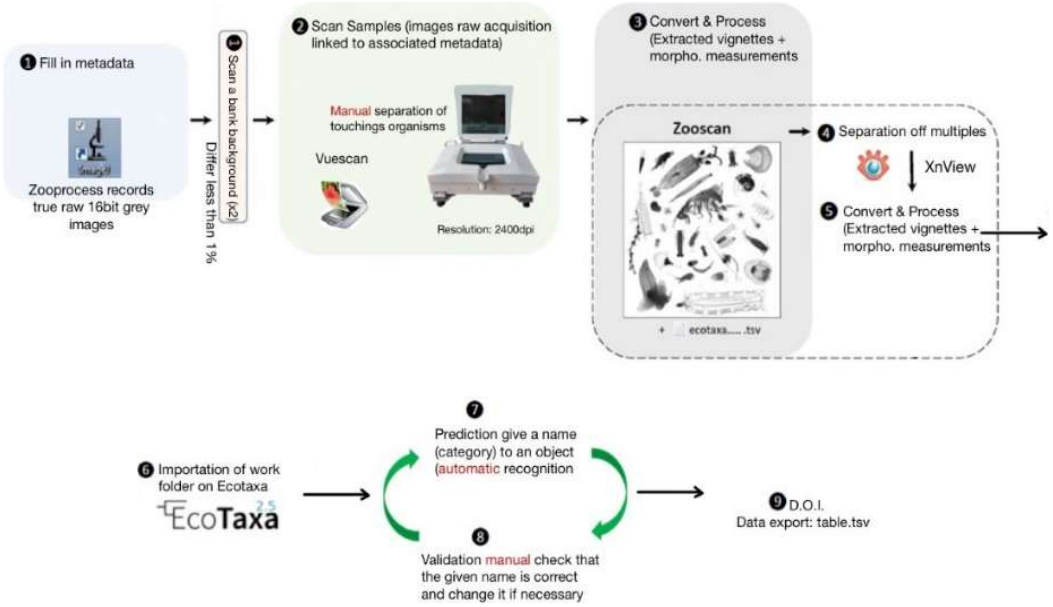

Figure 16 : Etapes de la numérisation et de la classification taxonomique des échantillons de zooplancton (Jalabert et al., 2025)

La première étape de la numérisation consiste à créer un dossier contenant les métadonnées de l'échantillon (date, coordonnées géographiques, éventuelle particularité de l'échantillon, facteur de dilution, nom de l'opérateur, etc.). Ensuite, un scan blanc est réalisé afin de calibrer l'appareil et d'éviter de comptabiliser des poussières ou rayures. Chaque phase est alors versée sur la vitre du scanner et les individus sont séparés individuellement à l'aide d'une aiguille en cactus qui évite de griffer la vitre (Figure 17).

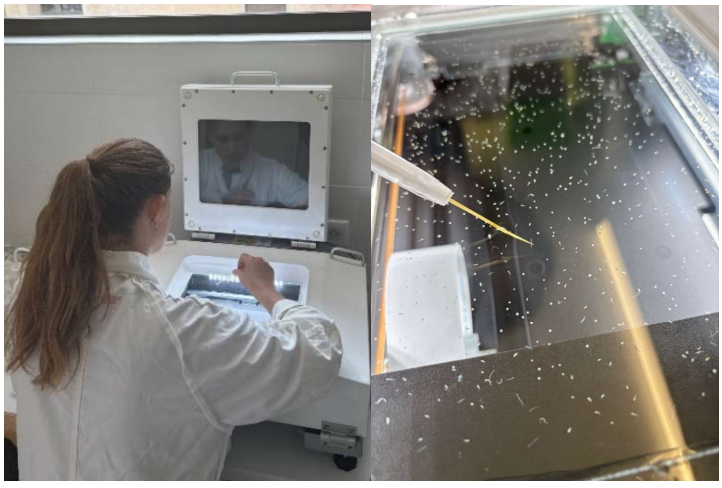

Figure 17: Séparation manuelle des organismes zooplanctoniques

Une fois que les individus sont séparés, ne flottent pas et ne sont pas proche du bord, la numérisation est lancée avec une résolution de 2400 dpi. Lorsque les 3 phases sont

numérisées, les individus sont remis dans un flacon en polyéthylène téréphtalate contenant du formaldéhyde.

Les images numériques produites par le ZooScan sont traitées avec le logiciel ZooProcess. Ce dernier segmente chaque image afin d'individualiser chaque organisme et génère pour chacun d'eux une vignette accompagnée de métadonnée comprenant plus d'une trentaine de paramètres morphologiques (taille, forme, contraste, niveau de gris, etc.). Les individus accolés en un seul objet sont détectés et séparés manuellement avec le logiciel XnView (Cornils et al., 2022).

La méthodologie de numérisation des échantillons de zooplancton a évolué au cours de la période étudiée. Entre 2004 et 2016, les échantillons étaient numérisés au moyen d'un scanner à plat haute résolution (Epson Perfection V750 Pro). À partir de 2016, cette méthode a été remplacée par l'utilisation du système ZooScan. Des comparaisons des résultats obtenus avec ces deux dispositifs ont confirmé la cohérence des mesures et la continuité des séries temporelles, garantissant la compatibilité des données entre les deux approches (Garcia, 2024)

4.3.3. Classification semi-automatisées sur Ecotaxa

Les vignettes zooplanctoniques scannées (caractéristiques visuelles et métadonnées associées) sont transférées sur la plateforme EcoTaxa pour l'identification taxonomique (Figure 16). EcoTaxa est un outil en ligne dédié à la classification taxonomique d'images planctoniques (Pitois et al., 2018). Il utilise un algorithme de classification automatique basé sur l'intelligence artificielle entraîné sur une base de plus de 130 catégories de zooplancton (référentiel du ZooScan de Villefranche-sur-Mer) (Mériguet et al., 2025). La plateforme Ecotaxa analyse les caractéristiques extraites de chaque image afin de prédire le taxon auquel appartient chaque individu parmi 80 catégories taxonomiques. Une première classification automatique est ainsi effectuée par le logiciel, attribuant à chaque vignette une catégorie taxonomique prédite accompagnée d'un score de confiance reflétant sa probabilité d'appartenance. Une fois ces identifications automatiques réalisées, elles font l'objet d'une vérification manuelle systématique. Cette étape de validation permet de minimiser le taux d'erreur de classification automatique (Grandremy et al., 2024; Jalabert et al., 2025; Ndah et al., 2022; Pagano et al., 2025). Enfin, une fois la validation terminée, les données sont exportées depuis EcoTaxa pour être analysées avec le logiciel R studio.

4.3.4. Données relatives aux paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques sont mesurés bimensuellement dans le cadre du projet STARECAPMED au même site d'échantillonnage que le zooplancton à 42.58° N, 8.73° E (Figure 13). Un prélèvement est réalisé à l'aide d'une sonde multiparamétrique CTD

19 Plus v2 (Sea-Bird Scientific) déployée jusqu'à 100 m de profondeur. Celle-ci enregistre température, densité, salinité, oxygène dissous (concentration et saturation), pH, turbidité, chlorophylle- a à raison d'une mesure par seconde.

De plus, des prélèvements d'eau sont effectués à l'aide de bouteilles Niskin tous les 20 m jusqu'à 100m de profondeur. Un litre de chaque prélèvement est ensuite filtré sur filtre Whatman afin de récupérer les organismes phytoplanctoniques de la colonne d'eau. Le dosage de la chlorophylle-a est réalisé par fluorométrie à partir du concentré filtré, faisant ainsi office de proxy de la concentration en phytoplancton. Une partie des prélèvements d'eau sont en parallèle conditionnés et congelés à -18 °C. Ces échantillons sont dosés pour obtenir la concentration en nutriments de la colonne d'eau à différentes profondeurs à l'aide d'un analyseur en flux continu SKALAR San^{++}. Ils sont ensuite intégrés aux données provenant de la sonde, compilés et traités statistiquement sous R (v. 4.5.1) (Fullgrabe et al., 2023; Martelli et al., 2024 ;Fullgrabe et al., 2024).

4.4. Traitements des données

4.4.1. Données utilisées

Les analyses se basent sur deux ensembles de données distincts.
Le premier concerne les communautés zooplanctoniques, représentant 351 échantillons et environ 887 178 vignettes classifiées, accessibles en ligne sur la plateforme EcoTaxa (http://ecotaxa.obs-vlfr.fr/prj/7067). Il couvre la période allant du 7 janvier 2004 au 8 décembre 2020 et regroupe les observations en 22 catégories taxonomiques représentatives de la communauté zooplanctonique : *Actinopterygii, Appendicularia, Calanoida, Cavoliniidae, Chaetognatha, Cladocera, Cyclopoida, Decapoda*, « Fish eggs », *Nauplii, Poecilostomatoida, Scyphozoa, Siphonophorae, Thaliacea, Actinopterygii > egg, Bryozoa, Crustacea, Evadne, Monstrilloida, «* Other *Copepoda » et Podon.*

Le second jeu de données, couvre la période de décembre 2019 à novembre 2020. Il inclut 37 groupes taxonomiques, reprenant les catégories précédemment mentionnées et ajoutant des catégories taxonomiques tels que *Amphipoda, Annelida, Cirripedia, Cnidaria, Doliolida, Echinodermata, Eumalacostraca, Euphausiacea, Harosa, Harpacticoida, Hydrozoa, Isopoda, Mollusca, Mysida, Ostracoda, Pyrosomatida, Salpida, Stomatopoda, Fritillariidae et Oikopleuridae.*

Parallèlement, les données physico-chimiques proviennent du suivi environnemental bimensuel réalisé dans le cadre du projet STARECAPMED et couvre la période du 7 janvier 2004 au 8 décembre 2020.

4.4.1.1. Pré-traitement des données zooplanctoniques

Les données brutes exportées d'EcoTaxa sont importées dans le logiciel R (version 4.5.1.) et soumises à un contrôle visant à vérifier la cohérence des métadonnées en les comparant à un jeu de valeurs de référence. Les incohérences détectées, telles que des coordonnées en dehors de la zone d'étude, des dates erronées, des doublons ou des valeurs manquantes, sont corrigées ou exclues du jeu de données final.

La standardisation des catégories taxonomiques est réalisée à l'aide d'un algorithme exploitant la hiérarchie taxonomique (ordre, famille, genre, espèce), en confrontant les identifications taxonomiques issues d'Ecotaxa, aux catégories taxonomiques choisies.

Pour chaque échantillon numérisé, les concentrations (individus/m³) sont calculées en tenant compte du volume total filtré et de la fraction d'échantillon numérisée.

$$Abondance\ \left(\frac{individus}{m^3}\right) = \frac{Nombre\ d'individus\ de\ la\ catégorie\ dans\ la\ fraction\ x\ facteur\ de\ de\ dilution}{Volume\ d'eau\ \ de\ mer\ filtré}$$

Les biovolumes individuels sont, eux aussi, estimés à partir des mesures morphométriques fournies par EcoTaxa.

Les échantillons ne se font pas toujours le même jour de la semaine entrainant parfois des intervalles temporels irréguliers, pour y remédier, les données sont interpolées et agrégées sur un pas temporel fixe de 14 jours. Cette régularisation facilite la comparaison entre les observations et limite les biais liés à une hétérogénéité du pas d'échantillonnage.

4.4.1.2. Pré-traitement des données physico-chimiques

Les données physico-chimiques utilisées sont la température (°C), la salinité (PSU), l'oxygène dissous (saturation%) et la chl-a de surface (µg/L). Un premier nettoyage est réalisé afin de supprimer les valeurs manquantes ou aberrantes, de convertir les formats de dates et de supprimer les doublons. Les profondeurs sont arrondies au mètre le plus proche afin de permettre l'agrégation des données. Les paramètres physico-chimiques sont moyennés par tranches de profondeur de 5 m. Les concentrations de chl-a sont agrégées par moyenne journalière lorsque plusieurs mesures sont disponibles pour une même date. Les séries temporelles des paramètres physico-chimiques obtenues sont interpolées par méthode linéaire pour correspondre aux dates d'échantillonnage du zooplancton, et régularisées à un pas fixe de 14 jours, ce qui permet une lecture homogène et continue des dynamiques temporelles.

4.4.2. Calculs des indices

En raison des caractéristiques spécifiques de la série temporelle en baie de Calvi, certains indices ne sont pas encore applicables. La classification taxonomique est en effet limitée, le plus souvent à la famille, et parfois à l'ordre, sans identification au niveau de l'espèce. De plus, certains groupes indicateurs tels que les rotifères (marqueurs d'eutrophisation)

sont absents des échantillons dû à la taille de maille du filet, les traits morphologiques ne sont pas encore exploitables, et des mesures directes de productivité ou de biomasse ne sont pas disponibles.

Néanmoins, 19 indices de diversité sont appliqués à la série temporelle, calculés à partir de la matrice d'abondances zooplanctoniques (échantillon × groupe taxonomique) (Tableau 1). Ces indices comprennent, pour la richesse spécifique, le nombre de taxons observés (S_obs), l'indice de Margalef, Menhinick, Chao's 2 et Fisher's Alpha; pour la diversité, les indices de Shannon (H), Brillouin, Hill's N1 et Camargo Diversity ; pour la dominance, l'indice de Berger–Parker, Simpson (D) et Hill's N2 ; et enfin, pour l'équitabilité, les indices de Pielou's J, Camargo Evenness, Sheldon, E3, E4, E5 et Redundancy. Les calculs sont effectués à l'aide des fonctions du package vegan et de formules spécifiques implémentées dans des scripts R personnalisés.

Tableau 1 : Indices calculés sur l'ensemble de la série temporelle

Indice	Equation mathématique
A. Indices de richesse spécifique	
Richesse spécifique	S observés (nombre de taxons observés)
Indice de Margalef	$Margalef = \frac{S-1}{lnn}$
Indice de Menhinick	$Menhinick = \frac{S}{\sqrt{n}}$
Chao's 2	$Chao2 = S + \frac{q_1^2}{2 \times q_2}$
Fisher's alpha	$Fisher's\ alpha = \frac{n \times (1-c)}{c}$, où c : $\frac{S}{n} = \frac{(1-c)}{c \times (-ln(1-c))}$
B. Indices de diversité (hétérogénéité)	
Shannon	$Shannon = -\sum_{i=1}^{S} (n_i n \times lnn_i n)$
Brillouin	$Brillouin = \frac{1}{n} \times ln\left(\frac{n!}{\prod_{i=1}^{S} n_i!}\right)$
Diversité de Camargo	$CamargoDiversity = S \times \left(1 - \frac{\sum \lvert p_i - p_j \rvert}{S}\right)$
Hill's N1	$HillN1 = exp(Shannon'sH)$
C. Indices de dominance	
Simpson	$Simpson = \frac{\sum_{i=1}^{S} n_i \times (n_i - 1)}{n \times (n-1)}$
Berger-Parker	$Berger\text{-}Parker = \frac{n_1}{n}$
Hill's N2	$HillN2 = \frac{1}{(Simpson'sD)}$
D. Indices d'équitabilité	

Pielou	$E1 = \frac{Shannon'sH'}{lnS}$
Sheldon	$E2 = \frac{exp(Shannon'sH')}{S}$
Ludwig and Reynolds 1 (E3)	$E3 = \frac{exp(Shannon'sH') - 1}{S - 1}$
Ludwig and Reynolds (E4)	$E4 = \frac{1Simpson'sD}{exp(Shannon'sH')}$
Ludwig and Reynolds (E5)	$E5 = \frac{(1Simpson'sD) - 1}{exp(Shannon'sH') - 1}$
Equitabilité de Camargo	$CamargoEvenness = 1 - \sum \frac{\lvert p_i - p_j \rvert}{S}$
Redundancy	$Redundancy = \frac{Shannon'sH'_{max} - Shannon'sH'}{Shannon'sH'_{max} - Shannon'sH'_{min}}$

Les indices calculés sont agrégés selon trois échelles temporelles : annuelle, mensuelle et saisonnière. De plus, un sous-ensemble de quatre indices (Shannon, Hill's N2, E5 et la richesse spécifique S) est retenu pour des analyses ciblées. Ces quatre indices sont agrégés par mois et par année.

4.4.3. Calcul du ratio des deux familles d'appendiculaires

Les abondances bimensuelles de chaque famille d'appendiculaires (*Oikopleuridae* et *Fritillariidae*) servent à calculer le ratio brut ainsi que le log-ratio. Les variables environnementales associées (température, salinité, oxygène dissous, chl-a), extraites des bases de données prétraitées, sont agrégées par mois, normalisées sur une échelle de 0 à 1, puis intégrées aux analyses comparatives afin d'examiner leurs relations avec les indices de diversité et le ratio Oiko/Friti.

$$Ratio\ brut\ =\ Oikopleuridae/Fritillariidae$$

$$log - ratio\ = \log(Oiko\ +\ 1)\ -\ log(Friti\ +\ 1)$$

4.4.4. Analyses statistiques et outils informatiques

Plusieurs outils d'analyses statistiques ont permis de tester la corrélation et la significativité des relations entre plusieurs variables.

Une matrice de corrélation basée sur les coefficients de Pearson est calculée pour l'ensemble des indices de diversité afin d'identifier les relations linéaires entre eux. Cette analyse permet de repérer des indices redondants.

L'analyse de redondance (RDA) est une méthode d'ordination contrainte combinant les principes de la régression multiple et de l'analyse en composantes principales. Elle permet de modéliser et de visualiser la part de variance d'un jeu de données multivariées (abondances zooplanctoniques) expliquée par un ensemble de variables explicatives

(indices de diversité), en projetant ces relations dans un espace réduit. Les analyses de redondances utilisent comme données sources les matrice d'abondances, avec transformation d'Hellinger des données au préalable.

Le coefficient de détermination ajusté (R^2 ajusté) a été extrait afin d'estimer la proportion de variance expliquée, corrigée du nombre de variables. La significativité statistique a été testée au moyen d'une analyse de variance par permutations (test de Monte Carlo, 999 permutations).

Des contrastes spécifiques de type "année vs reste" sont construits afin identifier précisément quelles années différaient de l'ensemble des autres années pour chaque indice de diversité. Les p-values ont été ajustées par correction de Bonferroni afin de limiter le risque d'erreur de type I lié aux comparaisons multiples. Les résultats significatifs ($p < 0,05$) sont compilés dans un tableau récapitulatif.

Les relations entre les indices de diversité et les variables environnementales ont été évaluées à l'aide d'un modèle linéaire généralisé (GLM), qui permettent d'estimer l'effet de plusieurs prédicteurs simultanément sur une variable réponse. Ce type de modèle repose sur des hypothèses de linéarité, d'indépendance des erreurs et de normalité résiduelle, et permet d'interpréter directement l'effet directionnel et l'amplitude de chaque variable environnementale sur l'indice considéré.

Le coefficient de Spearman (ρ) est une mesure non paramétrique qui évalue la force et le sens d'une relation monotone entre deux variables. Cette méthode est utilisée pour les indices de diversité et pour le log-ratio Oiko/Friti. En effet, ceux-ci sont comparés aux variables environnementales afin de tester la robustesse et la direction des relations. De plus, quatre régressions linéaires multiples, permettant de modéliser une variable quantitative à partir de plusieurs prédicteurs continus, sont appliquées au log-ratio Oiko/Friti pour en évaluer la dépendance vis-à-vis des quatre variables environnementales.

Le lissage de type Locally Estimated Scatterplot Smoothing (LOESS) ajuste localement une régression polynomiale pondérée sur les observations voisines, avec un poids décroissant avec la distance. Le paramètre span contrôle l'ampleur du lissage : plus il est faible, plus la courbe suit les variations fines ; plus il est élevé, plus elle reflète une tendance générale. Dans ce travail, LOESS est utilisé pour : (1) visualiser les tendances interannuelles (span = 0,5) superposées aux moyennes annuelles des indices, (2) décrire les cycles saisonniers des variables environnementales et des concentrations zooplanctoniques (span = 0,4) et (3) lisser la série temporelle des ratios et log-ratios d'appendiculaires (span = 0,3). L'objectif commun est de réduire le bruit de la variabilité instantanée tout en mettant en évidence les tendances saisonnières ou interannuelles.

Pour analyser la composition taxonomique, les abondances relatives sont calculées en normalisant les concentrations de chaque échantillon bimensuel, de manière à exprimer la proportion (%) de chaque groupe dans la communauté. De plus, les valeurs des concentrations zooplanctoniques et des variables environnementales agrégées par mois sont normalisées sur une échelle commune (0–1). En effet, recalibrer chaque variable permet de comparer directement leurs tendances relatives malgré des unités et amplitudes différentes.

De plus, le l'ensemble des cartes a été réalisé avec le logiciel ArcGIS Pro et le logiciel Excel est utilisé pour l'export et la mise en forme de certains tableaux. La traduction de certains articles scientifiques a été effectuée à l'aide de DeepL, tandis que ChatGPT a été utilisé ponctuellement pour la reformulation de phrases ainsi que pour l'élaboration et la correction de codes sous R.

5. Résultats

Les résultats de l'analyse des échantillons de zooplancton prélevés dans la baie de Calvi reposent sur deux jeux de données couvrant des périodes distinctes, au cours desquelles la catégorisation de la communauté zooplanctonique diffère.

D'une part, plusieurs résultats se basent sur une série temporelle, s'étendant du 7 janvier 2004 au 8 décembre 2020 et pouvant s'étirer jusqu'en 2021 dans certains cas et comprenant 22 groupes taxonomiques. D'autre part, certains résultats ont été calculés sur une période d'un an, de fin 2019 à début décembre 2020, avec 37 groupes taxonomiques.

Ces analyses visent à caractériser l'évolution temporelle des communautés, à comparer de nombreux indices de diversité, à évaluation la sensibilité des communautés zooplanctoniques aux variables environnementaux et enfin à mesurer la pertinence du ratio appendiculaires comme potentiel indicateur de la qualité de l'eau.

5.1. Dynamique temporelle des communautés zooplanctoniques en baie de Calvi

5.1.1. Saisonnalité du zooplancton et des variables environnementales

L'analyse simultanée des variables environnementales et de la concentration en zooplancton (Figure 18) met en évidence les dynamiques saisonnières entre novembre 2019 et décembre 2020.

La chl-a, la salinité, l'oxygène dissous, la température de l'eau entre -1 et -5 m et la concentration du zooplancton sont représentées sous forme de moyennes mensuelles normalisées.

La concentration en chl-a atteint un maximum en février, suivi, avec un léger décalage temporel, d'un pic de concentration du zooplancton.

À partir du mois d'avril, la température de l'eau augmente progressivement jusqu'à un maximum en août et diminue ensuite jusqu'en décembre. Durant le mois d'août, le pourcentage d'oxygène dissous chute drastiquement, tandis que la salinité augmente de mai à juillet et diminue de mi-juillet à octobre. Les fluctuations de la salinité et de l'oxygène dissous sont nombreuses au cours de l'année, et une tendance inverse est globalement observée entre ces deux variables.

Un second pic, plus modéré, de la concentration en chl-a est observé à partir de septembre, suivi d'une nouvelle augmentation de la concentration en zooplancton, qui décroît ensuite dès le mois de novembre.

