

Mémoire

Auteur : Duerinckx, Morgan

Promoteur(s) : Gobert, Sylvie

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en océanographie, à finalité approfondie

Année académique : 2021-2022

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/13865>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

Université de Liège

Faculté des Sciences
Département de Biologie, Écologie & Évolution
Laboratoire d'Océanologie

Variation bathymétrique et temporelle des paramètres
biométriques et des teneurs en éléments traces de l'herbier à
Posidonia oceanica (L.) Delile (1813)



Mémoire de fin d'études rédigé par **Morgan Duerinckx** en vue de l'obtention du
titre de Master en Océanographie, à finalité approfondie

Promotrice : Professeure Sylvie Gobert

Encadrante : Laurence Lefebvre

Année académique : 2021-2022

Conformément aux règles imposées à la rédaction, ce mémoire ne doit pas dépasser 50 pages rédigées en Times 12 ou équivalent.

Cette étude fait partie du projet STARECAPMED (Station de référence et de recherche sur le changement des pressions anthropiques locales et mondiales sur les dérives des écosystèmes méditerranéens) financé par la Collectivité territoriale de Corse et par l'Agence française de l'eau (PACA Corse).

Photographie de couverture : *Posidonia oceanica* © Alain Darré.
Tous droits réservés

Table des matières

Remerciements.....	vi
Résumé.....	viii
Abstract.....	ix
Glossaire.....	x
Liste des abréviations.....	xi
Liste des figures.....	xii
Liste des tableaux.....	xv
1. Introduction.....	1
1.1 L'environnement marin, sujet aux menaces.....	1
1.2 La biologie et l'écologie des phanérogames marines.....	1
1.3 La Méditerranée et ses herbiers.....	2
1.4 La phylogénèse du genre <i>Posidonia</i>	3
1.5 <i>Posidonia oceanica</i>	4
1.5.1 Les écosystèmes à <i>Posidonia oceanica</i>	4
1.5.2 La faune et la flore épiphyte associée aux herbiers.....	6
1.5.3 Les rôles écologiques de l'herbier à <i>Posidonia oceanica</i>	6
1.5.4 Les menaces pesant sur les herbiers méditerranéens.....	7
1.6 Le changement climatique global.....	8
1.7 Les éléments traces et leur bioaccumulation.....	8
1.8 L'évolution de l'herbier du golfe de la Revellata.....	10
2. Objectifs.....	11
3. Matériels et méthodes.....	12
3.1 Campagnes d'échantillonnage.....	12
3.1.1 Zone d'étude, stations et périodes.....	12
3.1.2 Prélèvements.....	12
3.1.3 Disponibilité des données.....	12
3.2 Densité, biométrie et paramètres associés.....	12
3.2.1 Densité.....	12
3.2.2 Dissection et biométrie.....	13
3.2.3 Obtention de la masse sèche des épiphytes et des feuilles.....	13
3.2.4 Paramètres biométriques.....	13
3.3 Minéralisation et analyse à l'ICP-MS.....	14
3.3.1 Préparation des échantillons.....	14
3.3.2 Pesées et minéralisation.....	14
3.3.3 Blancs et matériaux de référence certifiés.....	15
3.3.4 Analyse et limites.....	15
3.4 Données abiotiques.....	15
3.4.1 Température de l'eau et de l'air.....	15
3.4.2 Luminosité.....	16
3.4.3 Profil bathymétrique STARECAMPED.....	16
3.4.4 Accessibilité des données.....	16
3.5 Traitement des données.....	16
3.5.1 Tests statistiques.....	16
3.5.2 Analyse en composantes principales.....	16
3.5.3 Profil bathymétrique.....	16

4.	Résultats	17
4.1	Variation bathymétrique et temporelle de 2018 à 2019	17
4.1.1	Densité de l'herbier	17
4.1.2	Paramètres biométriques	18
4.1.2.1	Surface foliaire	18
4.1.2.2	Indice foliaire	18
4.1.2.3	Biomasse foliaire	19
4.1.2.4	Biomasse épiphyte	20
4.1.2.5	Rapport E/F	21
4.1.2.6	Coefficient A	21
4.1.3	Analyse en composantes principales	22
4.2	Variation bathymétrique et temporelle de 1993 à 2019	24
4.2.1	Variation bathymétrique de la densité de l'herbier	24
4.2.2	Variation temporelle de la densité de l'herbier	25
4.2.3	Variation bathymétrique des paramètres biométriques	25
4.2.3.1	Surface foliaire	26
4.2.3.2	Indice foliaire	26
4.2.3.3	Biomasse foliaire	27
4.2.3.4	Biomasse épiphyte	27
4.2.3.5	Rapport E/F	28
4.2.3.6	Coefficient A	28
4.3	Variation bathymétrique de 2018 à 2019	29
4.3.1	Teneurs en éléments traces	29
4.3.1.1	Aluminium	29
4.3.1.2	Vanadium	30
4.3.1.3	Chrome	30
4.3.1.4	Fer	31
4.3.1.5	Nickel	32
4.3.1.6	Cuivre	32
4.3.1.7	Zinc	33
4.3.1.8	Molybdène	34
4.3.1.9	Cadmium	34
4.3.1.10	Plomb	35
4.3.2	Analyse en composantes principales	36
4.4	Variation temporelle de 2008 à 2019	37
5.	Discussion	38
5.1	Densité de l'herbier	38
5.1.1	Variation bathymétrique et temporelle	38
5.1.2	L'influence de la lumière	38
5.1.3	L'influence du carbone inorganique	39
5.1.4	L'influence des stress thermiques	39
5.2	Les paramètres biométriques foliaires	40
5.2.1	Variation bathymétrique et temporelle	40
5.2.2	L'influence du cycle solaire	41
5.2.3	L'influence de la température	42
5.2.4	L'influence de l'apport en nutriments	42
5.3	Les paramètres biométriques épiphytes	43
5.3.1	Variation bathymétrique et temporelle	43
5.3.1	L'influence des nutriments	43
5.3.2	L'influence du contrôle biologique	44
5.4	Le coefficient A	44
5.4.1	Variation bathymétrique et temporelle	44
5.4.2	L'influence du broutage	44
5.4.3	L'influence des interactions biologiques	45
5.5	Les éléments traces	45
5.5.1	Variation bathymétrique et temporelle	45
5.5.2	Aluminium	46
5.5.3	Vanadium	46
5.5.4	Chrome	46
5.5.5	Fer	47
5.5.6	Nickel	47
5.5.7	Cuivre	47
5.5.8	Zinc	48

5.5.9	Molybdène.....	48
5.5.10	Cadmium.....	49
5.5.11	Plomb	49
6.	Conclusion.....	50
	Bibliographie	i
	Annexe	x

Remerciements

Avant que vous ne commenciez la lecture de ce mémoire, il me paraît opportun de remercier les personnes qui m'ont formé et soutenu durant ces très nombreux mois de manipulations et de rédaction.

Je tiens à remercier chaleureusement ma promotrice, *Sylvie Gobert*, de m'avoir transmis sa passion pour l'océanographie. Ses multiples cours et stages ont été plus que déterminants dans mon parcours universitaire. Je lui suis reconnaissant de m'avoir accueilli dans son laboratoire et de m'avoir proposé ce sujet d'étude. Cette expérience n'aurait été possible sans son encadrement et ses corrections.

Mes seconds remerciements vont à mon encadrante, *Laurence Lefebvre*, pour son soutien sans faille et son encadrement hors pair. Du haut de ses 28 ans, cette personne s'est révélée être indispensable quant à la rédaction de ce travail. Sa clarté et sa rigueur en feront une excellente scientifique, si tel n'est déjà pas le cas. Un immense merci pour sa présence, ses conseils et ses corrections. Merci du fond du cœur *Laurence*. Encore toutes mes félicitations.

J'aimerais exprimer ma reconnaissance envers les membres du laboratoire, tels que *Gilles Lepoint* et *Cédric Delforge*. Leurs conseils avisés et leurs aides ont été capitaux à la réalisation de mes manipulations.

Je souhaite remercier les membres du jury, *Alexander Barth*, *Patrick Dauby* et *Gilles Lepoint*, de prendre de leur temps afin de lire cette étude.

Également, je tiens à exprimer ma gratitude auprès du personnel de la STARESO. Leur accueil, leur aide et leur accompagnement ont été un véritable plus.

Depuis 4 ans, *Richard Cartella* s'est avéré être primordial à mon quotidien. Je le remercie de sa patience, de son authenticité et de sa positivité, bien que mis à mal un certain nombre de fois au cours de ce long travail. Il est l'un de mes plus grands piliers. Qui aurait dit que je rencontrerais un ti créole comme lui. 'Mon laimé mi aime a ou'.

Bien que ces quelques mots ne peuvent décrire l'entièreté de mes pensées à son égard, j'aimerais remercier une personne essentielle à mes yeux, *Véronique Theunissen*. Ses valeurs et son amour me sont précieux. Sans elle, rien n'aurait été possible. Merci pour tout Maman.

J'aimerais également exprimer ma reconnaissance envers *Blaise Duerinckx* et *Dominique Delcourt*. Leur soutien inébranlable et leur positivité inconditionnelle me sont chers. Merci Papa, merci Dominique.

Je tiens également à remercier mes deux grands frères, *Quentin* et *Jason Duerinckx*. Leur présence m'est essentielle depuis la Saint Sylvestre 97'. Je suis extrêmement fier d'eux.

En dernier lieu, j'aimerais exprimer ma gratitude envers *Dominique Delcourt*, *Claire Devilliers*, *Mathilde Schrevens*, *Véronique Theunissen*, *Richard Cartella*, *Blaise Duerinckx*, *Jason Duerinckx* et *Quentin Duerinckx* pour leurs relectures et remarques.

Un tout grand merci à eux.

Merci de m'avoir aimé lorsque je n'en avais plus la force,

Morgan.

Résumé

Posidonia oceanica (Linnaeus) Delile 1813 est une phanérogame marine endémique de la mer Méditerranée, formant de vastes herbiers monospécifiques dans l'environnement côtier. Ces structures complexes se révèlent être essentielles au bon fonctionnement du milieu marin de par leurs nombreux services écosystémiques rendus. Cependant, ces herbiers sont menacés par les effets combinés des activités anthropiques et du changement climatique global. Leur préservation est l'un des enjeux clés du 21^{ème} siècle.

Ce mémoire a pour objectif d'analyser la variation bathymétrique et temporelle des paramètres biométriques et des teneurs en éléments traces de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata à Calvi, Corse. Huit stations (*i.e.* de 5 m à 36 m de profondeur) ont été échantillonnées pendant huit périodes (*i.e.* d'août 2018 à octobre 2019). Un total de 192 faisceaux de *P. oceanica* a été récolté, soit 3 individus par station et par période. La densité a été relevée *in situ* tandis que la biométrie a été réalisée en laboratoire selon la méthode de Giraud. Ensuite, les teneurs en 10 éléments traces (*i.e.* Al, V, Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd et Pb), choisis sur base de divers critères, ont été analysées à l'aide de la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif.

L'ensemble des résultats obtenus en 2018 et 2019 a permis d'établir l'état de santé actuel de l'herbier de Calvi. Afin d'observer d'éventuels changements, l'évolution sur le long terme a été visualisée en comparant les paramètres biométriques depuis 1993 et les teneurs en éléments traces depuis 2008.

La densité est significativement similaire en 1993, 2018 et 2019. Cependant, une hausse significative des paramètres foliaires, de la biomasse épiphyte et du pourcentage de broutage est observée en 2018 et 2019. De plus, une influence significative de la bathymétrie et de la saisonnalité est constatée sur les paramètres biométriques. Une augmentation des teneurs en 6 éléments traces (*i.e.* Al, Cr, Fe, Cu, Ni et Pb) est visualisée en 2018 et 2019. De surcroît, la profondeur et le type d'organe (*i.e.* feuilles ou épiphytes) conditionnent significativement la majorité des teneurs en éléments traces.

Ces différentes évolutions témoignent d'une eau de bonne qualité, favorisant le développement de l'herbier. De surcroît, la hausse des températures de l'eau ainsi que l'apport modéré en nutriments pourraient être bénéfiques sur la croissance de la plante. L'augmentation de la consommation mondiale en métaux serait responsable des teneurs en éléments traces. L'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata semble être peu exposé aux pressions anthropiques et au changement climatique global. Néanmoins, une intensification de ces facteurs pourrait mener à un déséquilibre.

Duerinckx, M. (Janvier 2022) : *Variation bathymétrique et temporelle des paramètres biométriques et des teneurs en éléments traces de l'herbier à Posidonia oceanica (L.) Delile (1813)* (Mémoire).

Promoteur : Pr. Sylvie Gobert. Laboratoire d'Océanologie, Département de Biologie, Écologie & Évolution, Faculté des Sciences, Université de Liège.

Abstract

Posidonia oceanica (Linnaeus) Delile 1813 is a marine phanerogam endemic to the Mediterranean Sea, which forms large monospecific meadows in the coastal environment. These complex structures turn out to be essential for the proper functioning of the marine environment through their many ecosystem services. However, these meadows are threatened by the combined effects of human activities and global climate changes. Their preservation is one of the key challenges of the 21st century.

The objective of this work is to analyze the bathymetric and temporal variation of the biometric parameters and the trace elements contents of the *P. oceanica* meadow of the Gulf of Revellata in Calvi, Corsica. Eight stations (*i.e.* from 5 m to 36 m deep) were sampled over eight periods (*i.e.* from August 2018 to October 2019). A total of 192 *P. oceanica* shoots were harvested, which means 3 individuals per station and per period. The density was recorded *in situ* while the biometry was performed in the laboratory according to the Giraud method. Then, the contents of 10 trace elements (*i.e.* Al, V, Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, and Pb), chosen on the basis of various criteria, were analyzed using inductively coupled plasma mass spectrometry.

All the results obtained in 2018 and 2019 made it possible to establish the current state of health of the Calvi meadow. To observe possible changes, the long-term evolution was visualized by comparing the biometric parameters since 1993 and the trace elements contents since 2008.

Density is significantly similar in 1993, 2018, and 2019. However, a significant increase in leaf parameters, epiphytic biomass, and percentage of grazing is observed in 2018 and 2019. In addition, a significant influence of bathymetry and seasonality is noted on the biometric parameters. An increase in the content of 6 trace elements (*i.e.* Al, Cr, Fe, Cu, Ni, and Pb) is seen in 2018 and 2019. In addition, the depth and type of organ (*i.e.* leaves or epiphytes) significantly condition the majority of trace elements contents.

These different evolutions testify good quality waters, favoring the development of the meadow. The increase in water temperatures and moderate nutrient intake could also benefit plant growth. The increase in global metal consumption is believed to be responsible for trace elements contents. The *P. oceanica* meadow in the Gulf of Revellata appears to have little exposure to anthropogenic pressures and global climate change. However, an intensification of these factors could lead to an imbalance.

Duerinckx, M. (January 2022) : *Bathymetric and temporal variation of biometric parameters and trace elements contents of the seagrass meadow Posidonia oceanica (L.) Delile (1813)* (Master thesis).

Supervisor : Pr. Sylvie Gobert. Laboratory of Oceanology, Department of Biology, Ecology & Evolution, Faculty of Sciences, University of Liège.

Glossaire

Ce glossaire regroupe les termes annotés d'un astérisque dans le texte. Les différentes définitions proviennent du *Petit Larousse*, du *Petit Robert* ou sont personnelles.

- **Abiotique** : Se dit d'un facteur lié au milieu, indépendant des êtres vivants.
- **Acropétale** : Se dit d'un développement progressif d'une inflorescence de la base vers le sommet.
- **Alismatidae** : Ordre végétal reprenant de nombreuses familles de monocotylédones notamment aquatiques ainsi que des zones humides.
- **Angiosperme** : Plante à graines dont l'ovule, fécondé par l'intermédiaire d'un tube pollinique, se transforme en un fruit clos.
- **Bio-indicateur** : Organisme végétal, fongique ou animal dont la présence, l'absence ou l'état renseigne sur les caractéristiques d'un écosystème ou permet d'en évaluer les altérations.
- **Biofilm** : Amas structuré de cellules bactériennes enrobé d'une matrice polymérique et attaché à une surface.
- **Biomasse** : Masse totale de l'ensemble des êtres vivants occupant, à un moment donné, un biotope bien défini.
- **Bryzoaire** : Invertébré marin vivant en colonies, dont l'enveloppe externe, ramifiée, est cornée ou calcaire.
- **Cyanobactérie** : Bactérie photosynthétique, appelée autrefois *algue vert-bleu*.
- **Diatomée** : Algue brune unicellulaire microscopique dont la membrane est entourée d'une coque siliceuse.
- **Eurytherme** : Qui peut vivre dans les eaux de température variable.
- **Eutrophisation** : Enrichissement naturel ou artificiel d'une eau en matières nutritives.
- **Foraminifère** : Protozoaire marin entouré d'une enveloppe calcaire percée de trous par où passent les pseudopodes.
- **Hydrozoaire** : Cnidaire présentant une forme polype et une forme méduse.
- **Ligule** : Appendice membraneux apparaissant à la jonction du limbe foliaire et de la gaine foliaire.
- **Littoralisation** : Mouvement de concentration des hommes et de leurs activités sur les parties littorales des continents.
- **Monospécifique** : Qui ne comprend qu'une seule espèce.
- **Oligotrophe** : Milieu pauvre en éléments minéraux nutritifs nécessaires à la croissance d'organismes photosynthétiques aérobies.
- **Péricarpe** : Enveloppe d'un fruit ou d'une (des) graine(s).
- **Polyphylétique** : Se dit d'un groupe d'animaux ou de plantes qui semblent n'être pas tous issus des mêmes ancêtres, par opposition à monophylétique.
- **Sténohalin** : Qui ne peut vivre que dans les eaux de salinité constante ou voisine.
- **Sublimation** : Passage d'un corps de l'état solide à l'état gazeux.

Liste des abréviations

Cette liste regroupe les différentes abréviations rencontrées au sein de ce mémoire.

- **¹¹¹Cd** : Cadmium
- **²⁰⁸Pb** : Plomb
- **²⁷Al** : Aluminium
- **⁴²Mo** : Molybdène
- **⁵¹V** : Vanadium
- **⁵²Cr** : Chrome
- **⁵⁴Fe** : Fer
- **⁶⁰Ni** : Nickel
- **⁶³Cu** : Cuivre
- **⁶⁶Zn** : Zinc
- **ACP** : Analyse en composantes principales
- **AP** : Avant le présent
- **CH₄** : Méthane
- **CO₂** : Dioxyde de carbone
- **Coef. A** : Coefficient A (%)
- **E** : Biomasse épiphyte (g_{Psec}/m²)
- **ETs** : Éléments traces
- **F** : Biomasse foliaire (g_{Psec}/m²)
- **H₂O₂** : Peroxyde d'hydrogène
- **H₂S** : Sulfure d'hydrogène
- **HNO₃** : Acide nitrique
- **ICP-MS** : Spectromètre de masse à plasma à couplage inductif
- **IF** : Indice foliaire (m²/m²)
- **k** : Coefficient d'extinction (m⁻¹)
- **Lmax** : Longueur maximale (cm)
- **NH₄⁺** : Ammonium
- **PAR** : Rayonnement photosynthétique actif
- **Ppma** : Partie par million d'atomes
- **RACE** : Évaluation rapide de l'environnement côtier
- **Rapport E/F** : Rapport de la biomasse épiphyte sur la biomasse foliaire (sans unité)
- **SF** : Surface foliaire (cm²/faisceau)
- **STARESO** : Station de recherches sous-marines et océanographiques

Liste des figures

Figure 1 : Carte de densité de population et des centres urbains dans le bassin méditerranéen en 2008.....	1
Figure 2 : Différences morphologiques entre les phanérogames marines et les algues	1
Figure 3 : Distribution et diversité mondiale des phanérogames marines selon la température moyenne des océans.....	2
Figure 4 : Carte topographique du bassin méditerranéen.....	2
Figure 5 : Différences morphologiques majeures entre <i>Cymodocea nodosa</i> , <i>Zostera marina</i> , <i>Zostera noltii</i> et <i>Halophila stipulacea</i>	3
Figure 6 : Arbre phylogénétique du genre <i>Posidonia</i>	4
Figure 7 : Répartition mondiale des complexes du genre <i>Posidonia</i>	4
Figure 8 : Morphologie générale d'un plant de <i>Posidonia oceanica</i>	4
Figure 9 : Représentation des étapes de la reproduction sexuée et végétative chez <i>Posidonia oceanica</i>	5
Figure 10 : Structure générale d'une matte de <i>Posidonia oceanica</i>	5
Figure 11 : Faune et flore épiphyte chez <i>Posidonia oceanica</i>	6
Figure 12 : <i>Ceramium siliquosum</i>	6
Figure 13 : <i>Electra posidoniae</i>	6
Figure 14 : Représentation des biens et services rendus par les herbiers à <i>Posidonia oceanica</i> ...	7
Figure 15 : Représentation des perturbations anthropiques menaçant les herbiers à <i>Posidonia oceanica</i>	7
Figure 16 : Modèle des impacts cumulatifs à l'échelle du bassin méditerranéen	7
Figure 17 : Tableau périodique des éléments.....	9
Figure 18 : Évolution mondiale de la consommation en acier et de la population.....	9
Figure 19 : Représentation du canyon de la Baie de Calvi	10
Figure 20 : Cartographie des fonds marins en Baie de Calvi en 2007/2010	10
Figure 21 : Localisation du golfe de la Revellata.....	11
Figure 22 : Représentation du transect bathymétrique et de la position des stations échantillonnées.....	12
Figure 23 : Quadra 25x40 cm et comptage <u>in situ</u> de la densité de <i>Posidonia oceanica</i>	12
Figure 24 : Dissection d'un plant de <i>Posidonia oceanica</i>	13
Figure 25 : Lyophilisateur ALPHA 1-4 LDplus, Christ®	13
Figure 26 : Poste de minéralisation	14
Figure 27 : Micro-ondes Ethos D, Milestone Inc.®, Shelton	15
Figure 28 : Localisation des deux stations météorologiques.....	15
Figure 29 : Variation de la densité moyenne (faisceaux/m ²) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata en été 2018 et été 2019 en fonction de la profondeur (m).....	17
Figure 30 : Densité moyenne (faisceaux/m ²) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata pour l'ensemble des stations en été 2018 et été 2019.....	17
Figure 31 : Variation de la surface foliaire moyenne (cm ²) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m)	18

Figure 32 : Variation de l'indice foliaire moyen (m^2 feuilles/ m^2 substrat) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m)	19
Figure 33 : Variation de la biomasse foliaire moyenne (g_{Psec}/m^2) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m).....	20
Figure 34 : Variation de la biomasse épiphyte moyenne (g_{Psec}/m^2) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m).....	20
Figure 35 : Variation du E/F moyen (sans unité) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m)	21
Figure 36 : Variation du coefficient A moyen (%) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m)	22
Figure 37 : Biplots de l'analyse en composantes principales multi-paramètres de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m)	23
Figure 38 : Variation de la densité moyenne (faisceaux/ m^2) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata en juin 1993, en été 2018 et été 2019 en fonction de la profondeur (m).....	24
Figure 39 : Densité moyenne (faisceaux/ m^2) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata pour l'ensemble des stations en juin 1993, été 2018 et été 2019	24
Figure 40 : Variation de la densité moyenne annuelle (faisceaux/ m^2) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de 1991 à 2019 à 10 m de profondeur	25
Figure 41 : Variation de la surface foliaire moyenne (cm^2) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m).....	26
Figure 42 : Variation de l'indice foliaire moyen (m^2 feuilles/ m^2 substrat) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m)...	26
Figure 43 : Variation de la biomasse foliaire moyenne (g_{Psec}/m^2) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m)	27
Figure 44 : Variation de la biomasse épiphyte moyenne (g_{Psec}/m^2) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m)	27
Figure 45 : Variation du rapport E/F moyen (SU) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m)	28
Figure 46 : Variation coefficient A moyen (%) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m)	28
Figure 47 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Aluminium de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m)	29
Figure 48 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Vanadium de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m).....	30
Figure 49 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Chrome de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m).....	31
Figure 50 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Fer de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m)	31

Figure 51 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg _{P_{sec}}) en Nickel de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m).....	32
Figure 52 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg _{P_{sec}}) en Cuivre de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m).....	33
Figure 53 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg _{P_{sec}}) en Zinc de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m)	33
Figure 54 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg _{P_{sec}}) en Molybdène de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m)	34
Figure 55 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg _{P_{sec}}) en Cadmium de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m).....	35
Figure 56 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg _{P_{sec}}) en Plomb de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m).....	35
Figure 57 : Biplots de l'analyse en composantes principales multi-paramètres de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m).....	36
Figure 58 : Variation de la concentration moyenne (mg/ kg _{P_{sec}}) en éléments traces chez les feuilles et les épiphytes de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de 2008 à 2010 et de 2018 à 2019, toutes périodes confondues, à 10 m de profondeur	37
Figure 59 : Variation de la largeur moyenne (cm) des feuilles de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata en fonction des périodes et des stations	40
Figure 60 : Variation du poids sec (g) des feuilles de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata en fonction des périodes et des stations.....	41

Liste des tableaux

Tableau 1 : Comparaison de la production primaire entre les écosystèmes terrestres et aquatiques	2
Tableau 2 : Classification des 12 genres de phanérogames marines.....	3
Tableau 3 : Évolution de la production mondiale en éléments traces	9
Tableau 4 : Classification des herbiers à <i>Posidonia oceanica</i> selon 6 stades.....	12
Tableau 5 : Variation de la densité moyenne (faisceaux/m ²) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata en été 2018 et été 2019 en fonction de la profondeur (m).....	17
Tableau 6 : Variation de la densité moyenne (faisceaux/m ²) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata en juin 1993, en été 2018 et été 2019 en fonction de la profondeur (m).....	24
Tableau 7 : Variation de la densité moyenne (faisceaux/m ²) de l'herbier à <i>P. oceanica</i> du golfe de la Revellata de 1991 à 2019 à 10 m de profondeur	25

1. Introduction

1.1 L'environnement marin, sujet aux menaces

Les écosystèmes marins procurent d'innombrables biens et services, écologiques et économiques, dont dépend la population mondiale. Actuellement, cette dernière atteint les 7,3 milliards mais elle devrait dépasser la barre des 11 milliards en 2100 selon l'Organisation des Nations Unies (2020). Malgré leur essentialité, les environnements marins sont soumis aux perturbations anthropiques grandissantes. L'océan global est impacté à tous les niveaux et en particulier les régions côtières (Halpern et al., 2008; Hammar et al., 2020). En effet, le développement agricole, industriel et urbanistique entraîne une pression toujours plus forte sur le littoral et cette tendance s'explique par la littoralisation*. Ce déplacement côtier ne cesse de croître et il est estimé que 70% des populations s'établiront à moins de 100 km des côtes d'ici 2050 (Merkens et al., 2016).

Ne faisant pas exception à la règle, la Méditerranée voit ses dégradations marines s'accroître, sa biodiversité régresser et ses ressources diminuer (Salomidi et al., 2012). L'urbanisation, le tourisme, le transport maritime, l'industrie minière, l'accès aux ressources, l'agriculture ainsi que la pêche sont les principaux acteurs de ces perturbations, découlant en majeure partie de l'importante densité de sa population côtière (*fig. 1*). On estime une augmentation de cette dernière de 30 millions d'habitants de 2000 à 2025 (*i.e.* 2000, 143.10⁶ hab.; 2025, ± 173.10⁶ hab.). Victime de son succès, ce bassin est l'une des destinations les plus prisées au monde, accueillant plus du tiers des touristes annuellement (UNEP/MAP, 2012).

La mise en place de stratégies et de plans de gestion mondiaux est indispensable afin de conserver la pérennité de ces écosystèmes marins, car leur dysfonctionnement total serait néfaste pour l'Homme.

1.2 La biologie et l'écologie des phanérogames marines

Les phanérogames marines, également dénommées magnoliophytes marines ou 'seagrasses' en anglais, sont des angiospermes* aquatiques inféodées au milieu marin. Elles ne constituent pas un groupe taxonomique mais bien un groupe écologique et fonctionnel (Den Hartog and Kuo, 2006a). Ces plantes à fleurs présentent une morphologie commune par la présence d'un rhizome rampant enfoui dans le sédiment ou accroché au substrat, duquel partent des racines ainsi qu'un (des) axe(s) dressé(s) comportant des feuilles engainées habituellement allongées et aplaties sous forme d'un faisceau (*fig. 2*) (Green and Short, 2003). Les magnoliophytes marines forment de vastes prairies sous-marines monospécifiques* (*e.g.* *Syringodium isoetifolium*) ou polyspécifiques (*e.g.* *Zostera noltii* et *Cymodocea nodosa*), également appelées herbiers. Vivant de 0 à 90 mètres de profondeur, ces organismes se reproduisent sexuellement par la production d'un fruit ou végétativement par multiplication clonale (Short et al., 2016).

D'origine terrestre, ces plantes à fleurs formant de vastes écosystèmes sont retournées dans l'océan au Crétacé (*i.e.* 100 à 120 millions d'années AP) en développant des adaptations écologiques, morphologiques ainsi que physiologiques uniques (Boudouresque et al., 2006; Orth et al., 2006). Les phanérogames marines ont notamment acquis : (i) la survie en milieu halin (*i.e.* entre 5 et 45 g/L), (ii) la croissance en étant submergée, (iii) un système d'ancrage au substrat

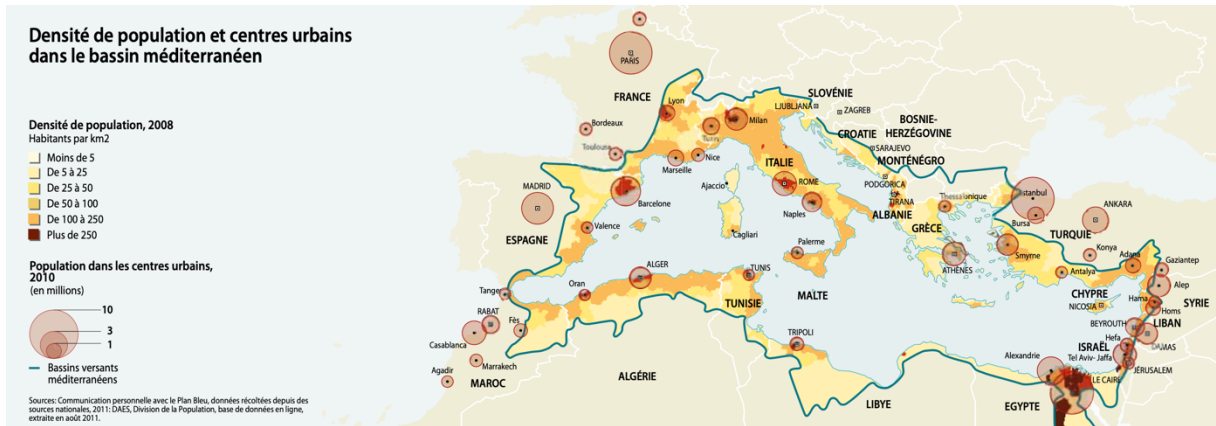


Figure 1 : Carte de densité de population et des centres urbains dans le bassin méditerranéen en 2008 (UNEP/MAP, 2012).

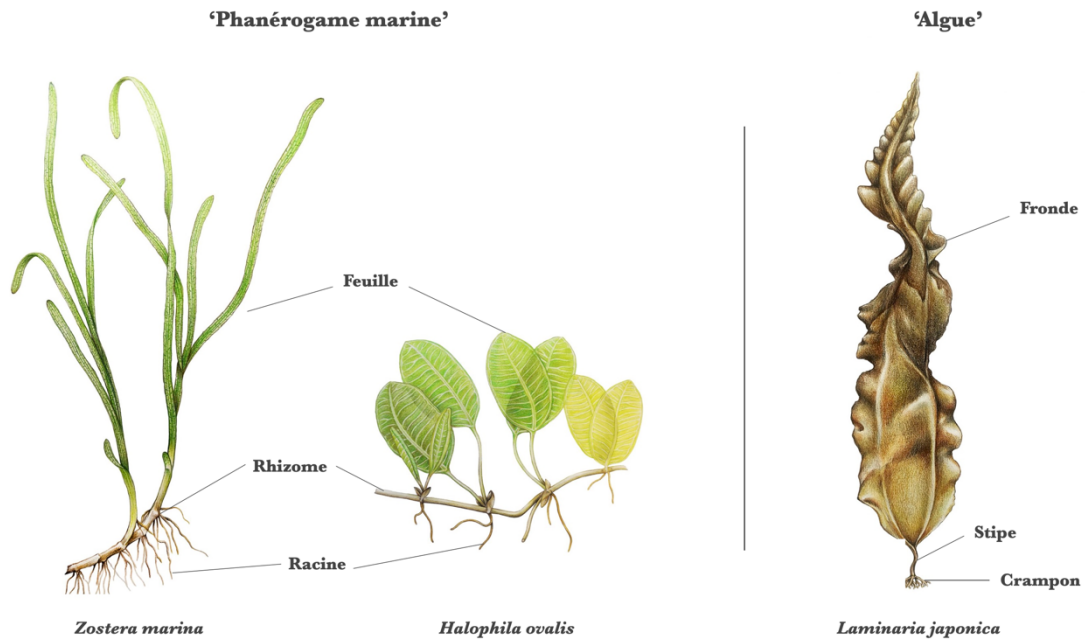


Figure 2 : Différences morphologiques majeures entre les phanérogames marines et les algues (adaptation personnelle sur base de (Li Yuqiang/China Dialogue Ocean)).

ou dans le sédiment (*i.e.* roche, gravier, sable et boue) et (iiii) la pollinisation en milieu marin (Den Hartog, 1970; Greve and Binzer, 2004). Bien qu'il n'existe qu'une soixantaine d'espèces à travers le monde, ces plantes sont répandues sur plus de 500.000 km², soit moins de 10% des régions côtières mondiales, généralement aux côtes tempérées et tropicales (*fig. 3*). Leur absence est observée le long des côtes Pacifique de l'Amérique du Sud ainsi qu'aux bords de l'Arctique et de l'Antarctique, suite aux conditions physico-chimiques défavorables. De plus, quelques herbiers se retrouvent clairsemés le long du littoral atlantique, africain et sud-américain (Gobert, 2002; Green and Short, 2003; Orth et al., 2006).

La majorité de ces organismes sont des espèces ingénieuses, ou du moins des espèces clés, formant des structures physiques et biologiques complexes hautement productives (Boudouresque et al., 2006; Short et al., 2007). Leurs écosystèmes participent à 1,13% de la production primaire totale marine (*tab. 1*) (Gobert, 2002; Mateo and Mutchler, 2006) et accomplissent bon nombre de fonctions écologiques et économiques selon (Hily et al., 2010) : base de réseaux trophiques, habitat et nurserie, amélioration de la qualité de l'eau, intérêt touristique, pêche et autres.

Actuellement, les herbiers de phanérogames marines font partie des écosystèmes les plus menacés, bien qu'ils soient d'une importance majeure dans le fonctionnement du milieu marin. Il s'agit d'espèces bio-indicatrices témoignant des perturbations naturelles et anthropiques suite à leur situation à l'interface terre-mer (Boudouresque et al., 2006; Short et al., 2016). Les menaces naturelles sont les cyclones et fortes précipitations, les marées de vives-eaux, le changement climatique, les éruptions volcaniques et les tremblements de terre. Quant aux dangers anthropiques, on recense le dragage, l'envasement, l'arrachement, le piétinement, l'utilisation commerciale, l'introduction d'espèces, la pollution industrielle, agricole et domestique ainsi que les stress environnementaux. Depuis les années 80, il a été évalué une perte de 110 km² par année de la surface occupée par les herbiers, ainsi qu'une diminution de 30% de cette aire depuis leur dénombrement en 1879 (Hily et al., 2010). Leur préservation est l'un des enjeux clés du 21^{ème} siècle.

1.3 La Méditerranée et ses herbiers

La mer Méditerranée est un bassin semi-fermé délimité par les côtes européennes, africaines et asiatiques (*fig. 4*). Sa surface avoisine les 2,5 millions de km² et est divisée en deux régions, une occidentale et l'autre orientale. Cette mer est connectée à l'Atlantique via le détroit de Gibraltar, à la mer Rouge via le canal de Suez et à la mer Noire via le détroit du Bosphore. D'une profondeur moyenne de 1.500 m, la salinité de ce bassin est de 38 g/L tandis que les températures de surface oscillent entre 13°C et 28°C (Pergent et al., 2012).

En Méditerranée, les herbiers de magnoliophytes marines sont représentés par 5 espèces s'étalant sur plus de 46.000 km de côtes (Ruíz et al., 2009) : *Posidonia oceanica* Delile (1813), *Cymodocea nodosa* Asch. (1870), *Zostera marina* Linné (1753), *Zostera noltii* Hornemann (1832) et *Halophila stipulacea* Asch. (1867). Chacune d'entre elles est caractérisée par des traits biologiques et écologiques, conditionnant respectivement leur abondance ainsi que leurs préférences environnementales. *Posidonia oceanica* est la plus présente des espèces dans ce bassin océanique en colonisant les substrats sableux et rocheux entre la surface et 40 m de profondeur. *Cymodocea nodosa* est moins abondante, privilégiant les lagons et les eaux peu profondes pour former de vastes lits monospécifiques. *Zostera noltii* et *Zostera marina* sont restreintes aux environnements

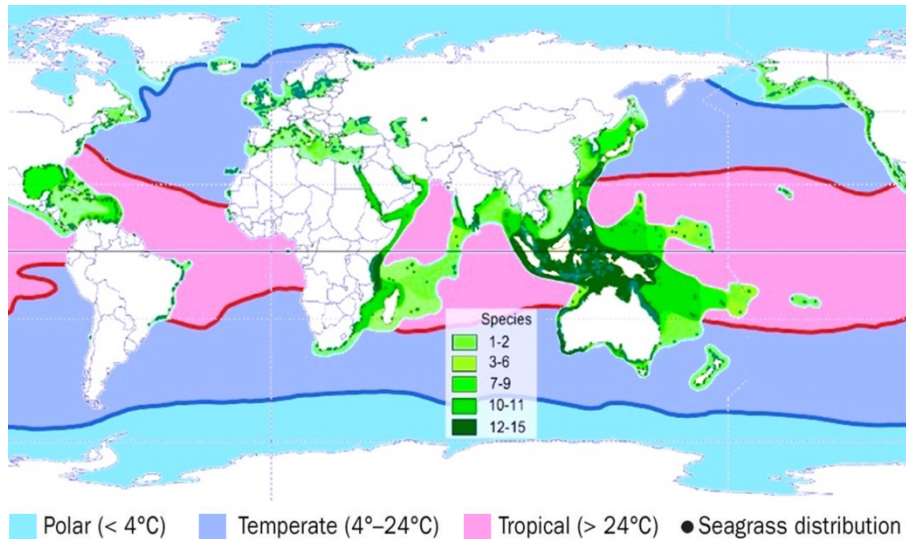


Figure 3 : Distribution et diversité mondiale des phanérogames marines selon la température moyenne des océans (adaptation personnelle sur base de (Orth et al., 2006 ; Short et al., 2007)).

Tableau 1 : Comparaison de la production primaire entre les écosystèmes terrestres et aquatiques. L'abréviation NPP signifie « production primaire nette » (Mateo and Mutchler, 2006).

System	Area covered (10 ⁶ km ²)	NPP (gC m ⁻² year ⁻¹)	Total NPP (PgC year ⁻¹)
Marine phytoplankton			
Oceanic waters	332	130	43
Coastal waters	27	167	4.5
Coastal macrophytes			
Mangroves	1.1	1000	1.1
Seagrasses	0.6	817	0.49
Macroalgae	6.8	375	2.55
Microphytobenthos	6.8	50	0.34
Terrestrial ecosystems			
Forests	41	400	16.4
Crops	15	350	5.25
Deserts	40	50	2
Terrestrial ecosystems	148	200	29.6
Continental waters	1.9	100	0.19
Oceans	359	132	47.5



Figure 4 : Carte topographique du bassin méditerranéen (UNEP/MAP, 2012).

abrités et peu profonds, supportant aisément les fluctuations de leur biotope. Quelques fois, *Z. noltii* forme des lits polyspécifiques avec *C. nodosa*. *Halophila stipulacea* s'étend jusque 60 m de profondeur en région orientale. Son apparition résulte de l'ouverture du Canal de Suez en Égypte en 1896 (Pergent et al., 2012; Ruíz et al., 2009; Short et al., 2007). Selon (Green and Short, 2003), *C. nodosa* est la plus abondante en Méditerranée orientale tandis que *P. oceanica* colonise plus aisément la région occidentale (fig. 5).

Depuis le début du 20^e siècle, l'ensemble des herbiers méditerranéens a subi une régression de 10% au maximum suite aux impacts anthropiques (Boudouresque et al., 2009). Comme mentionné précédemment, cette mer est sujette à une densité de population croissante, favorisant le développement côtier, les activités industrielles et agricoles, le transport maritime et autres. De plus, certains herbiers subissent des dégradations suite à la présence d'organismes. Par exemple, l'algue opportuniste *Caulerpa taxifolia* Agardh (1817) colonise les herbiers clairsemés et empêche toute recolonisation à court terme (Glasby, 2013). Cette dernière a été introduite accidentellement par l'aquarium de Monaco en 1984. Un autre organisme envahisseur est l'oursin *Paracentrotus lividus* Lamarck (1816), recouvrant les herbiers en cas d'eutrophisation*. Ces divers facteurs participent à la régression des herbiers au sein de la Méditerranée et seules des mesures politiques, juridiques et écologiques permettront de diminuer ce déclin global (Díaz-Almela and Duarte, 2008; Green and Short, 2003; Ruíz et al., 2009).

1.4 La phylogénèse du genre *Posidonia*

Les magnoliophytes marines sont un groupe polyphylétique* réparti en 4 familles de plantes appartenant à la sous-classe des Alismatidae* (tab. 2). Trois de ces familles sont exclusivement marines : Zosteraceae composée de 3 genres, Cymodoceae constituée de 5 genres et Posidoniaceae formée d'un genre unique. Auparavant, ces 3 familles étaient rassemblées sous le nom de Potamogetonaceae. La quatrième, Hydrocharitaceae, comporte 17 genres dont 3 sont inféodés au milieu marin (Den Hartog, 1970; Den Hartog and Kuo, 2006b; Gobert and Abadie, 2018).

Le genre *Posidonia* appartient aux Posidoniaceae et comporte 8 espèces subdivisées en complexe :

- Le complexe *Posidonia australis* contient *Posidonia australis* Hook (1858), *Posidonia angustifolia* Cambridge & Kuo (1979) et *Posidonia sinuosa* Cambridge & Kuo (1979). Ces dernières vivent dans les eaux côtières abritées pour former de grands lits monospécifiques dans les régions méridionales de l'Australie (Den Hartog and Kuo, 2006b; Green and Short, 2003) ;
- Le complexe *Posidonia ostenfeldii* comprend *Posidonia ostenfeldii* Hartog (1970), *Posidonia denhartogii* Cambridge & Kuo (1984), *Posidonia coriacea* Cambridge & Kuo (1984) et *Posidonia kirkmanii* Cambridge & Kuo (1984). Ces phanérogames se retrouvent quelques fois dans l'océan ouvert ainsi que dans les eaux côtières agitées de l'Australie du sud-ouest (Den Hartog and Kuo, 2006b; Green and Short, 2003) ;
- *Posidonia oceanica* forme un complexe à elle seule et se développe uniquement en Méditerranée. Cette espèce diffère de ses semblables de l'hémisphère sud par la formation d'une racine primaire à partir de l'embryon. Bien que génétiquement distantes, *P. australis* et *P. oceanica* partagent de nombreux traits morphologiques (Den Hartog and Kuo, 2006b).

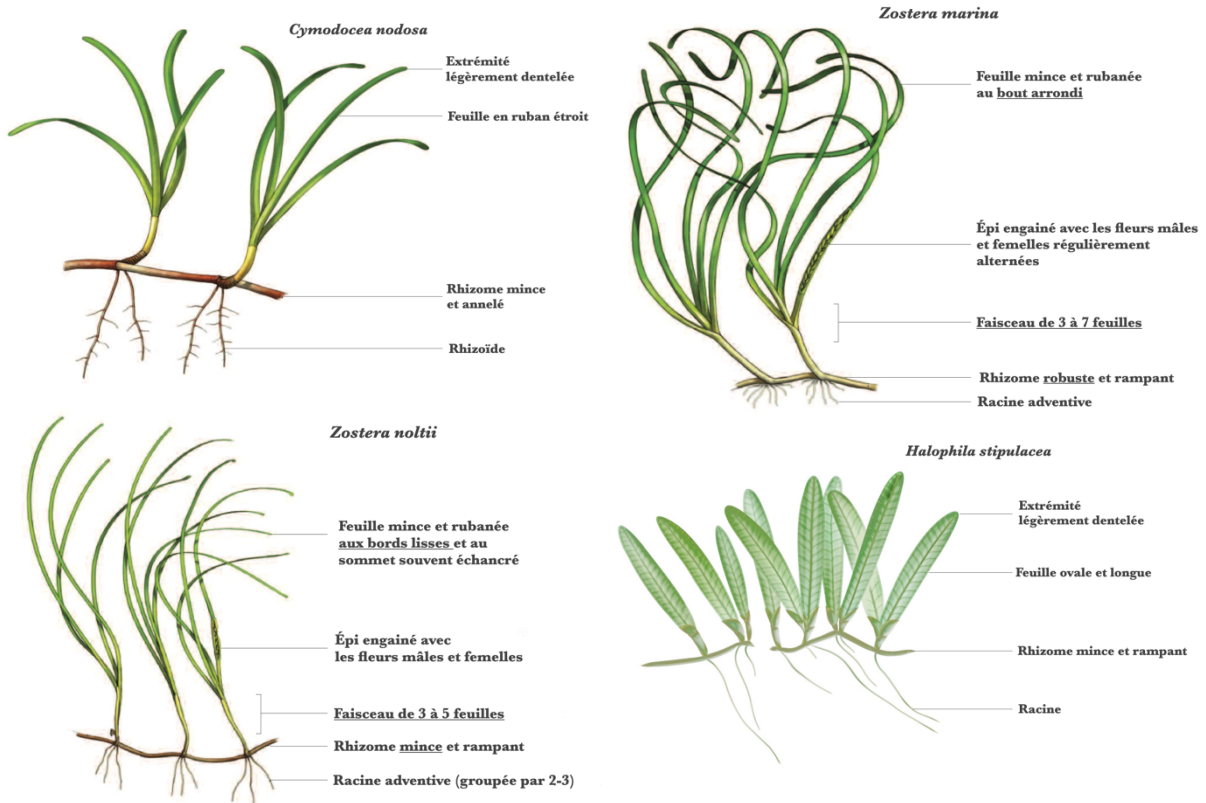


Figure 5 : Différences morphologiques majeures entre *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*, *Zostera noltii* et *Halophila stipulacea* (BlueLife (AFB)).

Tableau 2 : Classification des 12 genres de phanérogames marines (adaptation personnelle de ((Gobert, 2002) adapté de (Den Hartog, 1970))).

Monocotylées

Sous-classe des Alismatidae

<p>Famille des Cymodoceae</p> <ul style="list-style-type: none"> • Amphibolis • Cymodocea • Halodule • Syringodium • Thalassodendron 	<p>Famille des Zosteraceae</p> <ul style="list-style-type: none"> • Heterozostera • Phyllospadix • Zostera
<p>Famille des Posidoniaceae</p> <ul style="list-style-type: none"> • Posidonia 	<p>Famille des Hydrocharitaceae</p> <ul style="list-style-type: none"> • Enhalus • Halophila • Thalassia

Famille exclusivement marine
Famille aquatique

Les différences génétiques entre *P. oceanica* et les espèces australiennes sont relativement marquées, suggérant une divergence lointaine des espèces (fig. 6). La fermeture de la mer Téthys durant le Miocène serait à l'origine de la séparation génétique des taxons ainsi que de leur distribution géographique contraire vis-à-vis des hémisphères (fig.7) (Aires et al., 2011; Boudouresque et al., 2006).

Dans la littérature, certains scientifiques considèrent l'existence de *P. robertsoniae* comme neuvième espèce du genre *Posidonia*. Néanmoins, il a été démontré que cette dernière partageait des caractéristiques morphologiques et génétiques identiques avec *P. coriacea* (Campey et al., 2000).

1.5 *Posidonia oceanica*

1.5.1 Les écosystèmes à *Posidonia oceanica*

Surnommée 'l'herbe de Neptune', *Posidonia oceanica* (Linné) Delile 1813 est une phanérogame marine endémique de la Méditerranée. Cette plante à fleurs forme de vastes herbiers monospécifiques entre la surface et 40 m de profondeur. Des eaux claires, oligotrophiques*, oxygénées ainsi qu'un substrat rocheux ou sableux sont essentiels à son développement. Véritables 'poumons aquatiques', ces herbiers se relèvent être indispensables au bon fonctionnement du milieu marin de par leurs services écosystémiques rendus (Boudouresque et al., 2006; Díaz-Almela and Duarte, 2008; Gobert, 2002).

Posidonia oceanica est strictement cantonnée au bassin méditerranéen, recouvrant une surface estimée à 35.000 km², soit 23% des fonds compris entre 0 et -50 m (Gobert, 2002; Pergent et al., 2012). Cette phanérogame est présente sur les côtes européennes et africaines à l'exception de la portion orientale du détroit de Gibraltar, des côtes nord de l'Adriatique, des mers Noire et de Marmara ainsi que des régions côtières libanaises, israéliennes, palestiniennes et égyptiennes (à l'est du delta du Nil). Cette absence est justifiée par les variations trop importantes de température et de salinité (Boudouresque et al., 2006; Gobert, 2002).

La morphologie de l'herbe de Neptune comporte deux types d'organes : épigés avec les feuilles, les fleurs et les gaines; hypogés avec les racines et les rhizomes (fig. 8). Au moyen de ces structures, *P. oceanica* établit des fonctions clés telles que la photosynthèse, la prise de nutriments, la reproduction, la fixation dans le sédiment, la connexion entre faisceaux, le stockage des réserves ainsi que l'expansion horizontale et verticale (Gobert and Abadie, 2018). Les feuilles sont d'aspect rubané, de croissance acropétale* et regroupées en faisceaux (7 en moyenne). Les nouvelles feuilles croissent en son centre tandis que les plus âgées sont en périphérie. Leur longueur est variable, de quelques centimètres à plus d'un mètre de long, alors que leur largeur est constante pour 10 mm environ. Les feuilles grandissent tout au long de l'année et leur espérance de vie est de 5 à 8 mois. L'ensemble des faisceaux d'un herbier forme la canopée. À leur mort, le limbe tombe tandis que la gaine, également appelée écaille, reste fixée au rhizome. Très peu putrescible, cette dernière peut demeurer liée au rhizome pendant plusieurs siècles (Boudouresque et al., 2006; Champenois, 2020; Gobert, 2002; Pergent et al., 2012). Les feuilles de *P. oceanica* se dressent à l'apex de tiges dénommées rhizomes. Ceux-ci sont lignifiés, cylindriques et de croissance lente, de l'ordre d'un mètre par siècle (Waycott et al., 2006). Les rhizomes poussent selon deux configurations : plagiotope si l'expansion est horizontale afin de conquérir l'espace; orthotope si l'expansion est verticale pour exploiter l'accès à la lumière. Des racines adventives, droites et non ramifiées partent des tiges de *P. oceanica*, permettant l'ancrage

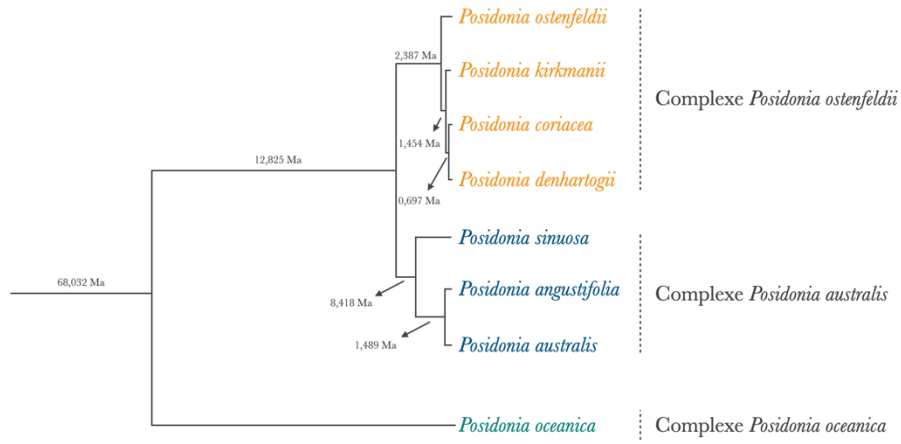


Figure 6 : Arbre phylogénétique du genre *Posidonia* obtenu via la datation divergente bayésienne avec MultidivTime. Une année sur une branche correspond à une séparation (adaptation personnelle sur base de (Aires et al., 2011)).

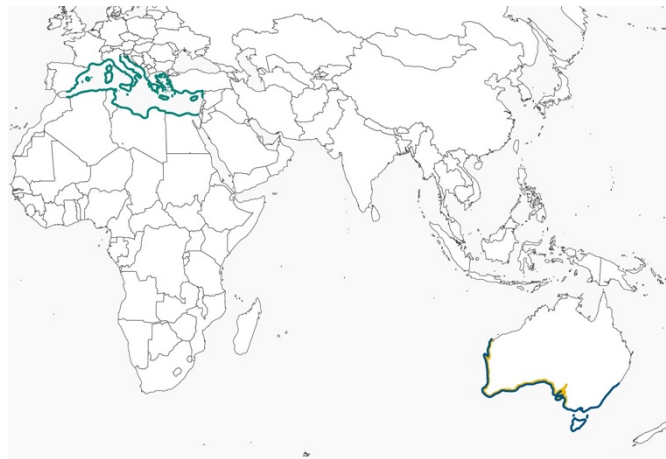


Figure 7 : Répartition mondiale des complexes du genre *Posidonia*. Le complexe *Posidonia oceanica* est en vert, le complexe *Posidonia australis* est en bleu et le complexe *Posidonia ostenfeldii* est en jaune (adaptation personnelle sur base de (Pergent et al., 2012 ; Aires et al., 2011)).

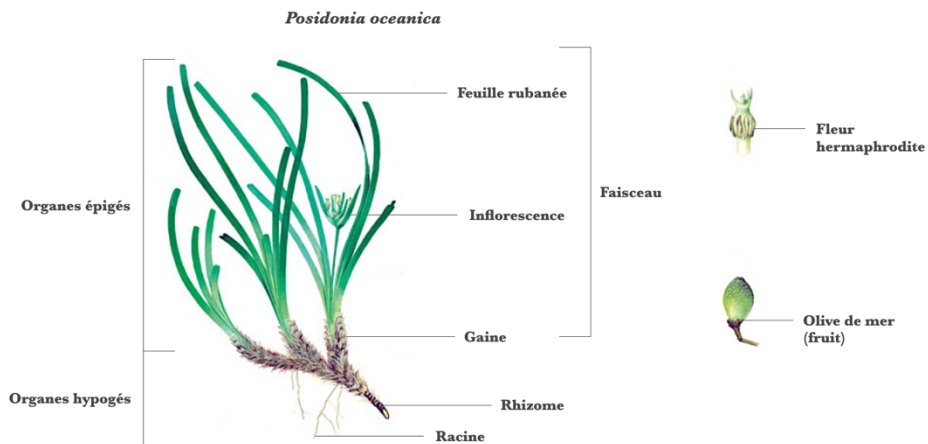


Figure 8 : Morphologie générale d'un plant de *Posidonia oceanica* (Boudouresque et al., 2006).

au substrat ou sédiment ainsi que le prélèvement de nutriments (Boudouresque et al., 2006). Des racines de plus de 70 cm de long ont déjà été enregistrées (Gobert, 2002).

Comme mentionné précédemment, les phanérogames marines se reproduisent selon deux voies et *P. oceanica* n'échappe pas à cette règle (fig. 9). La reproduction végétative consiste en la multiplication clonale des rhizomes et est le moyen privilégié de dissémination (Gobert, 2002). La reproduction sexuée est plus complexe par la formation d'un fruit et d'une graine. La floraison se déroule à l'automne (de septembre à novembre), sous forme d'inflorescence hermaphrodite comportant 4 à 10 fleurs. Cette étape ne se produit pas annuellement mais est synchronisée à l'échelle du bassin, influencée par l'activité solaire et l'augmentation globale de la température (Boudouresque et al., 2006; Pergent et al., 2012). Le fruit, également appelé 'olive de mer', est formé après 6 à 9 mois et remonte à la surface, soumis aux courants. Si celui-ci ne s'échoue pas sur une plage, il coulera après quelques jours suite au pourrissement de son péricarpe*. Une fois dans le sédiment, celui-ci produira des racines adventives après 10 jours et formera ses premières feuilles après 9 mois (Boudouresque et al., 2006; Gobert, 2002).

La mise en place d'un herbier de *P. oceanica* est un processus long et complexe, dépendant de divers facteurs. Un herbier ne peut croître que sur un substrat meuble, préalablement stabilisé et enrichi en matières organiques par d'autres magnoliophytes marines ou des algues (e.g. des cymodocées ou *Caulerpa prolifera* respectivement). La croissance progressive de *P. oceanica* permet l'édification de la matrice, structure dense composée de rhizomes, de gaines, de racines et de sédiments (fig. 10). Ces derniers proviennent de deux sources : les débris végétaux et animaux, tels que les squelettes, feuilles mortes de posidonies, algues calcaires, etc., sont des apports autochtones. Les sédiments résultant de la réduction de l'hydrodynamisme sont des apports allochtones. L'équilibre entre le taux de sédimentation et la croissance des organes souterrains est indispensable. Une sédimentation trop importante ensevelirait l'herbier tandis qu'une faible sédimentation le fragiliserait face à un hydrodynamisme trop élevé ou une tempête. Le caractère imputrescible des rhizomes, des gaines et des racines est aussi une condition primordiale à cette mise en place, renforçant sa pérennité. La matrice peut atteindre quelques mètres de haut avec un taux de croissance d'un centimètre par an (Boudouresque et al., 2006; Gobert, 2002; Personnic et al., 2014).

L'herbe de Neptune nécessite des conditions strictes vis-à-vis de son développement. Cette plante à fleurs craint la dessalure et demande une salinité constante comprise entre 33 et 41 g/L. Ce caractère sténohalin* explique pourquoi on ne retrouve pas *P. oceanica* aux embouchures de fleuves, tel que le Nil, ainsi qu'en mer de Marmara où la salinité est de 27 g/L au maximum. La posidonie est également eurytherme*, résistant à des variations de température entre 10°C et 28°C. Son optimum de croissance se situe entre 17°C et 20°C. Les eaux du détroit de Gibraltar et du nord de l'Adriatique sont plus fraîches, expliquant son absence. La lumière est un facteur clé quant à la survie des herbiers. Selon (Díaz-Almela and Duarte, 2008), *P. oceanica* nécessite une luminosité entre 0,1 et 2,8 mol PAR photon/jour/m², révélant son aspect clairsemé dans les grandes profondeurs. De plus, la clarté de l'eau joue un rôle important dans la formation des herbiers. *Posidonia oceanica* est absente des estuaires, suite à l'apport d'eau douce et d'alluvions. Un hydrodynamisme trop intense a des effets néfastes sur *P. oceanica*, en érodant la matrice et en déchaussant l'herbier. En mode battu, ce dernier ne s'approche qu'à 1 ou 2 m de la surface, alors que celui-ci atteint 0,5 m de profondeur en mode calme (Boudouresque et al., 2006; Díaz-Almela and Duarte, 2008).

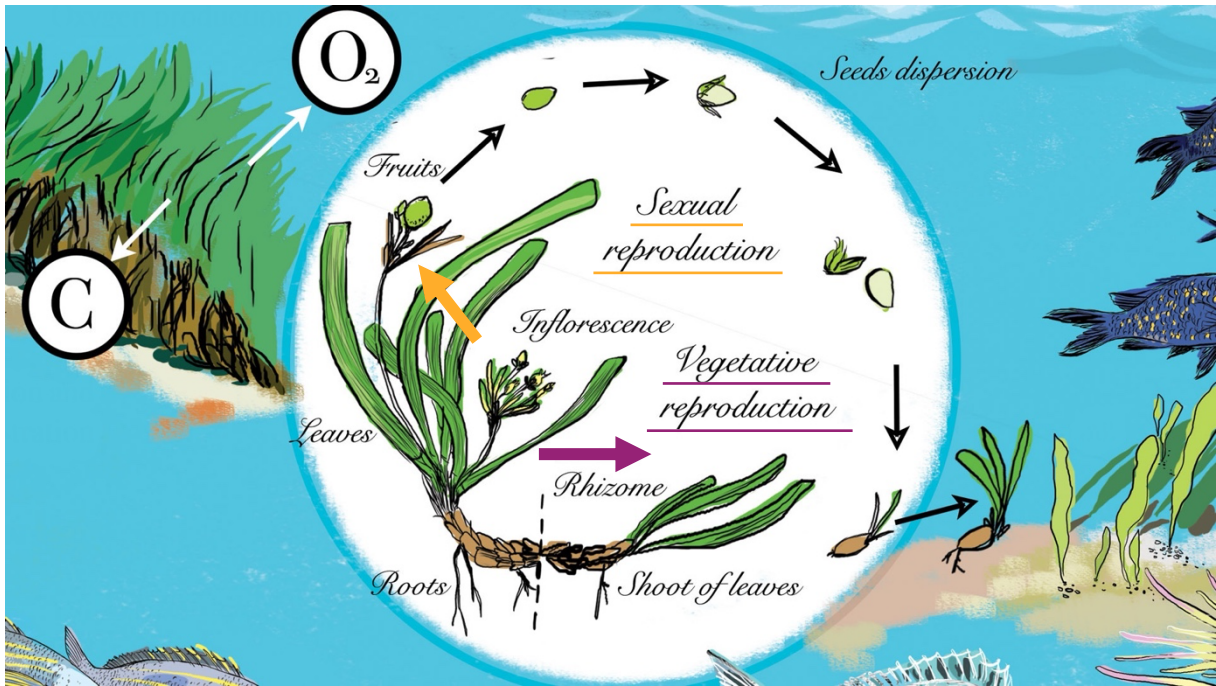


Figure 9 : Représentation des étapes de la reproduction sexuée et végétative chez *Posidonia oceanica* (Sofiya Voznava/SPA-RAC).

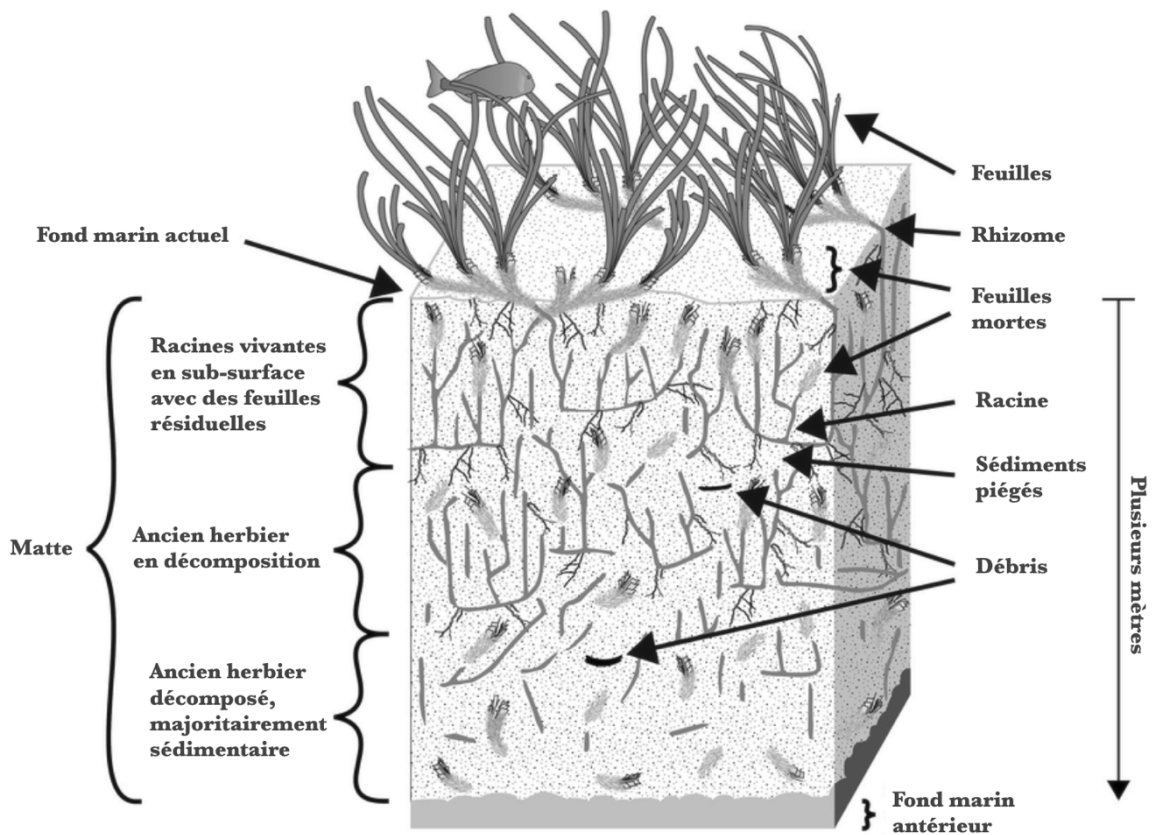


Figure 10 : Structure générale d'une matte de *Posidonia oceanica*. Le matériel biologique est largement sous représenté (Votruba et al., 2016).

Comme mentionné ci-dessus, la densité des herbiers est moindre dans les grandes profondeurs suite au faible apport de lumière. En effet, il a été mesuré une densité de 1000 rhizomes par m² en surface, contre 75 rhizomes par m² à 30 m de profondeur. Comme *P. oceanica* est une espèce sténohaline et eurytherme, la température et la salinité n'ont que très peu d'influence sur la densité des herbiers en fonction de la profondeur (Díaz-Almela and Duarte, 2008; Gobert, 2002).

1.5.2 La faune et la flore épiphyte associée aux herbiers

Au sein des herbiers à *Posidonia oceanica* vivent des organismes végétaux et animaux qualifiés d'épiphytes (fig. 11). Ces derniers se développent et vivent à la surface des feuilles de *P. oceanica* et se distinguent entre l'épiflore et l'épifaune (incluant les animaux sessiles ou vagiles). Seule une quinzaine d'espèces est inféodée à *P. oceanica*, bien que quelques centaines aient été recensées à leur surface (Gobert, 2002). La flore épiphyte est dominée par les algues rouges, filamenteuses ou encroûtantes (e.g. *Ceramium siliquosum* Maggs & Hommersand (1993) (fig. 12)), ainsi que les algues brunes (e.g. *Myrionema orbiculare* Agardh (1848)). Leur abondance est variable au sein des herbiers, les rhodophycées représentant plus de 50% de la diversité totale. Quant à l'épifaune, elle comporte principalement des organismes invertébrés filtreurs tels que les bryozoaires* (e.g. *Electra posidoniae* Gautier (1954) (fig. 13)) et les hydrozoaires* (e.g. *Sertularia perpusilla* Stechow (1919)). (Gobert, 2002; Jacquemart and Demoulin, 2008, 2006; Lepoint et al., 2007). Les épiphytes représentent 20 à 30% de la biomasse de la canopée et ce parce que les feuilles de posidonies offrent un bon support pour leur fixation et développement (Elkalay et al., 2003; Lepoint et al., 1999).

La colonisation des feuilles de *P. oceanica* par les épiphytes débute avec les bactéries, suivies des diatomées*. Par la suite, ce biofilm* s'associe avec des cyanobactéries* afin de former un feutre épiphyte, constituant un apport nutritionnel essentiel pour les foraminifères*, les invertébrés filtreurs, les mollusques et les crustacés brouteurs (Gobert, 2002). Les populations d'épiphytes sont en partie contrôlées par les méso-macrobrouleurs comme les petits gastéropodes et crustacés (e.g. *Bittium reticulatum*) (Ruíz et al., 2009). Selon (Lepoint et al., 1999), la profondeur joue également un rôle clé dans la biomasse des épiphytes.

1.5.3 Les rôles écologiques de l'herbier à *Posidonia oceanica*

Comme énoncé précédemment, les herbiers de phanérogames marines sont d'une importance capitale par les biens et services qu'ils procurent. Ces écosystèmes sont hautement productifs pour la faible surface qu'ils occupent à l'échelle des océans (i.e. 0,15%). La règle est de même pour les herbiers de *P. oceanica* et cette conséquence résulte de la juxtaposition de deux types de productions primaires : la première, élevée, provient de *P. oceanica* et est stockée, exportée ou broutée (Boudouresque et al., 2006). En effet, les magnoliophytes sont d'importants puits de carbone suite à leur caractère pérenne (\pm 4000 ans). Selon (Gobert and Abadie, 2018), cette fixation de C est de 6 à 175 gC/m²/an, soit 35 fois plus que la quantité stockée dans une forêt tropicale. Les feuilles stockent le carbone à court terme (Gobert, 2002) et sont exportées à leur mort vers d'autres écosystèmes, fournissant des ressources alimentaires non négligeables pour les détritivores. Seuls 10% de la production primaire de *P. oceanica* est broutée par les organismes herbivores tels que *Sarpa salpa* Linné (1758). La seconde source de production primaire provient des épiphytes et est principalement consommée par les méso-macrobrouleurs



Figure 11 : Faune et flore épiphyte chez *Posidonia oceanica* (Lovina Fullgrabe).



Figure 12 : *Ceramium siliquosum* (Natural History Museum – London).



Figure 13 : *Electra posidoniae* (Jordi Regas).

(e.g. *Echinaster sepositus* Retzius (1783)) (Boudouresque et al., 2006). Ces écosystèmes fortement productifs agissent comme points de départ de nombreux réseaux trophiques en fournissant aux organismes supérieurs des ressources alimentaires (Short et al., 2016). Surnommée comme 'le poumon de la Méditerranée', *P. oceanica* joue un rôle important dans l'oxygénation de l'eau, de par l'activité synthétique de ses feuilles (Díaz-Almela and Duarte, 2008). Selon (Bay, 1984), un mètre carré d'herbier produit jusqu'à 14 L d'O₂ par jour. De plus, ces derniers influencent les cycles de nutriments tels que l'azote ou le soufre. Ces écosystèmes de phanérogames participent également à la formation d'habitats et de nurseries pour de nombreux animaux, juvéniles ou adultes, résidents ou de passage (e.g. *Crois jolis*, *Chromis chromis*, *Diplodus vulgaris*, etc.). La canopée ainsi que les rhizomes et racines protègent les organismes tout en leur laissant accès à des ressources nutritionnelles. De plus, les organismes unicellulaires colonisent la litière, résultant de l'accumulation de feuilles mortes, de rhizomes, de gaines et de racines. Les herbiers participent également à la stabilisation des sédiments par la formation de la matre, protégeant les côtes du déferlement des vagues et des tempêtes. Quant aux feuilles, ces dernières clarifient la colonne d'eau par la réduction de l'hydrodynamisme et de la mise en suspension de particules (Gobert and Abadie, 2018). De plus, les épiphytes présents sur la strate foliaire des herbiers contribuent à la formation de sédiments calcaires et siliceux. En effet, à leur mort, leurs tests et squelettes sédimentent pour renforcer la matre. Les herbiers sont également connus pour accumuler et concentrer les polluants tels que les particules chimiques et radioactives ainsi que les éléments traces (fig. 14) (Díaz-Almela and Duarte, 2008).

1.5.4 Les menaces pesant sur les herbiers méditerranéens

Le déclin des herbiers à *P. oceanica* est un phénomène global en Méditerranée résultant de la synergie entre diverses perturbations, humaines pour la plupart (fig. 15 et 16). Les eaux turbides sont un stress non négligeable pour les posidonies, limitant considérablement l'accès de la lumière aux faisceaux. De ce fait, l'activité photosynthétique de *P. oceanica* se voit réduite, entraînant une diminution de la biomasse de la plante (Mannino, 2018; Short et al., 2016). De plus, une baisse de la luminosité de 70% amène en 3 mois à la perte de 90% des faisceaux d'un herbier (Ruiz et al., 2001). L'une des causes principales de ces eaux turbides est le développement d'infrastructures portuaires qui favorise la mise en suspension de particules. L'aquaculture ainsi que le déversement d'eaux usées riches en nutriments (i.e. agriculture et urbanisation) participent également à la régression des herbiers (Short et al., 2016). Ces processus induisent une eutrophisation des eaux, favorisant la prolifération du phytoplancton d'une part ainsi que le développement de macroalgues et d'épiphytes sur *P. oceanica* d'autre part. Une nouvelle fois, l'accès à la lumière est limité par ces facteurs (Ruiz and Romero, 2003). De plus, des hauts taux en nutriments sont toxiques pour les herbiers. Par exemple, une forte concentration en ammonium (NH₄⁺) impacte le métabolisme de l'herbe de Neptune, entraînant une baisse de sa biomasse (Ontoria et al., 2019). Une autre menace du développement côtier est l'intensification de la sédimentation. Un déséquilibre entre cette dernière et la croissance de l'herbier provoque son ensevelissement (Gobert and Abadie, 2018). L'introduction d'espèces invasives est également problématique au sein de ces écosystèmes marins. La caulerpe (e.g. *Caulerpa cylindracea*) produit des terpénoïdes toxiques et est favorisée par les sédiments enrichis en matière organique ainsi qu'en présence d'un herbier clairsemé (i.e. affaibli, les herbiers denses ne craignant pas les invasions de caulerpes) (Boudouresque et al., 2009; Mannino, 2018). Les

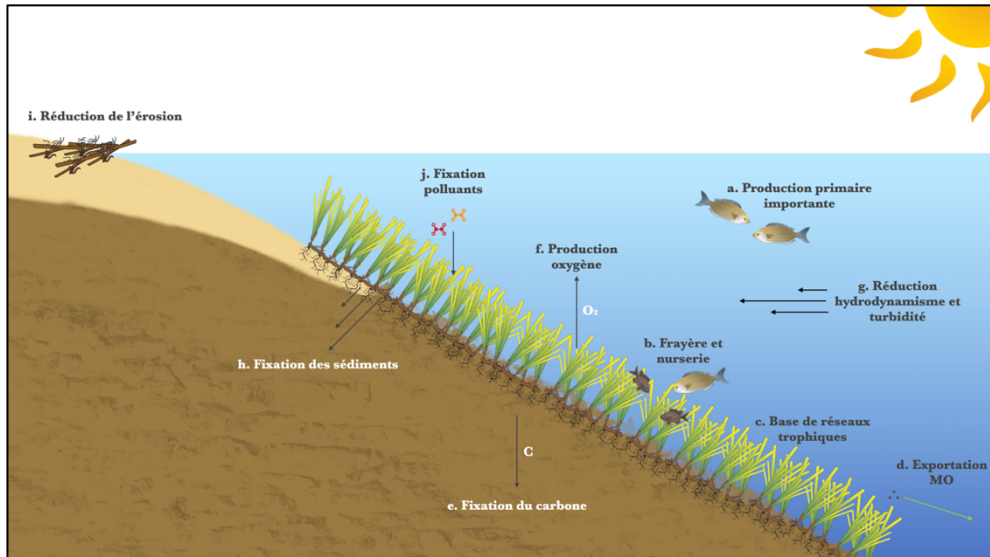


Figure 14 : Représentation des biens et services rendus par les herbiers à *Posidonia oceanica* (adaptation personnelle sur base de (Boudouresque et al., 2016)).