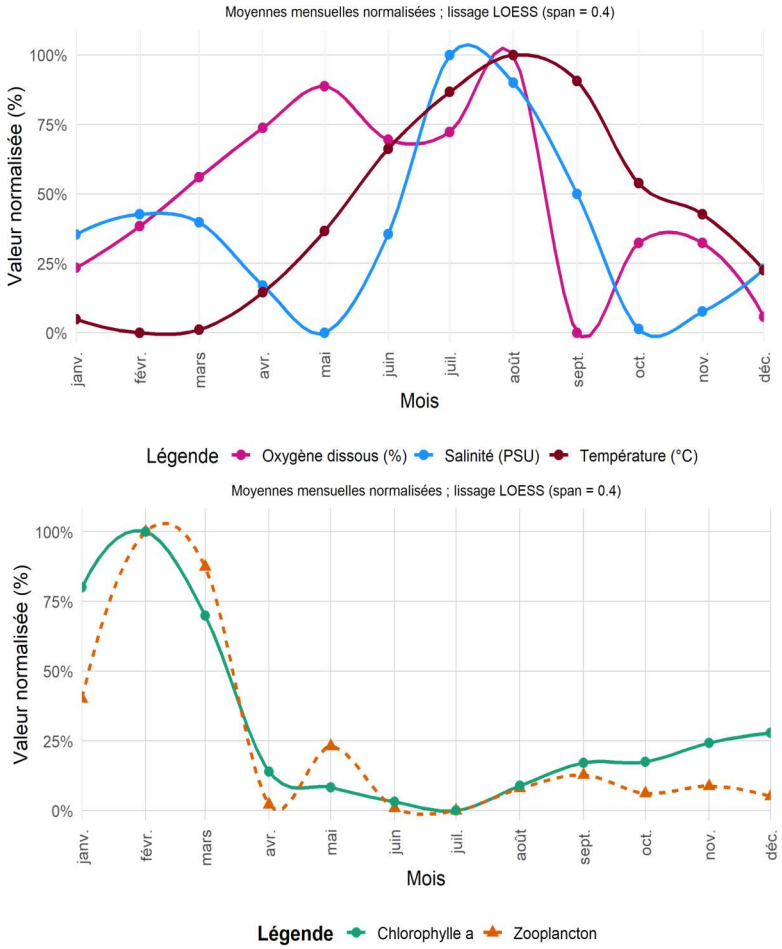

Figure 18 : (A) Variations normalisées de l'oxygène dissous, de la salinité et de la température. (B) Variations normalisées de la chl-a et de la concentration en zooplancton.

5.1.2. Structure de la communauté zooplanctonique : abondances relatives des groupes taxonomiques

Les abondances relatives bimensuelles de la communauté zooplanctonique montrent quels taxons, parmi les 37 groupes taxonomiques, prédominent ou, au contraire, sont peu représentés dans la baie de Calvi entre décembre 2019 et novembre 2020. De plus, les concentrations de chaques groupes taxonomiques sur l'année 2020 sont pris en compte pour faciliter la description de l'évolution saisonnière d'un groupe spécifique (Figure C 4, Figure C 5)

Le diagramme en barres empilées (Figure 19) est composé de trois volets (A, B, C), et permet une lecture par élimination successive de certaines groupes taxonomiques, afin d'illustrer la composition de la communauté zooplanctonique.

Le volet A présente l'abondance relative de l'ensemble de la communauté en incluant, les *Calanoida*, un groupe de copépodes. Ces derniers représentent en moyenne annuelle plus de 70 % de l'abondance relative totale. Cependant, entre avril et août, l'abondance relative des *Calanoida* diminue. Ils sont suivis par *Evadne* (cladocères), plus présents

d'avril à octobre, qui atteignent 10,6 %, *Cyclopoida* (8,4 %) en particulier de septembre à mai et *Poecilostomatoida* (7,8 %), plus présents de juin à février (Tableau C 1).

Pour appuyer ces observations, le volet B, qui exclut les *Calanoida*, révèle les taxons secondaires, notamment, classés par ordre décroissant d'abondance relative : *Cyclopoida*, *Poecilostomatoida*, *Evadne*, *Oikopleuridae*, *nauplii (Crustacea) et Salpida*.

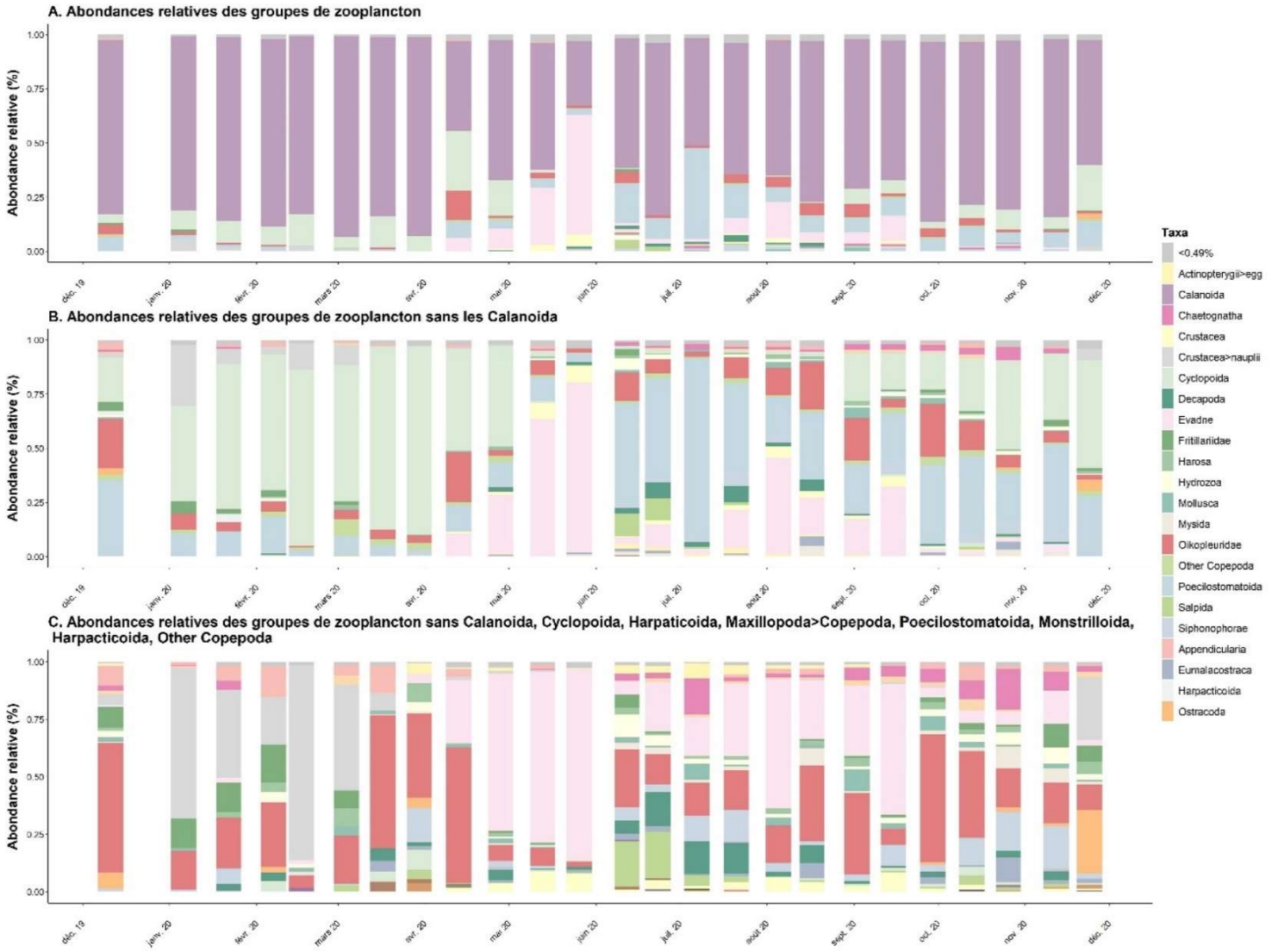

Figure 19 : (A) Abondances relatives de l'ensemble de la communauté zooplanctonique (décembre 2019-novembre 2020). (B) Abondances relatives sans les *Calanoida*. (C) Abondances relatives sans les huit groupes taxonomiques les plus abondants.

D'une manière plus générale, les copépodes (*Calanoida*, *Cyclopoida*, *Harpacticoida*, *Poecilostomatoida*, *Monstrilloida* et autres *Copepoda)* sont dominants au sein de la communauté avec une abondance moyenne relatives de 88% (Tableau C 1).

Les organismes filtreurs regroupent une diversité de taxons, tels que les *Oikopleuridae*, *Fritillariidae*, *Salpida*, *Doliolida*, *Pyrosomatida*, *Thaliacea*, *Evadne*, *Podon*, *Cirripedia*, *Mollusca*, *Ostracoda*, ainsi que les stades larvaires des crustacés (*nauplii* et *metanauplii*).

Ces groupes représentent ensemble environ 22 % de l'abondance relative moyenne et il est intéressant de noter que les stades larvaires de crustacés sont plus abondants entre décembre et milieu du mois de mars (Tableau C 1).

Enfin, les prédateurs zooplanctoniques sont représentés par des groupes tels que *Chaetognatha*, *Siphonophorae*, *Hydrozoa*, *Decapoda*, *Mysida*, *Eumalacostraca*, *Stomatopoda*, *Isopoda*, *Amphipoda* et *Euphausiacea*. Bien que globalement moins abondants (6,2 %), ces taxons deviennent plus visibles dans le volet C, qui exclut tous les copépodes (Tableau C 1).

Afin de faciliter l'interprétation des groupes minoritaires, un seuil d'abondance relative de 0,488 % (quantile 10 %) a été appliqué. Les taxons en dessous de ce seuil ont été regroupés dans une catégorie « <0.49 % ».

5.1.3. Evolution interannuelle et tendances à long terme (2004-2021)

L'analyse de la concentration totale du zooplancton entre 2004 et 2021 met en évidence les dynamiques temporelles à long terme au sein de la communauté zooplanctonique de la baie de Calvi (Figure 20).

L'évolution temporelle de la concentration totale en zooplancton montre de fortes fluctuations interannuelles. Les années 2005 et 2018, présentent les concentrations totales les plus élevées, dépassant les 15 000 ind/m³.an (graphique supérieur gauche).

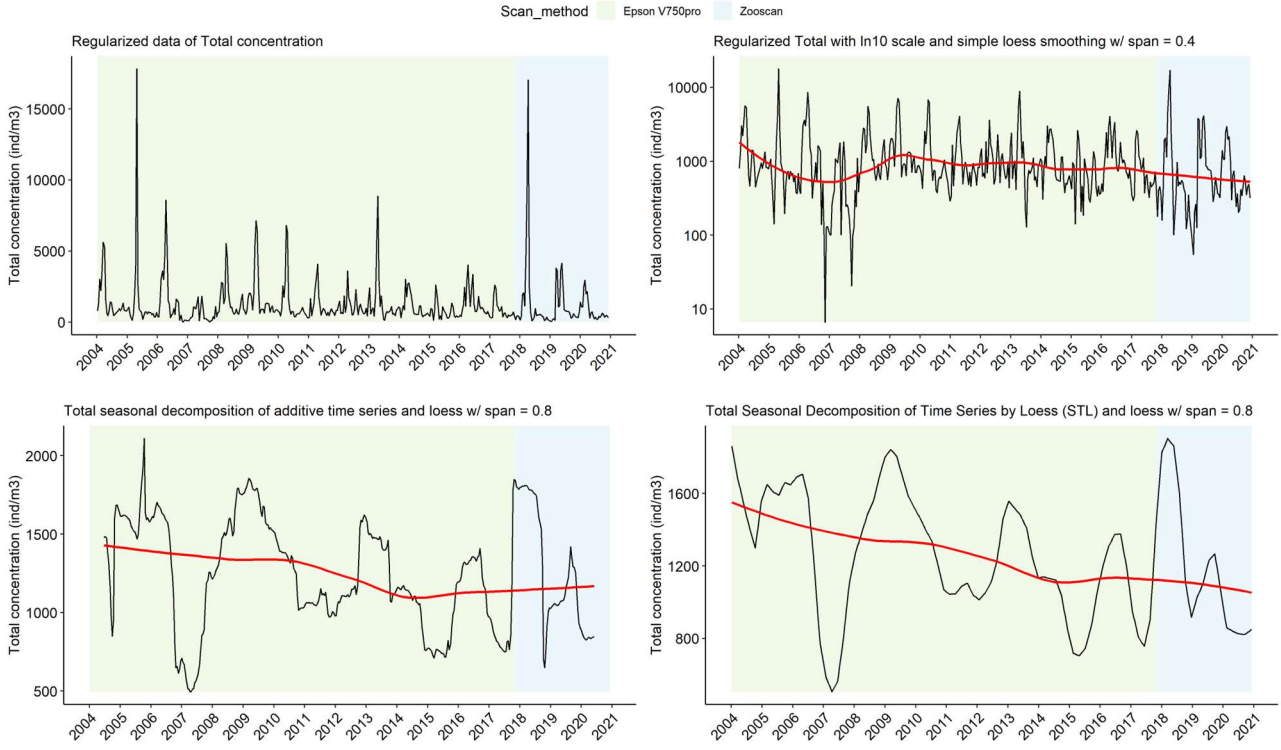

Figure 20 : Évolution temporelle de la concentration totale en zooplancton (2004–2021) et tendances de fond

Une représentation logarithmique permet d'atténuer l'effet des valeurs extrêmes et met en évidence une tendance générale décroissante, caractérisée par une baisse initiale entre 2004 et 2009, une phase de relative stabilité jusqu'en 2014 et ensuite une diminution plus prononcée (panneau supérieur droit).

La décomposition de la série temporelle permet d'isoler les composantes principales : la tendance de fond, la saisonnalité, et les effets ponctuels. Les courbes rouges correspondent à des tendances lissées par la méthode LOESS (Locally Estimated Scatterplot Smoothing) avec différents degrés de lissage. Elles permettent de visualiser les évolutions de long terme indépendamment des effets saisonniers ou des effets ponctuels. La tendance globale sur la période 2004–2021 est à la baisse, avec une diminution particulièrement marquée entre 2010 et 2014 (panneaux inférieurs gauche et droit).

Concernant les concentrations de certains groupes taxonomiques au sein de la communauté zooplanctonique, de fortes tendances de fond peuvent soit suivre, soit s'écarter de la tendance observée pour la concentration totale du zooplancton (Figure 21).

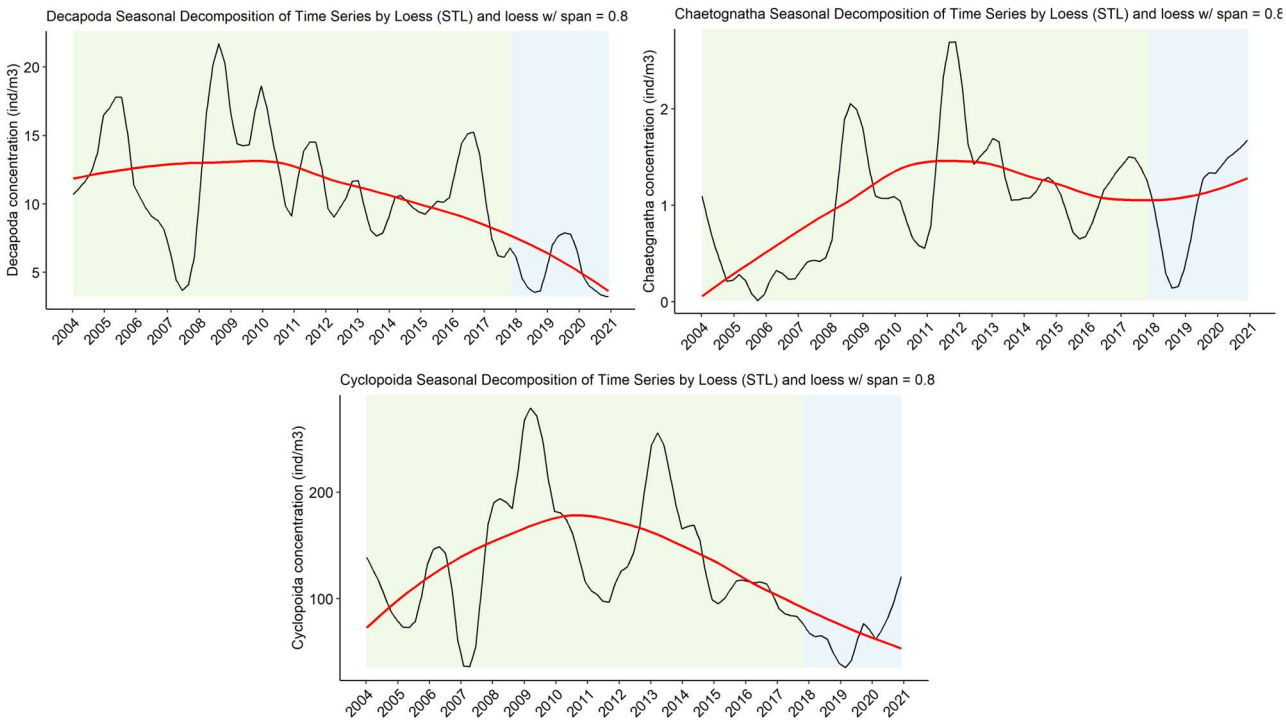

Figure 21 : Tendances temporelles des concentrations en Decapoda, Chaetognatha et Cyclopoida entre 2004 et 2020.

Les tendances lissées, représentées par les courbes rouges, montrent des évolutions contrastées : les *Decapoda* montrent une diminution continue à partir de 2010 ; les *Chaetognatha* augmentent fortement entre 2004 et 2010 avant de se stabiliser ; tandis que les *Cyclopoida* sont en augmentation jusqu'en 2010, puis chutent de manière marquée par la suite.

5.2. Comparaison des indices de diversité appliqués à la communauté zooplanctonique

L'analyse de la diversité de la communauté zooplanctonique repose sur 19 indices de diversité calculés à partir de la série temporelle couvrant la période du 7 janvier 2004 au 8 décembre 2020 regroupant vingt-deux groupes taxonomiques (Tableau C 2) et (Tableau C 3).

5.2.1. Corrélation entre les indices

Afin d'évaluer les redondances entre les différents indices de diversité, une matrice de corrélation de Pearson a été établie à partir des valeurs mensuelles normalisées des 19 indices calculés (Figure 22).

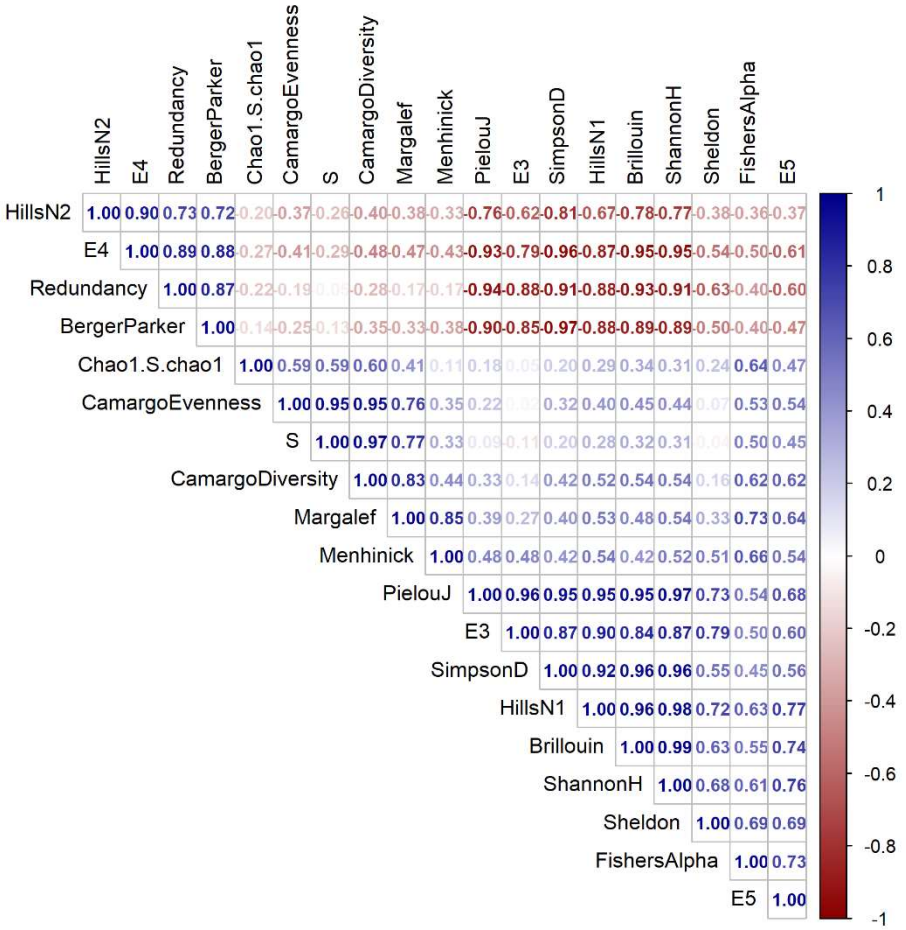

Figure 22 : Matrice de corrélation de Pearson entre les indices de diversité. Les couleurs indiquent la force et le sens des corrélations (rouge : négatif, bleu : positif).

Les coefficients de corrélation de cette matrice traduisent la force et la direction de la relation linéaire entre chaque paire d'indices. Plus la valeur du coefficient se rapproche de 1, positivement ou négativement, plus les indices partagent des aspects similaires ou contraires de la structure des communautés (richesse, dominance, équitabilité, hétérogénéité).

Parmi les indices d'hétérogénéité, Shannon, Simpson, Brillouin et Hill's N1 présentent des corrélations très fortes entre eux (≥ 0.96), suggérant une réponse écologique similaire aux variations de structure de communauté.

Les indices d'équitabilité Pielou et Camargo's Evenness sont également fortement corrélés (r = 0,95), tout comme Pielou et Ludwig and Reynolds' Evenness 2 (E3) (r = 0,95) traduisant une sensibilité commune à la répartition des abondances. En revanche, Sheldon, bien qu'appartenant à cette même famille, présente des corrélations plus modérées avec les autres indices (r ≈ 0.66–0.69).

Les indices de dominance Simpson, Berger-Parker et Hill's N2 forment un groupe fortement corrélé (r ≈ 0,85–0,97), mais présentent des corrélations négatives marquées avec certains indices d'hétérogénéité.

Enfin, parmi les indices de richesse spécifique, S, Margalef et Camargo's Diversity forment un groupe très fortement corrélé (r > 0,83), tandis que l'indice Menhinick présente des corrélations plus faibles avec les autres indices de la même catégorie (r ≈ 0,48).

Une analyse de redondance (RDA) est appliquée à la matrice d'abondances transformée selon Hellinger, afin d'évaluer la contribution relative des indices de diversité à la structuration de la composition zooplanctonique (Figure 23).