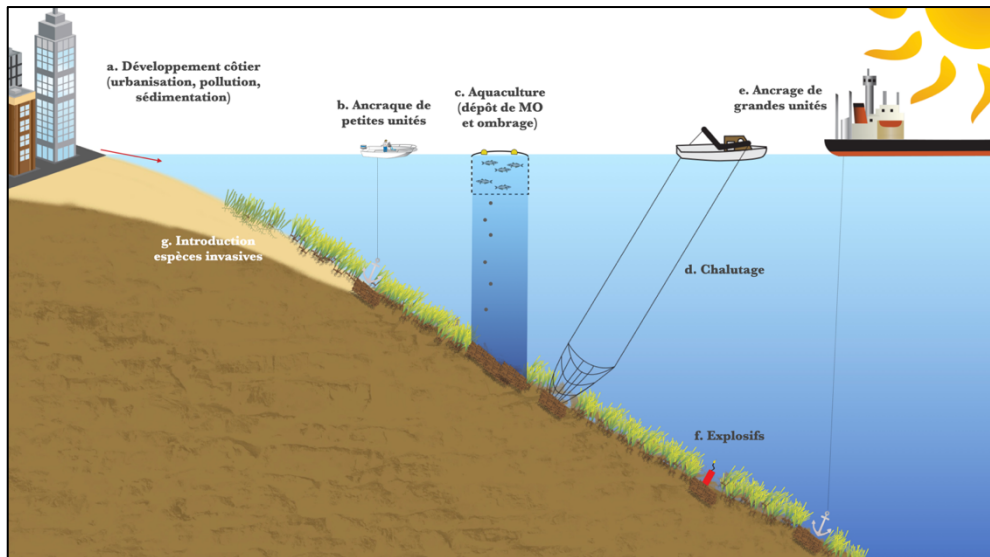


Figure 15 : Représentation des perturbations anthropiques menaçant les herbiers à *Posidonia oceanica* (adaptation personnelle sur base de (Abadie, 2016)).

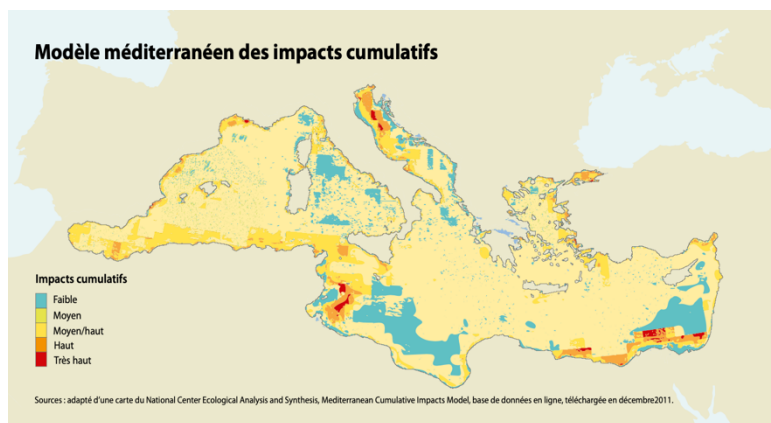


Figure 16 : Modèle des impacts cumulatifs à l'échelle du bassin méditerranéen (UNEP/MAP, 2012).

dernières menaces importantes sont le mouillage des bateaux (*i.e.* ancrage) ainsi que la pêche par des engins traînants. Ces activités participent à la mise en place d'intermattes, des tâches de sables interrompant les herbiers, en arrachant les mattes de posidonies. Les engins traînants forment de larges cicatrices dans ces environnements marins, tandis que les ancrages produisent des trous de taille variable selon les dimensions de l'embarcation. La formation d'intermattes par arrachement initie une dégradation du substrat, favorisant la formation de composés chimiques tels que le sulfure d'hydrogène (H_2S), qui par la suite participe à l'apparition de *Caulerpa cylindracea* (Gobert and Abadie, 2018). D'autres menaces, moins rencontrées, pèsent sur les herbiers méditerranéens : le dessalement augmente localement la salinité, perturbant l'équilibre physico-chimique de la colonne d'eau. Un stress halin trop important provoque l'apparition de nécroses sur les feuilles de *P. oceanica* (Sánchez-Lizaso et al., 2008). L'enfouissement de câbles et canalisations est une seconde menace à l'encontre des herbiers. En effet, des tranchées sont creusées pour traverser ces prairies et provoquent leur disparition par la suite. D'autres dangers, tels que les décharges sous-marines ou l'explosion de bombes datant de la 2^e Guerre mondiale, sont moins observés globalement (Boudouresque et al., 2009).

1.6 Le changement climatique global

Les gaz à effet de serre tels que le dioxyde de carbone (CO_2) et le méthane (CH_4) sont les principaux acteurs du changement climatique et ont de larges conséquences sur les écosystèmes marins. Intensifiées par l'Homme, ces perturbations climatiques modifient le taux de CO_2 , le pH, la température, la luminosité, le niveau des mers ainsi que les phénomènes météorologiques, entraînant à leur tour des changements de distribution, de morphologie et de physiologie au sein des herbiers à *P. oceanica* (Björk et al., 2008). Selon l'IPCC (2014), la température des eaux de surface augmentera de 2,6°C à 4,8°C d'ici 2100, provoquant une réduction de la croissance et de la viabilité de ces prairies sous-marines (Díaz-Almela and Duarte, 2008). De plus, de hautes températures favorisent la croissance d'algues compétitives et des épiphytes, limitant l'accès à la lumière. Suite à l'utilisation d'énergies fossiles en majeure partie, la concentration en CO_2 a augmenté considérablement depuis le siècle dernier. Bien que la biomasse de *P. oceanica* croît avec cette dernière, l'épiflore se retrouve également favorisée, ce qui est néfaste en cas de déséquilibre avéré (Björk et al., 2008). Principalement dû à la fonte des glaces, le niveau moyen des mers augmente et les courants se voient modifiés, provoquant une régression de la distribution bathymétrique des posidonies. Il est estimé que d'ici 2100, le niveau moyen des mers augmentera de 0,43 à 0,84 m (IPCC, 2019). Les phénomènes météorologiques tels que les tempêtes et inondations s'intensifient également avec le changement climatique. Ces perturbations participent à la mise en suspension de sédiments, aux ruissellements d'eaux terrestres ainsi qu'à l'arrachement des mattes et sont néfastes quant à ces écosystèmes (Björk et al., 2008; Orth et al., 2006).

1.7 Les éléments traces et leur bioaccumulation

Selon la littérature, les éléments traces (ETs) sont considérés comme 'tout élément ayant une concentration moyenne inférieure à 100 parts par million d'atomes (ppma) ou inférieure à 100 mg/kg' (McNaught and Wilkinson, 1997). Souvent référé aux métaux lourds, ce terme est encore sujet à discussion, car les ETs ne sont pas nécessairement lourds (*e.g.* Al, Ni) ou métalliques (*e.g.* As, Se). Comme la concentration des ETs est susceptible de varier

considérablement dans le milieu naturel et que la définition ci-dessus est bien trop précise, cette étude considérera les ETs comme tout élément différant des éléments constitutifs principaux (*i.e.* C, H, N, S, O, P, Si, Cl, Na, K, Ca et Mg), dont la concentration est majoritairement inférieure à 100 ppm (*fig. 17*) (Richir and Gobert, 2016).

Selon (Richir, 2012), les éléments traces peuvent être classés en fonction de leur essentialité ou non :

- Reconnus par l'Organisation Mondiale de la Santé, les éléments essentiels sont I, Zn, Se, Fe, Cu, Cr et Mo, jouant un rôle indispensable chez les êtres vivants. Ceux-ci sont inefficaces à faibles doses ou toxiques en fortes quantités. Certains éléments, comme Mn, Co, As, etc. sont potentiellement essentiels mais leur classification est controversée ;
- Les éléments non essentiels, tels que Hg, Pb ou Cd, ne participent pas au métabolisme et sont généralement toxiques en faibles quantités.

Le milieu marin est sujet en permanence aux apports en éléments traces. Ces derniers sont de deux types selon (Richir and Gobert, 2016) : naturels avec les rejets continentaux et atmosphériques principalement, et anthropiques avec le développement industriel, agricole et urbanistique. Ces éléments peuvent être en suspension, en solution, couplés à d'autres particules, assimilés par des organismes ou précipités dans le sédiment (Türkmen et al., 2005). Bien que les apports naturels soient constants, les apports anthropiques s'intensifient avec l'anthropisation croissante (Pergent-Martini and Pergent, 2000). À l'instar de la population mondiale, la demande en matière première explose depuis le début du 20^{ème} siècle, participant à cette hausse en ETs au sein du milieu marin (*fig. 18 et tab. 3*) (Kesle, 2007; Richir, 2012).

Bon nombre d'études ont relevé la dangerosité des ETs et ce suite à leur toxicité et persistance, leur biodégradabilité difficile et leur accumulation dans les organismes aquatiques (Lafabrie et al., 2007). Les régions côtières sont particulièrement soumises à ces éléments suite à leur situation à l'interface entre les océans et les continents (Boudouresque et al., 2006). Il est estimé que 60% de la population mondiale vit à moins de 100 km des côtes et que les fleuves et déversements terrestres contribuent à 80% de la pollution marine (Richir, 2012). En Corse, la teneur en ETs varie selon divers facteurs : le Cobalt, le Chrome et le Nickel sont retrouvés en grandes quantités à l'ouest du Cap Corse, en raison de la présence des mines d'asbeste de Canari. Le Cadmium est majoritairement présent le long des côtes tyrrhéniennes suite aux différentes caractéristiques physico-chimiques des masses d'eau de la mer Ligure et de la mer Tyrrhénienne. Concernant le Plomb, celui-ci est mesuré près des grandes villes comme Bonifacio alors que le Mercure est observé de façon faible et constante, suggérant l'absence de pollution au mercure en Corse (Lafabrie et al., 2007).

L'utilisation d'espèces bio-indicatrices est fréquente pour déterminer les teneurs en ETs d'un lieu donné. Ces indicateurs reflètent, par leur accumulation en ETs, les contaminations moyennes ainsi que leurs variations temporelles. Les herbiers de phanérogames marins se révèlent être de bons bio-indicateurs* et en particulier *P. oceanica* en raison de leur large distribution côtière, de leur facilité d'échantillonnage, de leur longévité et de la présence d'épiphytes sur leurs faisceaux (Pergent-Martini and Pergent, 2000). Selon (Bonanno and Orlando-Bonaca, 2017), les feuilles sont des indicateurs à court terme suite à leur caractère caduc tandis que les organes souterrains témoignent des tendances sur le long terme.

Tableau périodique des éléments

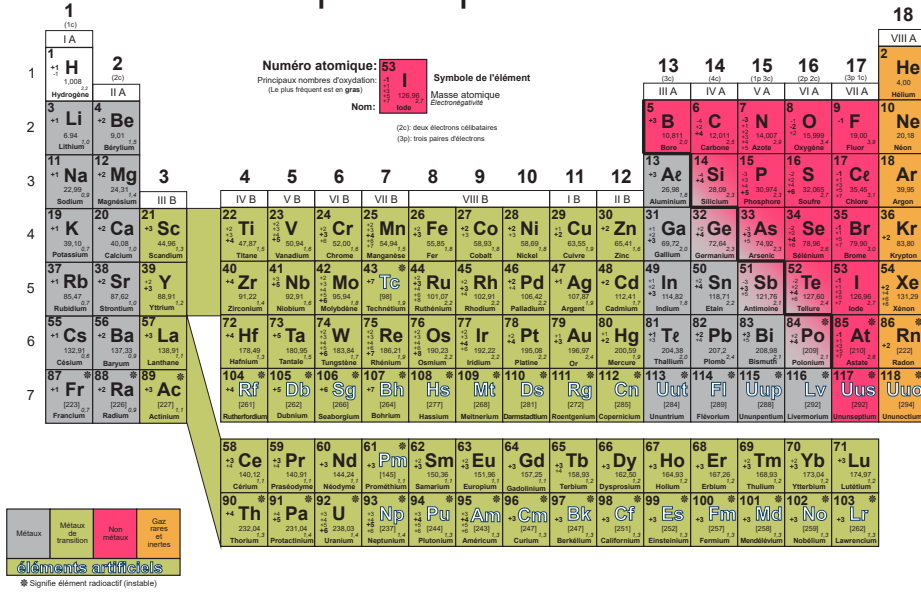


Figure 17 : Tableau périodique des éléments (François Roduit).

Tableau 3 : Évolution de la production mondiale de 19 éléments traces en 1990, 2000 et 2010 (Richir and Gobert, 2016).

Trace element	Symbol	Year				
		1990	2000	2010	↑ (1990)	↑ (1990)
Aluminum	Al	17,817	24,400	40,800	37%	129%
Antimony	Sb	83.2	122	167	47%	101%
Arsenic	As	47.6	36.9	52.8	-23%	11%
Beryllium	Be	0.286	0.226	0.203	-21%	-29%
Bismuth	Bi	3.33	3.75	8.47	13%	154%
Cadmium	Cd	20.2	20.2	21.4	0%	6%
Chromium	Cr	12,846	4,320	7,290	-66%	-43%
Cobalt	Co	37.1	33.3	89.5	-10%	141%
Copper	Cu	8,815	13,200	16,000	50%	82%
Iron	Fe	543,000	1,061,148	2,590,000	95%	377%
Lead	Pb	3,367	3,100	4,140	-8%	23%
Manganese	Mn	27.2	20.2	42.7	-26%	57%
Molybdenum	Mo	112	129	242	16%	117%
Nickel	Ni	1,029	1,250	1,590	21%	54%
Selenium	Se	1,789	1,460	2,120	-18%	19%
Silver	Ag	17.7	18.4	23.1	4%	31%
Tin	Sn	219	238	265	9%	21%
Vanadium	V	31.0	43.0	57.6	39%	86%
Zinc	Zn	7,325	8,730	12,000	19%	64%

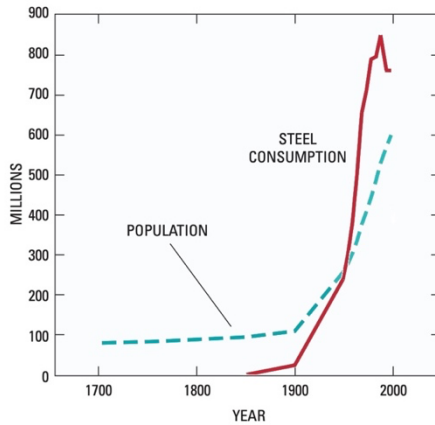


Figure 18 : Évolution mondiale de la consommation en acier et de la population depuis 1700. La courbe bleue représente la population (million de personnes divisé par 10). La courbe rouge représente la consommation en acier (million de tonnes) (Kesle, 2007).

Selon certains auteurs, de hautes concentrations en ETs ne menacent pas la viabilité des herbiers de magnoliophytes marins. Bien que les effets des ETs soient généralement inconnus sur les tissus, une modification de taux photosynthétique et une inhibition des activités métaboliques ont été observées. Cependant, les organismes environnants, faune et flore confondues, sont considérablement impactés. De ce fait, les ETs transitent le long des réseaux trophiques et menacent directement l'Homme, compte tenu de leur faible dégradabilité (Bonanno and Orlando-Bonaca, 2017). Selon (Richir, 2012), l'ingestion de grandes quantités de Chrome et de Cuivre cause des problèmes hépatiques, rénaux et neurologiques par exemple.

1.8 L'évolution de l'herbier du golfe de la Revellata

Calvi est une petite ville côtière de Haute-Corse comportant plus de 5.600 habitants en 2018 (INSEE). Cette municipalité est bordée par la Baie de Calvi, divisée en deux régions : le golfe de Calvi situé à l'est de la Citadelle de Calvi et le golfe de la Revellata situé à l'ouest de la citadelle et faisant face à la STARESO (Gobert, 2002). Cette baie présente une pente douce de 2% de la surface à 100 m de profondeur et s'accroît progressivement vers le canyon avec une pente de 40%. Ce dernier est étroit, de 600 m de profondeur en moyenne et à faible distance de la baie (*fig. 19*) (Skiris et al., 2001). L'ensemble est composé de roches granitiques avec des sédiments riches en carbonate de calcium majoritairement (Hoffmann et al., 1992; Moulin et al., 1985). De plus, les herbiers de *P. oceanica* couvrent 60% de la Baie de Calvi et sont observés jusqu'à 38 m de profondeur environ (*fig. 20*) (Gobert et al., 2003).

Cette région côtière est soumise au climat méditerranéen : les étés sont secs, ensoleillés et chauds tandis que les hivers sont humides et tempérés. Influencée par le courant ligurien, la baie subit de faibles marées de l'ordre d'une trentaine de centimètres. La colonne d'eau peut être divisée en deux portions : une portion stratifiée de mai à octobre avec des eaux plus chaudes en surface et une portion homogène durant le reste de l'année. Deux fleuves d'eau douce, de débits faibles et variables, se jettent dans la baie. Les eaux de ruissellement, tout comme l'apport de ces deux fleuves, sont négligeables à l'échelle de ce golfe (Gobert, 2002).

Unique et privilégié, le golfe de la Revellata est une zone d'étude particulière. En effet, l'herbier à *P. oceanica* qui peuple ce golfe est observé et étudié depuis 1976 (Bay, 1978) et est peu soumis aux impacts anthropiques physiques. L'acquisition de terrains par le Conservatoire du littoral contribue à la protection et à la gestion de ce site.

Suite à une étude réalisée en 1978, des avis inquiétants ont été émis sur l'évolution des herbiers de *P. oceanica* en Baie de Calvi, suggérant une régression importante de ceux-ci (Bay, 1984). Cependant, des changements importants ont été observés dans l'herbier du golfe de la Revellata entre 1975 et 1992 (Gobert et al., 1995). La densité avait augmenté de 15%, bien que sa biomasse foliaire ait diminué de 20% suite à la baisse significative de la longueur de ses feuilles. Cette tendance à la hausse n'a pas été confirmée lors de la thèse de Sylvie Gobert en 2002 (Gobert, 2002).

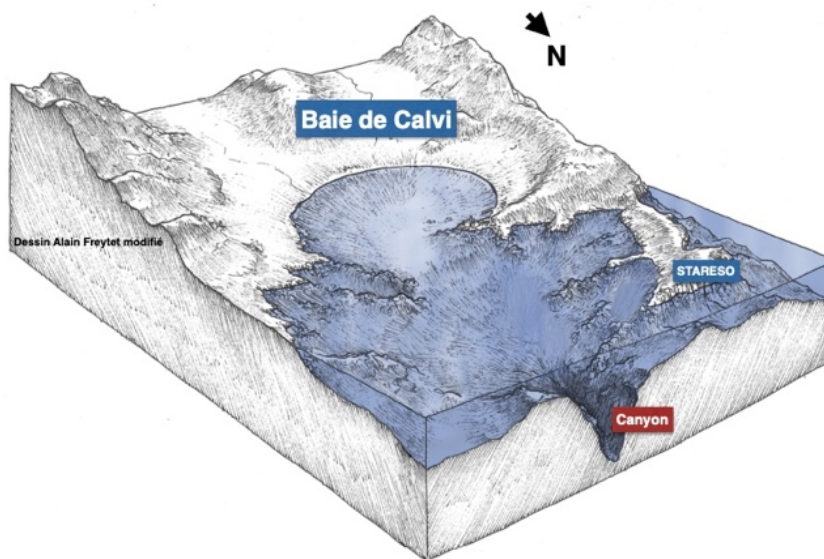


Figure 19 : Représentation du canyon de la Baie de Calvi (Alain Freytet).

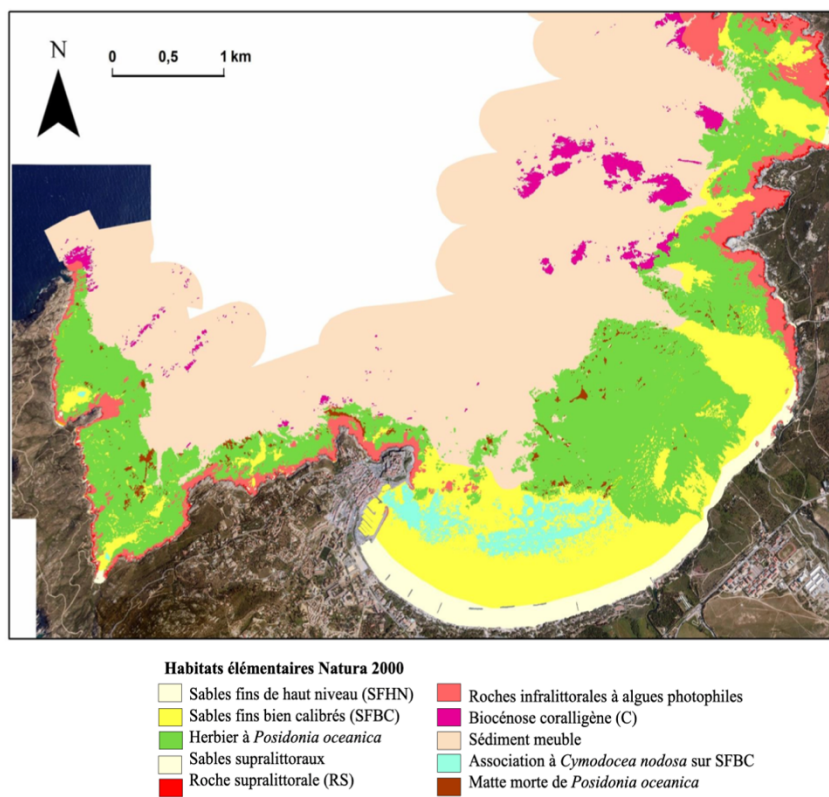


Figure 20 : Cartographie des fonds marins en Baie de Calvi en 2007/2010 (Abadie, 2012).

2. Objectifs

Au sein du bassin méditerranéen, les herbiers de *Posidonia oceanica* subissent une régression sans précédent de leur superficie et ce depuis de nombreuses décennies. En effet, ces phanérogames marines forment des écosystèmes clés dont la pérennité est menacée par les effets combinés des activités anthropiques et du changement climatique global (Traboni et al., 2018). Leur préservation est l'un des enjeux essentiels du 21^e siècle.

L'objectif principal de la présente étude est d'analyser la variation bathymétrique et temporelle des paramètres biométriques de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile 1813, situé dans le golfe de la Revellata à Calvi, Corse (*fig. 21*). Le but secondaire de ce mémoire est de caractériser la variation bathymétrique des teneurs en éléments traces de cet herbier. L'échelle temporelle s'étale d'août 2018 à octobre 2019 tandis que l'échelle spatiale est répartie de 5 à 36 m de profondeur.

Par la suite, les résultats biométriques seront confrontés à ceux obtenus lors de la thèse de Sylvie Gobert (1993-2019) tandis que les concentrations en éléments traces seront comparées à celles acquises par Jonathan Richir (2008-2019).

L'ensemble de ces données permettra de qualifier l'état de santé actuel de cet écosystème ainsi que d'émettre une série d'hypothèses quant aux causes et conséquences de ses éventuels changements.

De surcroît, ce mémoire intervient dans le cadre de la thèse de Laurence Lefebvre, doctorante au sein de l'Université de Liège. Les objectifs principaux de son étude visent à définir l'état de santé général de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata ainsi que de visualiser les divers impacts des changements climatiques globaux sur sa phénologie à court, moyen et long terme.

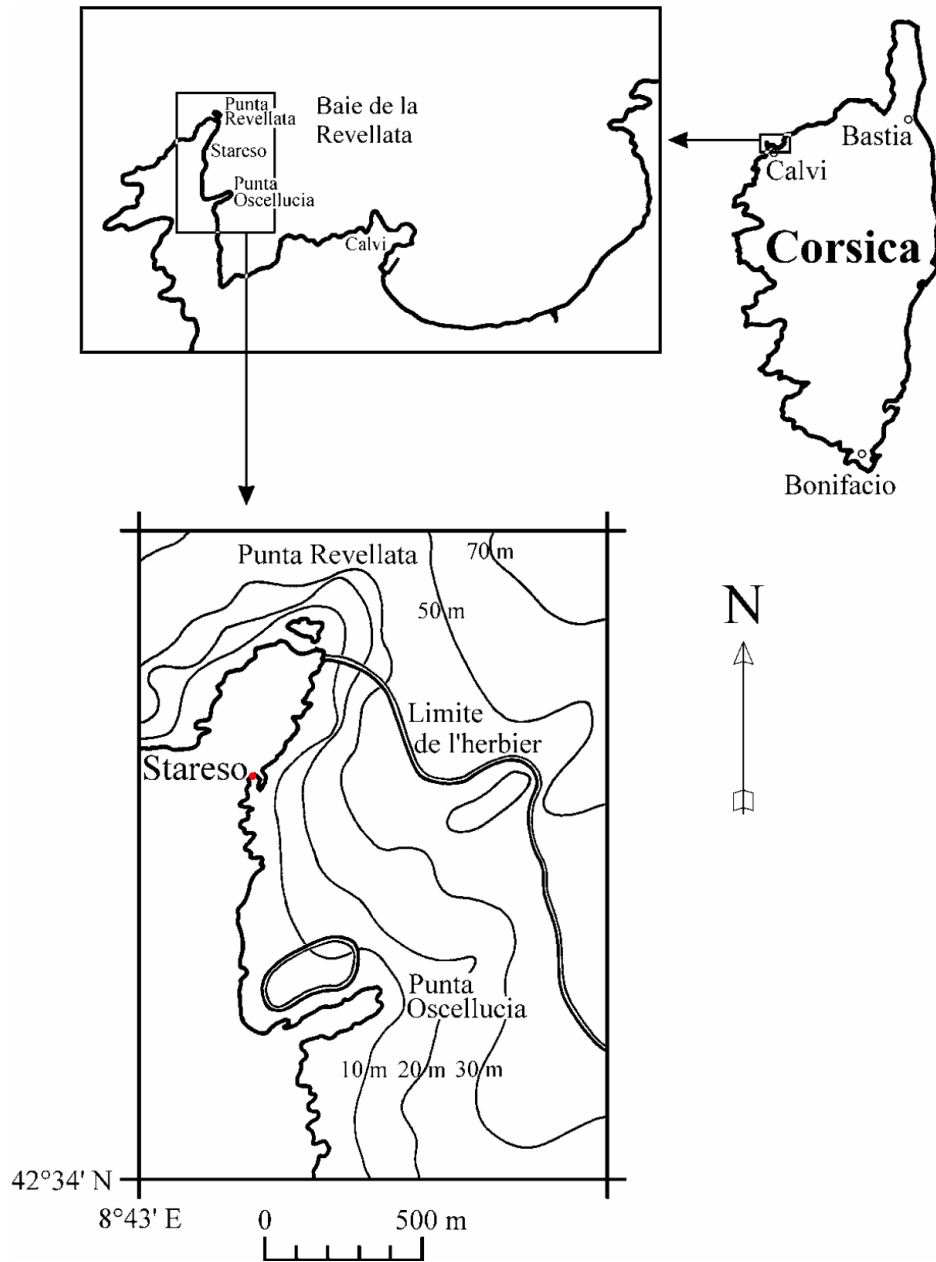


Figure 21 : Localisation du golfe de la Revellata. Le point rouge représente la position de la STARESO (Gobert, 2002).

3. Matériels et méthodes

3.1 Campagnes d'échantillonnage

3.1.1 Zone d'étude, stations et périodes

Ce travail se penche sur l'herbier de *Posidonia oceanica* situé dans le golfe de la Revellata en Baie de Calvi, Corse. Celui-ci fait face à la station de recherches sous-marines et océanographiques (STARESO) située aux coordonnées 42°34'50"N, 8°43'27"E.

Pour visualiser la variation bathymétrique de cette étude, 8 stations réparties de 5 à 36 m de profondeur (*i.e.* 5, 10, 15, 19, 24, 29, 33 et 36 m) ont été échantillonnées. Le transect bathymétrique utilisé est de direction pleine Est au départ de la STARESO et est commun à celui de la thèse de Sylvie Gobert.

Quant à la variation temporelle, celle-ci est observée selon 8 périodes, espacées entre-elles de 2 mois environ et s'étalant d'août 2018 à octobre 2019 (*i.e.* août 2018, octobre 2018, décembre 2018, février 2019, avril 2019, mai 2019, août 2019 et octobre 2019).

3.1.2 Prélèvements

Au terme des campagnes d'échantillonnage, 320 plants de *P. oceanica* ont été prélevés à raison de 5 individus par station et période. Pour chaque prélèvement, la totalité de la posidonie a été récoltée par arrachement le long du rhizome afin de conserver le rang d'insertion des feuilles. Après les prélèvements, les individus ont été placés individuellement dans des sachets annotés (*i.e.* collecteur, date et profondeur) à fermeture zip et ont été congelés à -20°C.

Dans le cadre de cette étude, 3 faisceaux de posidonies ont été analysés pour chaque période et station, soit un total de 192 faisceaux de *P. oceanica*.

3.1.3 Disponibilité des données

La comparaison sur le long terme des données biométriques et des teneurs en éléments traces n'est envisageable que pour certaines stations et périodes : la variation bathymétrique de la biométrie est disponible uniquement en juin 1993 ; la teneur en éléments traces est disponible uniquement à 10 m de profondeur entre 2008 et 2010.

L'ensemble des données n'est pas toujours accessible pour les années antérieures. En effet, seuls la moyenne et l'écart-type sont disponibles, limitant quelques fois l'utilisation de tests statistiques. De plus, les stations de 1993 ne sont pas toutes identiques à celles de 2018 et 2019 (*i.e.* ?/62, C7, E7 et F7) et les bouées E7 et F7 ont été fusionnées afin d'épouser au mieux le tracé bathymétrique (*fig.* 22).

3.2 Densité, biométrie et paramètres associés

3.2.1 Densité

La densité de *P. oceanica* a été déterminée, *in situ*, pour chaque station à l'aide d'un quadra de 25 cm par 40 cm. Pour une profondeur donnée, les faisceaux présents au sein de ce cadre ont été dénombrés et ce procédé a été répété 5 fois en modifiant la place de ce quadra (*fig.* 23) (Soullard et al., 1994).

Au terme des comptages, les herbiers sont classés en 6 stades selon leur densité de faisceaux par m², du plus denses aux plus isolés (*tab.* 4) (Giraud et al., 1979).



Figure 22 : Représentation du transect bathymétrique et de la position des stations échantillonnées. La droite turquoise représente le transect. Un point bleu représente une station commune en 1993, 2018 et 2019. Un point vert (resp. rouge) représente une station en 1993 (resp. 2018 et 2019). Les stations E7 et F7 ont été fusionnées (réalisation personnelle).

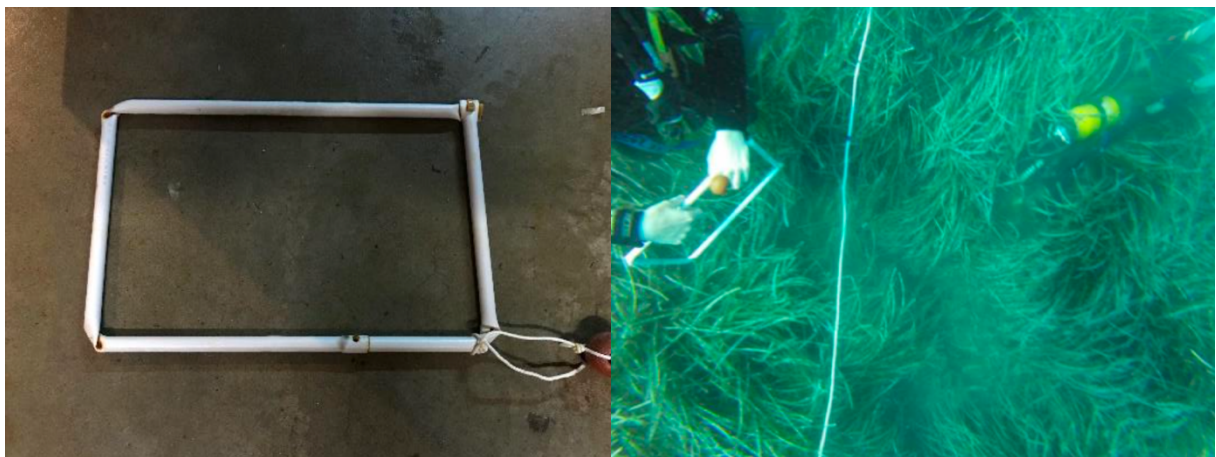


Figure 23 : Quadra 25x40 cm et comptage *in situ* de la densité de *Posidonia oceanica* (Laurence Lefebvre).

Tableau 4 : Classification des herbiers à *Posidonia oceanica* selon 6 stades (adaptation personnelle sur base de (Soullard et al., 1994)).

Type I	700 faisceaux/m ² et au delà	Herbier très dense
Type II	400 à 699 faisceaux/m ²	Herbier dense
Type II	300 à 399 faisceaux/m ²	Herbier clairsemé
Type IV	150 à 299 faisceaux/m ²	Herbier très clairsemé
Type V	50 à 149 faisceaux/m ²	Semi-herbier
Type VI	Moins de 50 faisceaux/m ²	Tiges isolées

3.2.2 Dissection et biométrie

Signifiant littéralement ‘mesure du vivant’, la biométrie de *P. oceanica* est une étape capitale (fig. 24). Cette dernière s’effectue selon la technique établie par Giraud (Giraud et al., 1979) et permet de classer les feuilles en fonction de leur taille :

- Feuilles juvéniles, inférieures à 5 cm ;
- Feuilles intermédiaires, supérieures à 5 cm ;
- Feuilles adultes, supérieures à 5 cm comportant une ligule* entre le limbe et la gaine.

Avant de commencer la biométrie, la dissection d’un faisceau de posidonie doit être réalisée. Le matériel utilisé est dépourvu de métal et est nettoyé à l’eau Milli-Q® entre chaque dissection afin d’éviter toute contamination. L’utilisation d’instruments métalliques altérerait l’analyse des éléments traces des échantillons.

La posidonie, préalablement décongelée, est étalée sur l’espace de travail. La configuration du faisceau est notée et les éventuels clones sont découpés. La dissection débute par la séparation des différents organes du faisceau. Le rhizome, encore associé aux gaines, ainsi que les racines sont placés individuellement dans des contenants en plastique certifiés, préalablement annotés et pesés à vide. Ensuite, les feuilles sont enlevées une à une en conservant leur rang d’insertion. Le type de feuille ainsi que la présence et la position de traces d’altération (*i.e.* traces de broutage et feuilles abîmées) sont relevés. La longueur et la largeur des feuilles sont également mesurées (précision de 1 mm) ainsi que des éventuelles gaines basales.

Une fois les mesures réalisées, les épiphytes sont retirés de leurs feuilles correspondantes. Cette étape consiste à gratter chaque limbe mouillé à l’eau Milli-Q® à l’aide d’une lame en verre (méthode modifiée (Dauby and Poulicek, 1995)). Ensuite, les épiphytes sont récoltés dans un pot en verre, préalablement annoté et pesé à vide. Quant aux feuilles, celles-ci sont placées dans un contenant en plastique annoté et pesé à vide.

3.2.3 Obtention de la masse sèche des épiphytes et des feuilles

Lorsque le poids frais des contenants est pesé, ceux-ci sont stockés et congelés à -20°C, les couvercles ouverts aux trois-quarts pour 24 heures au minimum, à l’exception des épiphytes. Concernant les feuilles, celles-ci sont placées par la suite dans le lyophilisateur (ALPHA 1-4 LDplus, Christ®) à -55°C et à 0,040 millibar pendant 48 heures (fig. 25). Ce procédé vise à assécher les échantillons par sublimation*. Lorsque les feuilles sont totalement sèches, elles peuvent être pesées pour obtenir la masse sèche.

Quant aux épiphytes, ceux-ci sont placés ouverts à l’étuve à 40°C (Hospithera®) pour une durée minimale de 72 heures, afin de permettre la pesée de la masse sèche ultérieurement.

3.2.4 Paramètres biométriques

De nombreuses mesures peuvent être déterminées suite à la biométrie : le coefficient A (**coef. A**) (%) est défini comme le pourcentage des feuilles qui ont perdu leur apex, que celui-ci ait été cassé ou brouté (Giraud et al., 1979). Il peut être calculé comme suit :

$$\text{coef. A} = \frac{n_b}{T_f} \times 100$$

où n_b est le nombre de feuilles broutées et T_f est le nombre de feuilles totales.



Figure 24 : Dissection d'un plant de *Posidonia oceanica* (photographie personnelle).



Figure 25 : Lyophilisateur ALPHA 1-4 LDplus, Christ® (photographie personnelle).

La surface foliaire (**SF**) (cm²/faisceau) correspond à la surface des limbes par faisceau (Giraud et al., 1979). Elle peut être mesurée de la manière suivante :

$$\mathbf{SF} = \left(\left(\sum L_a \right) \times \mu_a \right) + \left(\left(\sum L_i \right) \times \mu_i \right)$$

où L_a est la longueur des feuilles adultes, L_i la longueur des feuilles intermédiaires, μ_a la largeur moyenne des feuilles adultes et μ_i la largeur moyenne des feuilles intermédiaires.

L'indice foliaire (**IF**) (m²/m²) est aisément calculé grâce à la surface foliaire. Il représente la surface totale des feuilles par surface de substrat (Giraud et al., 1979). Sa formule est :

$$\mathbf{IF} = \mathbf{SF} \times \text{densité}$$

La longueur maximale (**Lmax**) (cm) correspond à la longueur du plus grand des limbes d'un faisceau.

Les différentes pesées des poids secs des épiphytes et des feuilles permettent de calculer respectivement :

- La biomasse épiphyte par faisceau (**E**) exprimée en g_{Psec}/faisceau ;
- La biomasse foliaire par faisceau (**F**) exprimée en g_{Psec}/faisceau.

Ces deux paramètres peuvent être reportés par m² de substrat, soit :

$$\mathbf{Biomasse}_{\text{épiphyte}} = E \times \text{densité} \quad \mathbf{Biomasse}_{\text{foliaire}} = F \times \text{densité}$$

Ensemble, ces biomasses définissent le rapport épiphytes sur feuilles (**E/F**) (sans unité).

3.3 Minéralisation et analyse à l'ICP-MS

3.3.1 Préparation des échantillons

Afin d'homogénéiser des échantillons, les feuilles ainsi que les épiphytes ont été réduits en poudre par broyage manuel :

- Avec une paire de ciseaux en céramique et un berlin en verre pour les feuilles ;
- Avec un mortier et pilon en agate et une pince en plastique pour les épiphytes.

3.3.2 Pesées et minéralisation

La minéralisation est une étape de préparation des échantillons, précédant leur analyse au spectromètre de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS). Cette méthode consiste en la transformation de composés solides en liquides par leur digestion à l'acide nitrique (HNO₃) (fig. 26).

Les échantillons broyés (épiphytes et feuilles) sont pesés par la méthode de soustraction afin d'obtenir la masse exacte contenue dans la bombe en téflon :

$$\mathbf{Masse}_{\text{exacte dans la bombe}} = \mathbf{masse}_{\text{initiale}} - \mathbf{masse}_{\text{finale}}$$



Figure 26 : Poste de minéralisation (photographie personnelle).

où la *masse initiale* représente la masse des échantillons sur le papier de pesage (sous-estimation) et la *masse finale* représente la fine poussière d'échantillon accrochée au papier de pesage.

Afin de dépasser la limite de quantification de l'ICP-MS, les dilutions suivantes ont été réalisées :

- 135 mg de feuilles par faisceau sont pesés pour une dilution à 50 ml : 4 ml d'eau Milli-Q[®] ainsi que 3 ml d'HNO₃ et 1 ml d'H₂O₂ ;
- 35 mg d'épiphytes par faisceau sont pesés pour une dilution à 15 ml : 6,7 ml d'eau Milli-Q[®] ainsi que 1 ml d'HNO₃ et 0,3 ml d'H₂O₂ ;
- 20 mg d'épiphytes par faisceau sont pesés pour une dilution à 10 ml : 7,2 ml d'eau Milli-Q[®] ainsi que 0,6 ml d'HNO₃ et 0,2 ml d'H₂O₂. Ce protocole est utilisé en cas de masse d'épiphytes inférieure à 35 mg.

Lorsque les bombes sont remplies, ces dernières sont placées dans un micro-ondes de laboratoire (Ethos D, Milestone Inc. [®], Shelton) au programme 7 pour une durée de 35 minutes (fig. 27). En fonction de la puissance, la température augmente graduellement pour se stabiliser à 200°C pendant 20 minutes. Une fois la minéralisation terminée, les contenants sont placés en chambre froide à 4°C pour un minimum de 45 minutes. Ensuite, les minéralisés sont transvasés dans des tubes coniques Falcon[®], certifiés 'metal free', et mis au trait à 50 ml, 15 ml ou 10 ml à l'aide d'eau Milli-Q[®].

3.3.3 Blancs et matériaux de référence certifiés

Afin de déterminer la variabilité de l'ICP-MS ainsi que la pureté des produits utilisés, 10 blancs ont été réalisés avec 4 ml d'eau Milli-Q[®], 3 ml d'acide nitrique et 1 ml de peroxyde d'hydrogène.

Des matériaux de référence certifiés ont également été utilisés, tels que BCR60 (*Lagarosiphon major*), BCR61 (*Platithypnidium riparioides*), BCR62 (*Olea europaea*), V463 (*Zea mays*) et GWB07603 (Bush branches and leaves). Ceux-ci ont subi la même procédure que celle des échantillons.

3.3.4 Analyse et limites

L'analyse en éléments traces des échantillons a été réalisée par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif à l'aide de cellules à réaction dynamique (Elan DRC II, Perkin Elmer[®], Waltham, USA). La limite critique, la limite de détection et la limite de quantification ont été déterminées par la suite.

3.4 Données abiotiques

3.4.1 Température de l'eau et de l'air

En 1993, la température de l'eau (°C) était relevée quotidiennement sur un thermomètre à mercure immergé à -3 m. En 2018 et 2019, la température de l'eau était mesurée par des sondes (Data Loggers UA-002-64, HOBO[®]) le long du transect bathymétrique à 3, 10, 20, 30 et 37 m de profondeur à un mètre du sommet de la canopée.

La température de l'air (°C) est mesurée continuellement à 172 m d'altitude par la station météorologique INJSD, située à 500 m de la STARESO (fig. 28). Les données les plus anciennes datent de 1998.

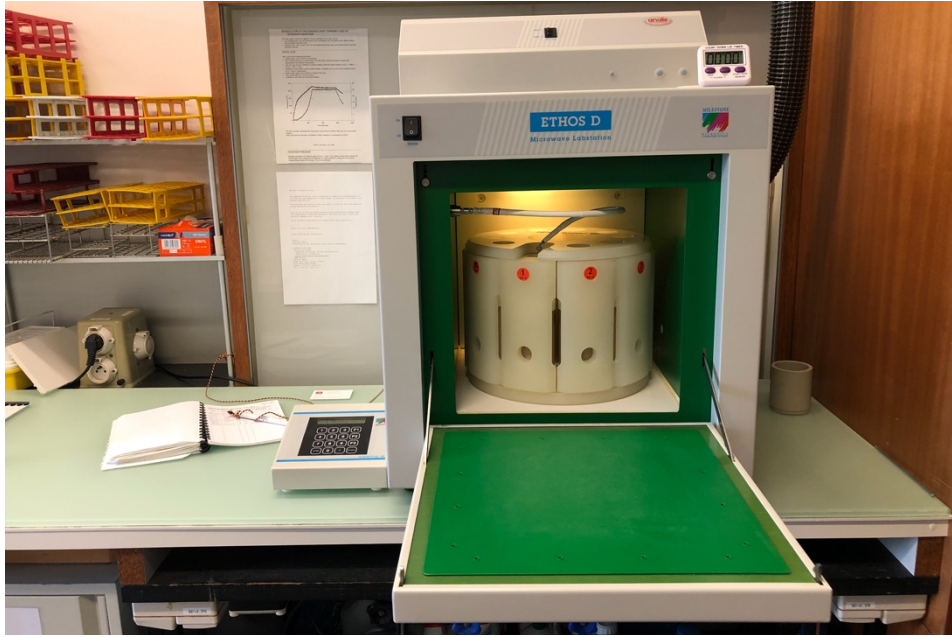


Figure 27 : Micro-ondes Ethos D, Milestone Inc.®, Shelton (photographie personnelle).

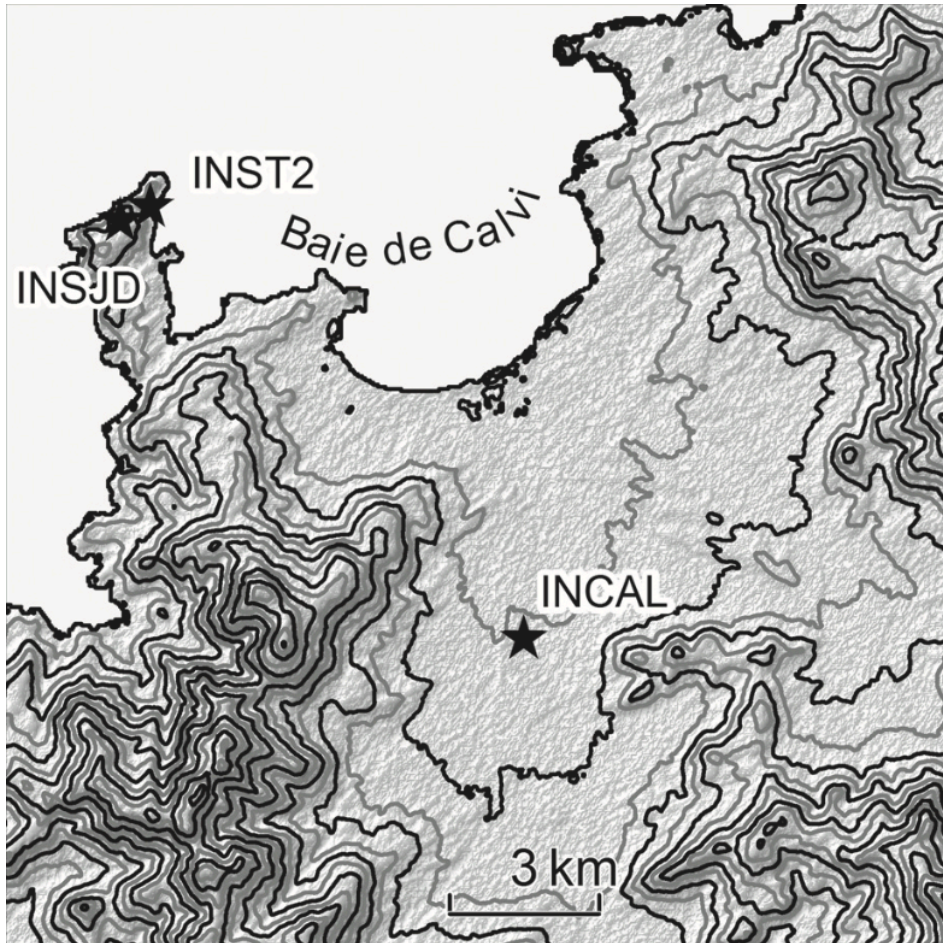


Figure 28 : Localisation des deux stations météorologiques de la STARESO (INST2 et INSJD) et de l'aéroport Sainte-Catherine (INCAL) (Binnard, 2017).

3.4.2 Luminosité

La luminosité, mesurée par les sondes HOBO[®], permet d'obtenir le coefficient d'extinction (k) (m^{-1}). Par transformation de la loi de Beer-Lambert, on obtient :

$$k = -\ln\left(\frac{I_p \div I_0}{p}\right)$$

où I_p est l'intensité lumineuse à une profondeur p et I_0 l'intensité lumineuse à la surface.

3.4.3 Profil bathymétrique STARECAMPED

Des profils bathymétriques de température, de salinité, de chlorophylle et d'autres paramètres ont été également collectés par des sondes (EXO5-s, YSI[®]) dans le golfe de la Revellata. Ces mesures ont été récoltées dans le cadre du programme de surveillance STARECAPMED.

3.4.4 Accessibilité des données

Les données abiotiques* acquises à la STARESO sont disponibles via la base de données 'Rapid Assessment of the Coastal Environment' (RACE) (Binard, 2017) à l'aide de *pgAdmin*[®] v. 5.6.

3.5 Traitement des données

3.5.1 Tests statistiques

Le traitement statistique des jeux de données a été réalisé sur *Microsoft Excel*[®] pour Mac v. 16.50 à l'aide de l'extension *XLSTAT* v. 2021.2.2.

Afin de déterminer la normalité de la distribution des données, un test de Shapiro-Wilk a été effectué sur les différents jeux. Selon leur suivi de la loi normale ou non, différents tests paramétriques (ou non paramétriques) ont été utilisés tels que la corrélation de Pearson (ou Spearman), le test de Student (ou T-test de Welch en cas d'inégalité des variances) et l'ANOVA avec la sélection de Tukey (ou Kruskal-Wallis avec la sélection de Dunn).

Le degré de confiance était de 95%, indiquant une significativité statistique si la valeur p était inférieure à 0,05.

3.5.2 Analyse en composantes principales

Des analyses en composantes principales ont été effectuées sur les paramètres biométriques et les teneurs en éléments traces afin de visualiser et de caractériser les jeux de données décrits par plusieurs variables quantitatives.

3.5.3 Profil bathymétrique

Les profils bathymétriques de la température de l'eau en 2018 et 2019 ont été obtenus via *Ocean Data View* (ODV[®]) pour Mac v. 5.4.0. L'interpolation du jeu de données a été effectué à l'aide de l'extension *Data Interpolating Variational Analysis* (DIVA).

4. Résultats

4.1 Variation bathymétrique et temporelle de 2018 à 2019

4.1.1 Densité de l'herbier

On observe que la densité de l'herbier est corrélée négativement lorsque la profondeur augmente : $p\text{-valeur}_{2018} = 0,002$; $p\text{-valeur}_{2019} = 0,001$ (fig. 29). En effet, les coefficients de Pearson sont respectivement de $-0,903$ et $-0,939$ en 2018 et 2019, indiquant une relation largement négative. Cependant, cette forte décroissance de la densité avec la bathymétrie n'est pas régulière en 2018 car on constate que les stations 5, 15, 19 et 36 m sont significativement différentes des autres stations : $p\text{-valeur}_{2018} < 0,025$. En 2019, seul le site 5 m (resp. 36 m) est significativement supérieur (resp. inférieur) aux autres sites : $p\text{-valeur}_{2019} < 0,001$ (resp. $p\text{-valeur}_{2019} < 0,0001$).

Aucune différence significative n'est observée entre les densités de 2018 et de 2019 ($p\text{-valeur}_{2018-2019} = 0,651$) avec $286,75$ faisceaux/m² en 2018 et $328,50$ faisceaux/m² en 2019 (fig. 30). Les maximums moyens se remarquent à -5 m avec respectivement 466 et 724 faisceaux/m² en 2018 et 2019. Quant aux minimums moyens, ils sont observés dans les hautes profondeurs avec 34 faisceaux/m² en 2018 et 84 faisceaux/m² en 2019 à -36 m (tab. 5).

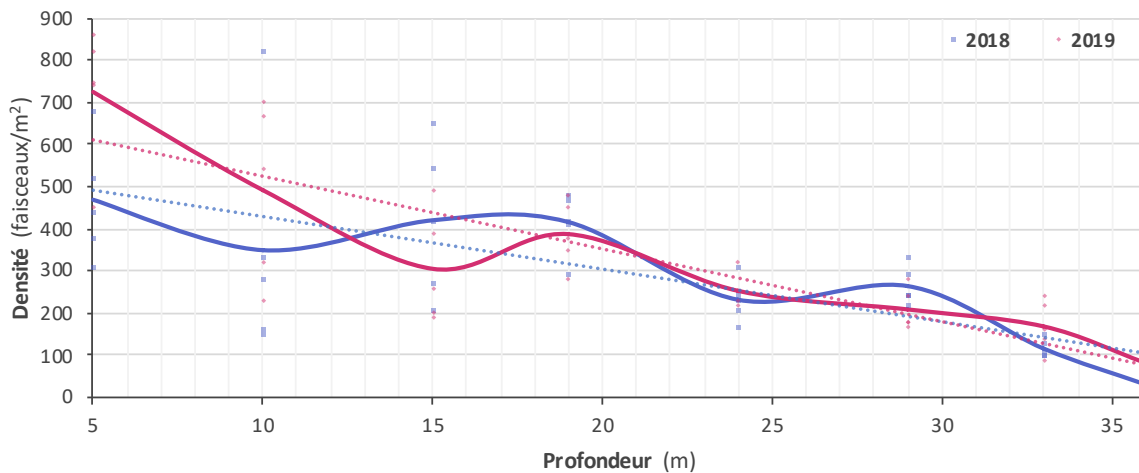


Figure 29 : Variation de la densité moyenne (faisceaux/m²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en été 2018 et été 2019 en fonction de la profondeur (m). La courbe bleue (resp. rouge) est la variation de la densité moyenne en fonction de la profondeur en 2018 (resp. 2019). La droite bleue (resp. rouge) en pointillé est la régression linéaire de la densité moyenne en fonction de la profondeur en 2018 (resp. 2019). Un carré bleu (resp. losange rouge) représente la densité d'une station échantillonnée en 2018 (resp. 2019).

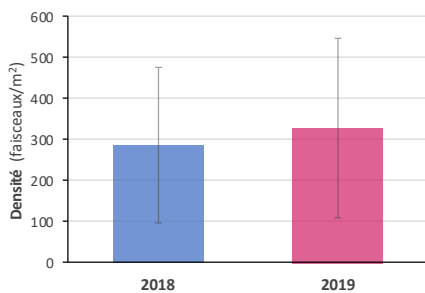


Figure 30 : Densité moyenne (faisceaux/m²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata pour l'ensemble des stations en été 2018 et été 2019, moyenne et écart-type.

Tableau 5 : Variation de la densité moyenne (faisceaux/m²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en été 2018 et été 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne \pm écart-type. Le nombre de relevés est de 5 par station.

Profondeur (m)	Densité en 2018 (faisceaux/m ²)	Densité en 2019 (faisceaux/m ²)
5	466 \pm 142,41	724 \pm 161,03
10	348 \pm 274,9	492 \pm 173,6
15	418 \pm 182,95	306 \pm 130,11
19	414 \pm 75,7	388 \pm 79,81
24	232 \pm 51,19	254 \pm 39,12
29	264 \pm 45,06	210 \pm 47,96
33	118 \pm 21,68	170 \pm 60,83
36	34 \pm 15,17	84 \pm 67,68

4.1.2 Paramètres biométriques

4.1.2.1 Surface foliaire

La surface foliaire tend à diminuer lorsque la bathymétrie augmente (fig. 31) (tab. A1). En effet, les stations 5, 15 et 19 m présentent des surfaces foliaires significativement supérieures aux autres profondeurs tandis que les sites 29, 33 et 36 m correspondent aux plus faibles valeurs : p-valeur <0,05. Quant aux profondeurs 10 et 24 m, leurs surfaces foliaires ne sont pas significativement différentes : p-valeur >0,05.

La surface foliaire tend à augmenter de décembre 2018 à août 2019. Les surfaces foliaires significativement inférieures aux autres périodes sont détectées d'octobre 2018 à mai 2019, alors qu'elles sont les plus importantes en août 2018 et août 2019 : p-valeur <0,05.

Seuls les mois de décembre 2018, février 2019, avril 2019 et mai 2019 présentent une corrélation négative entre la surface foliaire et la profondeur : p-valeur_{décembre} = 0,007 ; p-valeur_{février} = 0,001 ; p-valeur_{avril} = 0,005 ; p-valeur_{mai} = 0,024.

La surface foliaire moyenne est maximale en août 2018 pour 241 cm² et est minimale en décembre 2018 pour 90 cm². De surcroît, c'est à -15 m et -36 m que l'on constate les valeurs maximales et minimales avec respectivement 215 et 108 cm² en moyenne. La surface foliaire la plus importante est observée en août 2019 à 15 m de profondeur avec 380 cm² tandis que la plus faible valeur est remarquée à -29 m en décembre 2018 avec 53 cm².

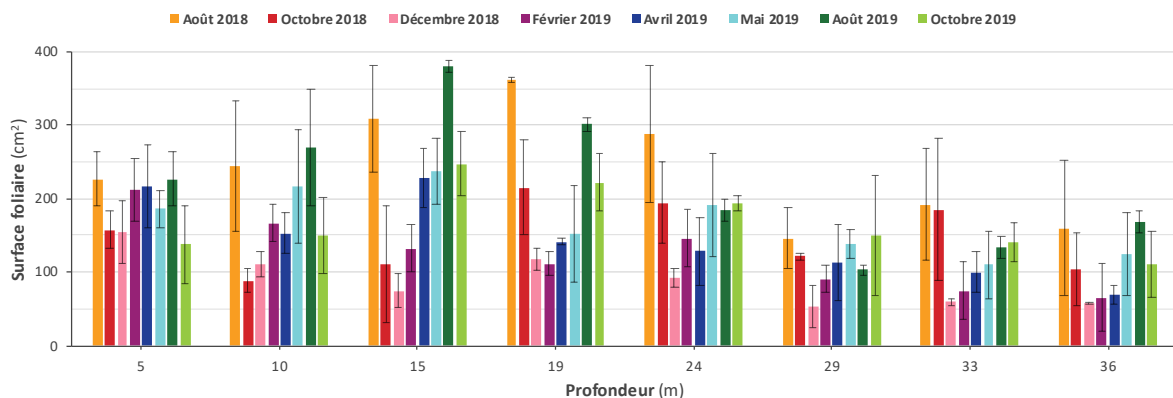


Figure 31 : Variation de la surface foliaire moyenne (cm²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m). Une barre colorée représente la surface foliaire moyenne d'une station pour une période.

4.1.2.2 Indice foliaire

L'indice foliaire tend à décroître lorsque la profondeur augmente (fig. 32) (tab. A2). En effet, cet indice est significativement supérieur aux faibles profondeurs (i.e. -5 à -19 m) alors qu'il est significativement inférieur à -29, -33 et -36 m : p-valeur <0,05.

Qui plus est, l'indice foliaire tend à augmenter de décembre 2018 à août 2019. Il est significativement le plus faible en octobre 2018 et décembre 2018 tandis qu'il est supérieur en août 2018, mai 2019 et août 2019 : p-valeur <0,05.

À l'exception d'octobre 2018, l'indice foliaire et la profondeur sont corrélés négativement : p-valeur_{août 2018} = 0,026 ; p-valeur_{décembre} = 0,002 ; p-valeur_{février} = 0,0003 ; p-valeur_{avril} = 0,002 ; p-valeur_{mai} = 0,001 ; p-valeur_{août 2019} <0,001 ; p-valeur_{octobre 2019} = 0,001.

Cette tendance est fortement visible en mai 2019, août 2019 et octobre 2019, avec des coefficients respectifs de -0,984, -0,972 et -0,940.

L'indice foliaire le plus faible est observé en décembre 2018 à -36 m avec 0,2 m² feuilles/m² substrat tandis que le plus important est observable en août 2019 à -5 m avec 16,41 m² feuilles/m² substrat. L'indice foliaire moyen est maximal (resp. minimal) en août 2019 (resp. décembre 2018) avec 16,41 m² feuilles/m² substrat (resp. 2,94 m² feuilles/m² substrat). De plus, c'est à -5 m et -36 m que l'on observe les valeurs maximales et minimales avec respectivement 11,99 et 0,71 m² feuilles/m² substrat en moyenne.

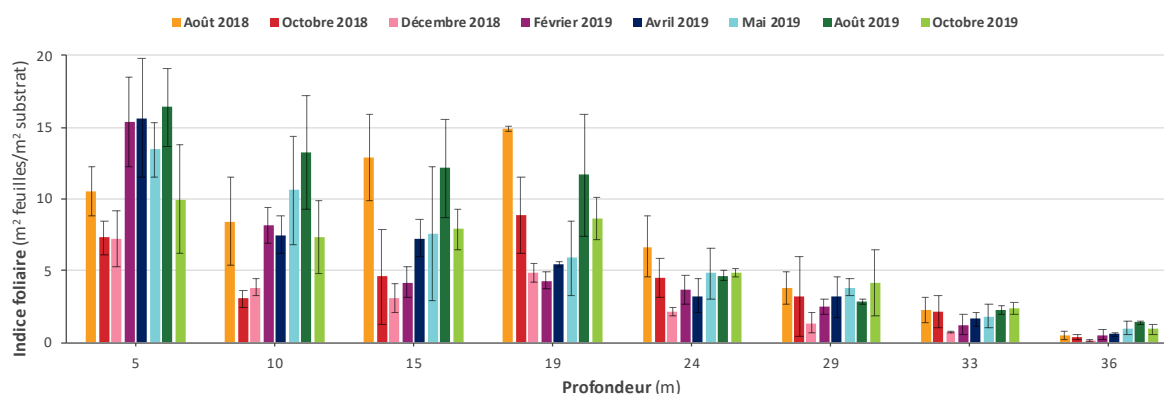


Figure 32 : Variation de l'indice foliaire moyen (m² feuilles/m² substrat) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m). Une barre colorée représente l'indice foliaire moyen d'une station pour une période.

4.1.2.3 Biomasse foliaire

La biomasse foliaire tend à baisser lorsque la bathymétrie croît (*fig. 33*) (*tab. A3*). Effectivement, cette biomasse est significativement supérieure aux faibles profondeurs (*i.e.* -5 à -19 m) avec une prédominance pour le site 5 m. Les valeurs inférieures de biomasse foliaire sont rencontrées aux stations 29, 33 et 36 m. Le site 36 m est largement sous-représenté : p-valeur <0,05.

De plus, la biomasse foliaire tend à croître de décembre 2018 à août 2019. Elle est significativement supérieure en août 2018 et août 2019 tandis que les plus faibles biomasses foliaires sont détectées d'octobre 2018 à avril 2019 : p-valeur <0,05. Quant aux biomasses de mai 2019 et d'octobre 2019, elles ne sont pas significativement différentes : p-valeur >0,05.

À l'exception du mois d'octobre 2018, la biomasse foliaire est corrélée négativement avec la bathymétrie : p-valeur_{août 2018} = 0,007 ; p-valeur_{décembre} = 0,006 ; p-valeur_{février} = 0,0003 ; p-valeur_{avril} <0,0001 ; p-valeur_{mai} <0,0001 ; p-valeur_{août 2019} <0,001 ; p-valeur_{octobre 2019} = 0,0003. Cette tendance négative est plus fortement observable en mai 2019, août 2019 et octobre 2019, avec des coefficients respectifs de -0,976, -0,971 et -0,948.

La biomasse foliaire moyenne est la plus grande en août 2019 pour 446 g_{Psec}/m² et est minimale en décembre 2018 pour 127 g_{Psec}/m². De plus, c'est à -5 m et -36 m que l'on observe les valeurs maximales et minimales avec respectivement 613 et 30 g_{Psec}/m² en moyenne. La biomasse foliaire la plus importante est observée en août 2019 à 5 m de profondeur avec 925 g_{Psec}/m² alors que la plus faible biomasse est remarquée à -36 m en décembre 2018 avec 8,9 g_{Psec}/m².

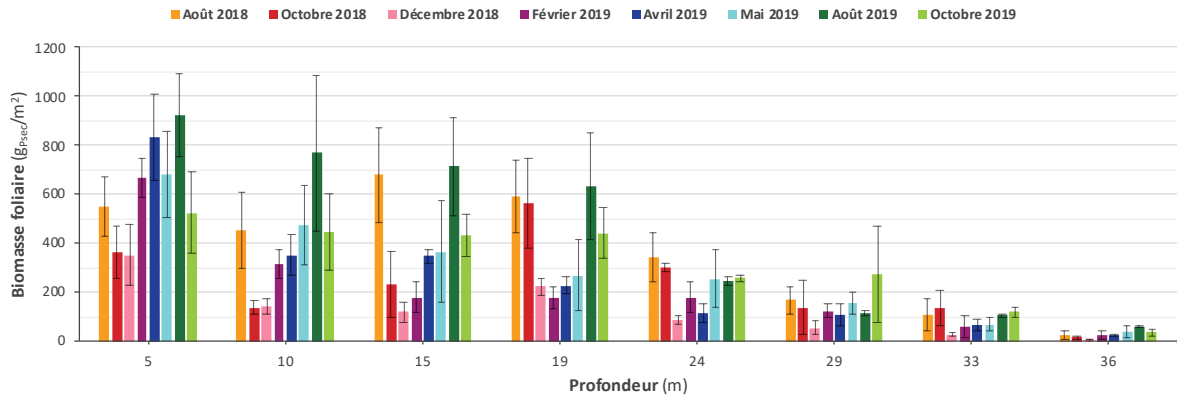


Figure 33 : Variation de la biomasse foliaire moyenne ($g_{P_{sec}}/m^2$) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m). Une barre colorée représente la biomasse foliaire moyenne d'une station pour une période.

4.1.2.4 Biomasse épiphyte

La biomasse épiphyte tend à décroître avec l'augmentation de la bathymétrie (fig. 34) (tab. A4). En effet, la profondeur 5 m présente des valeurs significativement supérieures tandis qu'à partir de -15 m, les plus faibles biomasses épiphytes sont observées : p-valeur <0,05.

Cette biomasse est significativement inférieure d'octobre 2018 à février 2019 alors qu'elle est la plus importante au mois d'août 2018 : p-valeur <0,05. Les biomasses épiphytes en mai 2019 et octobre 2019 ne sont pas significativement différentes : p-valeur >0,05.

Les tests de corrélation indiquent que la biomasse épiphyte est corrélée négativement avec la bathymétrie en août 2018, décembre 2018 et avril 2019 : p-valeur_{août 2018} = 0,0004 ; p-valeur_{décembre} = 0,003 ; p-valeur_{avril} = 0,0004.

La biomasse épiphyte moyenne est maximale en août 2018 pour 103 $g_{P_{sec}}/m^2$ et est minimale en décembre 2018 pour 13 $g_{P_{sec}}/m^2$. De surcroît, c'est à -5 m et -36 m que l'on observe les biomasses maximales et minimales avec respectivement 108 et 26 $g_{P_{sec}}/m^2$ en moyenne. Cette biomasse est la plus importante en août 2018 à 5 m de profondeur avec 174 $g_{P_{sec}}/m^2$. La plus faible valeur est remarquée à -29 m en décembre 2018 avec 2,6 $g_{P_{sec}}/m^2$.

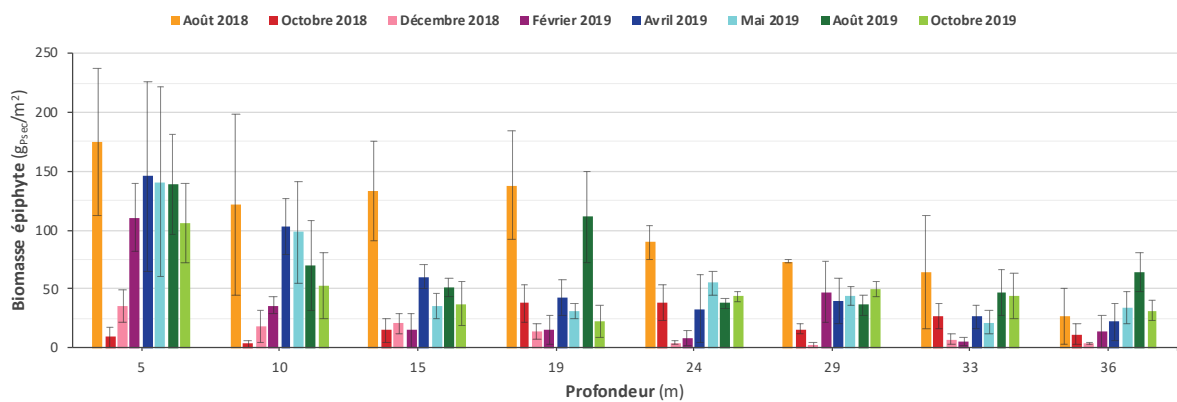


Figure 34 : Variation de la biomasse épiphyte moyenne ($g_{P_{sec}}/m^2$) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m). Une barre colorée représente la biomasse épiphyte moyenne d'une station pour une période.

4.1.2.5 Rapport E/F

Le rapport E/F tend à croître lorsque la bathymétrie augmente (fig. 35) (tab. A5). Effectivement, ce rapport est significativement supérieur au site 36 m et est largement inférieur aux plus faibles profondeurs (i.e. -5 à -24 m) : p-valeur <0,05.

De surcroît, le rapport E/F présente des valeurs significativement plus importantes en août 2018, avril 2019 et mai 2019, avec une prédominance pour le mois d'août 2018. Quant à octobre 2018, décembre 2018 et février 2019, ces périodes sont significativement inférieures vis-à-vis des autres : p-valeur <0,05. Les mois d'août 2019 et d'octobre 2019 ne sont pas significativement différents : p-valeur >0,05.

Le rapport E/F est corrélé positivement avec l'augmentation de la bathymétrie pour octobre 2018, avril 2019 et août 2019 : p-valeur_{octobre 2018} = 0,001 ; p-valeur_{avril} = 0,015 ; p-valeur_{août 2019} = 0,015. Leurs coefficients de corrélation respectifs sont de 0,970, 0,838 et 0,838.

Le rapport E/F le plus faible enregistré apparaît en octobre 2018 à -5 et -10 m avec 0,02 tandis que le plus important est en août 2019 à -36 m avec un rapport de 1,05. Le rapport moyen maximal est de 0,41 en août 2018 et le rapport moyen minimal est de 0,15 en décembre 2018. Concernant les moyennes bathymétriques, le rapport E/F est le plus faible à -15 m avec 0,12 et le plus important est à -36 m avec 0,78.

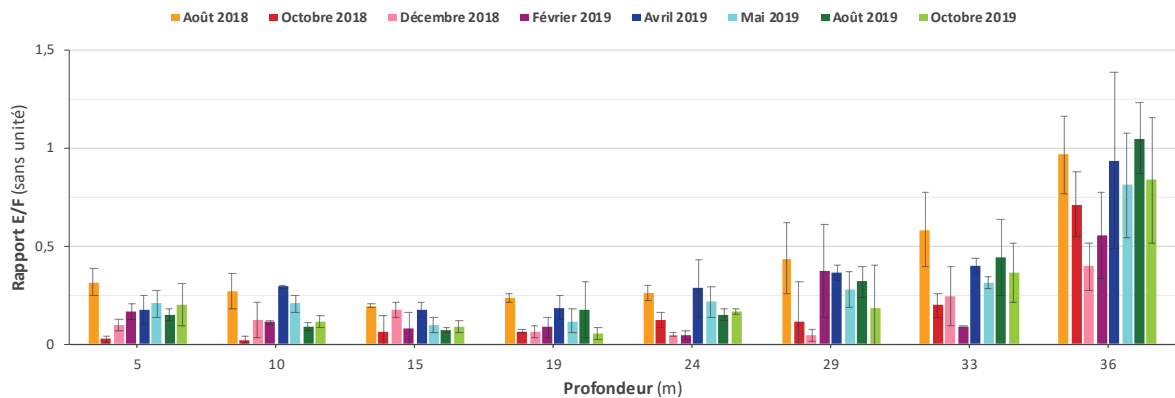


Figure 35 : Variation du E/F moyen (sans unité) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m). Une barre colorée représente le rapport E/F moyen d'une station pour une période.

4.1.2.6 Coefficient A

Le coefficient A tend à diminuer instablement lorsque la profondeur augmente (fig. 36) (tab. A6). Les sites 29 m et 33 m sont significativement inférieurs vis-à-vis des autres stations : p-valeur <0,05.

De surcroît, le coefficient A est significativement plus important aux mois d'août 2018, d'avril 2019, de mai 2019 et d'août 2019 tandis qu'il est le plus faible en décembre 2018 : p-valeur <0,05.

Seuls les mois d'août 2018, de décembre 2018, de février 2019 et d'avril 2019 présentent une corrélation négative du coefficient A avec la profondeur : p-valeur_{août 2018} = 0,021 ; p-valeur_{décembre} = 0,030 ; p-valeur_{février} = 0,030 ; p-valeur_{avril} = 0,019.

Le coefficient A moyen est le plus grand en août 2019 avec un pourcentage de 38% tandis qu'il est minimal en décembre 2018 avec 8,2%. C'est à 5 et 29 m de profondeur que l'on constate les valeurs maximales et minimales avec respectivement 45% et 17%. Le coefficient A le plus important est observé en août 2018 à -10 m avec 81% alors que la plus faible valeur est remarquée en décembre 2018 à -36 m avec un coefficient nul.

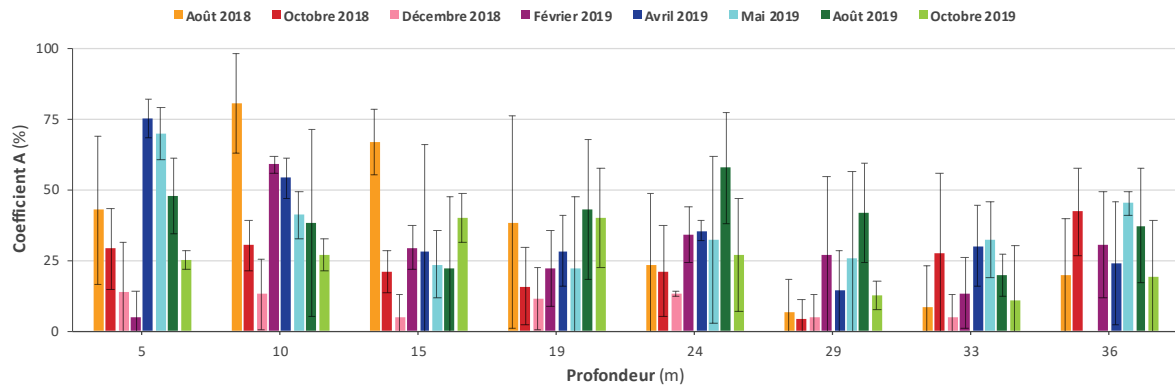


Figure 36 : Variation du coefficient A moyen (%) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m). Une barre colorée représente le coefficient A moyen d'une station pour une période.

4.1.3 Analyse en composantes principales

Les composantes principales de ces représentations bidimensionnelles expriment 83,81% de l'inertie totale du jeu de données (fig. 37). La première dimension est majoritairement influencée par la surface foliaire, l'indice foliaire, la biomasse foliaire, la biomasse épiphyte ainsi que le coefficient A. En effet, on observe que ces paramètres sont fortement et positivement corrélés entre eux. Seuls l'indice foliaire et la biomasse foliaire présentent une corrélation presque parfaite. Quant à la deuxième dimension, elle est principalement influencée par le rapport E/F. Effectivement, une faible corrélation négative est décelée entre ce paramètre et ceux qui contribuent davantage à la première dimension.

En observant la variation bathymétrique (fig. 37a), on remarque que les stations sont distribuées le long de la première composante. Les plus faibles (resp. grandes) profondeurs se concentrent dans les cadrans de droite (resp. gauche), indiquant qu'elles partagent des caractéristiques communes. De surcroît, les paramètres contribuant davantage à la première dimension de l'ACP semblent être favorisés aux faibles stations. À contrario, le rapport E/F tend à être favorisé dans les hautes profondeurs.

La variation temporelle tend à être davantage éclatée que la variation bathymétrique (fig. 37b). En effet, les mois d'août 2018, d'avril, de mai, d'août 2019 et d'octobre 2019 se dispersent dans le cadran supérieur gauche ainsi que dans les cadrans de droite. Cependant, les périodes d'octobre 2018, de décembre et de février se rassemblent dans le cadran inférieur gauche de l'ACP. Il semblerait que les paramètres de *P. oceanica* ne soient pas favorisés durant octobre 2018, décembre 2018 et février 2019.