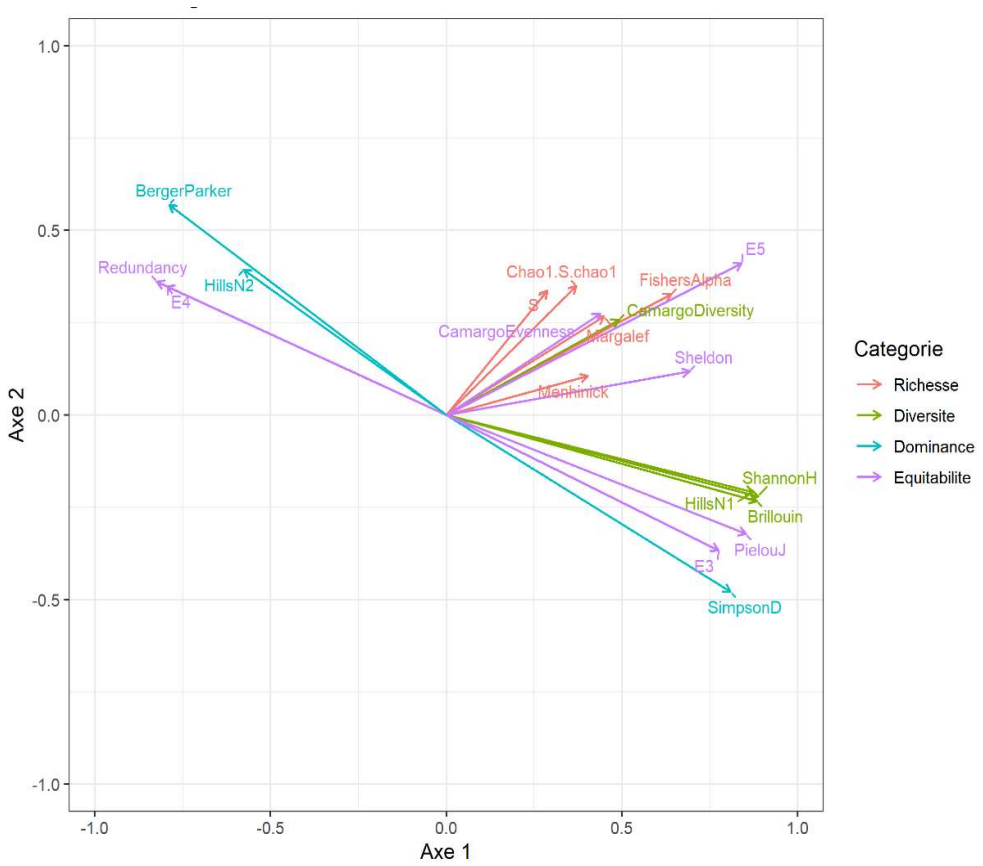

Figure 23: Analyse de redondance (RDA) basée sur une transformation de Hellinger comprenant 19 indices de diversité classées par catégories

Cette analyse comprend deux volets complémentaires : un modèle multivarié considérant simultanément l'ensemble des indices, et des modèles univariés où chaque indice est évalué séparément.

D'après l'analyse multivariées, plusieurs indices fortement projetés expliquent une part importante de la variance et contribuent à la structuration des données. C'est le cas des indices de dominance Hill's N2, Berger-Parker et Simpson ; des indices d'équitabilité E5, E4 et Redundancy ; ainsi que des indices de diversité Shannon, Brillouin et Hill's N1.

En revanche, les indices de richesse spécifique (S, Chao's 2, Menhinick, Margalef) et certains indices d'équitabilité (Sheldon, Camargo's Evenness) sont faiblement projetés, indiquant une contribution plus limitée.

Les indices de diversité Shannon, Brillouin et Hill's N1 sont projetés dans une direction similaire, suggérant une information partagée sur l'hétérogénéité tandis que les indices de dominance, Hill's N2 et Berger-Parker s'orientent dans une direction opposée à l'indice de Simpson.

Afin d'évaluer la contribution individuelle de chaque indice à la structuration de la composition zooplanctonique, les coefficients de détermination ajusté (R^2 ajusté) ont été calculé sur base du test de Monte Carlo pour chacun d'eux (Tableau C 4: Hiérarchisation des indices de diversité selon leur R^2 ajusté et leur statistique F test Monte Carlo par permutationTableau C 4). Les indices présentant les plus fortes valeurs de R^2 ajusté sont : Shannon (0,179), Brillouin (0,178) et Hill's N1 (0,173). À l'inverse, les indices de richesse S (0,037), Chao's 2 (0,043) et Menhinick (0,046) présentent les contributions les plus faibles.

5.2.2. Choix d'indices représentatifs des dimensions de la diversité

Sur base des informations dégagée de la matrice de corrélation et d'un dendrogramme apportant une aide visuelle (Figure C 6), de la RDA Hellinger et des R^2 ajustés, quatre indices ont été retenus pour représenter de manière complémentaire les dimensions de la diversité : Shannon (diversité), E5 (équitabilité), S (richesse spécifique) et Hill's N2 (dominance) (Tableau 2).

Tableau 2 : Indices sélectionnés sur base de la matrice de corrélation, de l'analyse RDA et des R^2 ajustés individuels.

	Shannon	**E5**	**S**	**Hill's N2**
Catégorie	Diversité	Équitabilité	Richesse spécifique	Dominance
Forte corrélation avec les autres indices	Brillouin, Hill's N1, Simpson, Pielou, E3, Sheldon, Fisher's Alpha et Camargo's Diversity	Peu corrélé avec d'autres indices	Margalef, Menhinick	Berger-Parker, Redundancy et E4
RDA (position/orientation)	Fortement projeté, aligné avec les axes principaux	Fortement projeté, position excentrée	Faiblement projeté	Fortement projeté, vecteur orthogonal à Shannon
R^2 ajusté	0,179 (élevé)	0,171 (élevé)	0,037 (faible)	0,092 (moyen)
Dimension représentée	Diversité globale tenant compte du nombre d'espèces et de leur abondance relative	Équitabilité intégrant diversité relative et richesse	Nombre total d'espèces observées	Diversité pondérée par la dominance des espèces abondantes

Les indices sélectionnés permettent de représenter les indices auxquels ils sont fortement corrélés, simplifiant ainsi l'analyse.

L'indice Shannon représente les indices tels que Brillouin, Hill's N1, Sheldon, Fisher's Alpha, Simpson, Pielou, E3, et la diversité de Camargo. L'indice de Hill's N2 correspond aux indices liés à la dominance, Redundancy, Berger-Parker et E4. La richesse spécifique (S) représente Margalef et Menhinick. Et enfin, E5 apporte une information complémentaire par rapport aux autres indices.

L'indice S est sélectionné car malgré son R^2 ajusté peu élevé, c'est le seul indice de richesse spécifique applicable aux conditions d'échantillonnage et à la structure de la composition zooplanctonique en baie de Calvi.

5.3. Evaluation de la diversité dans la baie de Calvi

5.3.1. Variabilités intra-annelles de la diversité

L'évolution intra-annuelle des quatre indices met en évidence des variations saisonnières marquées (Figure 24).

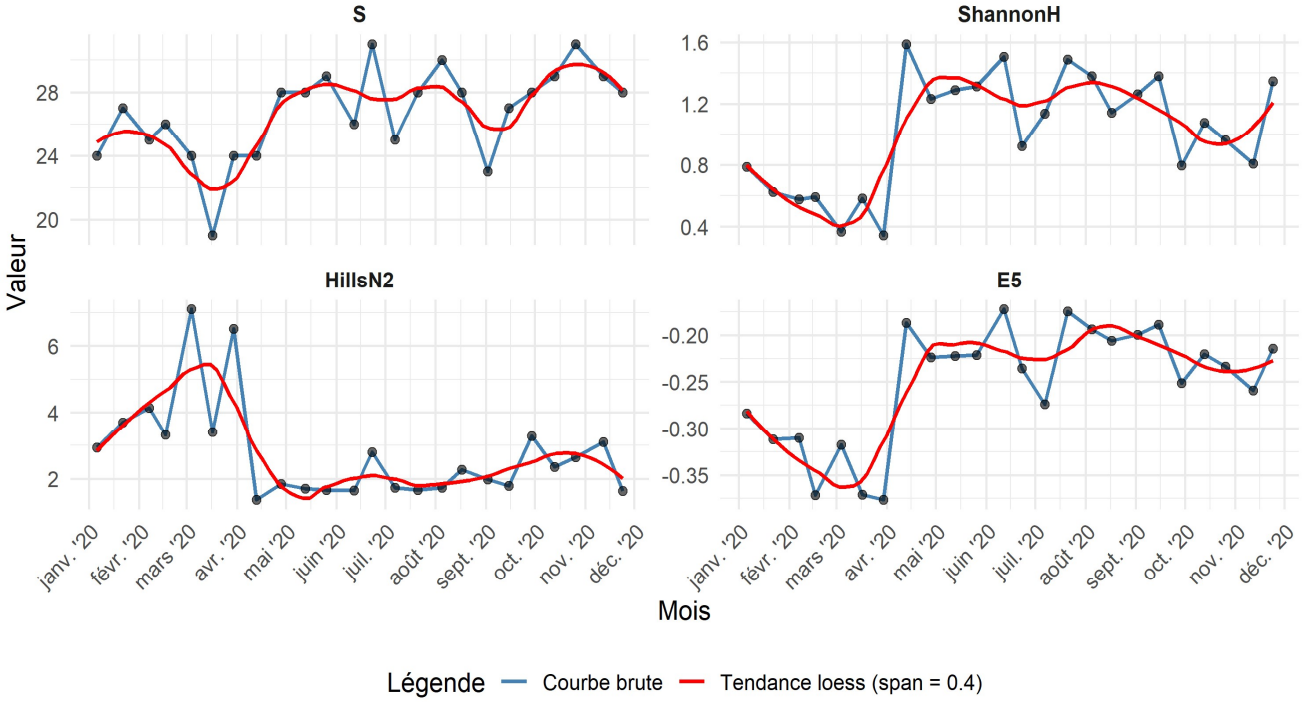

Figure 24: Variabilités intra-annuelles des 4 indices de diversité (S, Hill's N2, E5 et Shannon).

La richesse spécifique (S) diminue en février et en mars, avant d'augmenter à partir d'avril et d'atteindre un maximum en juin, suivi d'une légère diminution en septembre. Elle remonte ensuite en fin d'année, avec un second pic en novembre.

La diversité ajustée à la dominance (Hill's N2) principalement influencée par les groupes taxonomiques les plus abondants, présente un maximum prononcé en mars, suivi d'une baisse rapide dès avril, elle remonte légèrement de septembre à novembre avant de redescendre.

L'équitabilité pondérée par la richesse (E5) présente des valeurs minimales en février-mars, traduisant une répartition inégale des abondances, puis augmente fortement jusqu'en juin. Elle reste relativement élevée jusqu'en août, avant de décliner lentement en automne.

Enfin, la diversité globale (Shannon) suit une dynamique similaire à celle de E5, avec une augmentation marquée au printemps, un plateau estival, puis une légère décroissance à partir de septembre.

5.3.2. Variabilités interannuelles des indices de diversité

L'analyse des indices de diversité sur la période 2004-2020 permet de caractériser la variabilité interannuelle et les tendances (Figure 25). Les courbes en bleues représentent les moyennes annuelles des indices tandis que les courbes rouges, obtenues par lissage LOESS, illustrent les tendances à long terme.

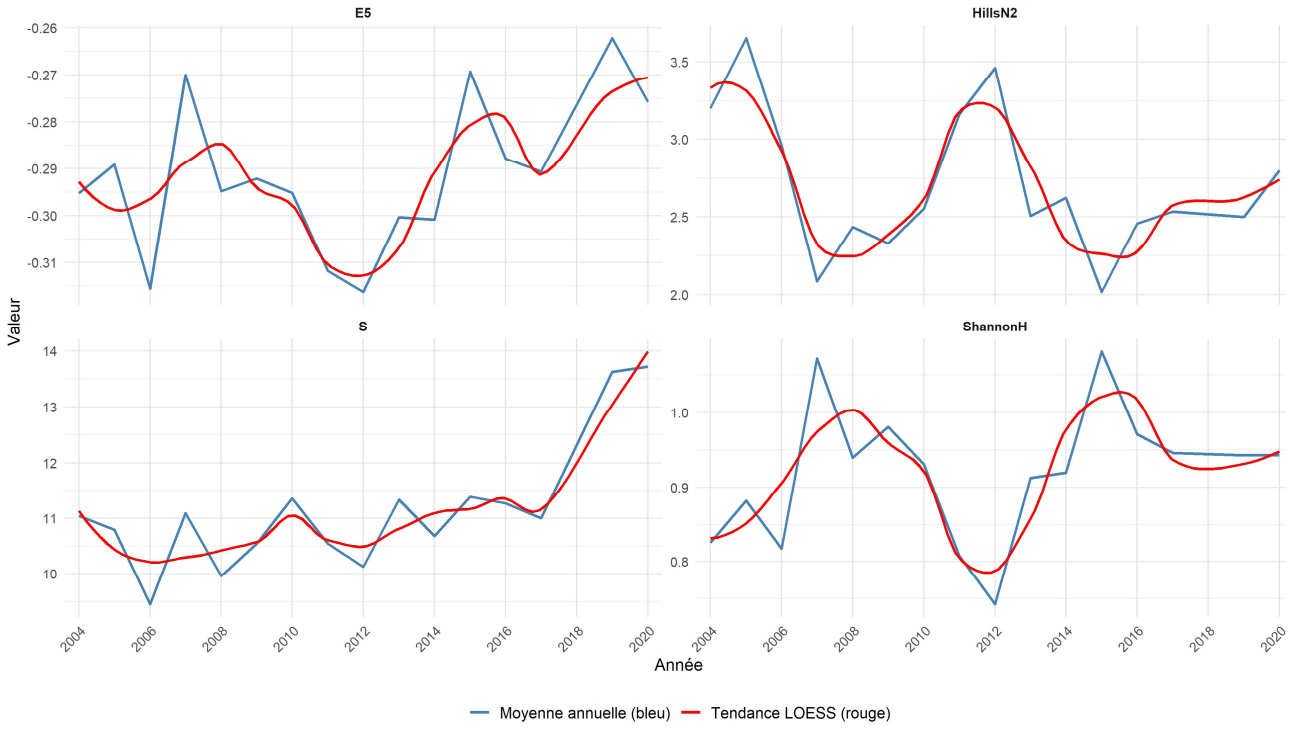

Figure 25 : Variabilités interannuelles des indices de diversité (S, Hill's N2, E5 et Shannon)

L'indice d'équitabilité E5 montre une évolution en U, avec une diminution progressive entre 2008 et 2014, reflétant une période de forte dominance de certains groupes taxonomiques. Cette tendance s'inverse ensuite, avec une hausse régulière jusqu'en 2020, traduisant un rééquilibrage progressif des abondances entre groupes.

L'indice de Hill's N2 suit une dynamique sinusoïdale, il diminue fortement de 2004 à 2008, témoignant d'une perte de diversité au profit de taxons dominants, remonte jusqu'en 2012, puis chute à nouveau jusqu'en 2015, puis progresse graduellement jusque 2020.

L'indice de richesse spécifique S présente une tendance relativement stable de 2004 à 2015, avec de légères fluctuations, avant d'augmenter fortement à partir de 2016, atteignant un pic maximal en 2020. Cette évolution traduit un enrichissement progressif de la composition spécifique au cours de la dernière décennie.

Enfin, l'indice de diversité Shannon montre une hausse marquée entre 2004 et 2008, suivie d'une nette diminution jusqu'en 2012, illustrant une perte de diversité globale. Il

repart ensuite à la hausse jusqu'en 2015, avant de se stabiliser à un niveau intermédiaire, suggérant une dynamique plus équilibrée mais sans regain notable de diversité sur la fin de la période.

Pour confirmer ces résultats, un test de contraste post-hoc de type année vs reste a été appliqué pour chaque indice de diversité (Tableau C 5). Ce test compare la moyenne d'une année à la moyenne des autres années.

L'analyse révèle que l'indice de richesse spécifique S présente cinq années significativement différentes. Les années 2006, 2008 et 2012 montrent des valeurs significativement plus faibles, tandis que 2019 et 2020 affichent des valeurs nettement plus élevées. Concernant l'indice de diversité pondéré par la dominance, Hill's N2, seule l'année 2005 présente une valeur significativement plus élevée que les autres années, indiquant une dominance accrue de certains groupes taxonomiques à cette période. L'indice d'équitabilité E5 montre une différence significative modérée en 2007, avec une légère hausse de l'équitabilité. Enfin, pour l'indice de diversité Shannon, trois années se distinguent de façon significative : une valeur plus élevée en 2007 et 2015, et une valeur plus faible en 2012. Ces résultats suggèrent des fluctuations notables de la diversité taxonomique sur la période étudiée.

5.3.3. Sensibilité des indices aux variables environnementales

Afin d'évaluer l'effet des variables environnementales sur les indices de diversité, des modèles linéaires généralisés (GLM) ont été appliqués entre les indices ; S, Shannon, Hill's N2 et E5, et les variables environnementales ; température de l'eau, salinité, oxygène dissous et chl-a, pour la période de janvier à novembre 2020. Ce type de modèle permet de quantifier l'effet de chaque variable prédictive tout en tenant compte de l'influence simultanée des autres facteurs (Tableau 3). Il y a cependant, une distinction entre effets significatifs ($p < 0,05$, surlignés en vert) et effets tendanciels ($0,05 \leq p < 0,1$, surlignés en orange).

L'indice de richesse spécifique (S) présente un effet significatif marqué de la salinité ($p = 0,028$), dont l'augmentation est associée à une diminution du nombre de groupes taxonomiques. La température montre un effet tendanciel ($p = 0,071$), suggérant une possible augmentation de la richesse en période plus chaude.

L'indice de diversité de Hill's N2 est positivement influencé par la concentration en chl-a ($p = 0,012$), indiquant un déséquilibre plus marqué entre groupes taxonomiques et donc une dominance accrue de certains groupes.

L'indice E5, centré sur l'équilibre de l'abondance entre groupes, est négativement et significativement associé à la chl-a ($p = 0,003$), suggérant une perte d'équitabilité lorsque la concentration en chl-a augmente.

Enfin, l'indice de diversité de Shannon suit une tendance similaire, avec un effet négatif et significatif de la chl-a (p= 0,001), révélant un appauvrissement en diversité dans les conditions où la concentration en chl-a augmente.

Aucun des quatre indices n'est influencé de manière significative par l'oxygène dissous et par température, à l'exception d'un effet tendanciel de la température (p=0,071) détecté pour la richesse spécifique (S).

Tableau 3 : modèles linéaires simples (GLM) appliqués entre les indices choisis (S, Shannon, Hill's N2 et E5) et les variables environnementales entre janvier et novembre 2020.

Indice	Variable	Effet estimé	Erreur standard	p-value
E5	**chl-a**	**-0,138**	**0,043**	**0,003**
	Température	0,004	0,004	0,341
	Oxygène dissous	-0,003	0,004	0,368
	Salinité	-0,030	0,044	0,501
Hill's N2	**chl-a**	**3,138**	**1,164**	**0,012**
	Oxygène dissous	0,048	0,096	0,622
	Salinité	0,481	1,203	0,693
	Température	-0,018	0,100	0,856
S	**Salinité**	**-6,612**	**2,859**	**0,028**
	Température	**0,447**	**0,238**	**0,071**
	Oxygène dissous	0,268	0,228	0,250
	chl-la	-0,237	2,766	0,932
Shannon	**chl-a**	**-1,086**	**0,278**	**0,001**
	Température	-0,017	0,024	0,479
	Oxygène dissous	-0,015	0,023	0,519
	Salinité	0,121	0,287	0,676

Les variables environnementales significatives pour chacun des quatre indices ont été normalisées afin d'en dégager les tendances principales (Figure 26). Cependant, les relations mises en évidence doivent être interprétées avec prudence, bien que les modèles linéaires offrent un cadre pour explorer les effets potentiels des variables environnementales, ils ne capturent pas la totalité de la variabilité observée.

De manière générale, Hill's N2 suit étroitement la courbe de la chl-a, avec une augmentation marquée entre janvier et mars, un minimum en mai et juin, puis remonte au mois de novembre. La dominance de certains groupes taxonomiques est plus marquée lorsque la concentration en chl-a est élevée.

Les indices E5 et Shannon, quant à eux, présentent un comportement inverse, ils diminuent fortement en début d'année lorsque la chl-a augmente, puis remontent à partir de mai-juin pour atteindre un plateau relativement élevé jusqu'en octobre. Cela

indique une perte d'équitabilité ainsi que d'un appauvrissement de diversité lorsque la chl-a est élevée suivi d'un rétablissement progressif.

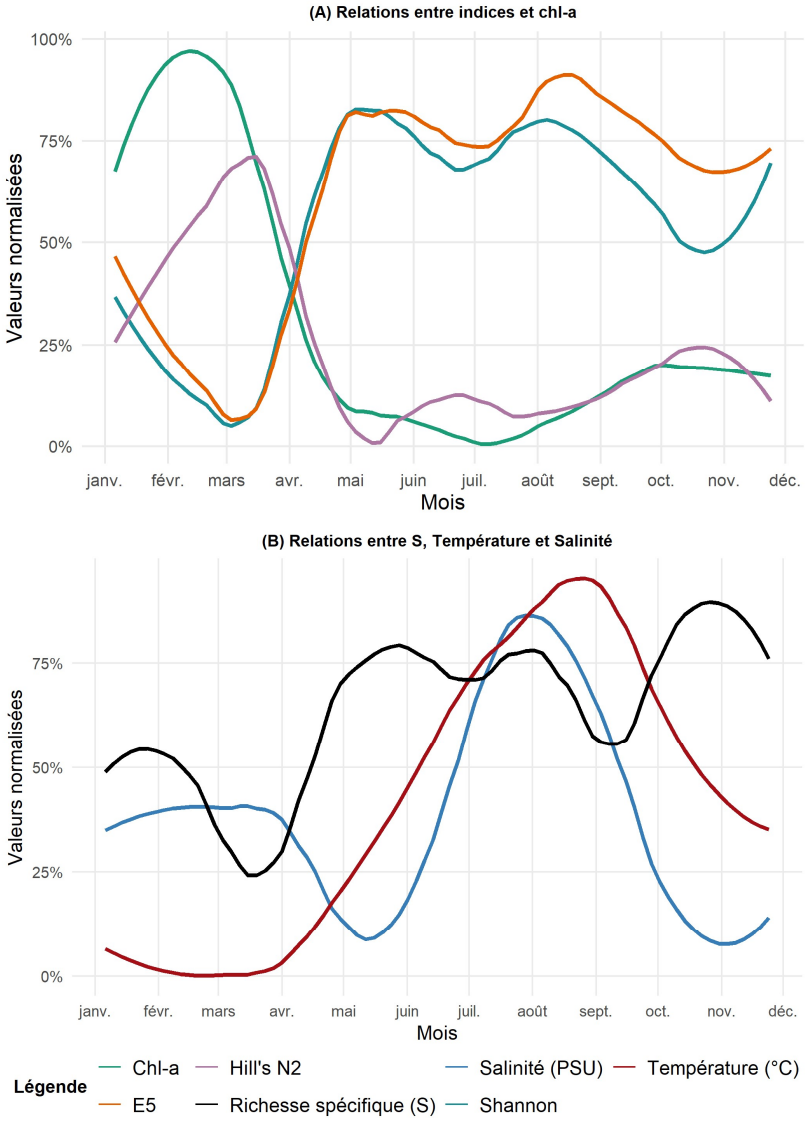

Figure 26: Mise en relations des indices avec les variables environnementales

En parallèle, la richesse spécifique (S) montre un comportement très différent, influencé principalement par la salinité (Figure 26 B). La salinité baisse en avril et atteint un minimum mi-mai pour ensuite suivre également une courbe en cloche mais légèrement décalée, atteignant son maximum en août. La relation inverse entre la salinité et la richesse spécifique ne transparait pas graphiquement. La dynamique de la température suit une courbe en cloche, avec des valeurs minimales jusqu'en avril et maximales en août et septembre.