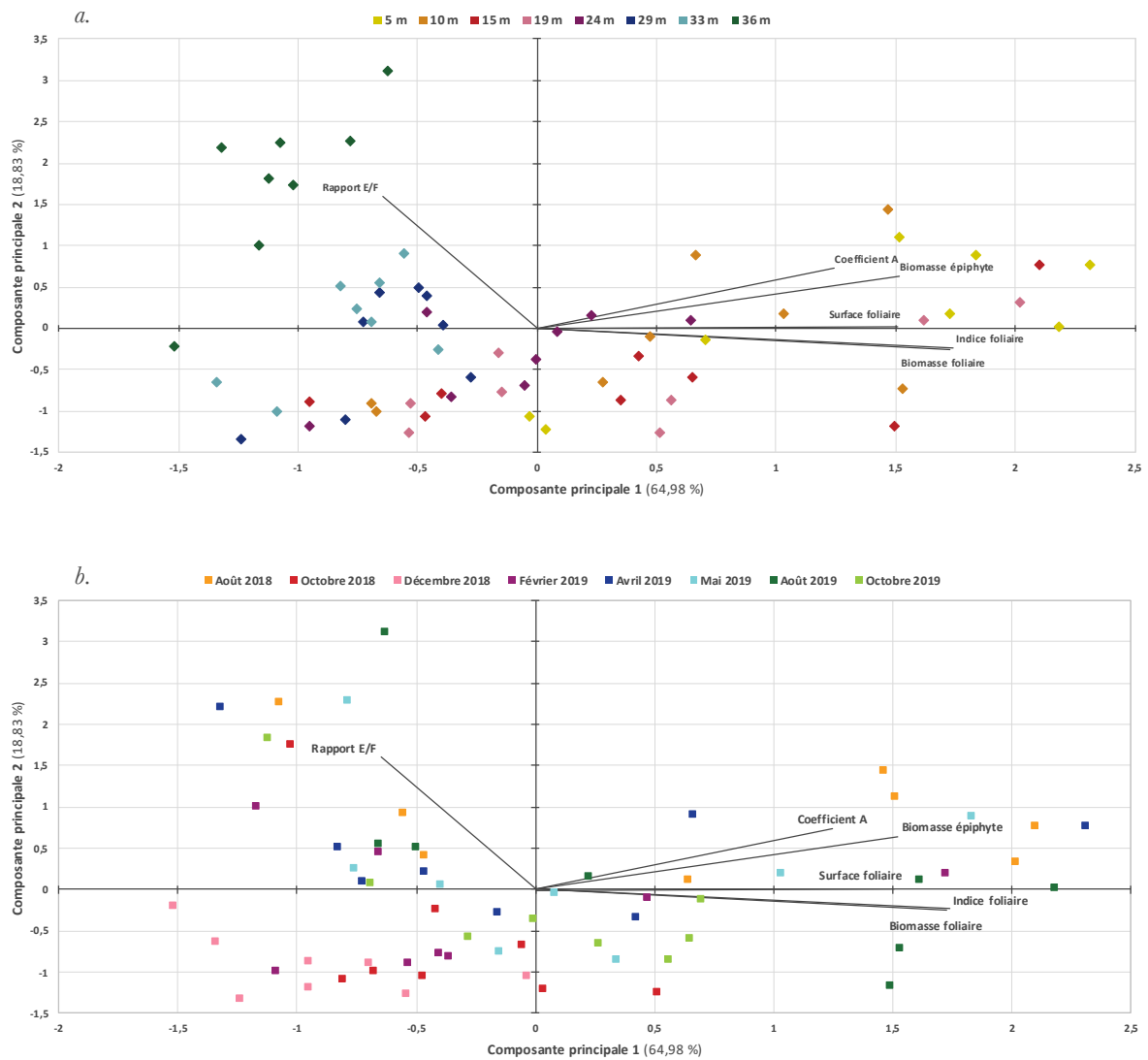


Figure 37 : Biplots de l'analyse en composantes principales multi-paramètres de l'herbier de *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m). Les axes principaux représentent les directions où la variation des données est maximale. Les vecteurs gris indiquent la corrélation des variables avec les composantes principales et représentent les variables suivantes chez *P. oceanica* : surface foliaire, indice foliaire, biomasse foliaire, biomasse épiphyte, rapport E/F et coefficient A.

- a. Un losange coloré foncé représente la variation bathymétrique de l'ensemble des données acquises.
- b. Un carré coloré clair représente la variation temporelle de l'ensemble des données acquises.

4.2 Variation bathymétrique et temporelle de 1993 à 2019

4.2.1 Variation bathymétrique de la densité de l'herbier

Tout comme en 2018 et 2019, la densité de l'herbier en 1993 est corrélée négativement avec l'augmentation de la profondeur : $p\text{-valeur}_{1993} < 0,0001$ (fig. 38). Le coefficient de corrélation de Pearson pour cette année est de -0,942, ce qui est plus élevé qu'en 2018 et 2019 avec respectivement -0,903 et -0,939, indiquant une décroissance plus intense (tab. 6).

Aucune différence significative n'est observée entre les densités de 1993, 2018 et 2019 ($p\text{-valeur}_{1993-2018} = 0,305$; $p\text{-valeur}_{1993-2019} = 0,269$; $p\text{-valeur}_{2018-2019} = 0,651$). Les densités moyennes sont de 240,31 faisceaux/m² en 1993, 286,75 faisceaux/m² en 2018 et 328,50 faisceaux/m² en 2019 (fig. 39). En 1993, la densité maximale est atteinte à -10 m avec 451 faisceaux/m² tandis que la densité minimale est constatée à -35 m avec 88,5 faisceaux/m².

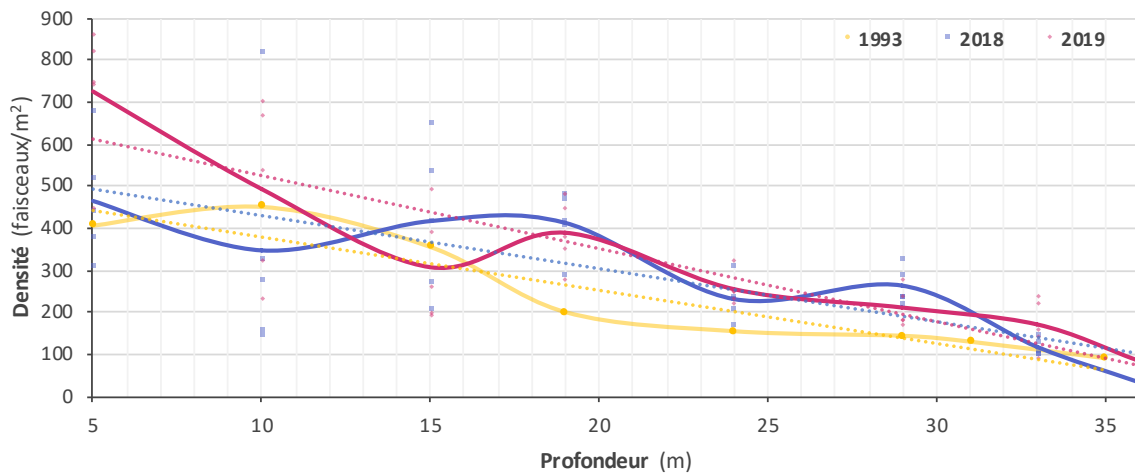


Figure 38 : Variation de la densité moyenne (faisceaux/m²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993, en été 2018 et été 2019 en fonction de la profondeur (m). La courbe jaune (resp. bleue, rouge) est la variation de la densité moyenne en fonction de la profondeur en 1993 (resp. 2018, 2019). La droite jaune (resp. bleue, rouge) en pointillé est la régression linéaire de la densité moyenne en fonction de la profondeur en 1993 (resp. 2018, 2019). Un point jaune représente la densité moyenne d'une station en 1993. Un carré bleu (resp. losange rouge) représente la densité d'une station en 2018 (resp. 2019). Les stations entre 1993 et 2018, 2019 ne sont pas identiques à partir de -31 m. Les moyennes sont disponibles uniquement pour 1993.

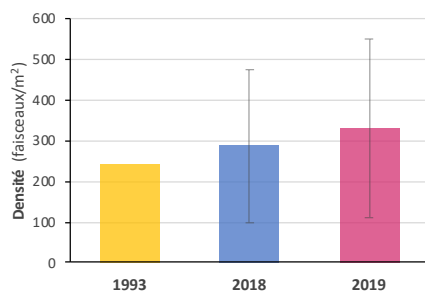


Figure 39 : Densité moyenne (faisceaux/m²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata pour l'ensemble des stations en juin 1993, été 2018 et été 2019, moyenne et écart-type. L'écart-type en juin 1993 n'est pas disponible.

Tableau 6 : Variation de la densité moyenne (faisceaux/m²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993, en été 2018 et été 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne (\pm écart-type). Le nombre de relevés est de 10 par station en 1993 et de 5 par station en 2018 et 2019.

Profondeur (m)	Densité en 1993 (faisceaux/m ²)	Densité en 2018 (faisceaux/m ²)	Densité en 2019 (faisceaux/m ²)
5	406	466 \pm 142,41	724 \pm 161,03
10	451	348 \pm 274,9	492 \pm 173,6
15	355	418 \pm 182,95	306 \pm 130,11
19	199	414 \pm 75,7	388 \pm 79,81
24	153	232 \pm 51,19	254 \pm 39,12
29	142	264 \pm 45,06	210 \pm 47,96
31	128	/	/
33	/	118 \pm 21,68	170 \pm 60,83
35	88,5	/	/
36	/	34 \pm 15,17	84 \pm 67,68

4.2.2 Variation temporelle de la densité de l'herbier

La densité de l'herbier à 10 m de profondeur tend à augmenter légèrement de 1991 à 2019 (fig. 40). Le coefficient de Pearson est égal à 0,298, reflétant une relation faiblement positive. Aucune corrélation n'est déterminée entre la densité de l'herbier et la variation temporelle : p-valeur₁₉₉₁₋₂₀₁₉ = 0,189.

De 1991 à 2019, la densité moyenne à -10 m est de 404 faisceaux/m². Le maximum de densité est observé en 2007 avec 617 faisceaux/m² tandis que le minimum est constaté en 2003 avec 271 faisceaux/m². Pour 1993, 2018 et 2019, seule la densité en 2019 est supérieure à la densité moyenne de l'herbier avec 492 faisceaux/m². Quant aux densités moyennes en 1993 et 2018, elles sont plus faibles avec respectivement 387 et 348 faisceaux/m² (tab. 7).

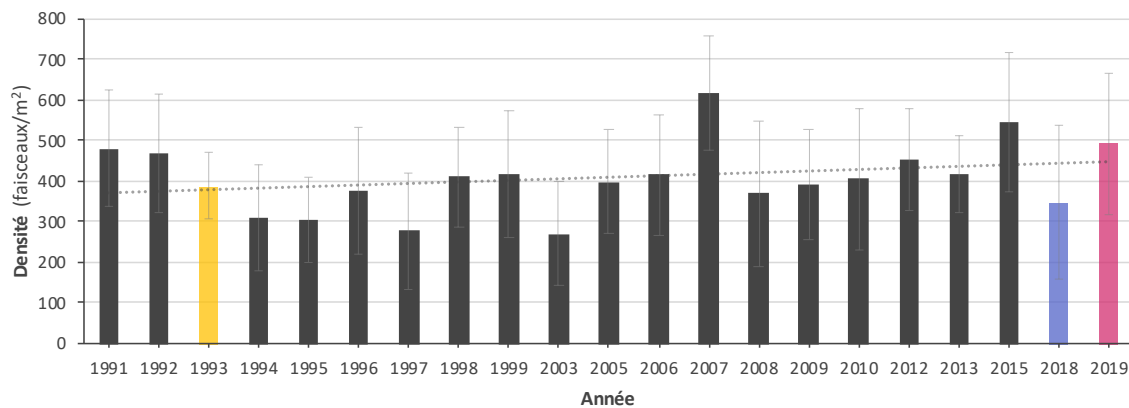


Figure 40 : Variation de la densité moyenne annuelle (faisceaux/m²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de 1991 à 2019 à 10 m de profondeur, moyenne et écart-type. La droite grise en pointillé est la régression linéaire de la densité moyenne de 1991 à 2019 à -10 m. Les densités moyennes annuelles en 2000, 2001, 2002, 2004, 2011, 2014, 2016 et 2017 ne sont pas disponibles.

Tableau 7 : Variation de la densité moyenne (faisceaux/m²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de 1991 à 2019 à 10 m de profondeur, moyenne ± écart-type. Le nombre de relevés est de 5 par station.

Année	Densité (faisceaux/m ²)	Année	Densité (faisceaux/m ²)
1991	481 ± 143	2006	415 ± 147
1992	467 ± 146	2007	617 ± 142
1993	387 ± 82	2008	369 ± 181
1994	311 ± 130	2009	390 ± 137
1995	305 ± 107	2010	406 ± 174
1996	376 ± 154	2012	453 ± 125
1997	277 ± 143	2013	418 ± 95
1998	411 ± 124	2015	545 ± 173
1999	415 ± 156	2018	348 ± 189
2003	271 ± 129	2019	492 ± 174
2005	398 ± 129		

4.2.3 Variation bathymétrique des paramètres biométriques

Les paramètres biométriques évoluant avec la profondeur sont disponibles uniquement au mois de juin 1993. Ces données seront comparées à celles de mai 2019, le mois de juin 2019 n'ayant pas fait l'objet de mesures.

4.2.3.1 Surface foliaire

En juin 1993, la surface foliaire tend à être stable de -5 à -19 m et à être variable de -24 à -35 m (fig. 41) (tab. A7). En mai 2019, elle semble décroître avec la bathymétrie. En effet, la surface foliaire est corrélée négativement avec la profondeur pour mai 2019 mais pas au mois de juin 1993 : $p\text{-valeur}_{\text{surface foliaire juin 1993}} = 0,893$; $p\text{-valeur}_{\text{surface foliaire mai 2019}} = 0,024$.

La surface foliaire moyenne en juin 1993 est de 153 cm^2 contre 169 cm^2 en mai 2019. Les maximums se rencontrent à -24 m avec 214 cm^2 pour juin 1993 et à -15 m avec 237 cm^2 pour mai 2019. Quant aux minimums, ils sont observés à -35 m en 1993 et à -36 m en 2019 avec respectivement 109 et 123 cm^2 .

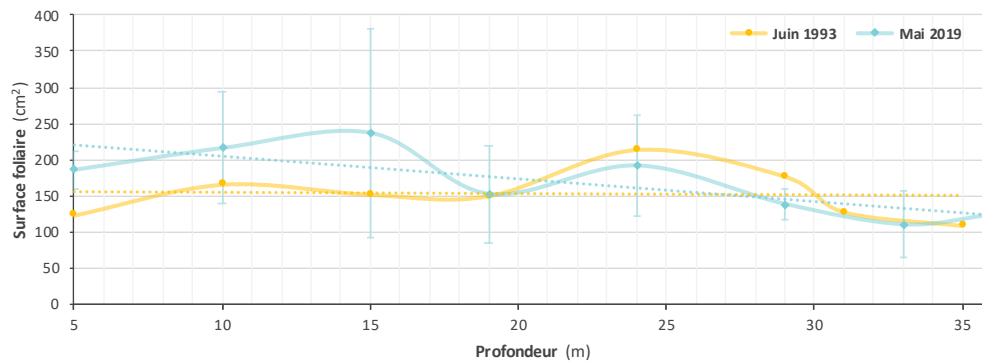


Figure 41 : Variation de la surface foliaire moyenne (cm^2) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m). Un point jaune (resp. losange bleu) représente la surface foliaire moyenne d'une station en juin 1993 (resp. mai 2019). Les moyennes sont disponibles uniquement pour 1993.

4.2.3.2 Indice foliaire

L'indice foliaire tend à décroître lorsque la profondeur augmente en juin 1993 et mai 2019 (fig. 42) (tab. A8). Effectivement, cet indice est corrélé négativement avec la profondeur pour chacune des deux années : $p\text{-valeur}_{\text{indice foliaire 1993}} = 0,004$; $p\text{-valeur}_{\text{indice foliaire 2019}} < 0,0001$.

L'indice foliaire est minimal à -35 m en 1993 et à -36 m en 2019 avec respectivement $0,97$ et $1,04 \text{ m}^2 \text{ feuilles/m}^2 \text{ substrat}$. Il est le plus important à -10 m en 1993 avec $7,49 \text{ m}^2 \text{ feuilles/m}^2 \text{ substrat}$ et à -5 m en 2019 avec $13,44 \text{ m}^2 \text{ feuilles/m}^2 \text{ substrat}$. L'indice foliaire moyen en 1993 et 2019 est respectivement de $3,66$ et $6,16 \text{ m}^2 \text{ feuilles/m}^2 \text{ substrat}$.

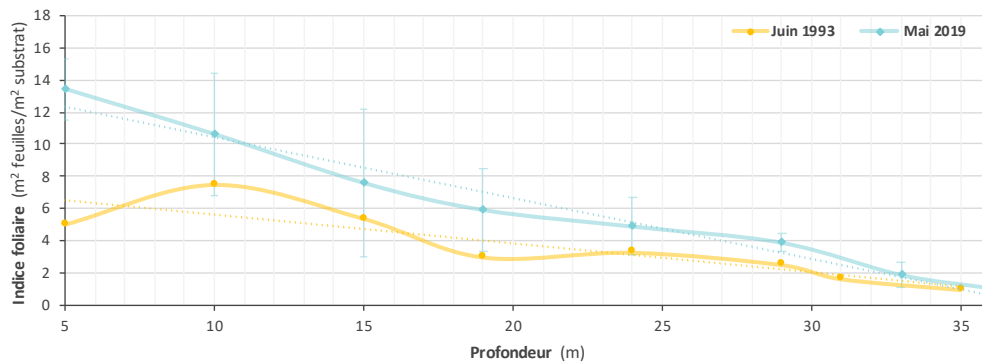


Figure 42 : Variation de l'indice foliaire moyen ($\text{m}^2 \text{ feuilles/m}^2 \text{ substrat}$) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m). Un point jaune (resp. losange bleu) représente l'indice foliaire moyen d'une station en juin 1993 (resp. mai 2019). Les moyennes sont disponibles uniquement pour 1993.

4.2.3.3 Biomasse foliaire

Une décroissance de la biomasse foliaire est observée lorsque la profondeur augmente (fig. 43) (tab. A9). En effet, la biomasse foliaire est corrélée négativement avec la profondeur en juin 1993 et mai 2019 : $p\text{-valeur}_{\text{biomasse foliaire 1993}} = 0,016$; $p\text{-valeur}_{\text{biomasse foliaire 2019}} < 0,0001$. On remarque également que la biomasse foliaire est plus faible en 1993 qu'en 2019

La biomasse foliaire moyenne en 1993 et 2019 est respectivement de 127 et 290 $\text{g}_{\text{Psec}}/\text{m}^2$. Elle est la plus importante à -10 m en 1993 avec 302 $\text{g}_{\text{Psec}}/\text{m}^2$ et à -5 m en 2019 avec 683 $\text{g}_{\text{Psec}}/\text{m}^2$. Les minimums sont observés à -35 m en 1993 et -36 m en 2019 avec 32 et 42 $\text{g}_{\text{Psec}}/\text{m}^2$.

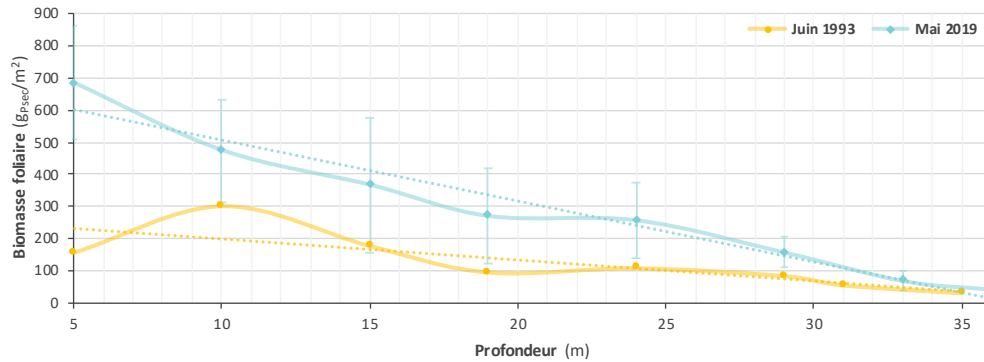


Figure 43 : Variation de la biomasse foliaire moyenne ($\text{g}_{\text{Psec}}/\text{m}^2$) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m). Un point jaune (resp. losange bleu) représente la biomasse foliaire moyenne d'une station en juin 1993 (resp. mai 2019). Les moyennes sont disponibles uniquement pour 1993.

4.2.3.4 Biomasse épiphyte

On observe une diminution de la biomasse épiphyte lorsque la bathymétrie augmente (fig. 44) (tab. A10). Effectivement, cette biomasse est corrélée négativement avec la profondeur en juin 1993 et mai 2019 : $p\text{-valeur}_{\text{biomasse épiphyte 1993}} = 0,006$; $p\text{-valeur}_{\text{biomasse épiphyte 2019}} = 0,022$. De surcroît, on remarque que la biomasse épiphyte est plus importante en 2019 qu'en 1993.

La biomasse épiphyte moyenne en 1993 est de 25 $\text{g}_{\text{Psec}}/\text{m}^2$ et en 2019 de 57 $\text{g}_{\text{Psec}}/\text{m}^2$. Les maximums sont rencontrés à -10 m en 1993 avec 54 $\text{g}_{\text{Psec}}/\text{m}^2$, contre 141 $\text{g}_{\text{Psec}}/\text{m}^2$ à -5 m en 2019. Quant aux plus faibles valeurs, elles sont constatées aux grandes profondeurs avec 6 $\text{g}_{\text{Psec}}/\text{m}^2$ en 1993 à -35 m et avec 22 $\text{g}_{\text{Psec}}/\text{m}^2$ en 2019 à -33 m.

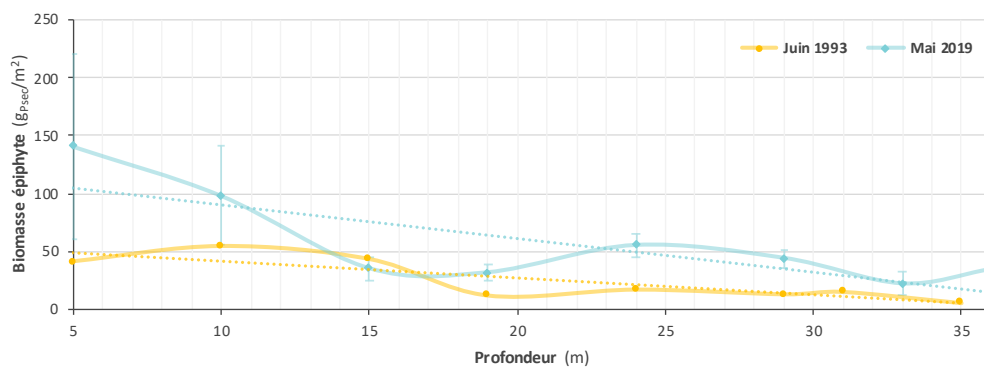


Figure 44 : Variation de la biomasse épiphyte moyenne ($\text{g}_{\text{Psec}}/\text{m}^2$) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m). Un point jaune (resp. losange bleu) représente la biomasse épiphyte moyenne d'une station en juin 1993 (resp. mai 2019). Les moyennes sont disponibles uniquement pour 1993.

4.2.3.5 Rapport E/F

En juin 1993, le rapport E/F tend à stagner lorsque la profondeur augmente tandis qu'en mai 2019, ce rapport semble augmenter lorsque la bathymétrie croît (fig. 45) (tab. A11). Cependant, les rapport E/F n'est pas corrélé avec la profondeur pour juin 1993 et mai 2019 : $p\text{-valeur}_{\text{rapport E/F } 1993} = 0,565$; $p\text{-valeur}_{\text{rapport E/F } 2019} = 0,073$.

Le rapport E/F moyen en juin 1993 et mai 2019 est respectivement de 0,20 et 0,28. Les maximums s'observent à -31 m en juin 1993 avec 0,27 et à -36 m en mai 2019 avec 0,81. Quant aux minimums, ils sont constatés à -19 m en juin 1993 avec 0,13 et -15 m en mai 2019 avec 0,10 (tab. 11).

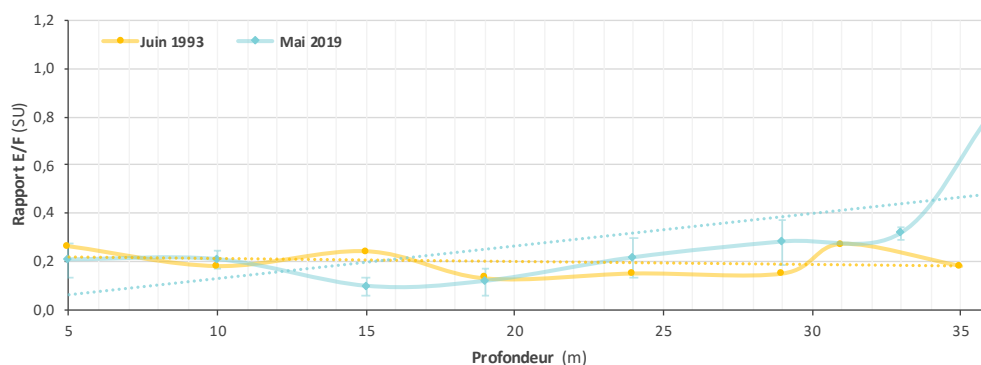


Figure 45 : Variation du rapport E/F moyen (SU) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m). Un point jaune (resp. losange bleu) représente le rapport E/F moyen d'une station en juin 1993 (resp. mai 2019). Les moyennes sont disponibles uniquement pour 1993.

4.2.3.6 Coefficient A

On constate une diminution instable du coefficient A lorsque la bathymétrie augmente (fig. 46) (tab. A12). Cependant, aucune corrélation négative n'est observée entre ce coefficient et la profondeur : $p\text{-valeur}_{\text{coefficient A } 1993} = 0,050$; $p\text{-valeur}_{\text{coefficient A } 2019} = 0,316$. De surcroît, on remarque que le coefficient A est plus important en 2019 qu'en 1993.

Le coefficient A moyen en 1993 est de 20% contre 37% en 2019. Les minimums sont constatés à -24 m en 1993 avec 6,7% et à -19 m en 2019 avec 22%. Quant aux maximums, ils sont observés 10 m de profondeur en 1993 avec 38% et à 5 m de profondeur en 2019 avec 70% (tab. 12).

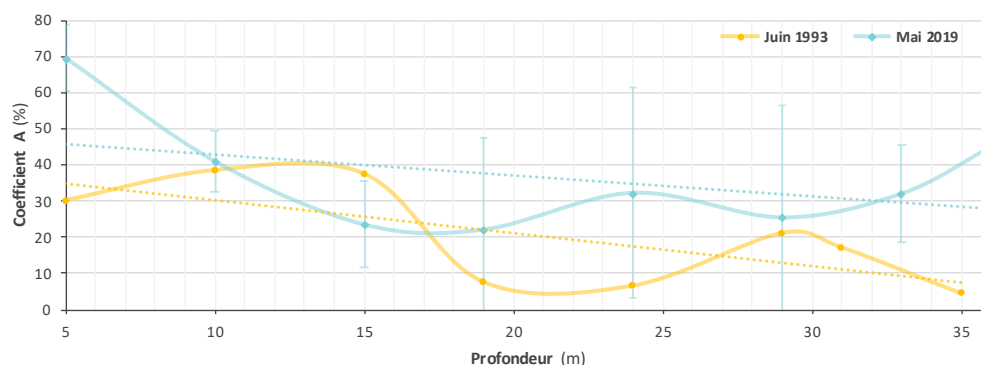


Figure 46 : Variation coefficient A moyen (%) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m). Un point jaune (resp. losange bleu) représente le coefficient A moyen d'une station en juin 1993 (resp. mai 2019). Les moyennes sont disponibles uniquement pour 1993.

4.3 Variation bathymétrique de 2018 à 2019

4.3.1 Teneurs en éléments traces

Cette seconde partie se concentre sur l'analyse de 10 éléments traces présents au sein des feuilles et des épiphytes de *P. oceanica*. Ces éléments sont communs à ceux étudiés par Jonathan Richir (Richir, 2012) et répondent au minimum à deux critères :

- Leur présence est essentielle à la physiologie des phanérogames marines ;
- La toxicité est reconnue pour l'Homme et les phanérogames marines ;
- La production et l'utilisation mondiale sont grandissantes ;
- Leur statut environnemental est préoccupant.

L'étude du transect bathymétrique s'observe de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues. Quant à la variation temporelle, les teneurs en éléments traces de 2008-2010 et 2018-2019 ont été comparées à 10 m de profondeur, toutes périodes confondues.

4.3.1.1 Aluminium

La teneur en ^{27}Al des feuilles de *P. oceanica* varie de 43,58 à 97,81 $\text{mg}/\text{kg}_{\text{P}_{\text{sec}}}$ entre 5 et 36 m de profondeur (fig. 47) (tab. A13). Les stations 15 m, 19 m et 24 m présentent des concentrations significativement inférieures tandis que les sites 33 m et 36 m sont significativement plus élevés : $p\text{-valeur}_{\text{stations Al}} < 0,05$. La teneur de cet élément trace au sein des feuilles est corrélée positivement avec la bathymétrie : $p\text{-valeur}_{\text{feuilles Al}} = 0,0002$.

Quant aux épiphytes, la concentration fluctue de 783,27 à 3187,44 $\text{mg}/\text{kg}_{\text{P}_{\text{sec}}}$ entre les différents sites. La station 15 m est significativement plus faible alors que les profondeurs 33 m et 36 m présentent des teneurs significativement supérieures : $p\text{-valeur}_{\text{stations Al}} < 0,05$. La concentration en Al dans les épiphytes est corrélée positivement avec la profondeur : $p\text{-valeur}_{\text{épiphytes Al}} < 0,0001$.

Les teneurs en Al au sein des feuilles et des épiphytes de *P. oceanica* sont corrélées positivement : $p\text{-valeur}_{\text{Al}} = 0,017$.

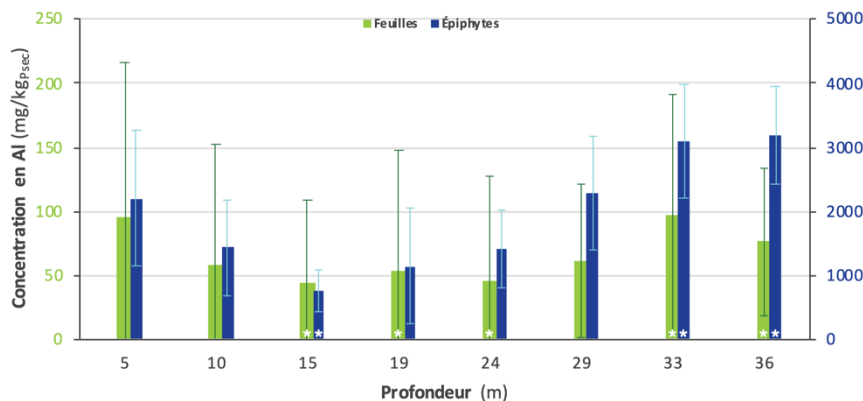


Figure 47 : Variation de la concentration moyenne ($\text{mg}/\text{kg}_{\text{P}_{\text{sec}}}$) en Aluminium de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m). Une barre verte (resp. bleue) représente la concentration moyenne des feuilles (resp. épiphytes) de 3 faisceaux pour une station. Un astérisque blanc représente une station significativement différente.

4.3.1.2 Vanadium

La concentration en ^{51}V dans les feuilles fluctue de 1,76 à 19,53 mg/kg_{P_{sec}} entre 5 m et 36 m (fig. 48) (tab. A14). Les stations 5 m, 10 m, 24 m et 29 m présentent des teneurs en V significativement plus faibles alors que le site 36 m est significativement plus élevé : p-valeur_{stations V} < 0,05. Il existe une corrélation positive entre la concentration en V des feuilles de *P. oceanica* et la bathymétrie : p-valeur_{feuilles V} < 0,0001.

Concernant les épiphytes, la teneur en V varie de 5,08 à 19,54 mg/kg_{P_{sec}} entre les différents sites. Les stations de 10 m à 19 m sont significativement plus faibles tandis que le site 36 m illustre une concentration significativement supérieure : p-valeur_{stations V} < 0,05. La concentration en V est corrélée positivement avec la profondeur : p-valeur_{épiphytes V} < 0,0001.

Les teneurs en V sont corrélées entre les feuilles et les épiphytes de *P. oceanica* : p-valeur_{AI} = 0,037.

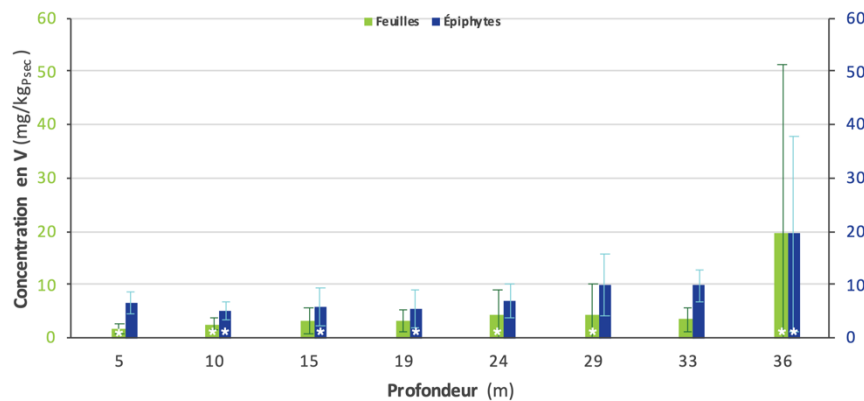


Figure 48 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{P_{sec}}) en Vanadium de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m). Une barre verte (resp. bleue) représente la concentration moyenne des feuilles (resp. épiphytes) de 3 faisceaux pour une station. Un astérisque blanc représente une station significativement différente.

4.3.1.3 Chrome

La teneur en ^{52}Cr au sein des feuilles de *P. oceanica* fluctue entre 0,31 et 0,81 mg/kg_{P_{sec}} de 5 m à 36 m (fig. 49) (tab. A15). Aucune différence significative n'est décelée entre les différents sites : p-valeur_{stations Cr} > 0,05. La concentration en Cr des feuilles est corrélée positivement avec la bathymétrie : p-valeur_{feuilles Cr} = 0,021.

Quant aux épiphytes, la concentration en Cr varie de 3,07 à 8,26 mg/kg_{P_{sec}} entre les différentes profondeurs. Les stations de 5 m à 24 m présentent des teneurs significativement inférieures tandis que les sites 33 m et 36 m sont significativement plus élevés : p-valeur_{stations Cr} < 0,05. Il existe une corrélation positive entre la teneur en Cr des épiphytes à *P. oceanica* et la bathymétrie : p-valeur_{épiphytes Cr} < 0,0001.

Les concentrations en Cr chez les feuilles et les épiphytes de l'herbier ne sont pas corrélées : p-valeur_{Cr} = 0,053.

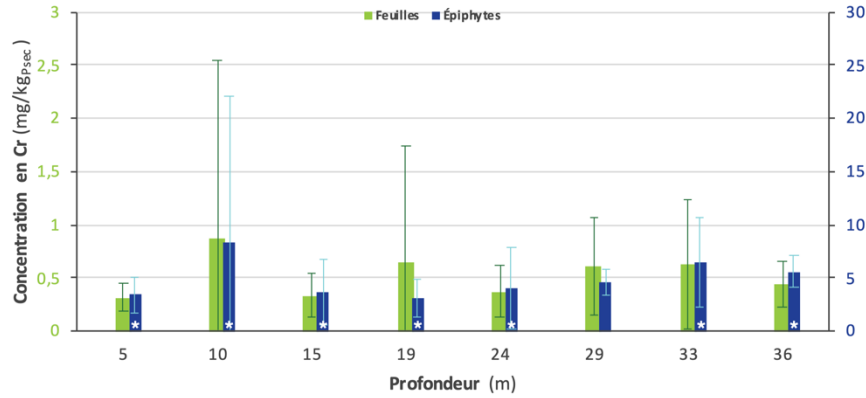


Figure 49 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Chrome de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m). Une barre verte (resp. bleue) représente la concentration moyenne des feuilles (resp. épiphytes) de 3 faisceaux pour une station. Un astérisque blanc représente une station significativement différente.

4.3.1.4 Fer

La concentration en ⁵⁴Fe chez les feuilles fluctue de 49,76 à 87,88 mg/kg_{Psec} entre les différents sites (fig. 50) (tab. A16). Les stations 5 m et de 29 m à 36 m sont significativement supérieures tandis que les profondeurs de 15 m à 24 m sont significativement inférieures : p-valeur_{stations Fe} < 0,05. La teneur de cet élément trace dans les feuilles est corrélée positivement avec la profondeur : p-valeur_{feuilles Fe} = 0,006.

Concernant les épiphytes de *P. oceanica*, la concentration en Fe varie de 568,14 à 2206,48 mg/kg_{Psec}. Les stations 15 m et 19 m présentent des teneurs significativement plus faibles alors que les sites 33 m et 36 m sont significativement plus élevés : p-valeur_{stations Fe} < 0,05. Il existe une corrélation positive entre la concentration en Fe des épiphytes et la profondeur : p-valeur_{épiphytes Fe} < 0,0001.

De surcroît, les teneurs en Fe au sein des feuilles et des épiphytes sont corrélées positivement : p-valeur_{Fe} = 0,008.

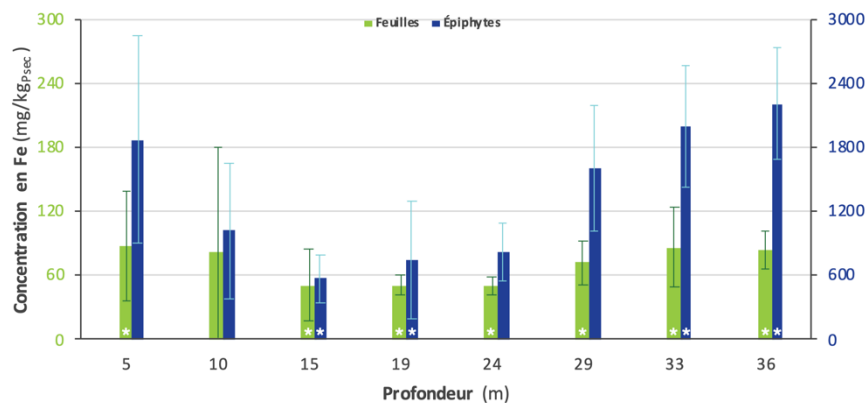


Figure 50 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Fer de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m). Une barre verte (resp. bleue) représente la concentration moyenne des feuilles (resp. épiphytes) de 3 faisceaux pour une station. Un astérisque blanc représente une station significativement différente.

4.3.1.5 Nickel

La teneur en ^{60}Ni au sein des feuilles de *P. oceanica* varie entre 19,39 et 27,99 mg/kg_{Psec} dans les différentes profondeurs (fig. 51) (tab. A17). La station 5 m présente une teneur significativement plus faible alors que les sites 10 m, 19 m et 24 m sont significativement supérieurs : p-valeur_{stations Ni} < 0,05. La concentration en Ni n'est pas corrélée avec la bathymétrie : p-valeur_{feuilles Ni} = 0,707.

Quant aux épiphytes, la teneur fluctue de 21,22 à 34,90 mg/kg_{Psec}. La station 5 m est significativement la plus faible tandis que la profondeur 19 m est significativement le plus élevée : p-valeur_{stations Ni} < 0,05. La concentration en Ni n'est pas corrélée avec la profondeur : p-valeur_{épiphytes Ni} = 0,128.

Les teneurs en Ni chez les feuilles et les épiphytes de cet herbier sont corrélées positivement : p-valeur_{Ni} = 0,009.

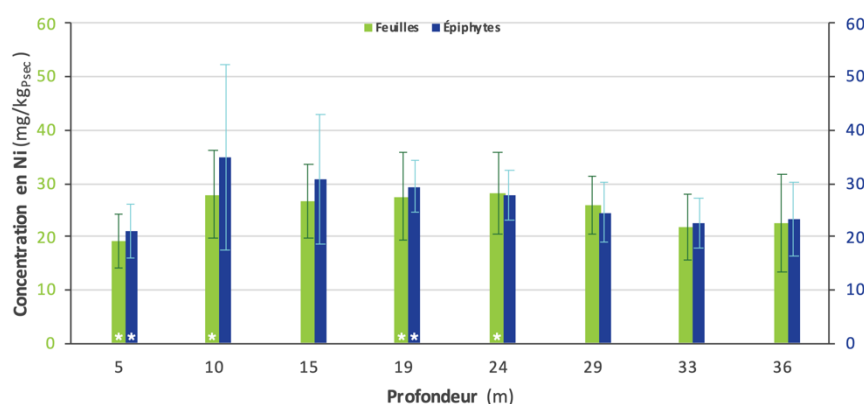


Figure 51 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Nickel de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m). Une barre verte (resp. bleue) représente la concentration moyenne des feuilles (resp. épiphytes) de 3 faisceaux pour une station. Un astérisque blanc représente une station significativement différente.

4.3.1.6 Cuivre

La teneur en ^{63}Cu chez les feuilles de cet herbier varie de 7,53 à 12,34 mg/kg_{Psec} entre les différentes profondeurs (fig. 52) (tab. A18). Le site 5 m illustre une concentration significativement plus élevée alors que la station 29 m est significativement inférieure : p-valeur_{stations Cu} < 0,05. Il existe une corrélation négative entre la teneur en cet élément trace et la bathymétrie : p-valeur_{feuilles Cu} = 0,003.

Concernant les épiphytes de *P. oceanica*, la concentration en Cu fluctue entre 13,10 et 28,57 mg/kg_{Psec}. La profondeur 15 m présente une concentration significativement plus faible tandis que les stations 33 m et 36 m sont significativement plus élevées : p-valeur_{stations Cu} < 0,05. Il existe une corrélation positive entre la teneur en Cu et la bathymétrie : p-valeur_{épiphytes Cu} < 0,0001.

Qui plus est, les concentrations en Cu au sein des feuilles et des épiphytes ne sont pas corrélées : p-valeur_{Cu} = 0,870.

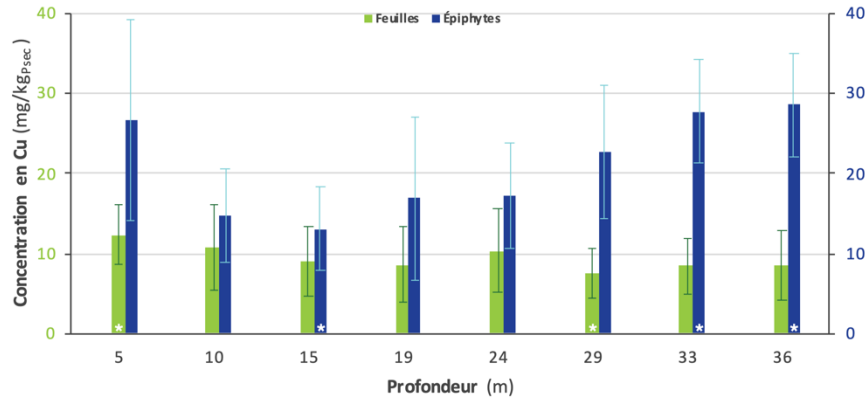


Figure 52 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Cuivre de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m). Une barre verte (resp. bleue) représente la concentration moyenne des feuilles (resp. épiphytes) de 3 faisceaux pour une station. Un astérisque blanc représente une station significativement différente.

4.3.1.7 Zinc

La teneur en ⁶⁶Zn au sein des feuilles de *P. oceanica* fluctue de 38,08 à 63,20 mg/kg_{Psec} entre les stations (fig. 53) (tab. A19). Les sites de 24 m à 36 m présentent des concentrations significativement inférieures tandis que la profondeur 5 m est significativement plus élevée : p-valeur_{stations Zn} < 0,05. Il existe une corrélation négative entre la teneur en Zn et la bathymétrie : p-valeur_{feuilles Zn} < 0,0001.

Quant aux épiphytes, la concentration en Zn varie entre 39,49 et 60,20 mg/kg_{Psec}. La station 33 m est significativement la plus faible alors que le site 5 m est significativement le plus élevé : p-valeur_{stations Zn} < 0,05. La teneur en cet élément trace est corrélée négativement avec la profondeur : p-valeur_{épiphytes Zn} = 0,0004.

De surcroît, il n'existe aucune corrélation entre les concentrations en Zn au sein des feuilles et des épiphytes : p-valeur_{Zn} = 0,058.

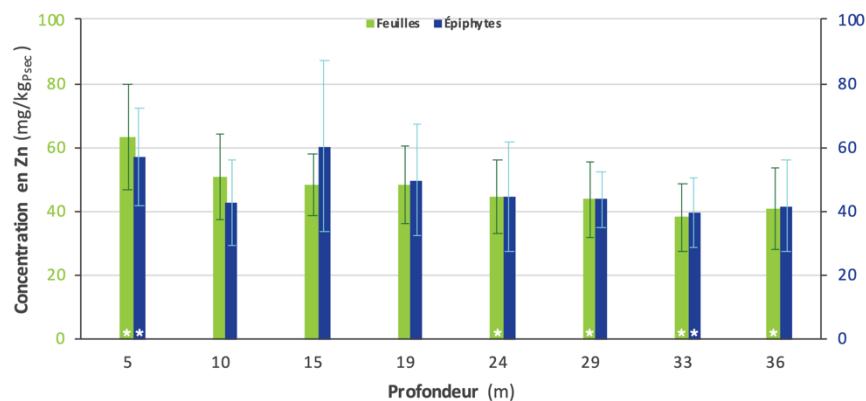


Figure 53 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Zinc de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m). Une barre verte (resp. bleue) représente la concentration moyenne des feuilles (resp. épiphytes) de 3 faisceaux pour une station. Un astérisque blanc représente une station significativement différente.

4.3.1.8 Molybdène

La teneur en ^{42}Mo des feuilles de *P. oceanica* varie entre 1,50 et 20,00 mg/kg_{Psec} entre 5 et 36 m de profondeur (fig. 54) (tab. A20). Les stations 5 m et 29 m présentent des concentrations significativement inférieures tandis que le site 36 m est significativement le plus élevé : p-valeur_{stations Mo} < 0,05. La teneur de cet élément trace au sein des feuilles est corrélée positivement avec la bathymétrie : p-valeur_{feuilles Mo} < 0,0001.

Quant aux épiphytes, la concentration fluctue de 1,15 à 21,96 mg/kg_{Psec} entre les différents sites. Les stations 10 m, 19 m et 29 m sont significativement les plus faibles alors que la profondeur 36 m est significativement supérieure : p-valeur_{stations Mo} < 0,05. La concentration en Mo dans les épiphytes est corrélée positivement avec la profondeur : p-valeur_{épiphytes Mo} = 0,0002.

Aucune corrélation n'est décelée entre les teneurs en Mo chez les feuilles et les épiphytes de *P. oceanica* : p-valeur_{Mo} = 0,096.

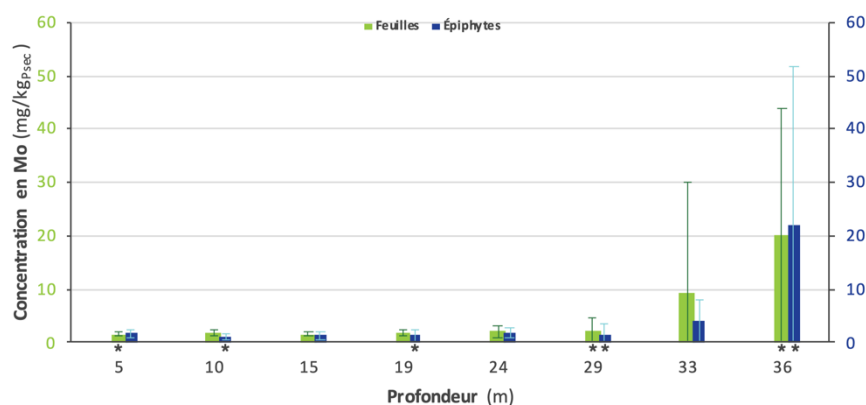


Figure 54 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Molybdène de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m). Une barre verte (resp. bleue) représente la concentration moyenne des feuilles (resp. épiphytes) de 3 faisceaux pour une station. Un astérisque noir représente une station significativement différente.

4.3.1.9 Cadmium

La concentration en ^{111}Cd chez les feuilles fluctue de 1,24 à 1,99 mg/kg_{Psec} entre les différents sites (fig. 55) (tab. A21). La station 36 m est significativement la plus faible tandis que les profondeurs de 5 m à 19 m sont significativement les plus élevées : p-valeur_{stations Cd} < 0,05. La teneur en Cd dans les feuilles est corrélée négativement avec la profondeur : p-valeur_{feuilles Cd} < 0,0001.

Concernant les épiphytes de *P. oceanica*, la concentration en Cd varie de 0,72 à 1,68 mg/kg_{Psec}. La station 15 m présente une teneur significativement plus faible alors que le site 36 m est significativement supérieur : p-valeur_{stations Cd} < 0,05. Il existe une corrélation négative entre la concentration en cet élément et la bathymétrie : p-valeur_{épiphytes Cd} = 0,001.

Aucune corrélation n'est observée entre les teneurs en Cd chez les feuilles et les épiphytes de *P. oceanica* : p-valeur_{Cd} = 0,220.

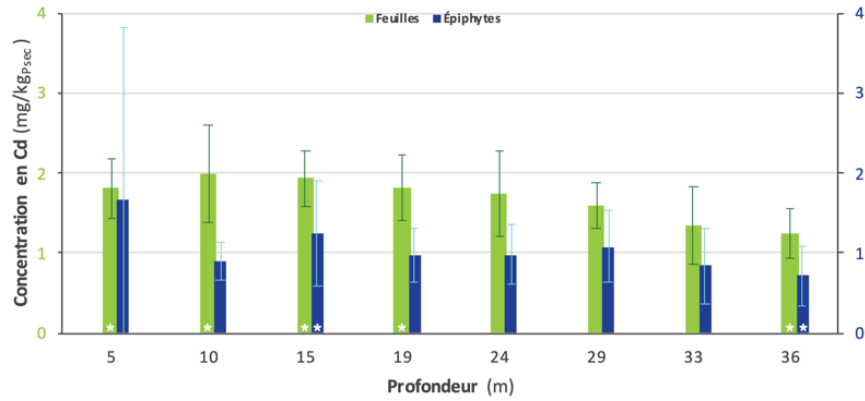


Figure 55 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Cadmium de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m). Une barre verte (resp. bleue) représente la concentration moyenne des feuilles (resp. épiphytes) de 3 faisceaux pour une station. Un astérisque blanc représente une station significativement différente.

4.3.1.10 Plomb

La teneur en ²⁰⁸Pb au sein des feuilles de *P. oceanica* varie de 1,19 et 3,14 mg/kg_{Psec} entre les différentes profondeurs (fig. 56) (tab. A22). Les sites 15 m et 19 m présentent des concentrations significativement inférieures alors que les stations 5 m et 36 m sont significativement supérieures : p-valeur_{stations Pb} < 0,05. La teneur en Pb dans les feuilles est corrélée positivement avec la profondeur : p-valeur_{feuilles Pb} = 0,006.

Quant aux épiphytes, la concentration en Pb fluctue entre 7,90 et 21,36 mg/kg_{Psec}. La profondeur 19 m est significativement plus faible tandis que la station 5 m est significativement la plus élevée : p-valeur_{stations Pb} < 0,05. La teneur en Pb n'est pas corrélée avec la bathymétrie : p-valeur_{feuilles Pb} = 0,400.

De surcroît, les teneurs en Pb au sein des épiphytes et des feuilles sont corrélées positivement : p-valeur_{Pb} = 0,001.

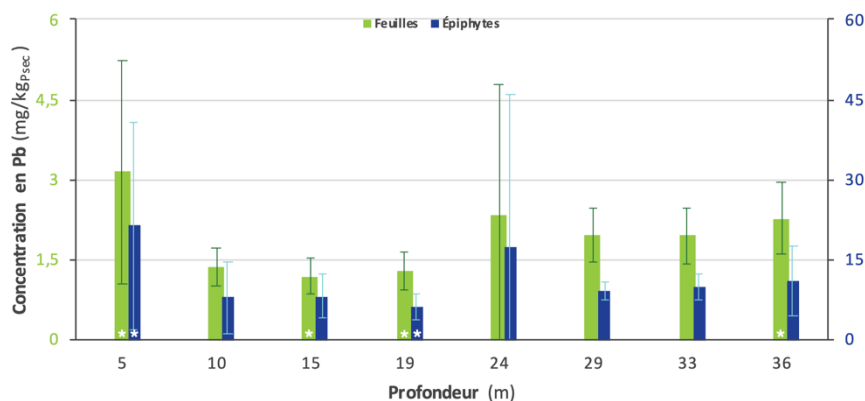


Figure 56 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Plomb de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m). Une barre verte (resp. bleue) représente la concentration moyenne des feuilles (resp. épiphytes) de 3 faisceaux pour une station. Un astérisque blanc représente une station significativement différente.

4.3.2 Analyse en composantes principales

Les composantes principales de ces biplots représentent 61,10% (resp. 58,97%) de l'inertie totale du jeu de données chez les feuilles (fig. 57a) (resp. chez les épiphytes (fig. 57b)). Les variables contribuant principalement à la première dimension chez les feuilles sont le V, le Cr, le Ni, le Cu, le Zn et le Cd tandis que la deuxième composante est influencée par l'Al, le Fe et le Pb. Quant aux épiphytes, la première dimension est majoritairement conditionnée par l'Al, le V, le Cr, le Fe et le Pb alors que le Zn et le Cd influencent la deuxième composante.

Chez les feuilles, les profils du Cu, Zn, Ni et Cd semblent partager des caractéristiques communes, de même pour le Cr, le V et le Mo ou l'Al, le Fe et le Pb. Les profondeurs de 5 m à 24 m se cantonnent principalement dans le cadran de droite de la représentation bidimensionnelle des feuilles tandis que les autres stations se regroupent majoritairement à gauche.

Quant aux épiphytes, les profils du Cu, Pb, Cr, V, Mo, Al et Fe semblent partager un caractère commun. Les profondeurs 5 m et de 29 m à 36 m se concentrent en majeure partie à droite du biplot alors que les autres sites se rassemblent majoritairement à gauche.

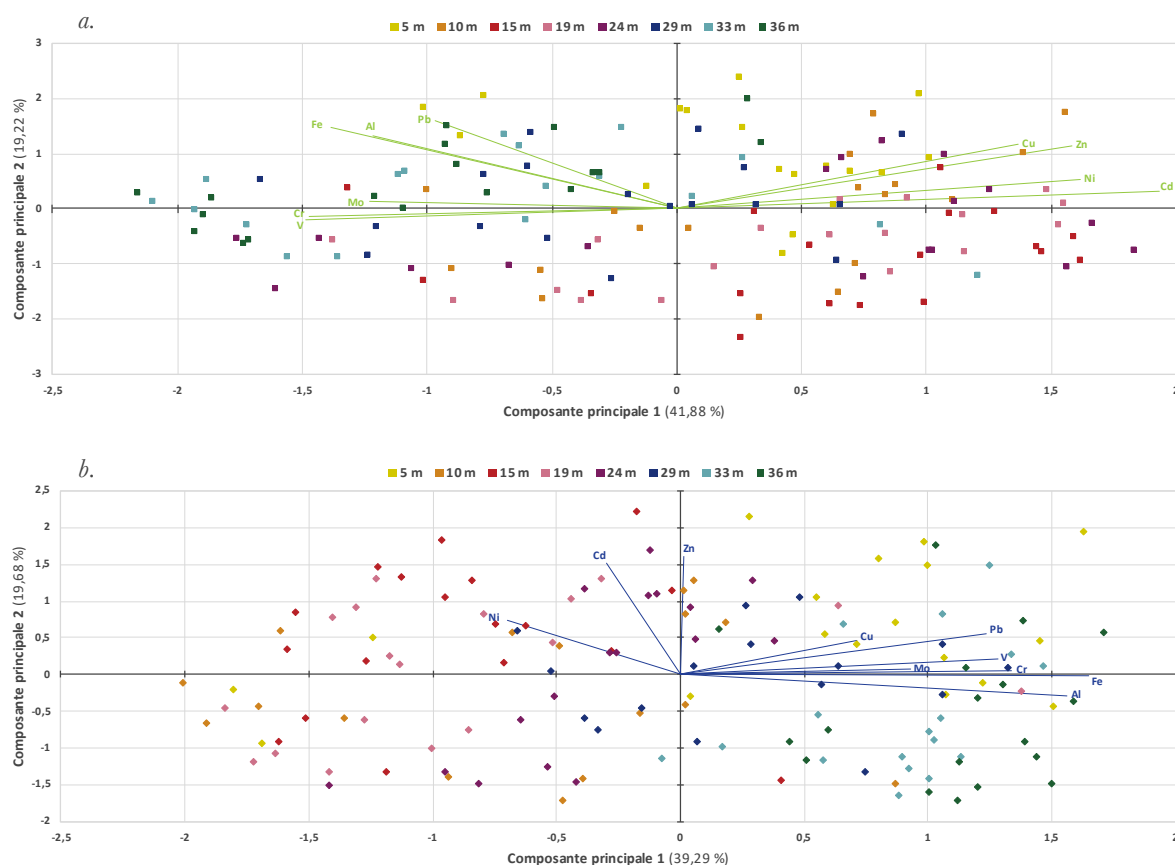


Figure 57 : Biplots de l'analyse en composantes principales multi-paramètres de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m). Les axes principaux représentent les directions où la variation des données est maximale. Les vecteurs verts et bleus indiquent la corrélation des variables avec les composantes principales et représentent les variables suivantes chez *P. oceanica* : Al, V, Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd et Pb.

- Un carré coloré foncé représente la variation bathymétrique chez les feuilles.
- Un losange coloré foncé représente la variation bathymétrique chez les épiphytes.

4.4 Variation temporelle de 2008 à 2019

Sur 10 éléments traces analysés, l'Al, le Fe et le Zn sont davantage présents au sein des feuilles de *P. oceanica* (fig. 58a) (tab. A23). Quant aux teneurs chez les épiphytes, seuls l'Al et le Fe sont majoritairement présents comme éléments traces (fig. 58b).

En 10 ans, on observe une évolution positive dans les concentrations de 6 éléments traces chez *P. oceanica*. En effet, l'Al, le Fe, le Ni, le Cu, le Pb et le Cr augmentent de minimum 20% sur cette période (tab. A24). La variation la plus importante est décelée avec le Cr avec une croissance de 356% au sein des feuilles et de 561% chez les épiphytes. La plus faible évolution est visible avec l'Al avec une augmentation de 51% et 84% chez les feuilles et épiphytes, respectivement.

Le Zn, le V et le Mo et le Cd suivent une tendance négative de leurs teneurs au cours de ces années. La plus importante diminution s'observe avec le Zn avec -27% au sein des feuilles et -61% chez les épiphytes. La plus faible décroissance est visible avec le Mo avec -7% chez les feuilles et épiphytes.

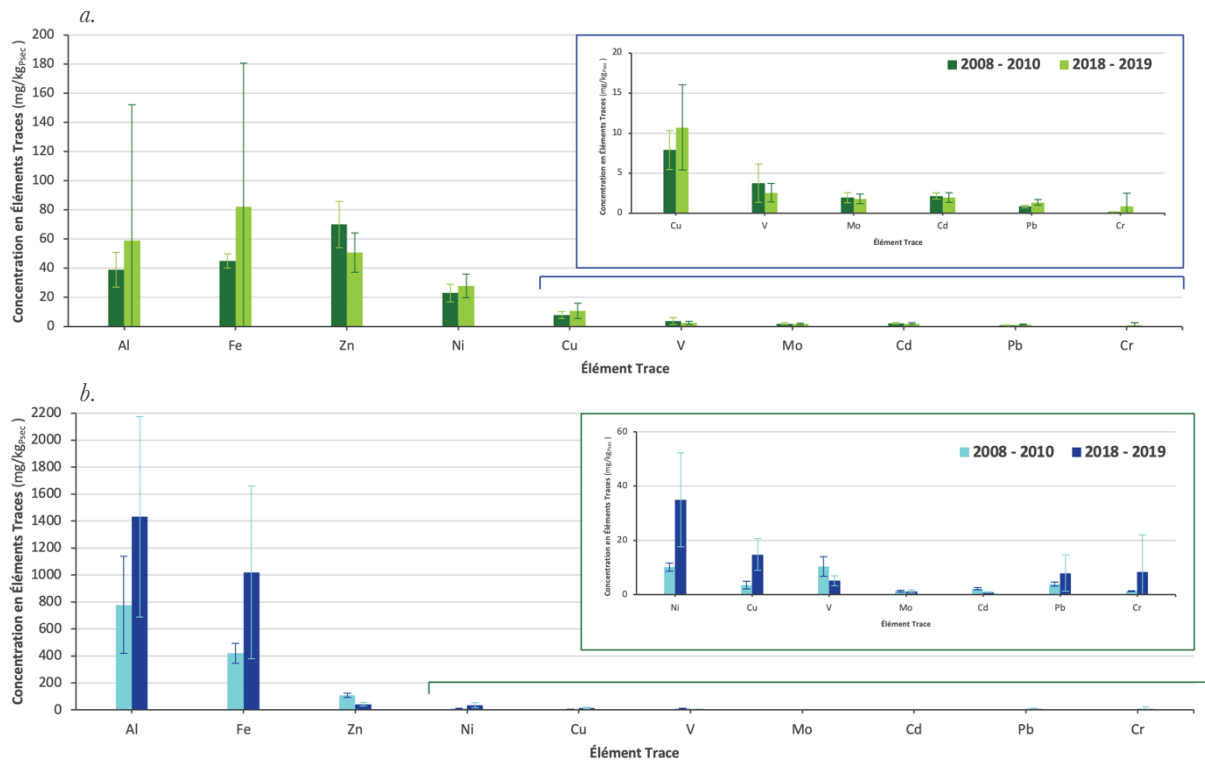


Figure 58 : Variation de la concentration moyenne (mg/ kg_{psec}) en éléments traces chez *a. les feuilles* et *b. les épiphytes* de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de 2008 à 2010 et de 2018 à 2019, toutes périodes confondues, à 10 m de profondeur. Une barre vert foncé (resp. vert clair) représente la concentration moyenne d'un élément trace chez les feuilles en 2008-2010 (resp. 2018-2019). Une barre bleu clair (resp. bleu foncé) représente la concentration moyenne d'un élément trace chez les épiphytes en 2008-2010 (resp. 2018-2019).

5. Discussion

Depuis 1977, l'herbier à *Posidonia oceanica* de la Baie de Calvi fait l'objet de nombreux sujets d'étude (e.g. (Abadie, 2012; Bay, 1984; Champenois, 2020; Giraud, 1977; Gobert, 2002; Lafabrie et al., 2007)). Bien que ses variations bathymétriques et temporelles aient été largement observées, aucun travail n'a été mené sur une telle période. L'ensemble des données récoltées a permis d'établir : la variation annuelle et pluriannuelle depuis 1993 des paramètres biométriques en fonction de la profondeur ; la variation bathymétrique et pluriannuelle depuis 2008 de la teneur en éléments traces.

5.1 Densité de l'herbier

5.1.1 Variation bathymétrique et temporelle

Entre 1991 et 2019, les relevés effectués à 10 m de profondeur ont mis en évidence un équilibre significatif de la densité de *P. oceanica* (fig. 40). Ces résultats coïncident avec ceux obtenus le long du transect bathymétrique entre 1993 et 2019, bien qu'une tendance à l'augmentation de la densité soit observée en 2018 et 2019 vis-à-vis de 1993 (fig. 38).

En 2018 et 2019, l'herbier du golfe de la Revellata est qualifié de dense à très dense dans les faibles profondeurs (i.e. -5 et -10 m) tandis qu'il est de type très clairsemé à semi-herbier au-delà de la station 24 m (tab. 6) (Giraud et al., 1979). Quelques faisceaux isolés sont visibles à -36 m en 2018. L'herbier en 1993 n'atteint pas le stade très dense et est de type très clairsemé dès 19 m de profondeur.

Nonobstant, ces observations vont à l'encontre de certaines études (e.g. (Mannino, 2018; Marba et al., 2005)). En effet, une régression de 5 à 10% par an est constatée au sein des écosystèmes à *P. oceanica* à l'échelle de la Méditerranée occidentale. Les principales perturbations sont d'origine anthropique et climatique (Marba et al., 2005).

5.1.2 L'influence de la lumière

La diminution significative de la densité avec l'augmentation de la bathymétrie est observée en 1993, 2018 et 2019 (fig. 38). Ces résultats concordent avec la littérature qui indique que la variabilité de la densité de *P. oceanica* est expliquée à 54% par la profondeur (Pergent et al., 1995). L'absorption et la réflexion de particules présentes dans la colonne d'eau atténuent la quantité de lumière atteignant la canopée (Greve and Binzer, 2004). De ce fait, la photosynthèse se voit être réduite lorsque la profondeur augmente, conférant à la lumière le rôle de facteur limitant.

Les eaux du golfe de la Revellata sont claires ainsi qu'oligotrophes, ce qui permet à l'herbier de s'établir jusqu'à 40 m de profondeur (Gobert, 2002). Cette faible turbidité s'observe avec le coefficient d'extinction moyen, équivalant à 0,15 m⁻¹ en 1993 et à 0,11 m⁻¹ en 2018. En comparaison avec d'autres sites côtiers, ce facteur k est faible : il est de 0,1 m⁻¹ dans les eaux des Baléares et de 2,9 m⁻¹ dans l'estuaire de la péninsule Blackjack (Alcoverro et al., 2001; Dunton, 1994; Gobert, 2002).

Le faible abaissement de ce coefficient au cours des années pourrait expliquer en partie l'équilibre significatif ainsi que la tendance à l'augmentation de la densité en 2018 et 2019 vis-

à-vis de 1993 (*fig. 38*). En effet, *P. oceanica* bénéficierait d'un meilleur apport en lumière afin de réaliser sa photosynthèse.

5.1.3 L'influence du carbone inorganique

L'augmentation de densité observée à l'échelle spatiale du golfe de la Revellata pourrait être liée à la diminution du taux de pH dans les mers et océans (*fig. 38*).

La concentration en carbone inorganique ne cesse de croître dans le milieu marin, entraînant une diminution du pH (Björk et al., 2008). Depuis le début de l'ère industrielle (*i.e.* 18^{ème} siècle), la subsurface s'est acidifiée de 30% (Ciais et al., 2013). Cette continuelle augmentation en CO₂ et en HCO₃⁻ pourrait être favorable aux phanérogames marines : elles seraient de moins en moins limitées en carbone pour effectuer leur photosynthèse ; et leur couverture épiphyte se verrait diminuer, favorisant l'accès à la lumière (Beer and Koch, 1996). Ces relations ont été respectivement observées par (Hall-Spencer et al., 2008) à proximité de sources hydrothermales situées à l'est d'Ischia et par (Cox et al., 2015) en laboratoire.

Néanmoins, certains travaux ne corroborent pas avec ces observations. L'exposition prolongée des phanérogames marines à un enrichissement en CO₂ n'occasionne pas d'effets visibles sur leur productivité, ce qui expliquerait l'équilibre significatif de la densité depuis 1993 (Palacios and Zimmerman, 2007).

L'augmentation continue des teneurs en carbone inorganique pourrait être bénéfique quant à la densité de *P. oceanica*, mais des études sur le long terme sont nécessaires afin d'approuver, ou non, cette hypothèse.

5.1.4 L'influence des stress thermiques

Les baisses et les hausses de densité constatées entre 1991 et 2019 pourraient être causées par le changement climatique global (*fig. 40*).

En effet, ce dérèglement provoque des perturbations météorologiques, entraînant à leur tour des modifications de distribution, de morphologie et de physiologie au sein des herbiers (Björk et al., 2008). Depuis des décennies, les événements climatiques extrêmes tels que les vagues de chaleur se multiplient à la surface du globe. En Europe, l'une des plus importantes eut lieu en août 2003. La température de l'air moyenne a atteint les 24,8°C sur le territoire français, contre 20,6°C habituellement à cette période (*fig. 41*) (Météo-France).

La densité de *P. oceanica* varie annuellement (Gobert, 2002). Cependant, une dynamique saisonnière est observée lorsque les herbiers de posidonies sont soumis à des stress thermiques prolongés (Díaz-Almela et al., 2009). En effet, une hausse de la température de l'eau entraîne une augmentation du taux de respiration chez *P. oceanica* qui occasionne un déséquilibre de la balance en carbone dans ses tissus (Greve et al., 2003; Masini and Manning, 1997). De surcroît, l'activité microbienne benthique se voit accélérée en présence de fortes températures, stimulant les voies métaboliques anaérobiques comme la réduction des sulfates (López et al., 1995). Ces deux conséquences mènent à l'altération de la croissance et de la survie des herbiers à posidonies (Marbà et al., 2007). Les baisses de densité relevées en 1997, 2003 et 2018 à 10 m de profondeur pourraient être expliquées par ces diverses observations (*fig. 40*). En effet, la Corse a subi des vagues de chaleur anormales au cours de ces années (Météo-France) et l'augmentation de la température aux faibles tranches bathymétriques aurait provoqué la régression de l'herbier (Díaz-Almela et al., 2009).

Cependant, des expériences *in situ* sur *P. oceanica* ont démontré que son exposition à de fortes températures induisait sa floraison (Ruiz et al., 2018). Ce mécanisme de réponse est une stratégie adaptative causant la formation des plants diversifiés génétiquement, améliorant sa résistance aux perturbations. Les hausses de densité observées en 2007 et 2015 pourraient être causées par des épisodes de floraison. Durant notre étude, une inflorescence a été constatée à 5 m de profondeur en décembre 2018. Selon (Lefebvre and Gobert, 2020), des épisodes de floraison surviennent chaque année depuis 2017 dans la Baie de Calvi jusqu'à 15 m de profondeur, entraînant des changements physiologiques au sein de *P. oceanica*. L'inflorescence constatée en 2018 pourrait en être le reflet.

5.2 Les paramètres biométriques foliaires

5.2.1 Variation bathymétrique et temporelle

En 2018 et 2019, la surface foliaire est plus importante en été (resp. aux faibles profondeurs (*i.e.* 5 m à 19 m)) tandis qu'elle est davantage plus faible en hiver (resp. aux grandes profondeurs (*i.e.* 29 m à 36 m)) (fig. 31).

Ces observations sont en adéquation avec celles observées dans la littérature (*e.g.* (Alcoverro et al., 1997; Bay, 1984; Gobert et al., 1995; Pergent et al., 1994)) et sont à mettre en lien avec la longueur maximale des feuilles (fig. A2 et tab. A25). En effet, la surface foliaire et la longueur maximale sont positivement corrélées en fonction de la variation saisonnière ou bathymétrique : $p\text{-valeur}_{\text{périodes}} = 0,016$; $p\text{-valeur}_{\text{stations}} = 0,021$. De surcroît, la largeur des feuilles est corrélée avec la variation saisonnière et non en fonction de la variation bathymétrique : $p\text{-valeur}_{\text{périodes}} = 0,032$; $p\text{-valeur}_{\text{stations}} = 0,374$ (fig. 59). Ces résultats concordent avec ceux de (Gobert, 2002) : la largeur moyenne des feuilles est plus étroite en hiver qu'en été.

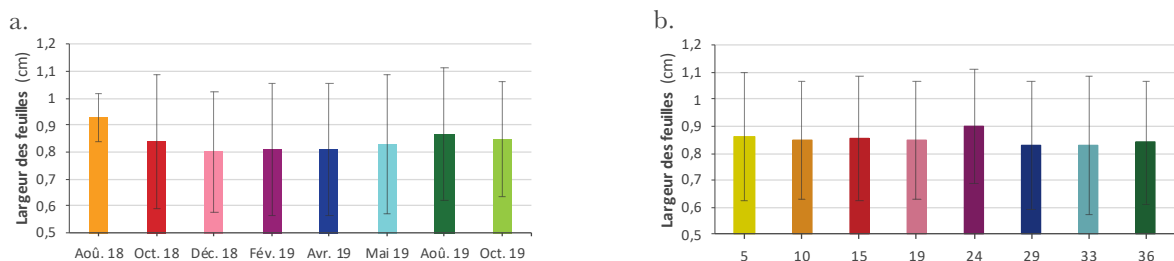


Figure 59 : Variation de la largeur moyenne (cm) des feuilles de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en fonction a. des périodes et b. des stations.

En mai 2019, la surface foliaire est plus importante qu'en juin 1993 (fig. 41). Bien que la longueur maximale soit supérieure en juin 1993, la largeur des feuilles à cette période est inférieure avec 0,77 cm contre 0,83 cm en mai 2019. Cette différence de 0,6 mm pourrait primer sur la faible diminution de la longueur maximale en mai 2019, expliquant ce résultat. La variation bathymétrique de la surface foliaire en mai 2019 est due à la variation bathymétrique de la longueur maximale et non à celle du largeur des feuilles, qui est inexistante.

Selon la formule de l'indice foliaire, ce paramètre biométrique est le résultat synergique de la densité et de la surface foliaire. Dès lors, les variations temporelles sur le long terme (1993-2019) de cet indice sont induites par les changements de densité et de surface foliaire (fig. 42). Il en est de même pour les variations bathymétriques (fig. 32). Cependant, les variations saisonnières résultent uniquement des changements de surface foliaire, et ce car la densité d'un

herbier de *P. oceanica* varie annuellement et non mensuellement (Díaz-Almela et al., 2009; Gobert, 2002).

En 2018 et 2019, la biomasse foliaire est plus importante en été (resp. aux faibles profondeurs (*i.e.* 5 m à 19 m)) tandis qu'elle est davantage plus faible en hiver (resp. aux grandes profondeurs (*i.e.* 29 m à 36 m)) (*fig. 33*).

Ces changements de biomasse découlent de la densité et du poids secs des feuilles. En effet, les évolutions de densité ayant été expliquées précédemment, la masse sèche des faisceaux est corrélée avec la variation saisonnière et bathymétrique : $p\text{-valeur}_{\text{périodes}} = 0,026$; $p\text{-valeur}_{\text{stations}} = 0,046$ (*fig. 60*). Étant donné que la densité fluctue annuellement (Gobert, 2002), seules les évolutions en poids sec induisent les variations saisonnières de ce paramètre. Cependant, les variations bathymétriques de la biomasse foliaire résultent de l'association de ces deux facteurs.

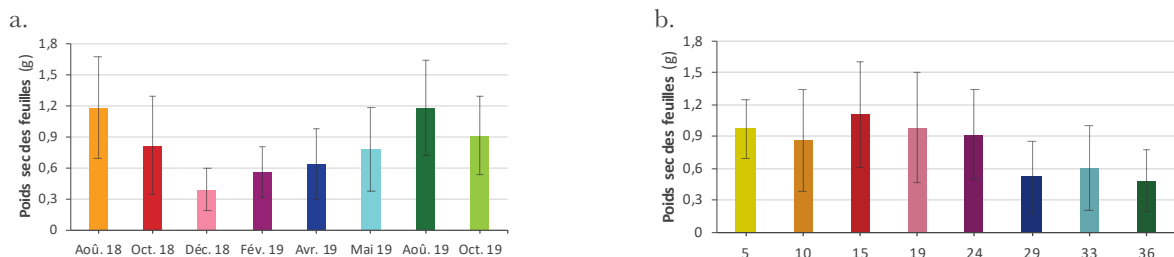


Figure 60 : Variation du poids sec (g) des feuilles de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en fonction a. des périodes et b. des stations.