Enfin, à partir d'octobre-novembre, on observe une remontée conjointe de E5 et Shannon, traduisant un regain d'équitabilité et de diversité dans un contexte de chl-a

plus modérée, alors que Hill's N2 et S amorcent un déclin, indiquant à la fois une réduction du nombre de groupes et une dominance accrue de certains taxons.

5.4. Evolution des appendiculaires appartenant aux familles *Oikopleuridae* et *Fritillariidae*

Les concentrations et les abondances relatives des deux familles d'appendiculaires en 2020 indiquent une nette dominance des *Oikopleuridae* (en orange), par rapport aux *Fritillariidae*, (en vert), durant l'année 2020 (Figure 27).

Cependant, la dynamique temporelle des deux familles n'est pas exactement la même, toutes deux présentent deux blooms, mais ils ne se coordonnent pas. Chez les *Oikopleuridae*, le premier pic de concentration est observé en mai, suivi d'un second en septembre, puis la concentration diminue progressive durant l'hiver. En revanche, chez les *Fritillariidae,* la concentration diminue fortement dès le mois de janvier, avec un premier pic de concentration plus tardif, en juin, puis un second en septembre. Contrairement aux *Oikopleuridae*, la concentration des *Fritillariidae* continue d'augmenter durant l'automne et reste relativement élevée en hiver.

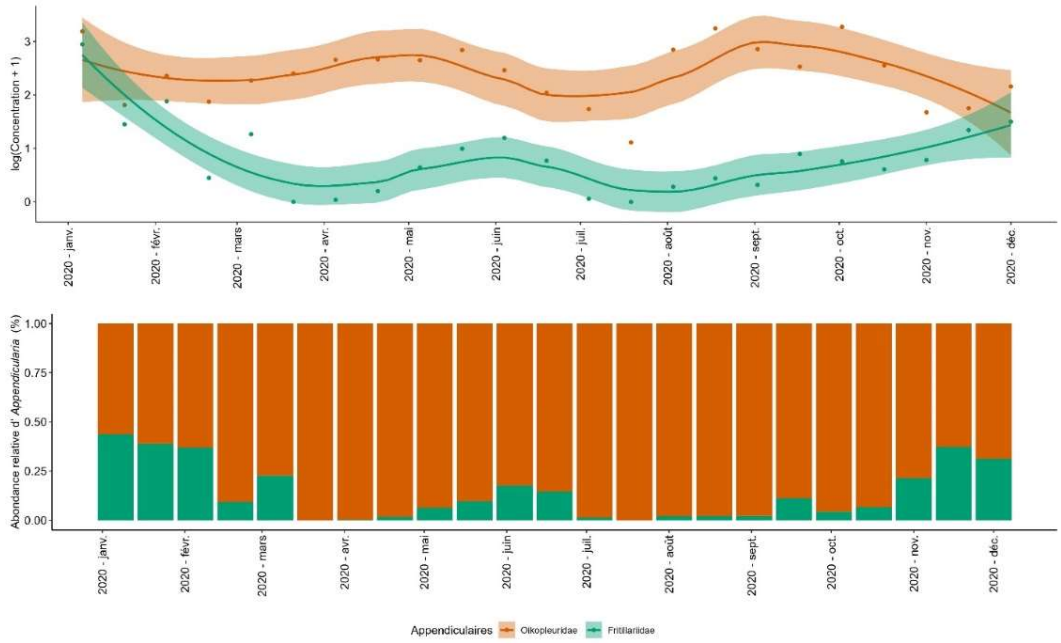

Figure 27: Variations saisonnières des concentrations (en haut) et de la composition relative (en bas) des Appendiculaires en 2020.

A partir des concentrations de ces deux familles, l'évolution temporelle du ratio et du log-ratio entre *Oikopleuridae* et *Fritillariidae* a pu être établie (Figure 28).

Le ratio brut permet d'observer les variations relatives d'abondance entre les deux familles. La valeur du ratio est supérieure à 1 durant la majeure partie de l'année 2020, traduisant la dominance globale des *Oikopleuridae*. Un pic important apparait mi-avril

(valeur > 200), suivi d'un second pic moins prononcé en septembre. Entre ces pics, le ratio diminue mais reste positif, indiquant que les *Oikopleuridae* demeurent majoritaires. Les valeurs se rapprochent de zéro en hiver, indiquant des abondances plus équilibrées entre les deux familles.

Le log-ratio permet une lecture centrée sur les tendances relatives aux deux familles : les valeurs positives indiquent une dominance des *Oikopleuridae*, les valeurs négatives une dominance des *Fritillariidae*.

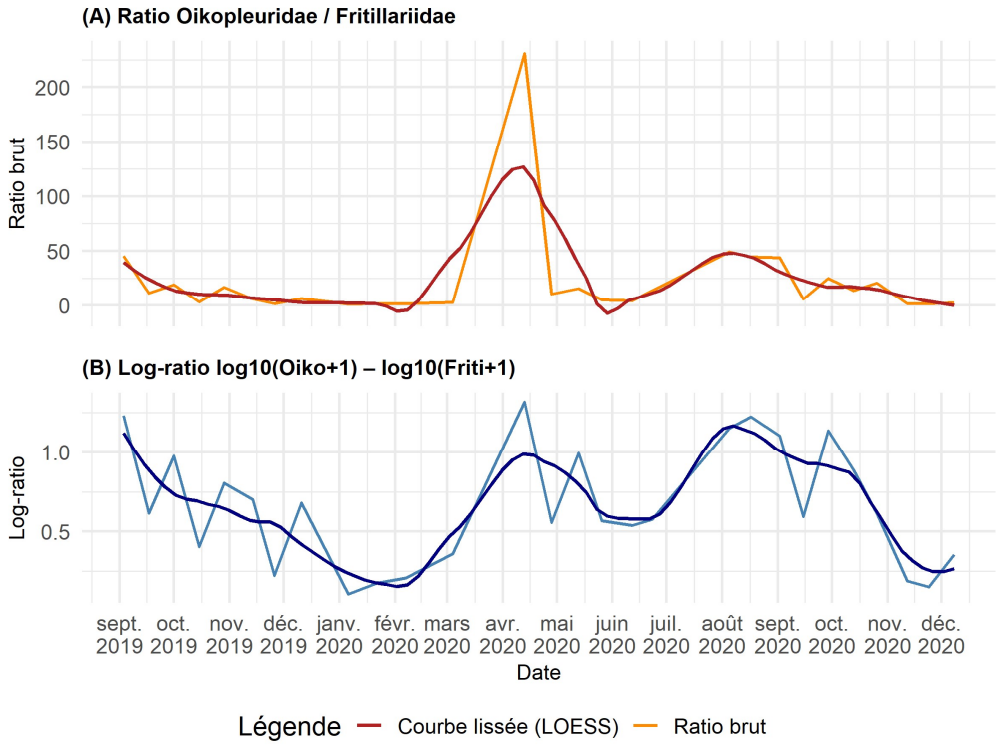

Figure 28: (A) Ratio brut Oikopleuridae / Fritillariidae

(B) Log-ratio (log (Oiko+1)-log (Friti+1)

Afin d'explorer les relations entre l'abondance relative des deux familles d'appendiculaires et les variables environnementales, une analyse de corrélation de Spearman a été réalisée entre le log-ratio et quatre variables environnementales : la température, la salinité, la concentration en oxygène dissous et la chl-a (Tableau C 6).

Cette approche a permis d'identifier les variables significativement corrélées avec le log-ratio. Une corrélation positive forte et significative a été observée entre la température en surface (0–5 m) et le log-ratio ($\rho = 0.629$, $p < 0.001$), indiquant que les *Oikopleuridae* tendent à dominer les *Fritillariidae* lorsque les températures augmentent. Au contraire, la chl-a montre une corrélation négative modérée avec le log-ratio ($\rho = -0.427$, $p = 0.024$). Les corrélations avec la salinité et l'oxygène dissous sont faibles et

non significatives, indiquant une absence d'effet clair de ces variables sur l'abondance relative des deux familles.

En complément, un modèle de régression linéaire multiple a été appliqué pour quantifier l'effet combiné des variables environnementales sur le log-ratio. Les coefficients ainsi que les régressions linéaires simples (Tableau C 7) montrent un effet positif significatif de la température ($p < 0.01$) et un effet négatif significatif de la chl-a ($p < 0.05$). La salinité et l'oxygène dissous n'ont pas d'effet significatif. Cependant, aucun des prédicteurs n'est significatif à lui seul ($p > 0.05$), ce qui peut être dû à un manque de puissance statistique ($n = 28$) ou à une multicolinéarité partielle entre variables. Le modèle global est significatif ($p = 0.0085$), avec un coefficient de détermination R^2 indiquant qu'environ 44 % de la variance du log-ratio est expliquée par l'ensemble des variables environnementales (Tableau C 8).

Les grandes observations sont une influence positive de la température tandis que la chl-a est associée à une relation inverse sur le log-ratio. Ces tendances sont identiques pour l'analyse de Spearman et le modèle de régression multiple.

Ces différents résultats issus des analyses données prélevées sur le site de référence constituent une base pertinente pour interpréter les dynamiques écologiques du zooplancton du milieu côtier méditerranéen et pour évaluer la pertinence des indices de diversité dans le contexte du changement climatique.

6. Discussion

Cette discussion s'appuie sur l'analyse des variations temporelles, saisonnières et interannuelles des communautés zooplanctoniques entre 2004 et 2021.

Elle vise à replacer les résultats obtenus dans un cadre écologique plus large, en interprétant les fluctuations de diversité et de structure au regard des conditions environnementales ainsi qu'à déterminer si les indices appliqués peuvent constituer une base pour des bioindicateurs évaluant l'état écologique des écosystèmes marins méditerranéens.

6.1. Influence de la saisonnalité sur la structure et la diversité de la communauté zooplanctonique

Da manière générale, la communauté zooplanctonique en baie de Calvi est dominée par les copépodes tout au long de l'année (70%) 2020 et en particulier par les *Calanoida*. En effet, la prédominance des *Calanoida* peut être expliquée car de nombreuses espèces de ce groupe, souvent de petite taille, sont bien adaptées aux faibles concentrations de chl-a en raison de leur régime omnivore opportuniste rendant la compétition difficile pour les autres groupes taxonomiques (Peralba & Mazzocchi, 2004; Beck et al., 2023 ; Protopapa & Zervoudaki, 2025). Ce phénomène est d'autant plus marqué dans les eaux oligotrophes typiques de la mer méditerranéenne (Garcia et al., 2023; Siokou-Frangou et al., 2010).

Malgré cette forte dominance, il existe tout de même des variations saisonnières au sein de la communauté zooplanctonique.

En février-mars, la richesse spécifique diminue, tandis que la diversité pondérée par par groupes taxonomiques dominants atteint son maximum annuel, reflétant une communauté très dominée par les *Calanoida*. Ce schéma concorde avec le pic annuel de concentration en chl-a en février, suivie du bloom zooplanctonique en mars, traduisant une réponse trophique du zooplancton à l'accroissement de la production primaire (Pope et al., 1995), la concentration en chl-a étant un proxy au bloom de phytoplancton (Pitois et al., 2021).

Par ailleurs, la diversité globale et l'équitabilité sont faibles, ce qui met en évidence l'effet négatif significatif de la chl-a sur ces indices, confirmant que la diversité est réduite lors des périodes de bloom. Une forte abondance se traduit en effet par une faible diversité, tant pour le phytoplancton que pour le zooplancton (Liu et al., 2021 ; Beck et al., 2023). Les conditions nutritives sont le principal facteur régulant les indices de diversité et d'équitabilité (Liu et al., 2021 ; Pagano et al., 2025).

D'avril à juin, la richesse spécifique, l'équitabilité et la diversité globale augmentent nettement et se stabilisent à un niveau élevé, indiquant une répartition plus équilibrée des abondances entre groupes taxonomiques. Ce schéma est le même dans le nord-ouest de la méditerranée, où les indices de richesse et d'équitabilité augmentent fortement jusqu'en juillet, puis se maintenaient à des niveaux élevés durant l'été. (Beck et al., 2023). Cette période est marquée par la diminution progressive de l'abondance relative des *Calanoida,* au profit d'une plus grande représentation de taxons secondaires, notamment les cladocères, plus fréquents d'avril à octobre.

Dès la fin de l'été, la diversité globale, ainsi que l'équitabilité chutent. La richesse spécifique diminue aussi et atteint un creux en septembre, ce qui coïncident avec le deuxième bloom zooplanctonique automnal. De manière générale, lors d'un bloom, la concentration totale de zooplancton augmente et les copépodes dominent les autres groupes taxonomiques (P. Dauby, 1980).

Contrairement aux indices de diversité et d'équitabilité, **dès la fin du mois de septembre,** la richesse spécifique augmente, portée par des groupes taxonomiques secondaires comme les cladocères, les *Poecilostomatoida* (présents de juin à février) et les *Cyclopoida (*présents de septembre à mai). À ce moment-là, de petits copépodes brouteurs ainsi que les appendiculaires et les ptéropodes (Mollusca) deviennent plus abondants (Zhou et al., 2009)

En hiver, l'équitabilité pondérée à la richesse et la diversité globale sont faibles comparés aux autres saisons en partie du manque de lumière qui entrave la production primaire. Néanmoins, les stades larvaires de crustacés ainsi que les *Fritillaridae*, conservent des concentrations relativement élevées à l'automne et en hiver. Ces tendances suggèrent que les indices de diversité globale et d'équitabilité peuvent masquer la contribution de taxons rares lorsque des groupes dominants, tels que les copépodes, sont très abondants.

Par ailleurs, une étude réalisée en baie de Calvi a mis en évidence l'influence de facteurs environnementaux sur les variations intra-annuelles du zooplancton. Le régime de vents d'automne (octobre à janvier), la disponibilité en nutriments en hiver (décembre à mars) et la température de l'eau hivernale semblent jouer un rôle déterminant dans l'ampleur du bloom printanier (Fullgrabe et al., 2020).

Dans le contexte du changement climatique, l'augmentation globale de la température pourrait peut-être modifier la période du bloom et changer la dynamique saisonnière des communautés zooplanctoniques. De plus, les événements extrêmes qui deviennent plus fréquents, tels que les tempêtes et les vagues de chaleur marines, pourraient favoriser certains groupes tolérants à ces conditions, modifiant la composition de la communauté zooplanctonique.

Au-delà de ces variations saisonnières, les données à long terme révèlent des changements plus profonds, observables à l'échelle interannuelle.

6.2. Variations interannuelles et tendances à long terme des communautés zooplanctoniques

Sur la période 2004–2021, les concentrations totales de zooplancton dans la baie de Calvi présentent de fortes fluctuations interannuelles, avec des maxima notables en 2005 et 2018. L'année 2005 se distingue d'ailleurs par une diversité pondérée par la dominance significativement plus élevée, en cohérence avec le pic de concentration totale de zooplancton. En revanche, le second maximum de cet indice de diversité pondérée par la dominance, en 2012, ne correspond pas à une année avec une concentration totale particulièrement élevée sur la période étudiée.

La richesse spécifique apparait comme significativement négative en 2006 ce qui pourrait être une preuve de l'effet tendanciel positif de la température sur la richesse spécifique ainsi que l'effet significatif négatif de la salinité. En effet, des changements importants dans l'hydrologie de la mer de Ligure se sont produits de manière brutale au cours de l'hiver 2005/2006. En 2006, la température et la salinité était environ 15 fois supérieure à l'augmentation annuelle moyenne mesurée au cours de la période 1995-2005 (Marty & Chiavérini, 2010 ; Beck et al., 2023). De plus, une augmentation de la biomasse phytoplanctonique a été associée à l'intense événement de 2006 (Marty & Chiavérini, 2010).

Les années 2007 et 2008 présentent des valeurs significativement plus élevées pour les indices d'équitabilité, de diversité globale et de richesse spécifique, respectivement, 2007 étant la seule année présentant une équitabilité significativement différente.

La décomposition saisonnière de la série temporelle montre une diminution des concentrations totales à long terme, indépendamment des variations saisonnières ou ponctuelles, avec un déclin marqué entre 2010 et 2014.

Ce déclin est visible pour certains groupes taxonomiques, notamment les décapodes et les *Cyclopoida* (copépodes), qui connaissent une diminution importante depuis 2010 sans stabilisation. Les décapodes constituent un maillon intermédiaire important du réseau trophique, en particulier car ils sont les proies des poissons et invertébrés supérieurs. Le transfert d'énergie dans le réseau tropique est donc réduit.

Durant cette même période, l'équitabilité et la diversité globale présentent un creux simultané, atteignant un minimum en 2012, avant de remonter progressivement. L'année 2012 est d'ailleurs caractérisée par des valeurs significativement faibles pour la richesse spécifique et la diversité globale.

Tandis que d'autres groupes taxonomiques, comme les chaetognathes qui sont prédateurs voraces d'autres organismes zooplanctoniques, montrent une croissance marquée entre 2004 et 2010, suivie d'une stabilisation relative jusqu'en 2021 à une concentration élevée. Cette augmentation favorise une pression sur leurs proies plus accrue notamment, les larves de poissons et certains copépodes, pouvant engendrer un possible déséquilibre au sein des communautés zooplanctoniques

Globalement, la tendance des concentrations totales au sein de la communauté zooplanctonique est à la baisse sur l'ensemble de la période conjointement à une hausse progressive de la température de l'eau d'environ +0,30 °C (Fullgrabe et al., 2020). Par ailleurs, la richesse spécifique tend à augmenter, en particulier à partir de 2018, avec des valeurs significativement plus élevées en 2019 et 2020.

De plus, entre 2009 et 2020, les augmentations de température et de salinité sont accompagnées d'un appauvrissement en nutriments dans le nord-ouest de la méditerranée, intensifiant ainsi les conditions déjà oligotrophes de la mer Méditerranée (Beck et al., 2023). L'augmentation de la stratification de la colonne d'eau a réduit la profondeur du mélange vertical en hiver au cours des dernières années, empêchant ainsi l'apport en nutriments dans la couche de surface. Contrairement aux attentes, la concentration en chl-a a significativement augmenté. Cependant, cette hausse ne se traduit pas nécessairement par une augmentation simultanée du zooplancton (Beck et al., 2023).

Par ailleurs, l'intensité des événements de convection a été plus importante au cours des dernières années de sécheresse. Ces événements ont une forte probabilité de récurrence en raison de la diminution des apports d'eau douce dans le nord-ouest de la mer Méditerranée (Giorgi et Lionello, 2008).

La variabilité des écosystèmes côtiers est fortement influencée par la circulation atmosphérique (vents, pressions, régimes de précipitations) plutôt que par la seule température de surface (Lheureux et al., 2021). En Méditerranée, l'influence des régimes de précipitations et des apports fluviaux apparaît particulièrement déterminante, car elle conditionne la salinité, les apports en nutriments et la dynamique planctonique (Lheureux et al., 2021). D'ailleurs, l'indice d'Oscillation Nord-Atlantique (NAO) hivernal s'est avéré corrélé aux températures de l'eau en hiver ainsi qu'à l'abondance du pic de printemps, suggérant qu'un forçage climatique à grande échelle influence les communautés zooplanctoniques dans la baie de Calvi (Fullgrabe et al., 2020).

Ces résultats, replacés dans le contexte méditerranéen et des tendances observées à l'échelle mondiale, apportent des éléments essentiels pour comprendre la dynamique des communautés planctoniques côtières et anticiper leur évolution dans un contexte de changement global.

Les séries temporelles sont indispensables pour distinguer la variabilité climatique naturelle des changements induits par l'homme. Ces suivis permettent de détecter des seuils critiques ou des changements abrupts qui peuvent modifier profondément le fonctionnement des écosystèmes (Scheffer et al., 2009).

6.3. Pertinence du ratio *Oikopleuridae/Fritillariidae* pour le suivi de la qualité de l'eau

Afin d'évaluer la pertinence écologique du ratio *Oikopleuridae/Fritillariidae* comme indicateur de suivi de la qualité de l'eau, la dynamique saisonnière des deux familles est examinée ainsi que la relation entre leur abondance relative et plusieurs variables environnementales.

Au cours de l'année 2020, les *Oikopleuridae* sont globalement plus abondants que les *Fritillariidae,* bien que leurs dynamiques saisonnières diffèrent. Les *Oikopleuridae* présentent des abondances maximales au printemps et à la fin de l'été, tandis que les Fritillariidae voient leur concentration augmenter durant l'automne et rester relativement élevée en hiver.

Le log-ratio d'abondance entre les deux familles présente une corrélation positive avec la température et négative avec la chl-a. Cette relation indique que la dominance des *Oikopleuridae* peut probablement être associée à des températures plus élevées, tandis qu'une augmentation de la biomasse phytoplanctonique favorise les *Fritillariidae*. Cela est cohérent avec l'écologie des *Oikopleuridae* décrite notamment par Troedsson et al. (2013) et Bouquet et al. (2018) comme opportuniste en conditions chaudes. De plus, les *Fritillariidae* sont souvent associés à d'autres conditions environnementales, notamment des eaux côtières plus turbides (Ndah et al., 2022).

Une diminution du ratio *Oikopleuridae/Fritillariidae* peut refléter une augmentation de la matière organique dans la colonne d'eau, tandis qu'une hausse de ce ratio associée à une élévation de la température peut s'accompagner d'une baisse de l'oxygène dissous et d'une augmentation du PCO_2, entraînant une acidification de l'eau (Ndah et al., 2022).

Ce ratio apparaît ainsi comme un bioindicateur potentiel pour le suivi des changements océaniques, notamment l'acidification des mers et océans. De manière générale, la fréquence et l'ampleur des blooms de zooplanctons gélatineux constituent des signaux pertinents des modifications structurelles des écosystèmes en réponse aux altérations climatiques (Condon et al., 2012).

6.4. Limites méthodologiques et perspectives de recherche

Dans cette étude, la diversité de la communauté zooplanctonique est décrite à partir de quatre indices représentant des dimensions complémentaires de la structure des communautés.

L'indice de Shannon, qui caractérise la diversité globale en tenant compte à la fois du nombre d'espèces et de leur abondance relative, recouvre également l'information portée par d'autres indices tels que Brillouin, Hill's N1, Simpson, PielouJ, E3, Sheldon, Fisher's Alpha, Menhinick, Margalef, S et Camargo's Diversity.

L'indice d'équitabilité E5, faiblement corrélé aux autres indices, apporte une information nouvelle sur la répartition relative des abondances entre espèces.

La richesse spécifique (S), reflétant le nombre total d'espèces observées, intègre aussi la variabilité captée par les indices Margalef et Menhinick.

Enfin, l'indice de Hill's N2 illustre la dimension de dominance au sein de la communauté, en regroupant les signaux portés par les indices Berger-Parker, Redundancy et E4.

Ensemble, ces quatre indices couvrent des dimensions distinctes mais complémentaires de la diversité zooplanctonique et offrent une lecture synthétique de sa variabilité temporelle.

Cependant, les indices calculés présentent une certaine limite liée à leur nature holistique. En effet, ces indices ne décrivent pas une dimension précise (par exemple seulement la richesse spécifique, ou seulement la dominance), mais combine plusieurs facettes de la structure écologique dans une valeur unique (le nombre d'espèces et la distribution de leur abondance). Cela peut entrainer des problèmes de circularité dans l'analyse.

L'abstraction de réponses écologiques multivariées complexes en valeur unique (Buchanan, 1993) implique une perte d'informations essentielles, aboutissant à une représentation seulement partielle de l'état et de la dynamique du système, ce qui peut conduire à des diagnostics erronés des problèmes écologiques.

La complexité des relations entre les conditions hydrographiques et la composante biotique de l'écosystème marin rend d'autant plus difficile l'interprétation.

En raison de leur nature généraliste, les indices ne possèdent pas une puissance indicatrice suffisante pour évaluer les impacts de pressions écologiques liées aux altérations anthropiques et au changement climatique.

Cela nécessite des indices complémentaires qui ciblent spécifiquement les relations entre pressions et réponses dans les écosystèmes marins. Une solution serait d'extraire les traits biologiques et fonctionnels clés des espèces et taxons indicateurs afin d'obtenir

une meilleure spécificité vis-à-vis des pressions environnementales. En effet, la taille et les traits peuvent refléter l'état du réseau trophique et mettre en évidence les impacts climatiques sur les écosystèmes marins (Beck et al., 2023). Un exemple concret est les variations temporelles de la biomasse des *Calanoida*, comparées à l'espèce plus résiliente *Oithona* similis, peuvent révéler les effets sous-jacents des changements climatiques sur les écosystèmes marins (Ndah et al., 2022).

Cependant, la sous-estimation des dimensions morphologiques due à la fixation au fomol est à prendre en compte dans les calculs de tailles (Yebra et al., 2017).

Certaines limites inhérentes à la méthodologie d'échantillonnage doivent également être prises en compte pour interpréter les résultats.

Premièrement, les contraintes classiques liées à l'utilisation d'un filet entrainent la destruction d'organismes fragiles pouvant conduire à une sous-représentation de certains groupes, notamment les organismes gélatineux. De plus, dans la gamme de tailles ciblée (200 µm à quelques centimètres), il est probable que des organismes délicats comme certains Rhizaria ou petites méduses aient été omis (Beck et al., 2023).

7. Conclusion

Ce mémoire permet de caractériser les variations saisonnières et interannuelles et d'évaluer comment les variables environnementales affectent la diversité et la structure des communautés zooplanctoniques dans la baie de Calvi, en Méditerranée nord-occidentale, entre 2004 et 2021.

L'analyse des données zooplanctoniques issues d'un suivi à long terme met en évidence des dynamiques fortement structurées par les saisons, avec des dominances marquées de certains taxons, comme les *Calanoida,* en raison des conditions oligotrophes du milieu, et une diversité, richesse spécifique et équitabilité accrues lors des périodes printanières et estivales.

À l'échelle interannuelle sur l'ensemble de la série temporelle 2004-2021, les tendances révèlent une diminution des concentrations totales de zooplancton et une hausse progressive de la richesse spécifique. La richesse spécifique apparaît positivement associée à la tendance à la hausse de la température à long terme, tandis que la salinité exerce un effet négatif marqué sur la richesse. En parallèle, la chl-a reflète la production primaire, favorise l'abondance totale mais réduit la diversité et l'équitabilité lors des périodes de bloom.

L'application d'indices de diversité (Shannon, Hill's N2, S, E5) s'est révélée pertinente pour décrire la structure des communautés zooplanctoniques en intégrant plusieurs dimensions de la diversité tels que la richesse spécifique, l'équitabilité et la dominance. Toutefois, la nature holistique des indices limite parfois l'interprétation écologique fine.

L'étude du ratio *Oikopleuridae/Fritillariidae* dans la baie de Calvi offre une piste intéressante pour la mise en place d'un bioindicateur fonctionnel simple, sensible à la température, à la biomasse phytoplanctonique afin d'évaluer la qualité écologique des masses d'eaux côtières méditerranéennes.

Ainsi, les résultats obtenus confirment que le suivi des communautés zooplanctoniques constitue une approche intéressante et importante pour le suivi écologique des milieux côtiers méditerranéens.

Toutefois, plusieurs limites méthodologiques doivent être prises en compte, notamment la sous-estimation des petits organismes et des formes fragiles, ainsi que les effets de la fixation formolée sur les mesures morphométriques.

En outre, les indices appliqués gagneraient à être complétés par des approches basées sur les traits fonctionnels et les réponses spécifiques à des pressions environnementales ciblées.

Dans un contexte de changement climatique et d'oligotrophisation progressive des eaux méditerranéennes, les séries temporelles apparaissent essentielles pour distinguer la variabilité naturelle des changements induits par l'homme et pour détecter d'éventuels seuils critiques de basculement. Il apparaît donc crucial de poursuivre le développement d'outils de diagnostic écologiques robustes, en intégrant les dimensions taxonomiques, fonctionnelles et morphologiques du zooplancton.

À l'avenir, le couplage de ces outils à des modèles prédictifs, en lien avec les scénarios climatiques, pourrait permettre d'anticiper les trajectoires d'évolution des écosystèmes côtiers et de mieux orienter les politiques de gestion environnementale.

8. Références bibliographiques

A., O. (2021). ZIPLAS: Zooplankton Index for Polish Lakes' Assessment : A new method to assess the ecological status of stratified lakes. *Environmental Monitoring & Assessment*. https://doi.org/10.1007/s10661-021-09390-7

Abadie, A. (2020, janvier 12). STARESO. *Sea(e)scape*. https://seaescape.fr/blog/2020/01/12/stareso/

Abram, N., Gattuso, A., & Cheng, M. P. (2022). Framing and Context of the Report. In *The Ocean and Cryosphere in a Changing Climate* (1re éd., p. 73-130). Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781009157964.003

Aksnes, D.L., Magnesen, T., 1988. A population dynamics approach to the estimation of production of four calanoid copepods in Linda˚ spollene, western Norway. Marine Ecology Progress Series 45, 57–68.

Auel, H. & Verheye, H. M. (2007). Hypoxia tolerance in the copepod Calanoides carinatus and the effect of an intermediate oxygen minimum layer on copepod vertical distribution in the northern Benguela current upwelling system and the Angola–Benguela front. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 352, 234–243.

Bandara, K., Varpe, Ø., Wijewardene, L., Tverberg, V., & Eiane, K. (2021). Two hundred years of zooplankton vertical migration research. *Biological Reviews*, *96*(4), 1547-1589. https://doi.org/10.1111/brv.12715

Barber, R. & Smith, R. L. (1981). Coastal upwelling ecosystems. In Analysis of Marine Ecosystems (ed. A. R. LONGHURST), pp. 31–68. Academic Press, New York.

Batten, S.D., Abu-Alhaija, R., Chiba, S., et al., 2019. A Global Plankton Diversity Monitoring Program. Front. Mar. Sci. 6, 321. https://doi.org/10.3389/ fmars.2019.00321.

Beaugrand, G., Brander, K., Lindley, A., 2004. Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. Nature 4266967, 661–664. https://doi.org/10.1038/nature02164.

Beaugrand, G., 2005. Monitoring pelagic ecosystems using plankton indicators. ICES J. Mar. Sci. 62, 333e338. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.002.

Beaugrand, G., Edwards, M., & Legendre, L. (2010). Marine biodiversity, ecosystem functioning, and carbon cycles. Proceedings of the National Academy of Sciences, 107, 10120–10124. https://doi.org/10.1073/ pnas.0913855107

Beck, M., Cailleton, C., Guidi, L., Desnos, C., Jalabert, L., Elineau, A., Stemmann, L., Ayata, S.-D., & Irisson, J.-O. (2023). Morphological diversity increases with decreasing resources along a zooplankton time series. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *290*(2011), 20232109. https://doi.org/10.1098/rspb.2023.2109

Bedford, J., Johns, D.G., McQuatters-Gollop, A., 2019. A century of change in North Sea plankton communities explored through integrating historical datasets. ICES J. Mar. Sci. 761, 104–112. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy148.

Berger, W. H. and Parker, F. L. (1970) Diversity of Planktonic Foraminifera in Deep-Sea Sediments. *Science (80-.).*, 168, 1345–1347.

Berline, L., Siokou-Frangou, I., Marasovic´, I., Vidjak, O., de Puelles, M. L. F., Mazzocchi, M. G., and Conversi, A. 2012. Intercomparison of six Mediterranean zooplankton time series. Progress in Oceanography, 97–100: 76–91.

Benedetti, F., Ayata, S.-D., Irisson, J.-O., Adloff, F., & Guilhaumon, F. (2019). Climate change may have minor impact on zooplankton functional diversity in the Mediterranean Sea. *Diversity and Distributions*, *25*(4), 568-581. Scopus. https://doi.org/10.1111/ddi.12857

Bianchi, C.N., Morri, C., 2000. Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. Marine Pollution Bulletin 40 (5), 367–376.

BLANDIN P. (1986). Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. Bulletin d'écologie, tome 17, fascicule 4, 307 p.

Bouquet, J.-M., Troedsson, C., Novac, A., et al., 2018. Increased fitness of a key appendicularian zooplankton species under warmer, acidified seawater conditions. PLoS ONE 13 (1), e0190625. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190625.

Brohée, A., Goffart, A., & Frankignoule, M. (1989). *Variations printanières des communautés planctoniques en baie de Calvi (Corse) en relation avec les contraintes physiques locales.* https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/39989/1/Broh%c3%a9e%20et%20al%2089.pdf

Camargo, J. (1992) New diversity index for assessing structural alterations in aquatic communities. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **48**, 428–434.

Chao, A. (2006) Species Estimation and Applications. *Encyclopedia of Statistical Sciences*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA.

Canteri, E., Brown, S. C., Schmidt, N. M., Heller, R., Nogués-Bravo, D., & Fordham, D. A. (2022). Spatiotemporal influences of climate and humans on muskox range dynamics over multiple millennia. *Global Change Biology*, *28*(22), 6602-6617. https://doi.org/10.1111/gcb.16375

Champenois, W. (2021). *Etude du métabolisme, à l'échelle de l'écosystème, de l'herbier de Posidonia oceanica (L.) Delille en Baie de Calvi*. Université de Liège Faculté des Sciences.

Chen, W.-B. (2024). Analysing seven decades of global wave power trends : The impact of prolonged ocean warming. *Applied Energy*, *356*, 122440. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2023.122440

Chiba, S., Sonia Batten, S., Martin, C.S., et al., 2018. Zooplankton monitoring to contribute towards addressing global biodiversity conservation challenges. J. Plankton Res. 405, 509–518. https://doi.org/10.1093/plankt/fby030.

Chihoub, S., Christaki, U., Chelgham, S., Amara, R., Ramdane, Z., Zebboudj, A., Rachik, S., & Breton, E. (2020). Coastal eutrophication as a potential driver of functional homogenization of copepod species assemblages in the Mediterranean Sea. *Ecological Indicators*, *115*. Scopus. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106388

Christou, E.D., Moraitou-Apostolopoulou, M., 1995. Metabolism and feeding of mesozooplankton of the eastern Mediterranean coast (Hellenic waters). Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER 126, 39–48. https://doi.org/ 10.3354/meps126039.

Clarke, A. (1988). Seasonality in the Antarctic marine environment. Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry 90, 461–473.

Conover, R. J. & Siferd, T. D. (1993). Dark-season survival strategies of coastal zone zooplankton in the Canadian Arctic. Arctic 46, 303–311.

Claustre, H., Kerherve, P., Marty, J. C., Prieur, L., Videau, C., and Hecq, J.H.: Phytoplankton dynamics associated with a geostrophic front: ecological and biogeochemical implications, J. Mar. Res., 52, 711–742, 1994.

Condon, R.H., Graham, W.M., Duarte, C.M., Pitt, K.A., Lucas, C.H., Haddock, S.H.D., et al., 2012. Questioning the rise of gelatinous zooplankton in the world's oceans. Bioscience 62, 160–169. https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.2.9.

Cornils, A., Thomisch, K., Hase, J., Hildebrandt, N., Auel, H., & Niehoff, B. (2022). Testing the usefulness of optical data for zooplankton long-term monitoring : Taxonomic composition, abundance, biomass, and size spectra from ZooScan image analysis. *Limnology and Oceanography: Methods*, *20*(7), Article 7. https://doi.org/10.1002/lom3.10495

Danovaro, R., Boero, F., 2019. Italian seas. In: World Seas: an Environmental Evaluation. Academic Press, pp. 283–306. https://doi.org/10.1055/a-1651-7113.

Dolan, J.R., Claustre, H., Carlotti, F., Plouvenez, S., and Moutin, T.: Microzooplankton diversity: relationships of tintinnid ciliates with resources, competitors and predators from the Atlantic Coast of Morocco to the Eastern Mediterranean, Deep-Sea Res. Pt.I, 49, 1217–1232, 2002.

Dauby, P. (s. d.). *Cycle annuel du zooplancton de surface de la baie de Calvi (Corse). Biomasse totale et plancton copépodien.*

Devi, V. D. A., Balamurali, R. S., & Thara, S. (2023). Advances in zooplankton studies-an overview. *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research-DISCONTINUED*, *12*(1), Article 1. https://doi.org/10.7770/safer-V12N1-art2793

D'Ortenzio, F., & Ribera d'Alcalà, M. (2009). On the trophic regimes of the Mediterranean Sea: A satellite analysis. *Biogeosciences*, *6*(2), 139-148. https://doi.org/10.5194/bg-6-139-2009

Edwards, M., Richardson, A.J., 2004. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. Nature 430 (7002), 881–884. https://doi.org/ 10.1038/nature02808.

Edvardsen, A., Zhou, M., Tande, K.S., Zhu, Y., 2002. Zooplankton population dynamics: measuring in situ growth and mortality rates using an Optical Plankton Counter. Marine Ecology Progress Series 227, 205–219.

FAO. 2023. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2023 – Special edition. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome. https://doi.org/10.4060/cc8888en

Farkan, M., Pahlevi, R. S., Nurraditya, L., Margono, Jabbar, M. A., Prabowo, D. H. G., & Triyanto. (2025). Phytoplankton bioindicators as a measure of productivity for Pacific white shrimp (Penaeus vannamei) pond farming in Indonesia. *AACL Bioflux*, *18*(1), 163-174.

Fisher, R. A., Corbet, A. S., and Williams, C. B. (1943) The Relation Between the Number of Species and the Number of Individuals in a Random Sample of an Animal Population.

Fernández de Puelles, M. L., Valencia, J., and Vicente, L. 2004. Zooplankton variability and climatic anomalies from 1994 to 2001 in the Balearic Sea (Western Mediterranean). ICES Journal of Marine Science, 61: 492–500.

Ferdous, Z., & Muktadir, A. K. M. (2009). A Review : Potentiality of Zooplankton as Bioindicator. *American Journal of Applied Sciences*, *6*(10), 1815-1819. https://doi.org/10.3844/ajassp.2009.1815.1819

Feuilloley, G., Fromentin, J.-M., Saraux, C., Irisson, J.-O., Jalabert, L., & Stemmann, L. (2022). Temporal fluctuations in zooplankton size, abundance, and taxonomic composition since 1995 in the North Western Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, *79*(3), 882-900. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab190

Fullgrabe, L., Fontaine, Q., Richir, J., Martelli, X., Boulenger, A., Borrossi, L., Woerhel, A., Balsaux, L., Iborra, L., Seimandi, T., Cnudde, S., Leduc, M., Dumas, M., Seveno, J., Chapat, M., Donnay,

A., Boissery, P., Gobert, S., Lejeune, P., & Marengo, M. (2024). STARECAPMED (Station of Reference and Research on Change of Local and Global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts) – Année 2022–2023. Rapport de recherches, STARESO, 133 pages.

Fullgrabe, L., Grosjean, P., Gobert, S., Lejeune, P., Leduc, M., Engels, G., Dauby, P., Boissery, P., & Richir, J. (2020). Zooplankton dynamics in a changing environment : A 13-year survey in the northwestern Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research*, *159*, 104962. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104962

Fullgrabe L.1, Massey JL.2 , Riquiers L. 2, Fontaine Q.1 , Woehrel A.1, Chapat M.1, Martelli X.1, Sévéno J.1, Gobert S.3, Lejeune P.1, Cancemi M.2, & Marengo M.1, 2024 – SPP : Suivi des paramètres physico-chimiques et planctoniques (SPP)- Rapport final. 74 pages

Garcia, J. (2024). *Etude des dynamiques temporelles des communautés de zooplancton au sein de la baie de Calvi (Haute-Corse).*

Garcia, T., Bănaru, D., Guilloux, L., Cornet, V., Gregori, G., & Carlotti, F. (2023). Temporal changes in zooplankton indicators highlight a bottom-up process in the Bay of Marseille (NW Mediterranean Sea). *PLOS ONE*, *18*(10), e0292536. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0292536

Giorgi, F., P. Lionello. 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. Global and Planetary Change 63: 90-104.

Gobert, S., Laumont, N., Bouquegneau, J.M., 2002. Posidonia oceanica meadow: a low nutrient high chlorophyll system (LNHC)? BMC Ecology, vol. 2, p. 9. <http:// hdl.handle.net/2268/11513>.

Gobert, S., Sartoretto, S., Rico-Raimondino, V., Andral, B., Chery, A., Lejeune, P., & Boissery, P. (2009). Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the Posidonia oceanica Rapid Easy Index : PREI. *Marine Pollution Bulletin*, *58*(11), 1727-1733. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.012

Gonzalez, V. R. (2019). *Influence de la variabilité climatique sur les communautés zooplanctoniques des zones côtières : Importance des suivis à long terme* [Phdthesis, Université de Bordeaux]. https://theses.hal.science/tel-02918355

Gorokhova, E., Lehtiniemi, M., Postel, L., Rubene, G., Amid, C., Lesutiene, J., Uusitalo, L., Strake, S., & Demereckiene, N. (2016). Indicator Properties of Baltic Zooplankton for Classification of Environmental Status within Marine Strategy Framework Directive. *PLOS ONE*, *11*(7), e0158326. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158326

Gorokhova, E., Lehtiniemi, M., Lesutiene, J., Strake, S., Uusitalo, L., Demereckiene, N., Amid, C., 2013. Zooplankton mean size and total abundance. HELCOM Core indicator Report. Retrieved in Dec 2019 from www.helcom.fi.

Grandremy, N., Bourriau, P., Daché, E., Danielou, M.-M., Doray, M., Dupuy, C., Forest, B., Jalabert, L., Huret, M., Le Mestre, S., Nowaczyk, A., Petitgas, P., Pineau, P., Rouxel, J., Tardivel, M., & Romagnan, J.-B. (2024). Metazoan zooplankton in the Bay of Biscay : A 16-year record of individual sizes and abundances obtained using the ZooScan and ZooCAM imaging systems. *Earth System Science Data*, *16*(3), 1265-1282. https://doi.org/10.5194/essd-16-1265-2024

Graves, C. A., Best, M., Atkinson, A., Bear, B., Bresnan, E., Holland, M., Johns, D. G., Machairopoulou, M., McQuatters-Gollop, A., Mellor, A., Ostle, C., Paxman, K., Pitois, S., Tett, P., & Devlin, M. (2023). At what scale should we assess the health of pelagic habitats? Trade-offs between small-scale manageable pressures and the need for regional upscaling. *Ecological Indicators*, *154*, 110571. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110571

Grosjean, P., Picheral, M., Warembourg, C., & Gorsky, G. (2004). Enumeration, measurement, and identification of net zooplankton samples using the ZOOSCAN digital imaging system. *ICES Journal of Marine Science*, *61*(4), 518-525. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.03.012

Hagen, W. & Auel, H. (2001). Seasonal adaptations and the role of lipids in oceanic zooplankton. Zoology 104, 313–326.

Hays, G. C., Richardson, A. J., & Robinson, C. (2005). Climate change and marine plankton. Trends in Ecology and Evolution.

Hecq, J-H. 2002 Une Modélisation Conceptuelle et Numérique de l'Ecosystéme Planctonique Océanique. Thèse d'agrégation, 209pp. Université de Liège.

HELCOM, 2018. Zooplankton mean size and total stock. HELCOM core indicator report. URL: https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Zooplankton-meansize-and-total-stock-HELCOM-core-indicator-2018.pdf ISSN 2343-2543 [Accessed: Dec 2020].

Hurrell, J. W., Kushnir, Y., Ottersen, G., & Visbeck, M. (2003). An overview of the North Atlantic Oscillation. In J. W. Hurrell, Y. Kushnir, G. Ottersen, & M. Visbeck (Éds.), *Geophysical Monograph Series* (Vol. 134, p. 1-35). American Geophysical Union. https://doi.org/10.1029/134GM01

INRS. (2023). *Formaldéhyde—Valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP)—Substances chimiques—INRS*. Santé et sécurité au travail. https://www.inrs.fr/publications/bdd/vlep/SubstanceVLEPAG.html?refINRS=VLEP_SUBSTANCE_62

IPCC. (2019a). *Foreword and Preface_Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [*. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/3/2019/12/02_SROCC_FM_FINAL.pdf?utm_source=chatgpt.com

IPCC, 2019: Technical Summary [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Tignor, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)]. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.- O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)].

IPCC. (2019b). *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/3/2019/11/SROCC_FullReport_FINAL.pdf?utm_source=chatgpt.com

IPCC. (2022). Summary for Policymakers. In *The Ocean and Cryosphere in a Changing Climate* (1re éd., p. 3-36). Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781009157964.001

Jalabert, L., Elineau, A., Brandão, M., & Picheral, M. (2025). *Zooscan-Zooprocess user manual and procedures at the Quantitative Imaging Platform of Villefranche-sur-Mer (PIQv)*. https://doi.org/10.5281/zenodo.15114134

Lheureux, A., Savoye, N., Amo, Y. D., Goberville, E., Bozec, Y., Breton, E., Conan, P., L Helguen, S., Mousseau, L., Raimbault, P., Rimelin-Maury, P., Seuront, L., Vuillemin, R., Caparros, J., Cariou, T., Cordier, M.-A., Corre, A.-M., Costes, L., Crispi, O., … David, V. (2021). Bi-decadal variability in physico-biogeochemical characteristics of temperate coastal ecosystems : From large-scale to local drivers. *Marine Ecology Progress Series*, *660*, 19-35. https://doi.org/10.3354/meps13577

Liu, Y., Li, C., Jian, S., Miao, S., Li, K., Guan, H., Mao, Y., Wang, Z., & Li, C. (2021). Hydrodynamics Regulate Longitudinal Plankton Community Structure in an Alpine Cascade Reservoir System. *Frontiers in Microbiology*, *12*. https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.749888

Ludwig, J. A. and Reynolds, J. F. (1988) *Statistical ecology : a primer on methods and computing*. John Wiley & Sons, Ltd, New York

Mackas DL, Greve W, Edwards M, Chiba S, Tadokoro K, Eloire D, Mazzochi MG, Batten S, Richardson AJ, Johnson C, Head E, Conversi A, Peluso T (2012) Changing zooplankton seasonality in a changing ocean: Comparing time seriesof zooplankton phenology. Prog Oceanogr 97-100:31–62

Margalef, R.: Tenim idea de com funciona la Mediterr`ania?, Arxius de les seccions de cie`ncies Institut d'Estudis Catalans, 100, 127136, 1995.