La biomasse foliaire en mai 2019 est supérieure à celle en juin 1993 (*fig. 43*). Cette croissance ne peut être expliquée que par la surface foliaire, qui augmente légèrement entre ces deux périodes. Ce résultat pourrait être expliqué par l'évolution du poids sec des feuilles et de la tendance à l'augmentation de la densité. En effet, la masse sèche en juin 1993 est de 0,73 $g_{P_{sec}}$ contre 0,78 $g_{P_{sec}}$ en mai 2019. Nonobstant, cette croissance de biomasse foliaire pourrait être la conséquence d'autres paramètres.

La teneur en eau des faisceaux est un facteur important qui influence cette biomasse. En 1991, la teneur moyenne en eau fut de 65% contre 74% pour les plants collectés en 2018 et 2019. Ce paramètre variant saisonnièrement (Gobert et al., 1995), il ne peut expliquer en majeure partie cette augmentation de biomasse foliaire. Cette dernière pourrait également être expliquée par l'épaisseur des feuilles de *P. oceanica*. Bien que ce paramètre n'ait été mesuré lors de cette étude, (Gobert et al., 1995) relevèrent une variation de l'épaisseur en fonction du rang d'insertion des feuilles. Au plus le rang d'insertion est grand, au plus l'épaisseur est élevée. L'augmentation de la masse sèche des faisceaux en mai 2019 vis-à-vis de juin 1993 pourrait être la conséquence de cette hypothèse.

5.2.2 L'influence du cycle solaire

La variation saisonnière des paramètres biométriques foliaires des herbiers à *P. oceanica* est majoritairement influencée par les cycles solaires, dont dépendent directement la lumière ainsi que la température. Les facteurs environnementaux tels que les nutriments, la teneur en carbone inorganique, les potentiels rédox et autres contrôlent secondairement cette évolution temporelle à court terme (Alcoverro et al., 1995).

Selon (Gobert, 2002), l'ensoleillement présente une corrélation positive avec la température de l'eau : $p\text{-valeur}_{1992-1999} < 0,01$; $r = 0,64$; $n = 94$. Un décalage d'un mois est toutefois présent entre les deux maxima : l'ensoleillement d'un mois donné se répercute sur la température de l'eau du mois prochain. La même tendance est observée entre la lumière et la température de l'eau en 2018 et 2019, l'ensoleillement n'étant pas accessible pour cette étude entre 2018 et 2019 : $p\text{-valeur}_{2018-2019} < 0,0001$; $r = 0,39$; $n = 3214$.

Ces explications coïncident avec les résultats obtenus durant cette étude. En effet, les paramètres foliaires sont plus importants en été et plus faibles en hiver (*fig. 31, fig. 32 et fig. 33*). De plus, (Alcoverro et al., 1995) ont visualisé une relation directe entre l'intensité lumineuse et la taille des faisceaux, ce qui appuie nos observations.

5.2.3 L'influence de la température

Comme mentionné ci-dessus, la température de l'eau joue un rôle essentiel sur la variation saisonnière des paramètres biométriques foliaires. D'ailleurs, (Alcoverro et al., 1995) ont mis en évidence une corrélation positive entre ce facteur et la croissance des faisceaux.

Les résultats obtenus peuvent être expliqués par le profil bathymétrique et temporel de la température de l'eau en 2018 et 2019 (*fig. A4*). En effet, les paramètres foliaires sont davantage importants (resp. plus faibles) lorsque la température augmente (resp. diminue) (*fig. 31, fig. 32 et fig. 33*). Quant à la variation bathymétrique, la croissance des faisceaux peut être expliquée par le réchauffement de la colonne d'eau. Effectivement, la subsurface est davantage soumise aux changements de températures que les grandes profondeurs, expliquant la variabilité bathymétrique des paramètres foliaires. De surcroît, une stratification thermique s'installe de la fin du printemps au début de l'automne, limitant en nutriments les plus grandes tranches bathymétriques.

Le développement des paramètres foliaires en mai 2019 vis-à-vis de juin 1993 pourrait être lié à l'augmentation de la température de l'eau (*fig. 41, fig. 42 et fig. 43*). En effet, cette dernière a significativement augmenté avec $18,19^{\circ}\text{C}$ en subsurface en 1993 contre $19,26^{\circ}\text{C}$ en 2018 et 2019 : $p\text{-valeur} = 0,003$ (*fig. A5*). Bien que ces valeurs se situent dans l'optimum de croissance (*i.e.* $[17 ; 20]^{\circ}\text{C}$) (Boudouresque and Meinesz, 1982), il est possible que cette croissance de plus d'un degré ait favorisé ces paramètres.

Actuellement, les herbiers de *P. oceanica* semblent être bénéficiaires de l'augmentation modérée des températures (*fig. A6*). Cependant, ces derniers pourraient être désavantagés à la longue, les excluant de leur optimum de croissance. De surcroît, les faibles tranches bathymétriques se réchaufferaient davantage et la stratification de la colonne d'eau se verrait être accentuée. Ces conséquences mèneraient au déclin progressif des herbiers.

5.2.4 L'influence de l'apport en nutriments

La variation saisonnière des paramètres foliaires pourrait être expliquée par l'apport en nutriments (*fig. 31, fig. 32 et fig. 33*).

La réponse de *P. oceanica* à la fertilisation est considérablement variable (Alcoverro et al., 1997). À la fin du printemps et en été, la croissance des faisceaux est à son maximum, menant à une forte déficience en nutriments au sein de la posidonie. En effet, les organes hypogés de *P. oceanica* permettent le stockage des nutriments et sont capables de les relocaliser aux tissus épigés si besoin. Cependant en hiver, le développement est limité par les faibles températures et

quantités de lumière, favorisant à nouveau l'accumulation des nutriments dans les organes hypogés (Alcoverro et al., 1995). Effectivement, l'apport externe via la colonne d'eau et les sédiments intervient en hiver tandis que la relocalisation survient à la fin du printemps et en été (Alcoverro et al., 1997). La croissance des faisceaux de posidonies en 2018 et 2019 pourrait également être la conséquence de l'apport en nutriments (*fig. 41, fig. 42 et fig. 43*). Avec une urbanisation toujours plus grandissante (Merkens et al., 2016), les eaux se seraient enrichies et auraient favorisé le développement de l'herbier.

L'étude des teneurs en nutriments n'ayant pas été réalisée au cours de cette étude, de plus amples analyses sont nécessaires afin de prouver ou non cette hypothèse.

5.3 Les paramètres biométriques épiphytes

5.3.1 Variation bathymétrique et temporelle

Selon (Gobert, 2002), la variabilité de la biomasse épiphyte résulte de la combinaison de divers facteurs tels que les cycles solaires, la disponibilité en nutriments, l'hydrodynamisme, la compétition intraspécifique et la biométrie foliaire.

En 2018 et 2019, la biomasse épiphyte est plus importante au printemps et en été (resp. aux faibles profondeurs (*i.e.* 5 m)) tandis qu'elle est plus faible en hiver (resp. aux grandes profondeurs (*i.e.* 15 m à 36 m)) (*fig. 34*). Ces observations sont à mettre en lien avec les autres paramètres biométriques de *P. oceanica*. En effet, il existe une corrélation positive entre la biomasse foliaire et épiphyte, tant saisonnièrement que bathymétriquement : $p\text{-valeur}_{\text{périodes}} = 0,018$; $p\text{-valeur}_{\text{stations}} = 0,002$. De surcroît, cette biomasse est corrélée positivement avec la surface foliaire en fonction de la variation saisonnière et bathymétrique : $p\text{-valeur}_{\text{périodes}} = 0,003$; $p\text{-valeur}_{\text{stations}} = 0,038$. Cependant, la longueur maximale est uniquement corrélée à ce paramètre saisonnièrement : $p\text{-valeur}_{\text{périodes}} = 0,046$; $p\text{-valeur}_{\text{stations}} = 0,233$. La biomasse épiphyte est majoritairement tributaire de la biométrie foliaire. Cette dernière conditionne l'éventuelle colonisation des organismes épiphytes sur la surface des faisceaux de posidonies.

La biomasse épiphyte en mai 2019 est supérieure à celle de juin 1993 (*fig. 44*). Cette augmentation pourrait être la conséquence de la croissance de la surface et de la biomasse foliaire lors de cette période. Le nombre de feuilles par faisceau pourrait également jouer un rôle important. Selon (Gobert, 2002), le développement des épiphytes à la surface de *P. oceanica* est favorisé par une quantité de feuilles réduite ainsi qu'une densité plus faible. Cependant, le nombre de feuilles est resté constant en 1993, 2018 et 2019, à l'exception des feuilles juvéniles qui sont très faiblement colonisées par les organismes épiphytes (*fig. A7*).

5.3.1 L'influence des nutriments

Le rapport E/F reste relativement constant entre juin 1993 et mai 2019 (*fig. 45*). Cependant, une hausse de ce rapport est observée en 2019 à 36 m de profondeur.

Cette dernière pourrait être la conséquence d'un enrichissement en nutriments. En effet, (Prado et al., 2008) ont mis en évidence une relation positive entre le taux d'épiphytes à la surface de *P. oceanica* et la teneur en nitrate, phosphate et ammonium. La remontée d'eaux froides et riches en nutriment en provenance du canyon de la Baie de Calvi (Goffart, 1992) pourrait avoir occasionné cette hausse du rapport E/F en mai 2019. (Prado et al., 2008) ont également observé une variation saisonnière de l'assemblage en épiphytes. Cependant, ces organismes n'ont pas fait le sujet d'une identification au cours de cette étude.

5.3.2 L'influence du contrôle biologique

La relation négative entre le rapport E/F et la bathymétrie pourrait découler de la présence d'organismes brouteurs (fig. 35). Selon (Valentine and Duffy, 2006), l'accroissement de la biomasse épiphyte émane de l'équilibre entre la disponibilité en nutriments et le contrôle interspécifique. Les organismes brouteurs, tels que *Sarpa salpa*, sont capables de réguler cette biomasse par la consommation des épiphytes ou des feuilles (Tomas et al., 2005). La présence de ces derniers étant plus importantes dans les faibles tranches bathymétriques, le rapport E/F se verrait augmenter dans les grandes profondeurs.

5.4 Le coefficient A

5.4.1 Variation bathymétrique et temporelle

Les résultats obtenus en 2018 et 2019 indiquent que les stations 33 et 36 m sont significativement inférieures tandis que les autres subissent davantage la pression des herbivores (fig. 36). Une variation saisonnière est également observée : le coefficient A est à son minimum en hiver et devient plus important au printemps et en été.

De surcroît, une évolution temporelle sur le long terme est détectée avec une augmentation de 17% de ce paramètre en mai 2019 vis-à-vis de juin 1993 (fig. 46).

Le coefficient A pourrait être influencé par plusieurs facteurs, dont la présence de macrobrouteurs majoritairement.

5.4.2 L'influence du broutage

La biomasse épiphyte présente à la surface des feuilles de *P. oceanica* est en partie régulée par les macrobrouteurs tels que *Sarpa salpa*, également dénommé Saupe. Selon Gobert (2002), ce poisson est caractérisé comme le principal brouteur de posidonies en Méditerranée, où il y consomme annuellement 2 à 70% de la production primaire des feuilles (Cebrián et al., 1996; Tomas et al., 2005). Un cycle saisonnier est observé chez *S. salpa* : il passe l'hiver à plus de 40 m de profondeur et il remonte entre 5 et 15 mètres en été (Verlaque, 1990).

La régulation de *P. oceanica* par *S. salpa* pourrait expliquer les valeurs observées de coefficient A en 2018 et 2019 : les pressions de broutage sont plus importantes aux faibles profondeurs (*i.e.* -5 et -10 m) ainsi qu'en été. Les hauts coefficients A observés en février et avril pourraient s'expliquer par les tempêtes. En effet, les traces de broutage peuvent être confondues avec des altérations provoquées par les tempêtes hivernales et printanières (Gobert, 2002). Cependant, cette hypothèse nous semble peu probable. Les hauts coefficients A constatés en février et avril à 5 et 10 m de profondeur pourraient être liés au broutage d'un autre macrobrouteur. Effectivement, *Paracentrotus lividus* est un oursin vivant à -5 m et consommant majoritairement l'épiflore du substrat et des herbiers (Verlaque and Nédelec, 1983). La pression herbivore de cet oursin violet est à son maximum en hiver et printemps tandis qu'elle est minimale en été. Néanmoins, le broutage de *P. lividus* est considéré comme mineur vis-à-vis de la pression effectuée par *S. salpa* (Tomas et al., 2005). Cette problématique est à approfondir *in situ*.

Ces diverses observations appuient l'idée que le broutage est un facteur de régulation important au sein des herbiers à *P. oceanica*. Cependant, il faut garder à l'esprit que le coefficient A n'est qu'une estimation de cette pression. Les feuilles de posidonies sont fréquemment

arrachées par les saupes, ce qui représente une perte d'information non négligeable (Gobert, 2002). Des observations *in situ* seraient plus représentatives.

5.4.3 L'influence des interactions biologiques

Dans le milieu marin, les interactions biologiques entre *P. oceanica* et *S. salpa* se voient être renforcées lorsque la température croît. En effet, ceci a été observé en laboratoire par (Buñuel et al., 2021). Selon ces chercheurs, la croissance des larves de saupe s'accélère tandis que la production des posidonies diminue lorsque la température de l'eau dépasse 24°C. De surcroît, il a été démontré que la saupe développe une préférence de consommation pour les herbiers ayant été stressés thermiquement. Dès lors, une augmentation de la température de l'eau au-delà de 24°C provoquerait la régression des herbiers à *P. oceanica* ainsi qu'une augmentation de la pression de broutage pour *S. salpa* (Buñuel et al., 2021).

L'augmentation du coefficient A de 17% entre juin 1993 et mai 2019 pourrait être la conséquence des résultats expérimentaux énoncés ci-dessus. Effectivement, la température de l'eau en subsurface était supérieure à 24°C au mois d'août 1993. En 2018 et 2019, ce dépassement était visible de juin à septembre (*fig. A5*). Une hausse prolongée des températures pourrait avoir diminué la production de l'herbier tandis qu'elle aurait favorisé le broutage de *P. oceanica* par *S. salpa*.

De plus, le nombre de feuilles moyen par faisceaux est resté constant au cours de 1993, 2018 et 2019 (*fig. A7*), à l'exception du nombre de juvéniles qui a haussé de façon significative : $p\text{-valeur}_{\text{juvénile}} < 0,001$. En toute logique, cette augmentation de jeunes feuilles aurait dû diminuer le coefficient A en 2018 et 2019. Cependant, la situation inverse est observée au cours de cette étude, renforçant l'hypothèse du rôle de la température sur la pression de broutage.

5.5 Les éléments traces

5.5.1 Variation bathymétrique et temporelle

En 2018 et 2019, les éléments traces analysés présentent une variation de leurs teneurs en fonction de la bathymétrie, à l'exception du Ni qui n'est pas influencé par cette variable (*fig. 47 à fig. 56*). Cette relation coïncide avec la littérature. En effet, la balance biogéochimique en ETs varie avec la profondeur, dont dépendent les paramètres physicochimiques de l'eau (*e.g.* salinité, pH, température, etc.) (Bruland and Lohan, 2003). Selon (Richir, 2012), cette même balance est considérablement influencée par les activités anthropiques.

Au cours de cette étude, il a été également observé que la concentration en ETs au sein des épiphytes était davantage importante que celle des feuilles de *P. oceanica*. Sur 10 éléments analysés, 6 teneurs sont supérieures chez les organismes épiphytes (*i.e.* Al, V, Cr, Fe, Cu et Pb) tandis que 4 sont équivalentes (*i.e.* Ni, Zn, Mo et Cd). Ces résultats sont similaires à ceux de (Richir, 2012). Cette relation pourrait être la conséquence de deux causes : d'une part, les épiphytes ont la capacité d'accumuler de grandes teneurs en ETs (Sanz-Lázaro et al., 2012) ; d'autre part, les feuilles de posidonies peuvent diffuser les ETs à travers leur membrane (McRoy and Goering, 1974). Selon Sanz-Lázaro et al. (2012), les organismes épiphytes jouent un rôle considérable dans le stockage et le transfert d'ETs dans les écosystèmes à *P. oceanica*. En effet, les épiphytes constituent le premier échelon de nombreuses chaînes trophiques.

En 2018 et 2019, une augmentation en 6 ETs a été observée au sein des faisceaux et des épiphytes de l'herbier du golfe de la Revellata vis-à-vis de l'étude de (Richir, 2012) (*i.e.* Al, Cr, Fe, Cu, Ni et Pb) (*fig. 58*). Ces observations pourraient être liées à la pression anthropique toujours plus grandissante (Halpern et al., 2008).

5.5.2 Aluminium

Au sein de l'herbier à *P. oceanica*, l'Aluminium est un élément largement représenté (*fig. 47*). En effet, ce dernier est le troisième composant majoritaire de la croûte terrestre, après l'oxygène et le silicium (Barabasz et al., 2002). Son utilisation dans notre quotidien est considérablement répandue. Effectivement, l'Al est rencontré dans de nombreux domaines tels que la manufacture d'objets journaliers, l'alimentaire, le cosmétique, l'industrie électronique, le traitement de l'eau potable et autres (Barabasz et al., 2002; Kantin and Pergent-Martini, 2007). Au sein des posidonies, il a été démontré que l'Al jouait un rôle bénéfique quant à sa physiologie (Barabasz et al., 2002). Effectivement, ce dernier stimule l'absorption de Fe par le système racinaire, améliore l'absorption du phosphore, perfectionne la résistance face aux conditions climatiques défavorables et protège des champignons phytopathogéniques. A contrario, un excès en Al est néfaste pour la plante, causant éventuellement sa mort.

La faible solubilité de l'Al dans l'eau pourrait être la conséquence des hautes concentrations en cet élément dans les grandes profondeurs. En effet, ce dernier serait transporté le long du transect bathymétrique où il s'accumulerait (Barabasz et al., 2002).

Quant à l'augmentation des teneurs en Al depuis 2008-2010, cette tendance pourrait être expliquée par la littoralisation (*fig. 58*). Selon (Merkens et al., 2016), 70% des populations s'établiront à moins de 100 km des côtes d'ici 2050.

5.5.3 Vanadium

La concentration en Vanadium est relativement faible au sein des herbiers de posidonies et cette observation pourrait être le fruit de deux causes (*fig. 48*). D'une part, les végétaux n'ont besoin que d'une faible quantité de V afin de synthétiser leur chlorophylle et d'assimiler l'azote et le phosphore. Une carence en cet élément est rare et il peut être substitué par le Molybdène. D'autre part, le V n'est pas détecté comme métal libre dans le milieu naturel, il trouve son origine dans certains minerais ferreux et comme sous-produit d'extraction (Pourret and Dia, 2016). La faible hydrosolubilité de cet élément pourrait également expliquer les variations bathymétriques.

Qualifié de traceur à pollution, le V est représentatif des sites pollués par des hydrocarbures (Amiard et al., 2004). Il est possible qu'un déversement de fuel soit à l'origine des hautes teneurs en V en 2008-2010 (*fig. 58*). Cependant, aucun événement majeur n'a été observé lors de cette période tandis qu'en octobre 2018, l'abordage du *CSL Virginia* par l'*Ulysse* provoqua la libération de 520 m³ d'hydrocarbure au nord du Cap-Corse, ce qui aurait dû être visible dans nos résultats (BEA, 2019). Cette hypothèse est peu probable.

5.5.4 Chrome

La teneur en Chrome contenue dans les feuilles et les épiphytes est relativement faible (*fig. 49*). Selon (Sharma et al., 2020), le Cr ne présente aucun intérêt biologique dans la physiologie végétale. Cependant, cet élément entraîne des dysfonctionnements au sein des

processus métaboliques à des niveaux excessifs. En effet, la forme hexavalente est la plus toxique, provoquant des effets mutagènes et carcinogènes chez les êtres vivants (Lafabrie, 2007). Son utilisation est largement répandue dans l'industrie métallurgique et du tannage.

Selon (Tiglyene et al., 2008), la teneur en Cr contenue dans les végétaux est majoritairement contrôlée par sa concentration en solution dans le sol. La faible solubilité du Cr pourrait être la cause de la variation bathymétrique de cet élément.

Actuellement, le Cr est l'un des métaux les plus utilisés dans le monde avec une production de 30 millions de tonnes par année. Son accumulation dans les océans provient majoritairement des fleuves, l'atmosphère constituant une source bien moins importante (Kantin and Pergent-Martini, 2007). L'urbanisation croissante pourrait être à l'origine de la hausse des teneurs en Cr en 2018-2019 (*fig. 58*).

5.5.5 Fer

À l'instar de l'Aluminium, le Fer est largement représenté au sein de l'herbier (*fig. 50*). Cette relation s'explique par la co-absorption d'Al et de Fe chez *P. oceanica*. En effet, une corrélation positive est décelée entre la teneur de ces éléments chez les feuilles et les épiphytes : p-valeur_{feuilles} <0,0001 ; p-valeur_{épiphytes} <0,0001. Le rôle biologique exercé par Fe chez les végétaux est considérable. Il intervient dans de nombreux processus tels que la photosynthèse, la respiration, la synthèse de pigments chlorophylliens et autres (Segalen, 1964). Sa faible hydrosolubilité pourrait également expliquer les variations de cet élément avec la profondeur.

Tout comme le Chrome, le Fe est un métal largement prisé dans l'industrie métallurgique. Effectivement, il est l'essentiel composant de l'acier, dont la demande ne cesse de croître depuis des décennies (Kesle, 2007). L'augmentation de la teneur en Fe en 2018-2019 pourrait être la conséquence de cette urbanisation grandissante (*fig. 58*).

5.5.6 Nickel

Au sein des végétaux, le Nickel représente un élément essentiel, rendant divers services physiologiques (Lafabrie, 2007). En effet, il métabolise l'azote uréique en ammoniac, participe à la fixation de l'azote et augmente la résistance à certaines maladies. Une carence en Ni mènerait à une diminution significative de la croissance (Brown et al., 1987). Les concentrations obtenues en cet élément en 2018-2019 sont supérieures au bruit de fond marin, essentiellement influencé par le lessivage du socle de Calvi, naturellement riche en Ni (*fig. 51*) (Kantin and Pergent-Martini, 2007). Des facteurs anthropiques doivent influencer ces teneurs.

Selon (Kantin and Pergent-Martini, 2007), des eaux riches en Ni témoignent d'une contamination en eaux usées, de boues d'épuration, de l'industrie métallurgique ainsi que de l'utilisation des énergies fossiles. La hausse des teneurs en Ni au sein de l'herbier du golfe de la Revellata en 2018-2019 pourrait découler de la littoralisation à Calvi (*fig. 58*). Selon l'INSEE, la population de cette municipalité a augmenté de 260 environ en 10 ans.

5.5.7 Cuivre

Le profil bathymétrique des teneurs en Cuivre au sein des feuilles et des épiphytes de *P. oceanica* semble être similaire à celui du Fe (*fig. 52*). En effet, une corrélation positive entre la teneur de ces éléments est décelée, témoignant d'une co-absorption : p-valeur_{feuilles} = 0,031 ; p-valeur_{épiphytes} <0,0001. À l'échelle du golfe, les concentrations en Cu sont inférieures à ce qui est

observé dans la littérature (Richir, 2012). Le Cu est un élément indispensable à la croissance des végétaux (Lafabrie, 2007). En effet, il porte un intérêt biologique quant à la régularisation de la teneur en eau, à la production de graines et à la résistance aux éléments pathogènes. Une carence induit une stérilité des gamètes tandis qu'un excès défavorise l'absorption du Fe, entraînant un désordre nutritif (Marschner, 1996).

L'augmentation en Cu chez les feuilles et les épiphytes en 2018-2019 pourrait être, une nouvelle fois, reliée aux pressions anthropiques grandissantes (fig. 58). L'utilisation de cet élément est majoritaire dans l'industrie électrique et de la construction, par la formation de câbles et de conduits (Kantin and Pergent-Martini, 2007).

5.5.8 Zinc

Dans l'écosystème à posidonies du golfe de la Revellata, les concentrations en Zinc sont inférieures à 65 mg/kg_{Psec}, témoignant que l'herbier n'est que peu soumis à la pollution (fig. 53). En effet, ces résultats corroborent avec de nombreuses études (e.g. (Fourqurean et al., 2007; Richir, 2012; Tranchina et al., 2004)). Cet élément est essentiel de par les multiples rôles physiologiques et biochimiques qu'il joue. Effectivement, ce dernier aide par exemple à la synthèse des chlorophylles et de l'auxine, une hormone de croissance végétale. Une trop faible ou trop importante concentration en Zn ralentit le développement de *P. oceanica* selon (Licinio, 2017).

L'apport de cet élément dans l'environnement provient essentiellement de la métallurgie et de la combustion d'énergies fossiles. L'usage du Zn est multiple dans notre quotidien, car il compose de nombreux produits tels que les conduits, piles, peintures, médicaments et autres. Avec l'urbanisation croissante, une augmentation en cet élément aurait dû être visible chez *P. oceanica* en 2018-2019. Nonobstant, une telle hausse n'a pas été détectée (fig. 58). En effet, l'industrie du Zn a diminué ses émissions au cours de ces dernières années, et ce car il est en partie recyclé (Hong et al., 1997). Cette hypothèse pourrait être à l'origine de la baisse des concentrations en cet élément au sein de la Baie de Calvi.

5.5.9 Molybdène

Dans le milieu végétal, l'importance du Molybdène en tant que micronutriment est reconnue depuis des décennies (Hewitt, 1956). Par exemple, certains complexes enzymatiques, tels que la nitrogénase, dépendent de cet élément afin de catalyser la fixation de l'azote. Les végétaux n'ont besoin que d'une faible quantité en Mo (i.e. de 0,3 à 15 mg/kg_{Psec}) afin de garantir leur croissance (Smedley and Kinniburgh, 2017). En 2018-2019, les teneurs en cet élément sont inférieures à 10mg/kg_{Psec} entre 5 m et 33 m de profondeur (fig. 54). Ces résultats sont en adéquation avec la littérature (Richir, 2012; Smedley and Kinniburgh, 2017).

L'augmentation de la concentration en Mo avec la profondeur pourrait être expliquée par sa faible hydrosolubilité ainsi que par la présence du canyon sous-marin. En effet, des eaux riches en nutriments pourraient influencer la teneur en cet élément aux grandes tranches bathymétriques (Goffart, 1992).

Majoritairement utilisé dans l'industrie métallurgique et agricole, le Mo aurait dû croître en 10 ans suite à l'urbanisation. Cependant, cette relation n'est pas observée au cours de cette étude (fig. 58). Le recyclage de cet élément pourrait en être la cause. En effet, plus du quart en

Mo est recyclé, réduisant significativement les émissions de la part de cette industrie (Smedley and Kinniburgh, 2017).

5.5.10 Cadmium

Au sein de l'herbier à *P. oceanica*, la teneur en Cadmium est inférieure à 2 mg/kg_{Psec} (fig. 55). Ce résultat pourrait découler de la concentration en cet élément dans la croûte terrestre, qui est uniformément répartie entre 0,5 et 2 mg/kg_{Psec} (Kantin and Pergent-Martini, 2007). Selon (Ci et al., 2009), le Cd est un élément non essentiel quant à la croissance des végétaux. Facilement absorbé par le système racinaire et transporté aux faisceaux, son accumulation provoque de modifications physiologiques et biochimiques menant à une diminution de la production. L'utilisation de cet élément est également très répandue, car il compose certains engrais, pesticides, batteries, traitements des aciers, peintures et autres (Kantin and Pergent-Martini, 2007).

Selon (Kantin and Pergent-Martini, 2007), le Cd n'est pas trouvé en tant que métal libre à l'état naturel. En effet, ce dernier est rencontré dans la majorité des minerais de Zn. D'ailleurs, il est essentiellement exploité comme un sous-produit de l'industrie du Zn. La baisse en teneur de Cd détectée en 2018-2019 pourrait être liée à la diminution de la concentration en Zn (fig. 58).

5.5.11 Plomb

Dans le milieu marin, les concentrations en Plomb s'étalent entre 100 et 1000 mg/kg_{Psec} (Cossa et al., 1993). Cependant, les teneurs en cet élément trace sont considérablement inférieures dans l'herbier du golfe de la Revellata en 2018-2019, témoignant que cet écosystème est peu soumis à cette pollution (fig. 56). Selon (Lafabrie, 2007), le Pb est un élément trace non essentiel exerçant une certaine phytotoxicité. Un enrichissement en cet élément peut retarder la germination et induire la dégénérescence des pigments chlorophylliens (Rouibi et al., 2012).

Deux apports majoritaires sont à l'origine de l'accumulation du Pb dans les océans. Ils peuvent être atmosphériques, influencés par les volcans et l'érosion des sols, ainsi que terrigènes par le lessivage des zones urbanisées. Cet élément est largement retrouvé dans les accumulateurs par exemple. En 2007, la consommation mondiale en Pb fut de 5 millions de tonnes par an et cette dernière ne cesse de croître (Kantin and Pergent-Martini, 2007). Il est possible que cette hypothèse explique l'augmentation des teneurs en Pb à Calvi en 2018-2019 (fig. 58).

6. Conclusion

Nul n'en doute au sein de la communauté scientifique internationale, les écosystèmes à phanérogames *Posidonia oceanica* forment des structures complexes et essentielles à l'équilibre de la mer Méditerranée. Néanmoins, les effets combinés des activités anthropiques et du changement climatique global menacent la pérennité de ces herbiers. Pour assurer leur préservation, un suivi complet du biotope et de la biocénose est capital. Une meilleure connaissance de leur fonctionnement permettrait de limiter au maximum les menaces pesant sur ces herbiers.

L'objectif de la présente étude était d'analyser l'évolution des paramètres biométriques et des teneurs en éléments traces de l'herbier à *Posidonia oceanica*, situé dans le golfe de la Revellata à Calvi, Corse. Un équilibre de la densité de ce dernier a été observé tandis que les paramètres biométriques se sont vus croître entre 1993 et 2019. Quant aux éléments traces, une augmentation de leurs concentrations a été mise en évidence dans plus de la moitié de cas entre 2008 et 2019.

Plusieurs facteurs influencés par la pression anthropique grandissante pourraient être à l'origine de ces divers résultats. La hausse de la température de l'eau semble être bénéfique au maintien et à la croissance de cet écosystème. De surcroît, un apport modéré en nutriments semble être favorable au développement des faisceaux, ainsi qu'à la faune et flore épiphyte associée. De plus, l'augmentation de la consommation mondiale en métaux semble jouer un rôle considérable sur les teneurs en éléments traces.

À première vue, l'herbier à *Posidonia oceanica* du golfe de la Revellata paraît être peu soumis aux impacts des activités anthropiques et du changement climatique global. Cependant, un déséquilibre de cet écosystème pourrait survenir dans les prochaines années ou décennies si ces facteurs s'intensifient.

Les résultats obtenus au cours de ce mémoire sont un premier élément de réponse quant à l'état de santé actuel de cet écosystème. De plus amples études, telles que l'analyse des organes hypogés, du contenu isotopique (*i.e.* $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ et $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) et des teneurs élémentaires en carbone et azote, permettront de préciser les hypothèses émises précédemment.

Bibliographie

- Abadie, A., 2012. Évolution des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile dans la baie de Calvi (Corse, France) et influence de l’ancrage dans la baie de l’Alga. *STARESO* 68–70.
- Aires, T., Marbà, N., Cunha, R.L., Kendrick, G.A., Walker, D.I., Serrão, E.A., Duarte, C.M., Arnaud-Haond, S., 2011. Evolutionary history of the seagrass genus *Posidonia*. *Marine Ecology Progress Series* 421, 117–130.
- Alcoverro, T., Cerbian, E., Ballesteros, E., 2001. The photosynthetic capacity of the seagrass *Posidonia oceanica*: influence of nitrogen and light. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 261, 107–120.
- Alcoverro, T., Duarte, C.M., Romero, J., 1995. Annual growth dynamics of *Posidonia oceanica*: contribution of large-scale versus local factors to seasonality. *Marine Ecology Progress Series* 120, 203–210.
- Alcoverro, T., Romero, J., Duarte, C.M., López, N.I., 1997. Spatial and temporal variations in nutrient limitation of seagrass *Posidonia oceanica* growth in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 146, 155–161.
- Amiard, J.-C., Bacheley, H., Barillé, A.-L., Barillé, L., Geffard, A., Himery, N., 2004. Temporal changes in nickel and vanadium concentrations and in condition index and metallothionein levels in three species of molluscs following the “Erika” oil spill. *Aquatic Living Resources* 17, 281–288.
- Barabasz, W., Albińska, D., Jaśkowska, M., Lipiec, J., 2002. Ecotoxicology of Aluminium. *Polish Journal of Environmental Studies* 11, 199–203.
- Bay, D., 1984. A field study of the growth dynamics and productivity of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Calvi Bay, Corsica. *Aquatic Botany* 20, 43–64.
- Bay, D., 1978. Étude in situ de la production primaire d’un herbier de posidonies (*Posidonia oceanica* (L.) Delile) de la baie de Calvi, Corse. *Université de Liège, Faculté des Sciences, Département des Sciences de la Vie, Océanographie biologique* 251.
- BEA, M., 2019. Rapport d’enquête - Marine investigation report. *Bureau d’enquêtes sur les évènements de mer*.
- Beer, S., Koch, E., 1996. Photosynthesis of marine macroalgae and seagrasses in globally changing CO₂ environments. *Marine Ecology Progress Series* 141, 199–204.
- Binard, M., 2017. Composantes Météorologiques de la Base de Données Océanographique Race de STARESO (Baie De Calvi, Corse). *BISGLg* 68, 37–47.

- Björk, M., Short, F., Mcleod, E., Beer, S., 2008. Managing Seagrasses for Resilience to Climate Change., *IUCN Resilience Science Group Working Paper Series*.
- Bonanno, G., Orlando-Bonaca, M., 2017. Trace elements in Mediterranean seagrasses: accumulation, tolerance and biomonitoring. *Marine Pollution Bulletin* 125, 8–18.
- Boudouresque, C.F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Tunesi, L., 2006. Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*., *Ramoge Publication*.
- Boudouresque, C.F., Bernard, G., Pergent, G., Shili, A., Verlaque, M., 2009. Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina* 52, 395–418.
- Boudouresque, C.F., Meinesz, A., 1982. Découverte de l'herbier de Posidonie. *Cahiers Parc National Port Cros*.
- Brown, P.H., Welch, R.M., Cary, E.E., 1987. Nickel: a Micronutrient Essential for Higher Plants. *Plant Physiology* 85, 801–803.
- Bruland, K.W., Lohan, M.C., 2003. Controls of Trace Metals in Seawater K. W. *University of California at Santa Cruz, CA, USA*.
- Buñuel, X., Alcoverro, T., Romero, J., Arthur, R., Ruiz, J.M., Pérez, M., Ontoria, Y., Raventós, N., Macpherson, E., Torrado, H., Pagès, J.F., 2021. Warming intensifies the interaction between the temperate seagrass *Posidonia oceanica* and its dominant fish herbivore *Sarpa salpa*. *Marine Environmental Research* 165.
- Campey, M.L., Waycott, M., Kendrick, G.A., 2000. Re-evaluating species boundaries among members of the *Posidonia ostenfeldii* species complex (Posidoniaceae) morphological and genetic variation. *Aquatic Botany* 66, 41–56.
- Cebrián, J., Duarte, C.M., Marbà, N., Enríquez, S., Gallegos, M., Olesen, B., 1996. Herbivory on *Posidonia oceanica*: magnitude and variability in the Spanish Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 130, 147–155.
- Champenois, W., 2020. Étude du métabolisme, à l'échelle de l'écosystème, de l'herbier de *Posidonia oceanica* (L.) Delile en Baie de Calvi. *Université de Liège, Faculté des Sciences, Département des Sciences de la Vie, Océanographie biologique*.
- Ci, D., Jiang, D., Dai, T., Jing, Q., Cao, W., 2009. Effects of cadmium on plant growth and physiological traits in contrast wheat recombinant inbred lines differing in cadmium tolerance. *Chemosphere* 77, 1620–1625.

- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Chhabra, A., DeFries, R., Galloway, J., Heimann, M., Jones, C., Quéré, C. Le, Myneni, R.B., Piao, S., Thornton, P., 2013. The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. *Change, IPCC Climate* 465–570.
- Cossa, D., Elbaz-Poulichet, F., Gnassia-Barelli, M., Romeo, M., 1993. Le plomb en milieu urbain. *Repères Océan* 77.
- Cox, T.E., Schenone, S., Delille, J., Díaz-Castañeda, V., Alliouane, S., Gattuso, J.P., Gazeau, F., 2015. Effects of ocean acidification on *Posidonia oceanica* epiphytic community and shoot productivity. *Journal of Ecology* 103, 1594–1609.
- Dauby, P., Poulicek, M., 1995. Aquatic botany Methods for removing epiphytes from seagrasses : SEM observations on treated leaves. *Aquatic Botany* 52, 217–228.
- Den Hartog, C., 1970. The Seagrasses of the world. *The Seagrasses of the World* 273.
- Den Hartog, C., Kuo, J., 2006a. Seagrass Morphology, Anatomy and Ultrastructure. *Seagrasses : Biology, Ecology and Conservation* 51–87.
- Den Hartog, C., Kuo, J., 2006b. Taxonomy and Biogeography of Seagrasses. *Seagrasses : Biology, Ecology and Conservation* 1–691.
- Díaz-Almela, E., Duarte, C.M., 2008. Management of Natura 2000 habitats *Posidonia* beds (*Posidonia oceanica*)., *European Commission*.
- Díaz-Almela, E., Marba, N., Martínez, R., Santiago, R., Duarte, C.M., 2009. Seasonal dynamics of *Posidonia oceanica* in magalluf bay (Mallorca, Spain) : temperature effects on seagrass mortality. *Limnology and Oceanography* 54, 2170–2182.
- Dunton, K.H., 1994. Seasonal growth and biomass of the subtropical seagrass *Halodule wrightii* in relation to continuous measurements of underwater irradiance. *Marine Biology* 120, 479–489.
- Elkalay, K., Frangoulis, C., Skliris, N., Goffart, A., Gobert, S., Lepoint, G., Hecq, J.H., 2003. A model of the seasonal dynamics of biomass and production of the seagrass *Posidonia oceanica* in the Bay of Calvi (Northwestern Mediterranean). *Ecological Modelling* 167, 1–18.
- Fourqurean, J.W., Marbà, N., Duarte, C.M., Diaz-Almela, E., Ruiz-Halpern, S., 2007. Spatial and temporal variation in the elemental and stable isotopic content of the seagrasses *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* from the Illes Balears, Spain. *Marine Biology* 151, 219–232.
- Giraud, G., 1977. Essai de classement des herbiers de *Posidonia oceanica* (Linné) Delile. *Botanica Marina* 20, 487–492.