Martelli, X., Fullgrabe, L., Fontaine, Q., Richir, J., Woehrel, A., Bitaly, M., Borrossi, L., Boulenger, A., Seveno, J., Chapat, M., Seidel, L., Garcia, J., Gobert, S., Lejeune, P., & Marengo, M. (2025). STARECAPMED (Station of Reference and Research on Change of Local and Global Anthropogenic Pressures on Mediterranean Ecosystems Drifts) – Année 2024. Rapport de recherches, STARESO, 134 pages.

Mazzocchi, M. G., Christou, E. D., Fragopoulu, N., and SiokouFrangou, I.: Mesozooplankton distribution from Sicily to Cyprus (Eastern Mediterranean): I. General aspects, Oceanol. Acta, 20, 521–535, 1997.

Mazzocchi, M. G., Nervegna, D., D'Elia, G., Di Capua, I., Aguzzi, L., and Boldrin, A.: Spring mesozooplankton communities in the epipelagic Ionian Sea in relation to the Eastern Mediterranean Transient, J. Geophys. Res., 108, 8114, doi:10.1029/ 2002JC001640, 2003.

Margalef, R. (1958) Information theory in ecology. *Gen. Syst.*, **3**, 36–71.

Menhinick, E. F. (1964) A Comparison of Some Species-Individuals Diversity Indices Applied to Samples of Field Insects

Marty, J. C., & Chiavérini, J. (2010). Hydrological changes in the Ligurian Sea (NW Mediterranean, DYFAMED site) during 1995–2007 and biogeochemical consequences. *Biogeosciences*, *7*(7), 2117-2128. https://doi.org/10.5194/bg-7-2117-2010

McManus, M. C., Licandro, P., & Coombs, S. H. (2016). Is the Russell Cycle a true cycle? Multidecadal zooplankton and climate trends in the western English Channel. *ICES Journal of Marine Science*, *73*(2), 227-238. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv126

Mequanent, D., Mingist, M., Getahun, A., Anteneh, W., Getnet, B., & Birie, S. (2022). The investigation of the zooplankton community in the newly formed Ribb Reservoir, Ethiopia : The tropical highland reservoir. *Heliyon*, *8*(9), e10533. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10533

Mercado, J. M., Ram´ırez, T., Corte´s, T., Sebastia´n, T., and VargasYa´e˜z, M.: Seasonal and inter-annual variability of the phytoplankton communities in an upwelling area of the Albor´an Sea (SW Mediterranean Sea), Sci. Mar., 69, 451–465, doi:10.3989/ scimar.2005.69n4451, 2005.

Mériguet, Z., Bourdin, G., Kristan, N., Jalabert, L., Bun, O., Picheral, M., Caray-Counil, L., Maury, J., Pedrotti, M.-L., Elineau, A., Paz-Garcia, D. A., Karp-Boss, L., Gorsky, G., Lombard, F., & the Tara Pacific Consortium Coordinators team. (2025). Quantitative imaging datasets of surface micro- to mesoplankton communities and microplastic across the Pacific and North Atlantic oceans from the Tara Pacific expedition. *Earth System Science Data*, *17*(6), 2761-2792. https://doi.org/10.5194/essd-17-2761-2025

Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. (2012). *Définition du bon état écologique pour les sous-régions marines françaises*. https://www.dirm.mediterranee.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Resume_du_bon_etat_ecologique.pdf?

Möllmann C, Diekmann R. Marine Ecosystem Regime Shifts Induced by Climate and Overfishing: A Review for the Northern Hemisphere. Advances in Ecological Research. 2012; 47: 303–347.

Motoda S. 1959 Devices of simple plankton apparatus. Mem. Fac. Fish Hokkaido Univ. 7, 73–94.

Nations, U. (2022). *How is climate change impacting the world's ocean*. United Nations; United Nations. https://www.un.org/en/climatechange/science/climate-issues/ocean-impacts?

NOAA. (2024). *How much oxygen comes from the ocean?* https://oceanservice.noaa.gov/facts/ocean-oxygen.html

Norro A. 1995. Etude pluridisciplinaire d'un milieu côtier. Approches experimentale et de modélisation de la baie de Calvi (Corse), 239pp. PhD Thesis, Université de Liège Belgium.

Norro A & M. Frankignoulle. 1996. Biogeochemical box modelling at small scale. Application to the inorganic carbon cycle in the Bay of Calvi. Ecological Modelling 88: 101-112.

Ndah, A. B., Meunier, C. L., Kirstein, I. V., Göbel, J., Rönn, L., & Boersma, M. (2022). A systematic study of zooplankton-based indices of marine ecological change and water quality : Application to the European marine strategy framework Directive (MSFD). *Ecological Indicators*, *135*, 108587. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108587

Ohman, M. D., Frost, B. W. & Cohen, E. B. (1983). Reverse diel vertical migration: an escape from invertebrate predators. Science 220, 1404–1407.

P. Dauby. (1980). *Cycle annuel du zooplancton de surface de la baie de Calvi (Corse). Biomasse totale et plancton copépodien. 3*(4), 403-407.

Pagano, M., Rodier, M., Laval, M., Varillon, D., Guilloux, L., Dupouy, C., Devenon, J.-L., & Chevalier, C. (2025). Zooplankton in Kone Lagoon (New Caledonia) : Natural variability versus mining effects. *Marine Pollution Bulletin*, *210*, 117302. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117302

Programme des Nations Unies pour l'Environnement/Plan d'Action pour la Méditerranée et Plan Bleu (2020). Etat de l'Environnement et du Développement en Méditerranée : Résumé à l'attention des décideurs. Nairobi.

Programme des Nations Unies pour l'Environnement/Plan d'Action pour la Méditerranée et Plan Bleu (2020). Etat de l'Environnement et du Développement en Méditerranée : Messages clés. Nairobi. Citation dans le texte : PNUE/PAM et Plan Bleu, 2020.

Patten, B. C. (1962) IMPROVED METHOD FOR ESTIMATING STABILITY IN PLANKTON1. *Limnol. Oceanogr.*, **7**, 266–268.

Peralba, À., & Mazzocchi, M. G. (2004). Vertical and seasonal distribution of eight Clausocalanus species (Copepoda : Calanoida) in oligotrophic waters. *ICES Journal of Marine Science*, *61*(4), 645-653. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.03.019

Pielou, E. C. (1975) *Ecological diversity*. John Wiley & Sons, Ltd.

Pinardi, N., Masetti, E., 2000. Variability of the large-scale general circulation of the Mediterranean Sea from observations and modelling: a review. Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology 158, 153-174.

Piroddi, C., Colloca, F., & Tsikliras, A. C. (2020). The living marine resources in the Mediterranean Sea are a large marine ecosystem. Environmental Development, 36, 100555. https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100555

Pitois, S. G., Graves, C. A., Close, H., Lynam, C., Scott, J., Tilbury, J., Van Der Kooij, J., & Culverhouse, P. (2021). A first approach to build and test the Copepod Mean Size and Total Abundance (CMSTA) ecological indicator using in-situ size measurements from the Plankton Imager (PI). *Ecological Indicators*, *123*, 107307. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107307

Pletterbauer, F., Funk, A., Hein, A., et al., 2016. Drivers of change and pressures on aquatic ecosystems: AQUACROSS Deliverable 4.1. 2020 Framework Programme for Research and Innovation Grant Agreement No. 642317. Retrieved in Jan 2019, from.

PNMCCA. (2023). *Rapport d'activités 2022*. https://www.ofb.gouv.fr/sites/default/files/Fichiers/Actes%20administratifs/PNMCCA_D%C3%A9l_CG_2023_08_rapport_activit%C3%A9s_2022_final_1.pdf

Pomari, J., Kane, D. D., & Nogueira, M. G. (2018). Application of multiple-use indices to assess reservoirs water quality and the use of plankton community data for biomonitoring purposes. *International Journal of Hydrology*, *2*(2). https://doi.org/10.15406/ijh.2018.02.00065

Pope, J., Shepherd, J., Webb, J., 1995. Successful surf-riding on size spectra: the secret of survival in the sea. Oceanogr. Lit. Rev. 12, 1093.

Protopapa, M., & Zervoudaki, S. (2025). Unraveling Zooplankton Trophic Dynamics : Insights from Stable Isotope Analysis in the Eastern Mediterranean (Aegean, Cretan and Ionian Seas). *Water*, *17*(8), 1187. https://doi.org/10.3390/w17081187

Richardson, A.J., Gibbons, M., 2008. Are jellyfish increasing in response to ocean acidification? Limnol. Oceanogr. 535, 2035–2040. https://doi.org/10.4319/ lo.2008.53.5.2040.

Reid, P., Edwards, M., 2001. Plankton and Climate. In: Encyclopaedia of Ocean Sciences, pp. 2194-2200, 10.1006/rwos.2001.0267.

Reyjol, Lucet, 2015 - La politique RDI au service de la gestion de l'eau et des milieux aquatiques : point d'étape et perspectives séminaire RDI, p.14

Rossi, N., Jamet, J.-L., 2009. Structure and succession of plankton communities in two Mediterranean neighbouring coastal ecosystems (Toulon bays, France). In: New. Oceanography Developments, Chapter 11. Nova Science Publishers Inc., NY, p. 14.

Scheffer M, Bascompte J, Brock WA, Brovkin V, Carpenter SR, Dakos V, Held H, van Nes EH, Rietkerk M, Sugihara G (2009) Early-warning signals for critical transitions. Nature 461:53–59.

Sheldon, A. L. (1969) Equitability Indices: Dependence on the Species Count.

Serranito, B., Aubert, A., Stemmann, L., Rossi, N., & Jamet, J. L. (2016). Proposition of indicators of anthropogenic pressure in the Bay of Toulon (Mediterranean Sea) based on zooplankton time-series. *Continental Shelf Research*, *121*, 3-12. Scopus. https://doi.org/10.1016/j.csr.2016.01.016

Skliris, N., Sofianos, S., and Lascaratos, A.: Hydrological changes in the Mediterranean Sea in relation to changes in the freshwater budget: a numerical modelling study, J. Mar. Syst., 65, 400–416, 2007.

Siokou-Frangou, I., Shiganova, T., Christou, E., Kamburska, L., Gubanova, A., Konsulov, A., Musaeva, E., Skryabin, V., and Khoroshilov, V.: Mesozooplankton communities in the Aegean and Black seas: a comparative study, Mar. Biol., 144, 11111126, 2004.

Siokou-Frangou, I., Christaki, U., Mazzocchi, M. G., Montresor, M., Ribera d'Alcalá, M., Vaqué, D., & Zingone, A. (2010). Plankton in the open Mediterranean Sea : A review. *Biogeosciences*, *7*(5), Article 5. https://doi.org/10.5194/bg-7-1543-2010

STARESO. (2006). *STARESO - corse*. https://stareso.com/

Steinberg, D. K., & Landry, M. R. (2017). Zooplankton and the ocean carbon cycle. Annual Review of Marine Science, 9, 413–444. https://doi. org/10.1146/annurev-marine-010814-015924

Tande, K.S., Hassel, A., Slagstad, D., 1985. Gonad maturation and possible life cycle strategies in Calanus finmarchicus and Calanus glacialis in the northwestern part of the Barents Sea. In: Gray, J.S., Christiansen, M.E. (Eds.), Marine Biology of Polar Regions

Tande, K.S., Slagstad, D., 1992. Regional and interannual variationsin biomass and productivity of the marine copepod, Calanus finmarchicus, in subarctic environments. Oceanologica Acta 15, 309–321.

Theodorou, I., Zervoudaki, S., Varkitzi, I., & Tsirtsis, G. (2023). Assessing good environmental status through mesozooplankton biodiversity : A step forward. *Journal of Plankton Research*, *45*(1), 52-64. https://doi.org/10.1093/plankt/fbac067

Teixeira, H., Berg, T., Uusitalo, L., et al., 2016. A Catalogue of Marine Biodiversity Indicators. Front. Mar. Sci. 3, 207. https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00207.

Teixeira, H., Berg, T., Furhaupter, K. et al., 2014. Existing Biodiversity, non-indigenous species, food-web and sea floor integrity GEnS indicators. Deliverable 3.1. DEVOTES-Project 2008-2016. Retrieved in Sep 2020 from http://www.devotesproject.eu/wp-content/uploads/2014/02/D3-1_Existing-biodiversity-indicators.pdf.

Thiombane, M., Petrik, A., Di Bonito, M., Albanese, S., Zuzolo, D., Cicchella, D., Lima, A., Qu, C., Qi, S., De Vivo, B., 2018. Status, sources and contamination levels of organochlorine pesticide residues in urban and agricultural areas: a preliminary review in central–southern Italian soils. Environ. Sci. Pollut. Res. 25, 26361–26382. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2688-5.

Tomljanović, T., Tasevska, O., Špoljar, M., Kostoski, G., Radanović, I., Sarafiloska, E. V., Patčeva, S., Lešoski, J., Shumka, S., & Dražina, T. (2025). Zooplankton as Indicator of Ecological Status in the Streževo Reservoir (North Macedonia). *Sustainability*, *17*(1), 171. https://doi.org/10.3390/su17010171

Troedsson, C., Bouquet, J-M., Lobon, C.M. et al., 2013. Effects of ocean acidification, temperature and nutrient regimes on the appendicularian Oikopleura dioica: a mesocosm study. Marine Biology volume 160, pages2175–2187.

Uriarte I, Villate F, Iriarte A (2016) Zooplankton recolonization of the inner estuary of Bilbao: influence of pollution abatement, climate and non-indigenous species. J Plankton Res 38:718−731

ULiège STARESO. (2023). *Historique*. https://www.stareso.uliege.be/cms/c_5537921/fr/stareso-historique

University of Delaware. (2025). *Zooscan* [Image]. https://lh7-us.googleusercontent.com/J9kJlsohAB548t5LU1wX_qDis59LsAM5358VX3qAyB74cg3B_FbHs0vpKAMQp2FTX5A0akqpfJrRpoGGDXS-eioJj8_BKJLc1fs4hZGrCWJIl5AXPoWFtHbDwIYd6kFzZygM2rtMyhSluMk6nEnOzg

UNECE. (2025). *Mediterranean countries come together to increase climate resilience of water and sanitation sectors | UNECE*. https://unece.org/climate-change/news/mediterranean-countries-come-together-increase-climate-resilience-water-and?

Unstad, K.H., Tande, K.S., 1991. Depth distribution of Calanus finmarchicus and Calanus glacialis in relation to environmental conditions in the Barents Sea. Polar Research 10, 409–420.

Varkitzi, I., Francé, J., Basset, A., Cozzoli, F., Stanca, E., Zervoudaki, S., Giannakourou, A., Assimakopoulou, G., Venetsanopoulou, A., Mozetič, P., Tinta, T., Skejic, S., Vidjak, O., Cadiou, J.-F., & Pagou, K. (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. *Ecological Indicators*, *95*, 203-218. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.036

Villarino, E., Irigoien, X., Villate, F., Iriarte, A., Uriarte, I., Zervoudaki, S., Carstensen, J., O'Brien, T., & Chust, G. (2020). Response of copepod communities to ocean warming in three time-series across the North Atlantic and Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, *636*, 47-61. https://doi.org/10.3354/meps13209

Volpei-Aliotti, M.-S. (2018). *La Stareso, structure peu connue, mais indispensable, à la connaissance des fonds marins*. Corse Net Infos - Pure player corse. https://www.corsenetinfos.corsica/La-Stareso-structure-peu-connue-mais-indispensable-a-la-connaissance-des-fonds-marins_a36970.html

Voynova, Y. G., Oliver, M. J., & Sharp, J. H. (2013). Wind to zooplankton : Ecosystem-wide influence of seasonal wind-driven upwelling in and around the Delaware Bay. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, *118*(12), 6437-6450. https://doi.org/10.1002/2013JC008793

Yebra, L., Kobari, T., Sastri, A. R., Gusmão, F., & Hernández-León, S. (2017a). Advances in Biochemical Indices of Zooplankton Production. In *Advances in Marine Biology* (Vol. 76, p. 157-240). Elsevier. https://doi.org/10.1016/bs.amb.2016.09.001

Yebra, L., Kobari, T., Sastri, A. R., Gusmão, F., & Hernández-León, S. (2017b). Chapter Four—Advances in Biochemical Indices of Zooplankton Production. In B. E. Curry (Éd.), *Advances in Marine Biology* (Vol. 76, p. 157-240). Academic Press. https://doi.org/10.1016/bs.amb.2016.09.001

Zhou, M., Tande, K. S., Zhu, Y., & Basedow, S. (2009). Productivity, trophic levels and size spectra of zooplankton in northern Norwegian shelf regions. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, *56*(21-22), 1934-1944. https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2008.11.018

Zampoukas, N., Piha, H., Bigagli, E., Hoepffner, N., Hanke, G., Cardoso, A.C., 2013. Marine monitoring in the European Union: How to fulfill the requirements for the marine strategy framework directive in an efficient and integrated way. Mar. Policy 39, 349–351. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.12.004.

Zervoudaki, S., Christou, E. D., Nielsen, T., Siokou-Frangou, I., Assimakopoulou, G., Giannakourou, A., Maar, M., Pagou, K., Krasakopoulou, E., Christaki, U., and MoraitouApostolopoulou, M.: The importance of small-sized copepods in a frontal area of the Aegean Sea, J. Plankton Res., 29, 317–338, 2007.

Zervoudaki, S., Nielsen, T., Christou, E., and Siokou-Frangou, I.: Zooplankton distribution and diversity in a frontal area of the Aegean Sea, Mar. Biol. Res., 2, 149–168, 2006.

9. Annexes

Tableau A 1 : Indices applicables aux communautés zooplanctoniques 77

Figure B 1 : Schéma récapitulatif d'une numérisation d'un échantillon zooplanctonique à l'aide du ZooScan (University of Delaware, 2025) 85

Figure C 1 : Variations saisonnières individuelles des groupes taxonomiques sur l'année 2020 87

Figure C 2 : Variations saisonnières individuelles des groupes taxonomiques sur l'année 2020 88

Figure C 2 : Dendrogramme des 19 indices basé sur la matrice de corrélation 91

Figure C 3 : Régressions linéaires simples entre le log-ratio des concentrations d'*Oikopleuridae* et *Fritillariidae* et quatre variables environnementales 93

Tableau C 1: Abondances relatives moyennes annuelles par groupe taxonomique dans chacun des trois volets (A, B, C). 85

Tableau C 2 : Moyennes annuelles des 19 indices de diversité 88

Tableau C 3 : Moyennes saisonnière des 19 indices de diversité 89

Tableau C 4: Hiérarchisation des indices de diversité selon leur R^2 ajusté et leur statistique F test Monte Carlo par permutation 90

Tableau C 5 : Test de contraste post-hoc de type *année vs reste* 91

Tableau C 6 : Corrélations de Spearman entre le log-*ratio* *Oikopleuridae/Fritillaridae* et les variables environnementales 91

Tableau C 7 : Coefficients du modèle de régression linéaire multiple 91

Tableau C 8: Statistiques du modèle de régression linéaire du log-ratio *Oikopleuridae/Fritillariidae* 91

9.1. Annexes A : Etat de l'art

Tableau A 1 : Indices applicables aux communauté zooplanctoniques

Nom de l'indice	Sous-type	Formule / explication	Description	Références
Indice de diversité				
Richesse spécifique (S)	Richesse spécifique	Nombre total d'espèces présentes	Robuste, mais sensible à l'effort d'échantillonnage, Liste d'espèces par échantillon	(Beck et al., 2023 ; Pagano et al., 2025 ; Benedetti et al., 2019 ; Carabal et al., 2024 ; Ferdous & Muktadir, 2009 ; Hou et al., 2024 ; Vaschetto et al., 2021)
Diversité de Shannon (H)	Hétérogénéité	$-\sum(ni/n * \ln(ni/n))$	Modérément sensible aux espèces rares, Diversité et équilibre entre espèces	(Ludwig and Reynolds, 1988)
Indice de Simpson (D)	Dominance	$(\sum ni(ni-1))/(n(n-1))$	Evalue la dominance des espèces abondantes dans une communauté	(Ludwig and Reynolds, 1988)
Indice de dominance zooplanctonique (Y)	Dominance	$Y=(ni/N)\times fi$ ni= abundance of species i, N = total abundance of samples, fi= occurrence frequency of species i among all the research sites	Indice basé sur l'abondance relative d'une espèce et sa fréquence d'occurrence dans les sites échantillonnés	(Hou et al., 2024)
Indice de Berger-Parker	Dominance	$n1/n$	Mesure la proportion de l'espèce la plus abondante dans la communauté.	(Berger and Parker, 1970)

Nombre effectif d'espèces (EN)	Hétérogénéité	EN = e^H	Indique le nombre d'espèces équivalentes en diversité	(Carabal et al., 2024)
Ratio Oikopleuridae/Fritillariidae	Traits fonctionnels	R = Abond(Oikopleuridae) / Abond(Fritillariidae)	Rapport entre les abondances relatives des familles Oikopleuridae et Fritillariidae	Troedsson et al., 2013 ; Bouquet et al., 2018
Ratio Oithona Similis/ Calanoida	Traits fonctionnels	R = Abond(O. similis) / Abond(Calanoida)	Rapport entre l'abondance d'Oithona similis (copépode petit, opportuniste) et celle des Calanoida (copépodes plus gros, herbivores) – indicateur de changements dans la structure trophique.	(Ndah et al., 2020)
Cladocerans/copepods ratio	Traits fonctionnels	R = Abond(Cladocères) / Abond(Copépodes)	Rapport entre les abondances relatives de Cladocères et de Copépodes – reflète l'équilibre entre ces deux groupes de microcrustacés et leur réponse à la productivité.	(Varkitzi et al., 2018)
Indice des formes de vie du plancton (PLI)	Traits fonctionnels	Basé sur traits : mobilité, régime, taille…	Sensible à la perte de fonctions écologiques – Traits + abondances par forme de vie – Fonctionnement de l'écosystème	(Ndah et al., 2022)
Diversité fonctionnelle (R)	Multi-critères (trait-based)	Rao's Q	Sensible à la qualité des données de traits écologiques	(Beck et al., 2023 ; Benedetti et al., 2019 ; Carabal et al., 2024; Chihoub et al., 2020 ; Ndah et al., 2022; Theodorou et al., 2023)
Indice de diversité morphologique	Morphologique	Mesure la diversité en termes de formes et de structures morphologiques des individus zooplanctoniques.	Sensible aux variations morphologiques des taxons zooplanctoniques.	(Beck et al., 2023)

Indice de Margalef	Richesse spécifique	$(S-1)/\ln(N)$	Modéré, dépend de l'abondance totale des individus, permet de quantifier la richesse spécifique en fonction de la taille de l'échantillon.	(Margalef, 1958)
Indice de Hill N0	Richesse spécifique	HillN0=S et S, nombre d'espèces observées dans l'échantillon.	Modéré, sensible à la richesse spécifique, permet de mesurer simplement la richesse spécifique	(Ndah et al., 2022; Theodorou et al., 2023; Ludwig and Reynolds, 1988)
Indice de Hill N1	Hétérogénéité	$\exp(H')$	Reflète la diversité effective pondérée par les espèces communes.	(Ludwig and Reynolds, 1988)
Indice de Hill N2	Dominance	$1/D$	Reflète la diversité effective pondérée par les espèces dominantes.	(Ludwig and Reynolds, 1988)
Indice de Menhinick	Richesse spécifique	$S/\sqrt{N}$	Modéré, sensible à la taille de l'échantillon., permet d'évaluer la richesse spécifique (le nombre d'espèces par rapport au nombre total d'individus).	(Menhinick, 1964)
Estimateur de Chao2	Richesse spécifique	$S+(q1^2)/(2*q2)$	Sensible aux espèces rares et aux échantillons incomplets, permet d'estimer la richesse spécifique d'une communauté zooplanctonique.	(Chao, 2006)
Diversité de Camargo	Hétérogénéité	$S\times(1-(\sum\|pi-pj\|)/S)$	Permet de mesurer la diversité spécifique dans une communauté zooplanctonique.	(Camargo, 1992)
Équitabilité de Pielou	Equitabilité	$H'/\ln(S)$	Permet de mesurer la répartition équitable des individus entre espèces.	(Pielou, 1975)
Équitabilité de Camargo	Equitabilité	$1-\sum\|pi-pj\|/S$	Evalue la similarité des abondances entre espèces.	(Camargo, 1992)

Redundancy	Equitabilité	(H'max - H')/(H'max - H'min)	Plus la diversité est faible, plus l'indice sera élevé, indiquant une forte redondance. – nombre d'individus (abondance) et d'espèces présentes dans une communauté	(Patten, 1962)
Équitabilité de Ludwig et Reynolds 1	Equitabilité	(exp(H')-1)/(S-1)	Exprime l'équité relative corrigée de la richesse spécifique.	(Ludwig and Reynolds, 1988)
Équitabilité de Ludwig et Reynolds 2	Equitabilité	1/(Simpson*exp(H'))	Combine Shannon et Simpson pour mesurer l'équité des abondances.	(Ludwig and Reynolds, 1988)
Équitabilité de Ludwig et Reynolds 3	Equitabilité	((1/Simpson)-1)/(exp(H')-1)	Compare équitabité observée et équité maximale.	(Ludwig and Reynolds, 1988)
Équitabilité de Sheldon	Equitabilité	exp(H')/S	Permet d'évaluer l'uniformité de la répartition des individus entre les espèces	(Sheldon, 1969)
Gleason	Similitude	Mesure la similarité entre deux communautés ou échantillons.	Permet de mesurer la similarité entre deux communautés zooplanctoniques.	(Theodorou et al., 2023; Ludwig and Reynolds, 1988)
Indices de structure écologique				
Biomass/Biovolume Size Spectra (MSTS)	Spectres de taille et de biomasse	Mesure la distribution du biovolume (biomasse) selon différentes tailles ou classes de biovolume	Permet d'étudier la distribution de la biomasse dans une communauté en fonction de la taille.	(Ndah et al., 2022 ; Pitois et al., 2021)
Copepod Mean Size and Total Abundance index (CMSTA)	Spectres de taille et de biomasse	Combinaison de la taille moyenne des copépodes et de l'abondance totale (héritée du MSTS HELCOM)	Utilisé pour évaluer l'état écologique et la structure de taille des communautés.	(Ndah et al., 2022 ; Pitois et al., 2021)

Zooplankton Abundance Size Spectra ZAAS	Spectres de taille et de biomasse	Spectre de taille basé sur les abondances par classes (log2)	Reflète la structure de la communauté et les pressions environnementales sur les différentes tailles.	(Cornils et al., 2022; Garcia et al., 2023; Ndah et al., 2022; Zhou et al., 2009)
Mean abundance and weight/size of calanoid copepods (MAWS)	Spectres de taille et de biomasse	Moyenne d'abondance et de poids/taille des Calanoida	Utilisé pour diagnostiquer l'état trophique et la structure de la population.	(Ndah et al., 2022)
Normalised Biovolume/Biomass Size Spectra (NBSS)	Spectres de taille et de biomasse	log2(Ai/ DV) = a * log2Vi + b Ai = total biovolume (mm3/m3) in the size class; ΔV = size interval of the size class (ΔV= Vi–Vi–1); Vi = maximum individual biovolume (mm3)	Plus robuste à l'échantillonnage que MSTS seul,Comparaison fine de structure	(Hou et al., 2024; Ndah et al., 2022)
Benthic Index of Biotic Integrity (BIBI)	Evaluation trophique et des pressions anthropiques	Indice composite multi-métrique (richesse, tolérance)	Utilisé pour évaluer l'intégrité écologique globale.	(Ndah et al., 2022)
Rotifer Trophic State Index (RTSI)	Evaluation trophique et des pressions anthropiques	Indice trophique basé sur la composition des rotifères (espèces indicatrices) et leurs abondances relatives	Indicateur d'eutrophisation	(Theodorou et al., 2023)
Cyclopoida: Calanoida ratio; Crustacean Trophic State Index (CTSI)	Evaluation trophique et des pressions anthropiques	Rapport Cyclopoida/Calanoida intégré dans un indice trophique (CTSI)	Rapport combiné dans un indice trophique (CTSI) reflétant l'état du réseau planctonique.	(J. & A., 2013; Ndah et al., 2022)

Ratio biovolume big/small copepod	basés sur l'abondance, la biomasse ou le biovolume	Biovolume copepodes >1 mm / <1 mm	Modifications de structure communautaire	(Bandara et al., 2021; Chen et al., 2019; Gorokhova et al., 2016; Hou et al., 2024; Ndah et al., 2022; Serranito et al., 2016)
Indice de Chesson (α)	Interactions proies/prédateurs	$\alpha = (r/n) / \Sigma(r_j / n_j)$, où r est la proportion d'une proie dans le régime, n_i sa disponibilité ; indique la préférence alimentaire.	Proportions alimentaires (régime alimentaire) et disponibilité des proies	(Ndah et al., 2020)
Ratio Larves de poisson/ Zooplancton	Interactions proies/prédateurs	Rapport entre la biomasse ou densité de zooplancton et celle des larves de poisson	Sensible à la précision des données de biomasse robuste pour comparer les sites/années.	(Ndah et al., 2020)
Ratio rapport prédateur/ filtreurs	Interactions proies/prédateurs	Rapport entre l'abondance ou biomasse des proies et celle de leurs prédateurs	La pression de prédation potentielle et la capacité des communautés à supporter ceux-ci	(Ndah et al., 2020)
Indice d'Abondance, Biomasse, biovolume				
Densité spécifique	Abondance	Nombre d'individus d'une espèce par unité de volume (ex: ind/L)		(Ndah et al., 2020)
Indice d'abondance relative	Abondance	Proportion d'une espèce par rapport à l'ensemble des individus	Importance relative des espèces, structure communautaire	(Farkan et al., 2025;Liu et al., 2021; Serranito et al., 2016; Tomljanović et al., 2025; Varkitzi et al., 2018)

Rapport biomasse/production (B/P)	Biomasse et productivité	B/P = Biomasse moyenne annuelle / Production annuelle	Indicateur de l'efficacité du transfert d'énergie et de la productivité du réseau trophique.	(Ndah et al., 2020)
Indice de biovolume zooplanctonique (BVZ)	Biomasse et biovolume	Volume total occupé par les organismes planctoniques (ex: mm^3/L)	Structure fonctionnelle, efficacité de l'espace occupé par les organismes	(Coll et al., 2007)
Weighed Biovolume (WBV)	Biomasse et biovolume	WBV=∑(Volume de chaque taxon ×Poids) ((BV* AT)/(SommeBV*AT))* 100	Permet d'évaluer la biomasse pondérée des taxons zooplanctoniques dans un échantillon	(Lira et al., 2009; Mequanent et al., 2022)
Indices de pressions écologique				
Indice d'Eutrophisation Zooplanctonique (IQEZ)	Eutrophisation et de pollution organique	Combinaison d'indicateurs (diversité, dominance, espèces sensibles/tolérantes)	Utilisé pour diagnostiquer l'eutrophisation.	(Ndah et al., 2020)
Indice d'eutrophsation zooplanctonique (IEZ)	Eutrophisation et de pollution organique	proportion d'espèces herbivores/carnivores et le niveau de biomasse total	Reflète l'intensité de l'eutrophisation et les effets sur la structure zooplanctonique.	(Chen et al., 2019; Ndah et al., 2022)
Ratio appendiculaires et/ou céphalochordés	Acidification et réchaufement des océans	Rapport entre l'abondance des Appendiculaires (et/ou Céphalochordés) et celle d'un groupe de référence	Indicateur des effets du réchauffement et de l'acidification.	(Ndah et al., 2020)

Ratio exotiques thermophiles par rapport aux espèces indigènes.	Acidification et réchaufement des océans	Rapport entre l'abondance (ou le nombre d'espèces) de taxons exotiques/thermophiles et celle des taxons indigènes	Indicateur de réchauffement de la température de l'eau	(Ndah et al., 2020)[1]

[1]

9.2. Annexes B : Matériel et méthodes

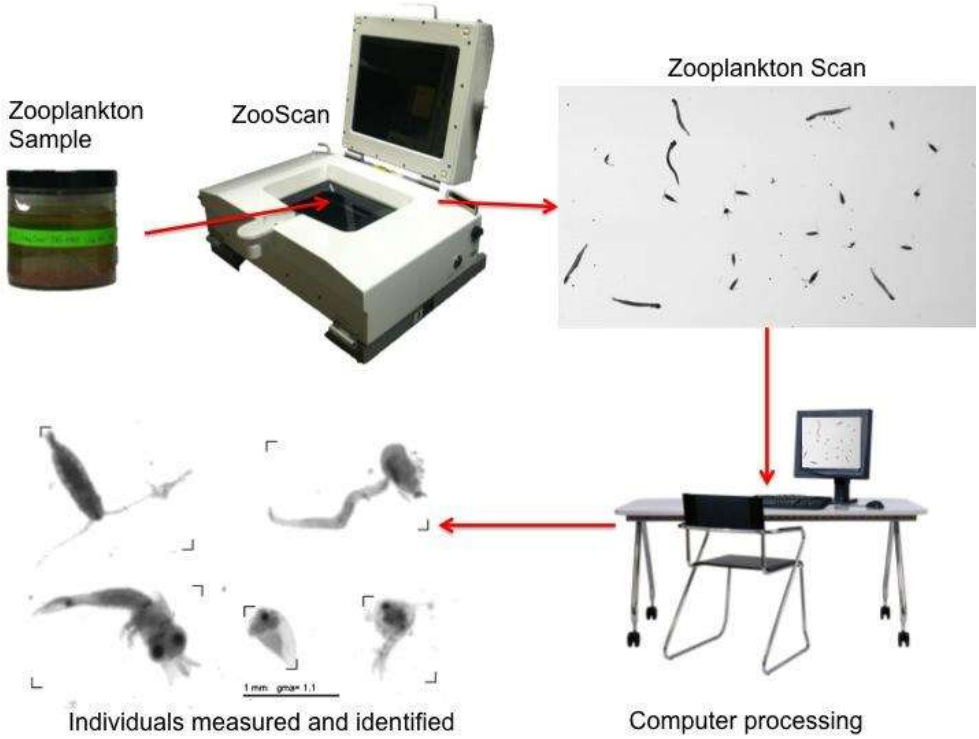

Figure B 2: Schéma récapitulatif d'une numérisation d'un échantillon zooplanctonique à l'aide du ZooScan (University of Delaware, 2025)

9.3. Annexes C : Résultats

Tableau C 1: Abondances relatives moyennes annuelles par groupe taxonomique dans chacun des trois volets (A, B, C).

A		B		C	
Groupes taxonomiques	Abondances relatives	Groupes taxonomiques	Abondances relatives	Groupes taxonomiques	Abondances relatives
Calanoida	70,825	Cyclopoida	35,481	Evadne	25,664
Evadne	10,602	Poecilostomatoida	23,812	Oikopleuridae	24,843
Cyclopoida	8,396	Evadne	20,903	Crustacea>nauplii	21,477
Poecilostomatoida	7,756	Oikopleuridae	9,074	Siphonophorae	6,642
Oikopleuridae	3,038	Crustacea>nauplii	6,344	Ostracoda	5,697
Crustacea>nauplii	2,336	Salpida	3,212	Fritillariidae	5,454
Salpida	2,258	Ostracoda	2,911	Chaetognatha	5,019
Crustacea	2,008	Crustacea	2,856	Salpida	4,900
Ostracoda	1,404	Siphonophorae	2,766	Decapoda	4,718
Siphonophorae	1,333	Decapoda	2,653	Appendicularia	4,201
Decapoda	1,292	Fritillariidae	2,344	Crustacea	3,688
Mollusca	1,055	Other Copepoda	2,263	Hydrozoa	3,326
Hydrozoa	1,055	Chaetognatha	1,989	Harosa	2,868
Chaetognatha	0,966	Mysida	1,804	Eumalacostraca	2,715
Mysida	0,850	Eumalacostraca	1,764	Euphausiacea	2,658
Fritillariidae	0,824	Hydrozoa	1,608	Actinopterygii>egg	2,553
Eumalacostraca	0,789	Mollusca	1,494	Mollusca	2,543
Other Copepoda	0,771	Appendicularia	1,449	Mysida	2,359
Actinopterygii>egg	0,765	Actinopterygii>egg	1,320	Cirripedia	1,793
Appendicularia	0,662	Harpacticoida	1,235	Actinopterygii	1,763
Harosa	0,641	Harosa	1,061	Annelida	1,748
Harpacticoida	0,595	Cirripedia	0,928	Cnidaria	1,012
<0.49%	0,073	Euphausiacea	0,846	Crustacea>metanauplii	0,982
		Actinopterygii	0,685	Stomatopoda	0,780
		Crustacea>metanauplii	0,526	Amphipoda	0,685
		<0.49%	0,086	Doliolida	0,658
				Echinodermata	0,640
				<0.49%	0,077

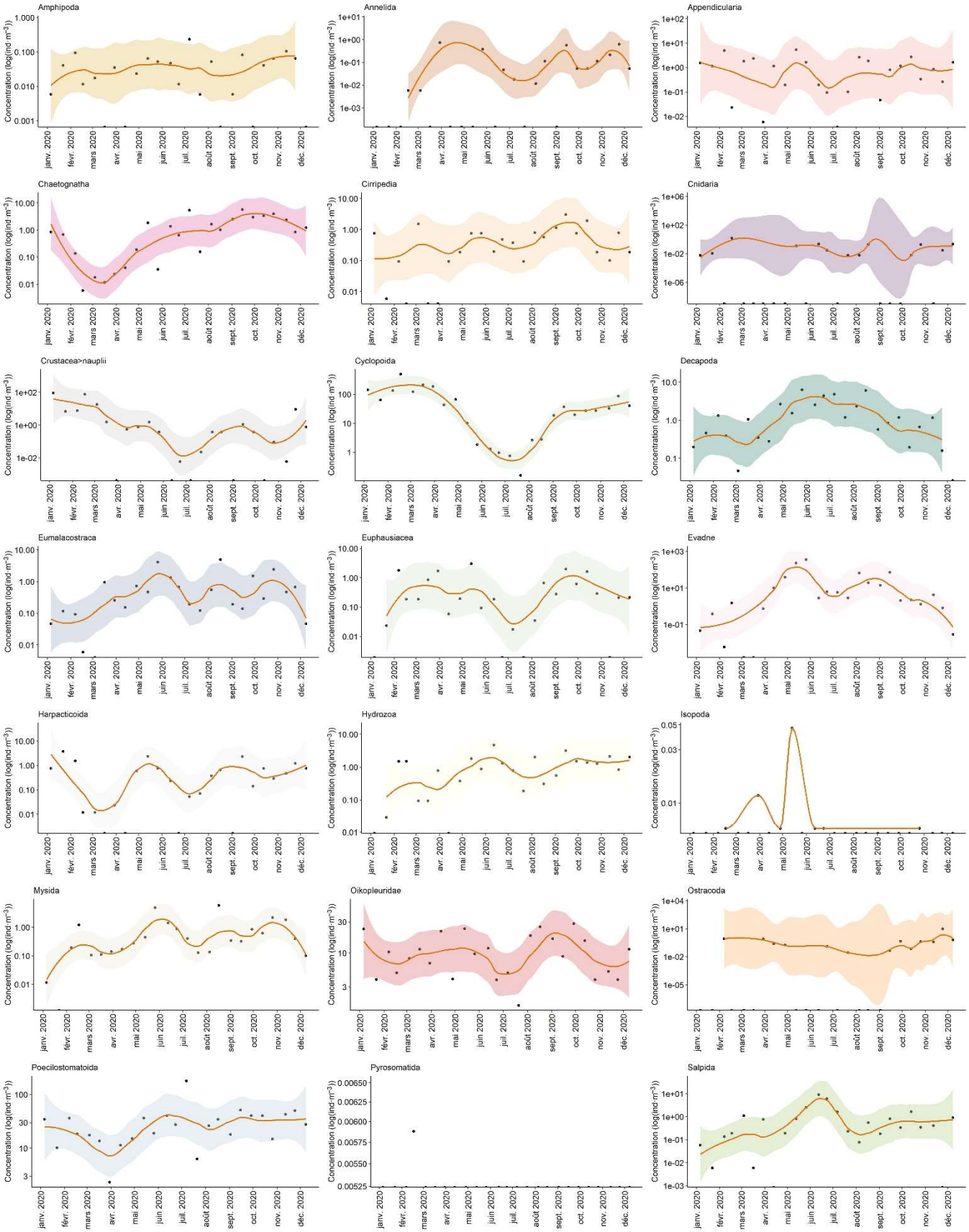

Figure C 1 : Variations saisonnières individuelles des groupes taxonomiques sur l'année 2020

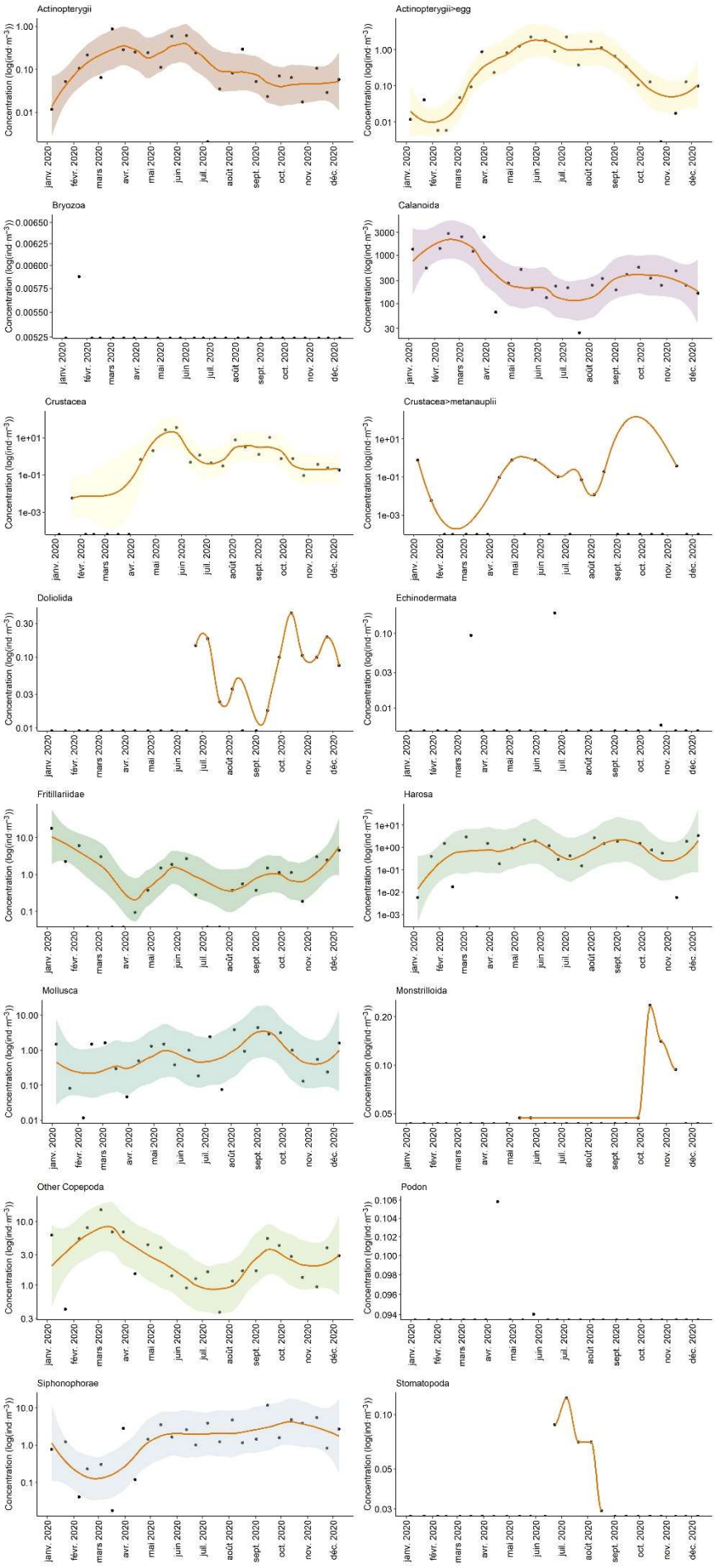

Figure C 2 : Variations saisonnières individuelles des groupes taxonomiques sur l'année 2020

Tableau C 1 : Moyennes annuelles des 19 indices de diversité

Year	S	Margalef	Menhinick	Chao's	FishersAlpha	Brillouin	ShannonH	SimpsonD	Hill's N1	Hill's N2
2004	11.045	1.435	0.341	9.629	1.398	0.808	0.825	0.386	2.375	3.202
2005	10.792	1.565	0.491	8.431	1.344	0.849	0.882	0.422	2.563	3.652
2006	9.455	1.384	0.483	8.311	1.382	0.769	0.817	0.398	2.388	2.962
2007	11.091	1.824	0.731	9.424	1.62	1.007	1.072	0.514	3.036	2.085
2008	9.958	1.288	0.314	9.792	1.419	0.921	0.94	0.452	2.666	2.437
2009	10.542	1.357	0.32	9.25	1.381	0.963	0.981	0.47	2.797	2.331
2010	11.36	1.558	0.417	10.147	1.421	0.908	0.931	0.457	2.627	2.554
2011	10.542	1.418	0.372	8.667	1.297	0.788	0.808	0.392	2.308	3.163
2012	10.125	1.344	0.347	8.292	1.194	0.724	0.743	0.351	2.175	3.46
2013	11.333	1.553	0.424	10.333	1.578	0.885	0.912	0.446	2.611	2.507
2014	10.68	1.441	0.38	9.363	1.401	0.897	0.92	0.45	2.601	2.624
2015	11.387	1.681	0.539	9.718	1.579	1.041	1.081	0.517	3.015	2.016
2016	11.269	1.494	0.369	9.814	1.471	0.951	0.971	0.469	2.762	2.458
2017	11	1.555	0.449	9.992	1.476	0.919	0.946	0.461	2.653	2.535
2019	13.625	2.14	0.716	10.719	1.912	0.897	0.943	0.412	2.591	2.501
2020	13.72	2.079	0.668	11.771	1.819	0.897	0.943	0.429	2.699	2.799

Year	PielouJ	Camargo'D	Camargo'E	Sheldon	E3	E4	E5	Redundancy	BergerParker
2004	0.344	-7.994	-0.764	0.078	0.137	0.3	-0.295	0.675	0.747
2005	0.368	-8.11	-0.841	0.074	0.157	0.285	-0.289	0.667	0.71
2006	0.37	-9.591	-1.129	0.099	0.172	0.299	-0.316	0.676	0.728
2007	0.45	-7.502	-0.717	0.111	0.208	0.183	-0.27	0.622	0.643
2008	0.41	-8.878	-0.943	0.13	0.187	0.236	-0.295	0.606	0.696
2009	0.414	-8.187	-0.831	0.104	0.182	0.222	-0.292	0.601	0.68
2010	0.385	-7.52	-0.708	0.08	0.159	0.239	-0.295	0.64	0.681
2011	0.344	-8.552	-0.892	0.07	0.138	0.295	-0.312	0.679	0.747
2012	0.322	-9.059	-0.929	0.07	0.129	0.334	-0.316	0.701	0.783
2013	0.381	-7.543	-0.721	0.095	0.162	0.244	-0.3	0.644	0.695
2014	0.39	-8.18	-0.802	0.096	0.166	0.244	-0.301	0.632	0.696
2015	0.447	-7.192	-0.661	0.123	0.198	0.174	-0.269	0.595	0.649
2016	0.4	-7.486	-0.716	0.098	0.169	0.227	-0.288	0.619	0.671
2017	0.395	-7.862	-0.735	0.096	0.166	0.23	-0.291	0.634	0.687
2019	0.361	-5.173	-0.388	0.08	0.126	0.235	-0.262	0.694	0.753
2020	0.359	-5.046	-0.377	0.086	0.132	0.255	-0.276	0.694	0.719

Tableau C 2 : Moyennes saisonnière des 19 indices de diversité

Year	Season	S	Margalef	Menhinick	Chao's	FishersAlpha	Brillouin	ShannonH	SimpsonD	Hill's N1	Hill's N2	PielouJ	Camargo'D	Camargo'E	Sheldon	E3	E4	E5	Redundancy	BergerParker
2004	Aoû-Oct	12.250	1.662	0.416	10.958	1.735	1.085	1.108	0.539	3.068	1.957	0.443	-6.278	-0.530	0.099	0.185	0.161	-0.263	0.577	0.600
2004	Fév-Avr	10.000	1.158	0.213	8.667	1.125	0.702	0.712	0.336	2.121	3.488	0.308	-9.262	-0.963	0.059	0.123	0.356	-0.324	0.701	0.794
2004	Mai-Juil	10.667	1.452	0.387	10.500	1.541	0.963	0.987	0.472	2.704	2.159	0.418	-8.132	-0.778	0.115	0.177	0.201	-0.281	0.605	0.684
2004	Nov-Jan	11.667	1.545	0.372	8.833	1.305	0.573	0.589	0.250	1.840	4.787	0.240	-7.732	-0.707	0.048	0.079	0.436	-0.303	0.784	0.859
2005	Aoû-Oct	12.500	1.795	0.510	8.583	1.406	1.072	1.101	0.534	3.025	1.929	0.436	-6.021	-0.484	0.069	0.176	0.159	-0.264	0.593	0.610
2005	Fév-Avr	8.333	1.210	0.437	6.833	1.076	0.603	0.638	0.313	2.058	6.991	0.292	-10.948	-1.455	0.079	0.132	0.442	-0.316	0.750	0.786
2005	Mai-Juil	10.333	1.541	0.526	8.750	1.469	0.908	0.952	0.463	2.816	2.870	0.406	-8.430	-0.832	0.090	0.193	0.256	-0.289	0.629	0.671
2005	Nov-Jan	12.000	1.716	0.491	9.556	1.424	0.811	0.836	0.377	2.354	2.819	0.338	-7.042	-0.594	0.056	0.125	0.283	-0.288	0.697	0.772
2006	Aoû-Oct	10.333	1.525	0.511	8.583	1.357	0.794	0.833	0.406	2.337	2.842	0.366	-8.690	-0.913	0.111	0.155	0.274	-0.301	0.680	0.711
2006	Fév-Avr	8.333	0.886	0.136	7.333	0.855	0.566	0.570	0.275	1.783	3.763	0.271	-11.179	-1.404	0.047	0.109	0.417	-0.363	0.735	0.843
2006	Mai-Juil	10.333	1.464	0.436	11.167	1.511	0.943	0.973	0.469	2.838	2.598	0.415	-8.411	-0.926	0.099	0.190	0.243	-0.290	0.611	0.674
2006	Nov-Jan	8.500	1.796	1.032	5.083	2.019	0.775	0.931	0.465	2.695	2.488	0.456	-10.331	-1.343	0.159	0.266	0.246	-0.306	0.679	0.661
2007	Aoû-Oct	11.000	2.278	1.239	9.583	2.563	1.370	1.537	0.709	4.677	1.417	0.647	-6.389	-0.605	0.254	0.380	0.064	-0.195	0.467	0.428
2007	Fév-Avr	10.000	1.409	0.416	7.667	1.201	0.923	0.947	0.482	2.645	2.276	0.412	-8.903	-0.913	0.067	0.184	0.218	-0.304	0.614	0.664
2007	Mai-Juil	11.500	1.808	0.684	12.083	1.594	0.956	1.009	0.487	2.777	2.159	0.417	-7.296	-0.659	0.092	0.175	0.195	-0.277	0.667	0.678
2007	Nov-Jan	11.833	1.953	0.754	8.417	1.437	0.900	0.950	0.442	2.591	2.267	0.388	-7.051	-0.653	0.080	0.151	0.216	-0.279	0.686	0.730
2008	Aoû-Oct	10.667	1.410	0.350	10.611	1.625	0.902	0.924	0.416	2.584	2.619	0.392	-8.187	-0.775	0.144	0.167	0.248	-0.270	0.627	0.737
2008	Fév-Avr	9.000	1.015	0.178	7.722	0.976	0.636	0.642	0.345	1.911	3.076	0.292	-10.437	-1.202	0.040	0.113	0.351	-0.379	0.717	0.783
2008	Mai-Juil	10.833	1.439	0.359	11.000	1.669	1.169	1.193	0.545	3.379	1.940	0.503	-7.473	-0.706	0.199	0.247	0.150	-0.236	0.513	0.631
2008	Nov-Jan	9.333	1.289	0.371	9.833	1.406	0.977	1.002	0.502	2.792	2.111	0.454	-9.416	-1.091	0.139	0.222	0.195	-0.294	0.567	0.634
2009	Aoû-Oct	10.833	1.415	0.338	9.667	1.481	0.895	0.914	0.400	2.512	2.561	0.386	-8.043	-0.760	0.122	0.156	0.245	-0.266	0.632	0.763
2009	Fév-Avr	9.167	1.039	0.188	7.250	0.915	0.712	0.720	0.407	2.094	2.684	0.325	-10.078	-1.151	0.047	0.133	0.303	-0.392	0.684	0.708
2009	Mai-Juil	12.000	1.648	0.428	10.857	1.751	1.302	1.330	0.621	3.858	1.649	0.535	-5.975	-0.520	0.151	0.257	0.108	-0.225	0.483	0.542
2009	Nov-Jan	9.800	1.264	0.305	8.900	1.301	0.868	0.884	0.418	2.499	2.587	0.385	-9.186	-0.967	0.086	0.165	0.259	-0.297	0.631	0.741
2010	Aoû-Oct	12.571	1.756	0.467	10.857	1.594	0.897	0.921	0.432	2.597	2.659	0.366	-6.348	-0.512	0.072	0.141	0.250	-0.281	0.661	0.721
2010	Fév-Avr	9.500	1.090	0.198	7.944	1.030	0.755	0.763	0.395	2.202	3.071	0.339	-9.720	-1.073	0.067	0.141	0.307	-0.339	0.670	0.734
2010	Mai-Juil	11.500	1.631	0.467	10.833	1.536	1.109	1.139	0.561	3.199	1.903	0.472	-6.894	-0.622	0.123	0.219	0.154	-0.265	0.554	0.562
2010	Nov-Jan	11.667	1.721	0.528	10.833	1.496	0.873	0.902	0.445	2.513	2.567	0.365	-7.314	-0.656	0.061	0.139	0.242	-0.297	0.672	0.700
2011	Aoû-Oct	11.600	1.664	0.484	10.800	1.700	0.833	0.863	0.375	2.422	2.897	0.351	-7.335	-0.641	0.093	0.132	0.278	-0.269	0.681	0.771
2011	Fév-Avr	9.571	1.173	0.256	6.643	0.873	0.610	0.620	0.322	1.952	4.756	0.271	-9.832	-1.088	0.021	0.106	0.412	-0.352	0.743	0.791
2011	Mai-Juil	11.333	1.550	0.406	9.500	1.464	0.945	0.967	0.458	2.659	2.253	0.399	-7.533	-0.673	0.088	0.161	0.213	-0.281	0.624	0.709
2011	Nov-Jan	10.000	1.366	0.379	8.417	1.288	0.799	0.821	0.422	2.276	2.437	0.368	-9.090	-1.091	0.092	0.155	0.255	-0.332	0.658	0.715
2012	Aoû-Oct	10.500	1.436	0.388	8.417	1.321	0.651	0.672	0.292	1.969	3.616	0.289	-8.803	-0.869	0.066	0.106	0.368	-0.302	0.739	0.834
2012	Fév-Avr	10.714	1.393	0.337	9.429	1.195	0.792	0.807	0.418	2.307	2.503	0.340	-8.396	-0.809	0.062	0.134	0.275	-0.353	0.680	0.731
2012	Mai-Juil	9.333	1.204	0.298	7.583	1.104	0.526	0.541	0.243	1.764	5.381	0.243	-10.166	-1.119	0.058	0.092	0.467	-0.324	0.777	0.859
2012	Nov-Jan	9.800	1.335	0.367	7.400	1.150	0.957	0.980	0.457	2.731	2.310	0.429	-8.968	-0.939	0.101	0.195	0.216	-0.273	0.592	0.707
2013	Aoû-Oct	12.333	1.720	0.459	10.917	1.676	0.871	0.895	0.423	2.496	2.563	0.358	-6.624	-0.549	0.079	0.134	0.249	-0.287	0.670	0.718
2013	Fév-Avr	9.333	1.126	0.249	7.333	0.933	0.825	0.838	0.464	2.342	2.224	0.386	-9.793	-1.148	0.068	0.176	0.241	-0.358	0.627	0.672
2013	Mai-Juil	11.667	1.732	0.565	11.639	2.098	1.009	1.060	0.492	3.219	2.522	0.432	-6.721	-0.588	0.172	0.209	0.220	-0.266	0.601	0.649
2013	Nov-Jan	12.000	1.635	0.422	11.444	1.606	0.835	0.857	0.404	2.389	2.721	0.348	-7.036	-0.601	0.062	0.130	0.266	-0.291	0.678	0.742
2014	Aoû-Oct	11.167	1.590	0.461	9.014	1.461	1.032	1.061	0.493	2.905	2.067	0.441	-7.470	-0.692	0.102	0.190	0.179	-0.260	0.586	0.688
2014	Fév-Avr	9.571	1.169	0.254	8.071	1.077	0.805	0.816	0.459	2.311	2.297	0.363	-9.531	-1.020	0.061	0.155	0.253	-0.373	0.649	0.666
2014	Mai-Juil	11.000	1.438	0.346	10.500	1.473	0.843	0.863	0.393	2.625	3.951	0.359	-7.790	-0.748	0.112	0.160	0.330	-0.275	0.658	0.719
2014	Nov-Jan	11.167	1.611	0.480	10.083	1.646	0.925	0.956	0.453	2.612	2.234	0.399	-7.701	-0.711	0.115	0.163	0.212	-0.284	0.632	0.716
2015	Aoû-Oct	12.167	1.793	0.560	11.306	1.896	1.128	1.174	0.535	3.283	1.923	0.477	-6.157	-0.539	0.167	0.217	0.150	-0.240	0.556	0.645
2015	Fév-Avr	11.100	1.621	0.533	9.483	1.433	0.948	0.990	0.496	2.756	2.105	0.413	-7.672	-0.727	0.105	0.176	0.199	-0.301	0.644	0.650
2015	Mai-Juil	11.286	1.660	0.522	10.107	1.670	1.128	1.167	0.551	3.252	1.845	0.484	-7.160	-0.657	0.145	0.224	0.145	-0.251	0.549	0.630
2015	Nov-Jan	11.250	1.688	0.546	8.479	1.442	1.015	1.051	0.501	2.928	2.123	0.435	-7.394	-0.673	0.092	0.189	0.186	-0.268	0.602	0.669
2016	Aoû-Oct	11.333	1.494	0.358	9.806	1.457	1.070	1.089	0.545	3.015	1.919	0.449	-7.247	-0.647	0.087	0.195	0.161	-0.275	0.568	0.593
2016	Fév-Avr	11.000	1.363	0.287	8.083	1.110	0.731	0.742	0.397	2.182	3.097	0.310	-8.192	-0.838	0.044	0.118	0.320	-0.353	0.704	0.701
2016	Mai-Juil	11.000	1.404	0.316	10.857	1.579	0.889	0.907	0.409	2.582	2.819	0.374	-7.859	-0.741	0.124	0.152	0.263	-0.278	0.641	0.748
2016	Nov-Jan	11.714	1.697	0.501	10.262	1.685	1.098	1.131	0.527	3.223	2.012	0.461	-6.714	-0.647	0.129	0.206	0.169	-0.253	0.567	0.636
2017	Aoû-Oct	11.714	1.721	0.523	10.262	1.700	1.058	1.093	0.510	3.031	2.037	0.444	-6.862	-0.589	0.123	0.188	0.172	-0.257	0.589	0.665
2017	Fév-Avr	10.333	1.272	0.267	9.583	1.196	0.793	0.804	0.428	2.313	3.195	0.346	-8.801	-0.882	0.056	0.143	0.289	-0.334	0.667	0.692
2017	Mai-Juil	10.667	1.516	0.443	10.833	1.591	0.952	0.981	0.469	2.737	2.406	0.418	-8.100	-0.772	0.127	0.185	0.217	-0.275	0.609	0.673
2017	Nov-Jan	11.333	1.810	0.655	8.500	1.281	0.780	0.817	0.399	2.281	2.638	0.336	-7.838	-0.705	0.047	0.123	0.272	-0.312	0.724	0.756
2019	Aoû-Oct	13.600	2.128	0.709	11.500	2.045	0.863	0.910	0.385	2.493	2.617	0.349	-5.224	-0.389	0.089	0.119	0.249	-0.260	0.706	0.775
2019	Nov-Jan	13.667	2.160	0.728	9.417	1.692	0.953	0.996	0.455	2.753	2.307	0.380	-5.089	-0.386	0.066	0.136	0.211	-0.266	0.674	0.718
2020	Aoû-Oct	14.000	2.152	0.686	12.429	2.074	0.975	1.020	0.437	2.819	2.393	0.387	-4.597	-0.330	0.107	0.141	0.213	-0.246	0.660	0.735
2020	Fév-Avr	12.857	1.734	0.448	8.976	1.340	0.694	0.718	0.339	2.255	4.030	0.278	-6.313	-0.500	0.043	0.101	0.382	-0.323	0.749	0.777
2020	Mai-Juil	14.000	2.378	0.942	14.322	2.301	1.082	1.164	0.541	3.247	1.920	0.442	-4.318	-0.320	0.144	0.174	0.150	-0.246	0.659	0.615
2020	Nov-Jan	14.200	2.099	0.621	11.700	1.554	0.852	0.884	0.410	2.496	2.700	0.334	-4.775	-0.340	0.047	0.114	0.264	-0.286	0.708	0.742

Tableau C 4: Hiérarchisation des indices de diversité selon leur R^2 ajusté et leur statistique F test Monte Carlo par permutation

Indice	Categorie	R2_adj	p_value	Rang
Shannon	Diversite	0,179	0,001	1
Brillouin	Diversite	0,178	0,001	2
Hill'sN1	Diversite	0,173	0,001	3
E5	Equitabilite	0,171	0,001	4
Pielou	Equitabilite	0,170	0,001	5
BergerParker	Dominance	0,167	0,001	6
Simpson	Dominance	0,167	0,001	7
Redundancy	Equitabilite	0,160	0,001	8
E4	Equitabilite	0,153	0,001	9
E3	Equitabilite	0,144	0,001	10
Sheldon	Equitabilite	0,106	0,001	11
Fisher'sAlpha	Richesse	0,103	0,001	12
Hill'sN2	Dominance	0,092	0,001	13
Camargo's Diversity	Diversite	0,068	0,001	14
Margalef	Richesse	0,065	0,001	15
Camargo's Evenness	Equitabilite	0,054	0,001	16
Menhinick	Richesse	0,046	0,001	17
Chao's 2	Richesse	0,043	0,001	18
S	Richesse	0,037	0,001	19

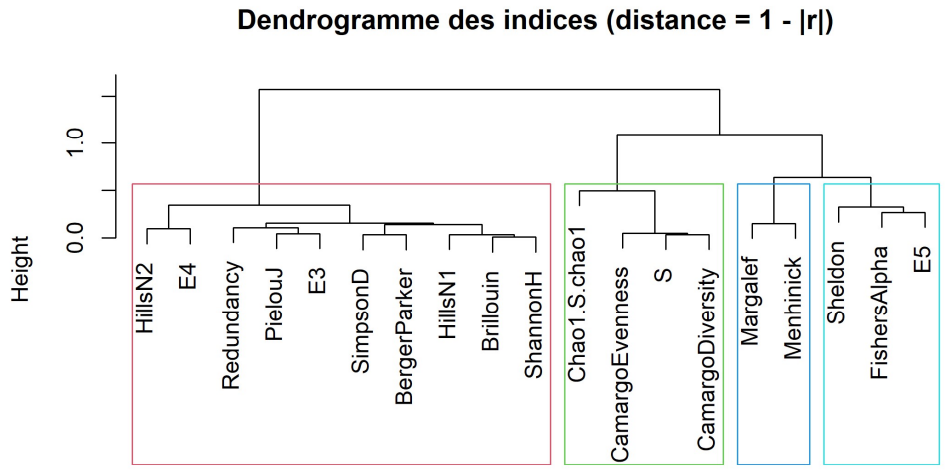

Figure C 3 : Dendrogramme des 19 indices basé sur la matrice de corrélation

Tableau C 5 : Test de contraste post-hoc de type *année vs reste*

Indice	Year	estimate	adj.p.value
S	2006	-1,756	5,74E-05
	2008	-1,218	3,27E-03
	2012	-1,159	5,09E-03
	2019	2,426	5,55E-04
	2020	2,871	5,19E-11
Hill'sN2	2005	1,030	1,60E-02
E5	2007	0,029	4,87E-02
Shannon	2007	0,203	8,27E-03
	2012	-0,183	1,72E-02
	2015	0,184	1,67E-02

Tableau C 3 : Corrélations de Spearman entre le log-*ratio Oikopleuridae/Fritillaridae* et les variables environnementales

Variable	ρ (Spearman)	p-value
temperature	0.629	< 0.001
salinite	0.175	0.371
oxygene	0.060	0.762
chla	-0.427	0.024

Tableau C 7 : Coefficients du modèle de régression linéaire multiple

Variable	Coefficient	Erreur standard	t	p-value
(Intercept)	-17.185	19.202	-0.89	0.380
Température	0.040	0.029	1.36	0.187
Salinité	0.358	0.484	0.74	0.467
Oxygène dissous	0.036	0.059	0.62	0.541
Chl-a	-0.379	0.422	-0.90	0.378

Tableau C 8: Statistiques du modèle de régression linéaire du log-ratio *Oikopleuridae/Fritillariidae*

R^2	R^2 ajusté	F-statistique	p-value
0.435	0.336	4.42	0.00851

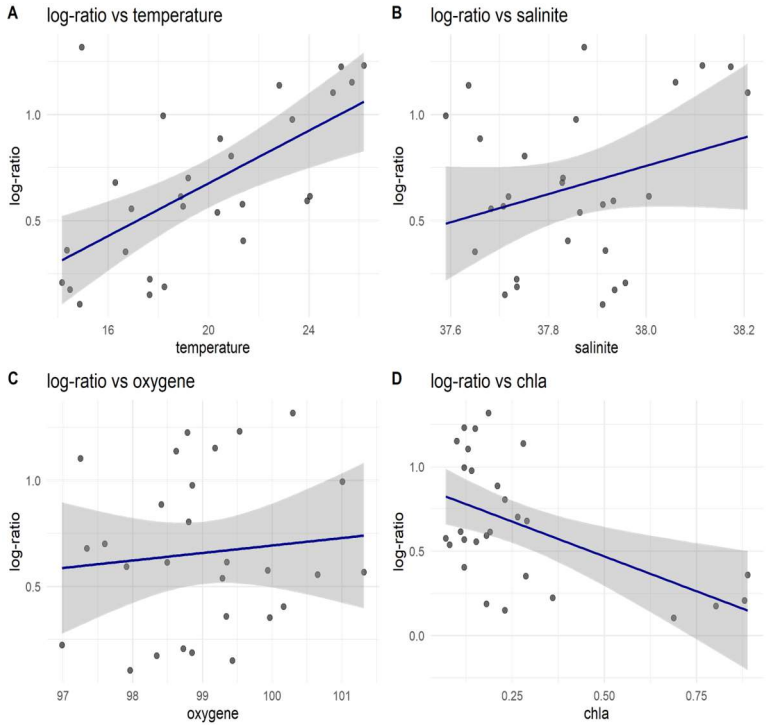

Figure C 4 : Régressions linéaires simples entre le log-ratio des concentrations d'*Oikopleuridae* et *Fritillariidae* et quatre variables environnementales : A. Température (°C), B. Salinité, C. Taux d'oxygène dissous (%), D. Concentration en chl-a (µg/L).

Les communautés zooplanctoniques méditerranéennes, décrites comme des « balises sensibles du changement climatique », connaissent depuis plusieurs décennies des modifications liées au réchauffement des mers et aux pressions anthropiques. Toutefois, les mécanismes reliant leurs dynamiques à long terme aux facteurs environnementaux demeurent encore peu documentés.

Ce mémoire évalue la pertinence des indices de diversité zooplanctonique pour caractériser l'état écologique des écosystèmes côtiers méditerranéens. L'étude repose sur une série temporelle (2004–2021) d'échantillons collectés en baie de Calvi (Corse), numérisés par Zooscan et classifiés via EcoTaxa.

Les résultats mettent en évidence une communauté dominée par les copépodes calanoïdes, adaptés aux conditions oligotrophes, ainsi que des variations saisonnières marquées, avec une diversité accrue au printemps et en été.

À long terme, les concentrations totales de zooplancton diminuent, certains groupes (décapodes, *Cyclopoida*) déclinent, tandis que la richesse spécifique augmente, positivement corrélée à la température mais négativement à la salinité. La chl-a est corrélée positivement aux indices de dominance tout en réduisant les indices de diversité, richesse spécifique et l'équitabilité lors des blooms.

L'application d'indices de diversité (Shannon, Hill's N2, S, E5) et l'étude du ratio Oikopleuridae/Fritillariidae confirment le potentiel du zooplancton comme bioindicateur des écosystèmes côtiers méditerranéens dans le contexte du changement climatique.

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN
Faculté des bioingénieurs
Croix du Sud, 2 bte L7.05.01, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique | **www.uclouvain.be/agro**