- Giraud, G., Boudouresque, C., Cinelli, F., Fresi, E., Mazzella, L., 1979. Observations sur l'herbier de *Posidonia oceanica* (L.) Delile autour de l'île d'Ischia (Italie). *Giornale Botanico Italiano* 113, 261–274.
- Glasby, T.M., 2013. *Caulerpa taxifolia* in seagrass meadows: killer or opportunistic weed? *Biological Invasions* 15, 1017–1035.
- Gobert, S., 2002. Variations spatiale et temporelle de l'herbier à *Posidonia oceanica*. *Université de Liège, Faculté des Sciences, Département des Sciences de la Vie, Océanographie biologique* 38, 191.
- Gobert, S., Abadie, A., 2018. La plante de la mer du milieu : la posidonie. *Université de Liège, Faculté des Sciences, Département des Sciences de la Vie, Océanographie biologique* 109.
- Gobert, S., Belkhiria, S., Dauby, P., Havelange, S., Soullard, M., Bouquegneau, J., 1995. Variations temporelles de la phénologie et de la composition biochimique de la phanérogame marine *Posidonia oceanica* en Baie de Calvi. *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*.
- Gobert, S., Kyramarios, M., Lepoint, G., Pergent-Martini, C., Bouquegneau, J.M., 2003. Variations à différentes échelles spatiales de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile : effets sur les paramètres physico-chimiques du sédiment. *Oceanologica Acta* 26, 199–207.
- Goffart, A., 1992. Influence des contraintes hydrodynamiques sur la structure des communautés phytoplanctoniques du bassin Liguro-Provencal (secteur Corse). *Université de Liège, Faculté des Sciences, Département des Sciences de la Vie, Océanographie biologique* 144–150.
- Green, E.P., Short, F.T., 2003. World atlas of seagrasses., *UNEP World Conservation Monitoring Centre*.
- Greve, T.M., Binzer, T., 2004. Which factors regulate seagrass growth and distribution? *European seagrasses : an introduction to monitoring and management* 19–23.
- Greve, T.M., Borum, J., Pedersen, O., 2003. Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). *Limnology and Oceanography* 48, 210–216.
- Hall-Spencer, J.M., Rodolfo-Metalpa, R., Martin, S., Ransome, E., Fine, M., Turner, S.M., Rowley, S.J., Tedesco, D., Buia, M.C., 2008. Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. *Nature* 454, 96–99.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A global map of human impact on Marine ecosystems. *Science* 319, 948–952.

- Hammar, L., Molander, S., Pålsson, J., Schmidbauer Crona, J., Carneiro, G., Johansson, T., Hume, D., Kågesten, G., Mattsson, D., Törnqvist, O., Zillén, L., Mattsson, M., Bergström, U., Perry, D., Caldow, C., Andersen, J.H., 2020. Cumulative impact assessment for ecosystem-based marine spatial planning. *Science of the Total Environment* 734, 139024.
- Hewitt, E.J., 1956. Symptoms of Molybdenum on Deficiency of Plants. *Soil science* 81, 159–172.
- Hily, C., Duchêne, J., Bouchon, C., Bouchon-Navaro, Y., Gigou, A., Payri, C., Védie, F., 2010. Les herbiers de phanérogames marines de l'outre-mer français. *IFRECOR, Conservatoire du littoral* 1–140.
- Hoffmann, L., Renard, R., Demoulin, V., 1992. Phenology, growth and biomass of *Cystoseira balearica* in Calvi (Corsica). *Marine Ecology Progress Series* 80, 249–254.
- Hong, S., Candelone, J.P., Boutron, C.F., 1997. Changes in zinc and cadmium concentrations in Greenland ice during the past 7760 years. *Atmospheric Environment* 31, 2235–2242.
- Jacquemart, J., Demoulin, V., 2008. Comparaison of the epiphytic macroflora of *Posidonia oceanica* leaves in different meadows of the western Mediterranean. *Flora Mediterranea* 18, 393–420.
- Jacquemart, J., Demoulin, V., 2006. Inventaire des macroalgues épiphytes des feuilles de *Posidonia oceanica* (L.) Delile dans la Baie de la Revellata (Calvi, Corse). *Lejeunia, Revue de Botanique* 181, 1–71.
- Kantin, R., Pergent-Martini, C., 2007. Monitoring de la qualité des eaux de l'environnement marin (MONIQUA). *Programme INTERREG IIIA Sardaigne / Corse / Toscane* 1–222.
- Kesle, S.E., 2007. Mineral supply and demand into the 21st century. *US Geological Survey Circular* 55–62.
- Lafabrie, C., 2007. Utilisation de *Posidonia oceanica* (L.) Delile comme bio-indicateur de la contamination métallique. *Universita Di Corsica* 1–158.
- Lafabrie, C., Pergent-Martini, C., Pergent, G., 2007. Metal contamination of *Posidonia oceanica* meadows along the Corsican coastline (Mediterranean). *Environmental Pollution* 151, 262–268.
- Lefebvre, L., Gobert, S., 2020. Effects of *Posidonia oceanica* (L.) Delile (1813) flowering on element components and on traces elements concentrations. *Université de Liège, Faculté des Sciences, Département des Sciences de la Vie, Océanographie biologique* 4000.
- Lepoint, G., Gobert, S., Bouquegneau, J., 1999. Fauna vs flora contribution to the leaf epiphytes biomass in *Posidonia oceanica* seagrass bed (Revellata Bay, Corsica). *Hydrobiologia* 394, 63–67.

- Lepoint, G., Jacquemart, J., Bouquegneau, J.M., Demoulin, V., Gobert, S., 2007. Field measurements of inorganic nitrogen uptake by epiflora components of the seagrass *Posidonia oceanica* (Monocotyledons, Posidoniaceae). *Journal of Phycology* 43, 208–218.
- Licinio, A., 2017. Phyto-extraction du Zinc et de l'Arseenic par différentes espèces de plantes. *Université de Montréal* 69.
- López, N.I., Duarte, C.M., Vallespinós, F., Romero, J., Alcoverro, T., 1995. Bacterial activity in NW Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 187, 39–49.
- Mannino, A.M., 2018. Human activities trigger change in marine landscape. *Flora Mediterranea* 28, 295–311.
- Marbà, N., Calleja, M.L., Duarte, C.M., Álvarez, E., Díaz-Almela, E., Holmer, M., 2007. Iron additions reduce sulfide intrusion and reverse seagrass (*Posidonia oceanica*) decline in carbonate sediments. *Ecosystems* 10, 745–756.
- Marba, N., Duarte, C.M., Diaz-Almela, E., Terrados, J., Alvarez, A., Martinez, R., Santiago, R., Gazia, E., Grau, A., 2005. Direct Evidence of Imbalanced Seagrass (*Posidonia oceanica*) Shoot Population Dynamics in the Spanish Mediterranean. *Estuaries* 28, 53–62.
- Marschner, H., 1996. Mineral nutrition of higher plants. *Field Crops Research* 46, 184–185.
- Masini, R.J., Manning, C.R., 1997. The photosynthetic responses to irradiance and temperature of four meadow-forming seagrasses. *Aquatic Botany* 58, 21–36.
- Mateo, M.A., Mutchler, T., 2006. Carbon Flux in Seagrass Ecosystems., *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*.
- McNaught, A., Wilkinson, A., 1997. Compendium of Chemical Terminology. *Blackwell Science Publications, Oxford* 2.3.3, 135–151.
- McRoy, C., Goering, J., 1974. Nutrient transfer between the seagrass *Zostera marina* and its epiphytes. *Nature* 248, 173–174.
- Merkens, J.L., Reimann, L., Hinkel, J., Vafeidis, A.T., 2016. Gridded population projections for the coastal zone under the Shared Socioeconomic Pathways. *Global and Planetary Change* 145, 57–66.
- Moulin, E., Jordens, A., Wollast, R., 1985. Influence of the aerobic bacterial respiration on the early dissolution of carbonates in coastal sediments. *FAO*.
- Ontoria, Y., Cuesta-Gracia, A., Ruiz, J.M., Romero, J., Pérez, M., 2019. The negative effects of short-term extreme thermal events on the seagrass *Posidonia oceanica* are exacerbated by ammonium additions. *PLoS ONE* 14, 1–19.

- Orth, R.J., Carruthers, T.J.B., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Olyarnik, S., Short, F.T., Waycott, M., Williams, S.L., 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience* 56, 987–996.
- Palacios, S.L., Zimmerman, R.C., 2007. Response of eelgrass *Zostera marina* to CO₂ enrichment : possible impacts of climate change and potential for remediation of coastal habitats. *Marine Ecology Progress Series* 344, 1–13.
- Pergent-Martini, C., Pergent, G., 2000. Marine phanerogams as a tool in the evaluation of marine trace-metal contamination: an example from the Mediterranean. *International Journal of Environment and Pollution* 13, 126–147.
- Pergent, G., Bazairi, H., Bianchi, C.N., Boudouresque, C.F., Buia, M.C., Clabaut, P., Harmelin-Vivien, M., Mateo, M.A., Montefalcone, M., C., M., Orfanidis, S., Pergent-Martini, C., Semroud, R., Serrano, O., Verlaque, M., 2012. Les herbiers de Magnoliophytes marines de Méditerranée : résilience et contribution à l'atténuation des changements climatiques., *Centre de coopération pour la Méditerranée*.
- Pergent, G., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C.-F., 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en méditerranée : état des connaissances. *Mésogée* 54, 3–27.
- Pergent, G., Romero, J., Pergent-martini, C., Boudouresque, C., Pergent, G., Romero, J., Per, C., Mateo, M., Boudouresque, C., 1994. Primary production, stocks and fluxes in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series* 106, 139–146.
- Personnic, S., Boudouresque, C.F., Astruch, P., Ballesteros, E., Blouet, S., Bellan-Santini, D., Bonhomme, P., Thibault-Botha, D., Feunteun, E., Harmelin-Vivien, M., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Pastor, J., Poggiale, J.C., Renaud, F., Thibaut, T., Ruitton, S., 2014. An ecosystem-based approach to assess the status of a mediterranean ecosystem, the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *PLoS ONE* 9.
- Pourret, O., Dia, A., 2016. Vanadium. *Encyclopedia of Geochemistry*.
- Prado, P., Alcoverro, T., Romero, J., 2008. Seasonal response of *Posidonia oceanica* epiphyte assemblages to nutrient increase. *Marine Ecology Progress Series* 359, 89–98.
- Richir, J., 2012. Coastal pollution of the Mediterranean and extension of its biomonitoring to trace elements of emerging concern. *Université de Liège, Faculté des Sciences, Département des Sciences de la Vie, Océanographie biologique* 224.
- Richir, J., Gobert, S., 2016. Trace Elements in Marine Environments : occurrence, threats and monitoring with Special Focus on the Coastal Mediterranean. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology* 06, 1–19.

- Rouibi, A., Saidi, F., Cheri, H.S., Boukhatem, N., Boutoumi, H., 2012. Bioaccumulation du Plomb et ses effets sur la germination et certains paramètres moléculaires de la croissance chez *Triticum Durum* développé sur un milieu contrôlé. *Agrobiologia* 2, 75–78.
- Ruíz, J.M., Boudouresque, C.F., Enríquez, S., 2009. Mediterranean seagrasses. *Botanica Marina* 52, 369–381.
- Ruiz, J.M., Marín-Guirao, L., García-Muñoz, R., Ramos-Segura, A., Bernardeau-Esteller, J., Pérez, M., Sanmartí, N., Ontoria, Y., Romero, J., Arthur, R., Alcoverro, T., Procaccini, G., 2018. Experimental evidence of warming-induced flowering in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin* 134, 49–54.
- Ruiz, J.M., Perez, M., Romero, J., 2001. Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*). *Marine Pollution Bulletin* 42, 749–760.
- Ruiz, J.M., Romero, J., 2003. Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin* 46, 1523–1533.
- Salomidi, M., Katsanevakis, S., Borja, A., Braeckman, U., 2012. Assessment of goods and services, vulnerability, and conservation status of European seabed biotopes : a stepping stone towards ecosystem-based marine spatial management. *Mediterranean Marine Science* 13.
- Sánchez-Lizaso, J.L., Romero, J., Ruiz, J., Gacia, E., Buceta, J.L., Invers, O., Fernández Torquemada, Y., Mas, J., Ruiz-Mateo, A., Manzanera, M., 2008. Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants. *Desalination* 221, 602–607.
- Sanz-Lázaro, C., Malea, P., Apostolaki, E.T., Kalantzi, I., Marín, A., Karakassis, I., 2012. The role of the seagrass *Posidonia oceanica* in the cycling of trace elements. *Biogeosciences* 9, 2497–2507.
- Segalen, P., 1964. Le Fer dans les sols. *Bulletin de Minéralogie* 88, 1964–1965.
- Sharma, A., Kapoor, D., Wang, J., Shahzad, B., Kumar, V., Bali, A.S., Jasrotia, S., Zheng, B., Yuan, H., Yan, D., 2020. Chromium bioaccumulation and its impacts on plants: an overview. *Plants* 9, 1–17.
- Short, F., Carruthers, T., Dennison, W., Waycott, M., 2007. Global seagrass distribution and diversity : a bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350, 3–20.
- Short, F.T., Short, C.A., Novak, A.B., 2016. The Wetland Book - Seagrasses. *The Wetland Book*.
- Skliris, N., Goffart, A., Hecq, J.H., Djenidi, S., 2001. Shelf-slope exchanges associated with a steep submarine canyon off Calvi (Corsica, NW Mediterranean Sea) : a modeling approach. *Journal of Geophysical Research : Oceans* 106, 19883–19901.

- Smedley, P.L., Kinniburgh, D.G., 2017. Molybdenum in natural waters: a review of occurrence, distributions and controls. *Applied Geochemistry* 84, 387–432.
- Soullard, M., Bourge, I., Fogel, J., Lardinois, D., Mathieu, T., Veeschens, Bay, D., Bouquegneau, J., Dauby, P., 1994. Évolution de la densité de l’herbier de Posidonies de la baie de Calvi. *Vie Milieu* 199–201.
- Tiglyene, S., Jaouad, A., Mandi, L., 2008. Chromium mobility and speciation in a Phragmites australis system used for tannery wastewater treatment. *Revue des sciences de l’eau* 21, 1.
- Tomas, F., Turon, X., Romero, J., 2005. Seasonal and small-scale spatial variability of herbivory pressure on the temperate seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series* 301, 95–107.
- Traboni, C., Mammola, S.D., Ruocco, M., Ontoria, Y., Ruiz, J.M., Procaccini, G., Marín-Guirao, L., 2018. Investigating cellular stress response to heat stress in the seagrass *Posidonia oceanica* in a global change scenario. *Marine Environmental Research* 141, 12–23.
- Tranchina, L., Bellia, S., Brai, M., Hauser, S., Rizzo, S., Bartolotta, A., Basile, S., 2004. Chemistry, mineralogy and radioactivity in *Posidonia oceanica* meadows from north-western Sicily. *Chemistry and Ecology* 20, 203–214.
- Türkmen, A., Türkmen, M., Tepe, Y., Akyurt, I., 2005. Heavy metals in three commercially valuable fish species from İskenderun Bay, Northern East Mediterranean Sea, Turkey. *Food Chemistry* 91, 167–172.
- UNEP/MAP, 2012. State of the Marine and Coastal Mediterranean. *Barcelona Convention* 96.
- Valentine, J.F., Duffy, J.E., 2006. The central role of grazing in seagrass ecology. *Seagrasses : Biology, Ecology and Conservation* 463–501.
- Verlaque, M., 1990. Relations entre *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) (Téléostéen, Sparidae), les autres poissons brouteurs et le phytobenthos algal méditerranéen. *Oceanologica acta* 13, 373–388.
- Verlaque, M., Nédelec, H., 1983. Biology of *Paracentrotus lividus* (Lamarck) on rocky bottoms in Corsica (Mediterranean, France): diet of adults. *Vie et Milieu/Life & Environment* 33, 191–201.
- Waycott, M., Procaccini, G., Zoologica, S., Dohrn, A., Les, D.H., 2006. A genetic perspective. *Seagrasses : Biology, Ecology and Conservation*.

Annexe

Tableau A1 : Variation de la surface foliaire moyenne (cm²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne ± écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 3 par station.

Profondeur (m)	Août 2018	Octobre 2018	Décembre 2018	Février 2019	Avril 2019	Mai 2019	Août 2019	Octobre 2019
5	226,78 ± 36,97	157,5 ± 25,33	154,99 ± 42,28	212,35 ± 42,83	216,21 ± 57,12	185,63 ± 26,06	226,64 ± 37,02	138,04 ± 52,67
10	243,64 ± 89,14	88,22 ± 16,24	110,37 ± 16,52	166,65 ± 25,47	152,83 ± 27,16	216,06 ± 76,9	269,45 ± 80,06	150,18 ± 51,47
15	308,45 ± 71,63	110,19 ± 79,41	75,03 ± 23,78	131,91 ± 31,89	227,61 ± 40,16	237,3 ± 144,46	380,19 ± 107,36	247,48 ± 44,06
19	361,14 ± 3,99	214,76 ± 64,55	118,55 ± 14,88	111,77 ± 16,16	141,76 ± 4,25	152,18 ± 66,48	301,26 ± 109,44	222,06 ± 38,36
24	287,96 ± 92,87	194,7 ± 56,33	92,28 ± 11,82	146,36 ± 39,85	128,21 ± 45,5	191,79 ± 69,84	183,69 ± 14,49	193,33 ± 10,6
29	145,63 ± 41,22	121,18 ± 104,49	52,84 ± 28,02	90,4 ± 18,67	113,46 ± 51,65	138,04 ± 20,12	103,06 ± 6,58	150,23 ± 81,92
33	192,33 ± 76,61	184,77 ± 96,49	59,16 ± 4,92	75,04 ± 38,94	99,43 ± 27,82	109,72 ± 46,06	134,4 ± 14,81	140,31 ± 26,19
36	159,82 ± 92,57	103,56 ± 49,53	58,37 ± 1,58	65,68 ± 46,47	69,74 ± 12,29	123,7 ± 56,25	168,28 ± 14,12	110,85 ± 45,09

Tableau A2 : Variation de l'indice foliaire moyen (m² feuilles/m² substrat) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne ± écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 3 par station.

Profondeur (m)	Août 2018	Octobre 2018	Décembre 2018	Février 2019	Avril 2019	Mai 2019	Août 2019	Octobre 2019
5	10,57 ± 1,72	7,34 ± 1,18	7,22 ± 1,97	15,37 ± 3,1	15,65 ± 4,14	13,44 ± 1,89	16,41 ± 2,68	9,99 ± 3,81
10	8,48 ± 3,1	3,07 ± 0,57	3,84 ± 0,57	8,2 ± 1,25	7,52 ± 1,34	10,63 ± 3,78	13,26 ± 3,94	7,39 ± 2,53
15	12,89 ± 2,99	4,61 ± 3,32	3,14 ± 0,99	4,22 ± 1,02	7,28 ± 1,29	7,59 ± 4,62	12,17 ± 3,44	7,92 ± 1,41
19	14,95 ± 0,17	8,89 ± 2,67	4,91 ± 0,62	4,34 ± 0,63	5,5 ± 0,16	5,9 ± 2,58	11,69 ± 4,25	8,62 ± 1,49
24	6,68 ± 2,15	4,52 ± 1,31	2,14 ± 0,27	3,72 ± 1,01	3,26 ± 1,16	4,87 ± 1,77	4,67 ± 0,37	4,91 ± 0,27
29	3,84 ± 1,09	3,2 ± 2,76	1,4 ± 0,74	2,53 ± 0,52	3,18 ± 1,45	3,87 ± 0,56	2,89 ± 0,18	4,21 ± 2,29
33	2,27 ± 0,9	2,18 ± 1,14	0,7 ± 0,06	1,28 ± 0,66	1,69 ± 0,47	1,87 ± 0,78	2,28 ± 0,25	2,39 ± 0,45
36	0,54 ± 0,31	0,35 ± 0,17	0,2 ± 0,01	0,55 ± 0,39	0,59 ± 0,1	1,04 ± 0,47	1,41 ± 0,12	0,93 ± 0,38

Tableau A3 : Variation de la biomasse foliaire moyenne (gr_{sec}/m²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne ± écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 3 par station.

Profondeur (m)	Août 2018	Octobre 2018	Décembre 2018	Février 2019	Avril 2019	Mai 2019	Août 2019	Octobre 2019
5	551,67 ± 119,13	363,17 ± 107,73	351,66 ± 125,08	669,11 ± 80,27	832,98 ± 173,53	683,16 ± 175,81	924,25 ± 167,7	525,8 ± 167,02
10	454,52 ± 156,42	138,24 ± 26,55	143,94 ± 29,83	315,82 ± 59,6	353,4 ± 81,51	474,36 ± 160,13	768,46 ± 317,91	446,77 ± 157,85
15	679,61 ± 194,67	232,92 ± 137,23	121,1 ± 42,02	181,12 ± 64,08	347,72 ± 26,99	367,05 ± 209,75	712,76 ± 197,88	434,45 ± 84,18
19	591,22 ± 148,19	564,78 ± 179,99	222,8 ± 32,27	178,95 ± 44,79	228,48 ± 33,41	270,5 ± 147,54	632,99 ± 214,84	443,13 ± 105,96
24	345,94 ± 99,51	299,37 ± 17,57	86,45 ± 18,99	180,31 ± 63,53	116,09 ± 40,06	256,97 ± 116,93	248,73 ± 16,07	258,57 ± 15,79
29	168,54 ± 54,74	136,82 ± 110,57	54,58 ± 27,55	125,54 ± 29,07	109,91 ± 45,34	157,09 ± 46,53	113,66 ± 11,55	273,28 ± 194,83
33	111,23 ± 65,76	134,71 ± 73,38	29,44 ± 8,5	61,67 ± 43,21	66,26 ± 22,88	68,87 ± 28,81	105,89 ± 5,88	120,77 ± 21,41
36	27,92 ± 18,3	15,92 ± 8,91	8,86 ± 1,19	24,5 ± 16,85	23,9 ± 2,97	42,19 ± 24,3	61,31 ± 5,67	38,03 ± 14,17

Tableau A4 : Variation de la biomasse épiphyte moyenne (gr_{sec}/m²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne ± écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 3 par station.

Profondeur (m)	Août 2018	Octobre 2018	Décembre 2018	Février 2019	Avril 2019	Mai 2019	Août 2019	Octobre 2019
5	174,32 ± 62,58	8,5 ± 8,66	35,53 ± 14,29	110,81 ± 28,78	145,56 ± 80,79	140,8 ± 80,66	138,89 ± 41,94	105,92 ± 34,08
10	121,72 ± 77,48	3,35 ± 2,66	18,36 ± 14,1	35,95 ± 7,34	103,45 ± 23,48	98,05 ± 42,76	69,91 ± 38,44	52,11 ± 28,14
15	133,11 ± 42,08	14,69 ± 10,02	20,99 ± 8,57	14,69 ± 13,76	60,26 ± 9,8	35,06 ± 10,55	51,16 ± 8,2	37,08 ± 18,77
19	138,1 ± 45,67	37,89 ± 15,88	13,8 ± 6,09	15,38 ± 12,02	42,48 ± 15,32	31,38 ± 6,61	111,12 ± 38,53	22,53 ± 14,15
24	89,75 ± 14,43	37,84 ± 15,23	4,37 ± 1,96	8,4 ± 6,31	32,94 ± 29,07	55,18 ± 9,84	37,86 ± 4,47	43,54 ± 4,21
29	73,52 ± 1,71	15,91 ± 3,99	2,6 ± 2,03	47,07 ± 25,79	39,82 ± 19,42	44,07 ± 7,74	36,32 ± 9,17	49,83 ± 6,19
33	64,81 ± 48,19	26,92 ± 10,15	7,15 ± 4,13	5,55 ± 3,59	26,48 ± 10,26	21,79 ± 10,33	46,9 ± 19,12	43,79 ± 19,34
36	27,01 ± 23,19	11,38 ± 8,74	3,54 ± 0,79	13,62 ± 13,48	22,38 ± 15,94	34,17 ± 13,79	64,29 ± 15,94	31,8 ± 8,94

Tableau A5 : Variation du rapport E/F moyen (sans unité) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne \pm écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 3 par station.

Profondeur (m)	Août 2018	Octobre 2018	Décembre 2018	Février 2019	Avril 2019	Mai 2019	Août 2019	Octobre 2019
5	0,32 \pm 0,07	0,02 \pm 0,02	0,1 \pm 0,03	0,17 \pm 0,04	0,17 \pm 0,07	0,21 \pm 0,07	0,15 \pm 0,03	0,2 \pm 0,11
10	0,27 \pm 0,09	0,02 \pm 0,02	0,13 \pm 0,09	0,11 \pm 0,01	0,29 \pm 0,01	0,21 \pm 0,04	0,09 \pm 0,02	0,12 \pm 0,03
15	0,2 \pm 0,01	0,06 \pm 0,08	0,17 \pm 0,04	0,08 \pm 0,08	0,17 \pm 0,04	0,1 \pm 0,04	0,07 \pm 0,01	0,09 \pm 0,03
19	0,23 \pm 0,02	0,07 \pm 0,01	0,06 \pm 0,03	0,09 \pm 0,05	0,19 \pm 0,06	0,12 \pm 0,06	0,18 \pm 0,14	0,05 \pm 0,03
24	0,26 \pm 0,04	0,13 \pm 0,04	0,05 \pm 0,01	0,05 \pm 0,02	0,28 \pm 0,15	0,21 \pm 0,08	0,15 \pm 0,03	0,17 \pm 0,01
29	0,44 \pm 0,18	0,12 \pm 0,2	0,05 \pm 0,03	0,37 \pm 0,24	0,36 \pm 0,04	0,28 \pm 0,09	0,32 \pm 0,08	0,18 \pm 0,22
33	0,58 \pm 0,19	0,2 \pm 0,06	0,24 \pm 0,15	0,09 \pm 0	0,4 \pm 0,04	0,32 \pm 0,03	0,44 \pm 0,19	0,36 \pm 0,15
36	0,97 \pm 0,2	0,71 \pm 0,16	0,4 \pm 0,12	0,56 \pm 0,22	0,94 \pm 0,45	0,81 \pm 0,27	1,05 \pm 0,18	0,84 \pm 0,32

Tableau A6 : Variation du coefficient A moyen (%) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne \pm écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 3 par station.

Profondeur (m)	Août 2018	Octobre 2018	Décembre 2018	Février 2019	Avril 2019	Mai 2019	Août 2019	Octobre 2019
5	42,8 \pm 26,04	29,17 \pm 14,43	13,89 \pm 17,33	54,81 \pm 8,98	75,4 \pm 6,87	69,72 \pm 9,14	47,78 \pm 13,47	25,26 \pm 3,18
10	80,56 \pm 17,35	30,28 \pm 9,14	13,1 \pm 12,54	58,93 \pm 3,09	54,17 \pm 7,22	41,11 \pm 8,39	38,1 \pm 32,99	26,85 \pm 5,78
15	66,67 \pm 11,55	20,95 \pm 7,19	4,76 \pm 8,25	29,43 \pm 7,68	27,98 \pm 38,15	23,61 \pm 12,03	22,22 \pm 25,46	40,28 \pm 8,67
19	38,33 \pm 37,53	15,74 \pm 13,7	11,57 \pm 11,14	22,22 \pm 13,39	28,37 \pm 12,38	22,22 \pm 25,46	42,86 \pm 24,74	40 \pm 17,32
24	23,33 \pm 25,17	21,2 \pm 16,29	13,1 \pm 1,03	34,26 \pm 9,76	35,56 \pm 3,85	32,38 \pm 29,32	57,62 \pm 19,71	26,98 \pm 19,97
29	6,67 \pm 11,55	4,17 \pm 7,22	4,76 \pm 8,25	26,85 \pm 27,82	14,29 \pm 14,29	25,56 \pm 30,97	41,67 \pm 17,56	12,54 \pm 5,22
33	8,33 \pm 14,43	27,38 \pm 28,65	4,76 \pm 8,25	13,33 \pm 12,58	30,16 \pm 14,55	32,22 \pm 13,47	19,84 \pm 7,65	11,11 \pm 19,25
36	20 \pm 20	42,22 \pm 15,4	0 \pm 0	30,36 \pm 18,81	23,81 \pm 21,82	45,24 \pm 4,12	37,1 \pm 20,24	18,89 \pm 20,09

Tableau A7 : Variation de la surface foliaire moyenne (cm²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne (\pm écart-type). Le nombre de faisceaux analysés est de 10 par station en juin 1993 et de 3 par station en mai 2019.

Profondeur (m)	Surface foliaire Juin 1993 (cm ²)	Surface foliaire Mai 2019 (cm ²)
5	123,40	185,63 \pm 26,06
10	166,08	216,06 \pm 76,9
15	152,11	237,3 \pm 144,46
19	150,25	152,18 \pm 66,48
24	214,38	191,79 \pm 69,84
29	177,46	138,04 \pm 20,12
31	128,13	/
33	/	109,72 \pm 46,06
35	109,04	/
36	/	123,7 \pm 56,25

Tableau A8 : Variation de l'indice foliaire moyen (m² feuilles/m² substrat) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne (\pm écart-type). Le nombre de faisceaux analysés est de 10 par station en juin 1993 et de 3 par station en mai 2019.

Profondeur (m)	Indice foliaire Juin 1993 (m ² feuille/m ² substrat)	Indice foliaire Mai 2019 (m ² feuilles/m ² substrat)
5	5,01	13,44 \pm 1,89
10	7,49	10,63 \pm 3,78
15	5,40	7,59 \pm 4,62
19	2,99	5,90 \pm 2,58
24	3,28	4,87 \pm 1,77
29	2,52	3,87 \pm 0,56
31	1,64	/
33	/	1,87 \pm 0,78
35	0,97	/
36	/	1,04 \pm 0,47

Tableau A9 : Variation de la biomasse foliaire moyenne (gp_{sec}/m²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne (\pm écart-type). Le nombre de faisceaux analysés est de 10 par station en juin 1993 et de 3 par station en mai 2019.

Profondeur (m)	Biomasse foliaire Juin 1993 (gp _{sec} /m ²)	Biomasse foliaire Mai 2019 (gp _{sec} /m ²)
5	158	683,16 \pm 175,81
10	302	474,36 \pm 160,13
15	178	367,05 \pm 209,75
19	96	270,5 \pm 147,54
24	109	256,97 \pm 116,93
29	85	157,09 \pm 46,53
31	56	/
33	/	68,87 \pm 28,81
35	32	/
36	/	42,19 \pm 24,3

Tableau A10 : Variation de la biomasse épiphyte moyenne (g_{Psec}/m²) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne (± écart-type). Le nombre de faisceaux analysés est de 10 par station en juin 1993 et de 3 par station en mai 2019.

Profondeur (m)	Biomasse épiphyte Juin 1993 (g _{Psec} /m ²)	Biomasse épiphyte Mai 2019 (g _{Psec} /m ²)
5	41	140,8 ± 80,66
10	54	98,05 ± 42,76
15	43	35,06 ± 10,55
19	12	31,38 ± 6,61
24	17	55,18 ± 9,84
29	13	44,07 ± 7,74
31	15	21,79 ± 10,33
33	/	21,79 ± 10,33
35	6	/
36	/	34,17 ± 13,79

Tableau A11 : Variation du rapport E/F moyen (sans unité) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne (± écart-type). Le nombre de faisceaux analysés est de 10 par station en juin 1993 et de 3 par station en mai 2019.

Profondeur (m)	Rapport E/F Juin 1993 (sans unité)	Rapport E/F Mai 2019 (sans unité)
5	0,26	0,21 ± 0,07
10	0,18	0,21 ± 0,04
15	0,24	0,10 ± 0,04
19	0,13	0,12 ± 0,06
24	0,15	0,21 ± 0,08
29	0,15	0,28 ± 0,09
31	0,27	/
33	/	0,32 ± 0,03
35	0,18	/
36	/	0,81 ± 0,27

Tableau A12 : Variation du coefficient A moyen (%) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne (± écart-type). Le nombre de faisceaux analysés est de 10 par station en juin 1993 et de 3 par station en mai 2019.

Profondeur (m)	Coefficient A Juin 1993 (%)	Coefficient A Mai 2019 (%)
5	30,20	69,72 ± 9,14
10	38,50	41,11 ± 8,39
15	37,50	23,61 ± 12,03
19	7,70	22,22 ± 25,46
24	6,70	32,38 ± 29,32
29	21,20	25,26 ± 30,97
31	17,20	/
33	/	32,22 ± 13,47
35	4,55	/
36	/	45,24 ± 4,12

Tableau A13 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Aluminium de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m), moyenne \pm écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 18 par station.

Profondeur (m)	Teneur en Al Feuilles (mg/kg _{Psec})	Teneur en Al Épiphytes (mg/kg _{Psec})
5	95,33 \pm 121,37	2196,71 \pm 1055,07
10	58,99 \pm 93,32	1431,11 \pm 742,39
15	43,58 \pm 65,82	763,27 \pm 315,08
19	52,91 \pm 95,38	1147,32 \pm 910,27
24	46,29 \pm 81,72	1411,08 \pm 619,08
29	60,98 \pm 60,08	2290,34 \pm 886,85
33	97,81 \pm 93,99	3096,8 \pm 877,3
36	76,31 \pm 57,4	3187,44 \pm 748,05

Tableau A14 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Vanadium de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m), moyenne \pm écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 18 par station.

Profondeur (m)	Teneur en V Feuilles (mg/kg _{Psec})	Teneur en V Épiphytes (mg/kg _{Psec})
5	1,76 \pm 0,86	6,45 \pm 2,06
10	2,58 \pm 1,14	5,08 \pm 1,78
15	3,25 \pm 2,45	5,74 \pm 3,49
19	3,21 \pm 2,14	5,56 \pm 3,54
24	4,26 \pm 4,66	6,96 \pm 3,29
29	4,26 \pm 5,76	9,94 \pm 5,86
33	3,45 \pm 2,4	9,80 \pm 3,07
36	19,53 \pm 31,7	19,54 \pm 18,18

Tableau A15 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Chrome de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m), moyenne \pm écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 18 par station.

Profondeur (m)	Teneur en Cr Feuilles (mg/kg _{Psec})	Teneur en Cr Épiphytes (mg/kg _{Psec})
5	0,31 \pm 0,13	3,42 \pm 1,65
10	0,87 \pm 1,69	8,26 \pm 13,73
15	0,34 \pm 0,2	3,71 \pm 3,02
19	0,65 \pm 1,1	3,07 \pm 1,8
24	0,38 \pm 0,25	3,99 \pm 3,82
29	0,61 \pm 0,46	4,67 \pm 1,23
33	0,63 \pm 0,61	6,44 \pm 4,17
36	0,43 \pm 0,22	5,59 \pm 1,47

Tableau A16 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{Psec}) en Fer de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m), moyenne \pm écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 18 par station.

Profondeur (m)	Teneur en Fe Feuilles (mg/kg _{Psec})	Teneur en Fe Épiphytes (mg/kg _{Psec})
5	87,88 \pm 50,92	1872,76 \pm 966,82
10	82,2 \pm 98,53	1018,99 \pm 639,15
15	50,73 \pm 33,87	568,14 \pm 220,92
19	50,64 \pm 9,67	748,8 \pm 551,68
24	49,76 \pm 8,1	824,31 \pm 273,95
29	71,71 \pm 19,89	1608,24 \pm 590,59
33	86,33 \pm 37,3	1997,85 \pm 565,68
36	83,54 \pm 17,36	2206,48 \pm 517,54

Tableau A17 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{sec}) en Nickel de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m), moyenne ± écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 18 par station.

Profondeur (m)	Teneur en Ni Feuilles (mg/kg _{sec})	Teneur en Ni Épiphytes (mg/kg _{sec})
5	19,39 ± 5,05	21,22 ± 5,05
10	27,99 ± 8,16	34,90 ± 17,32
15	26,77 ± 6,98	30,80 ± 12,09
19	27,60 ± 8,37	29,43 ± 4,92
24	28,36 ± 7,67	27,84 ± 4,62
29	25,95 ± 5,36	24,55 ± 5,53
33	21,75 ± 6,23	22,73 ± 4,62
36	22,51 ± 9,08	23,36 ± 7,05

Tableau A18 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{sec}) en Cuivre de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m), moyenne ± écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 18 par station.

Profondeur (m)	Teneur en Cu Feuilles (mg/kg _{sec})	Teneur en Cu Épiphytes (mg/kg _{sec})
5	12,34 ± 3,76	26,71 ± 12,68
10	10,71 ± 5,31	14,72 ± 5,84
15	9,00 ± 4,37	13,10 ± 5,24
19	8,64 ± 4,67	16,87 ± 10,3
24	10,29 ± 5,23	17,28 ± 6,61
29	7,53 ± 3,05	22,77 ± 8,32
33	8,41 ± 3,59	27,78 ± 6,49
36	8,57 ± 4,4	28,57 ± 6,38

Tableau A19 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{sec}) en Zinc de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m), moyenne ± écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 18 par station.

Profondeur (m)	Teneur en Zn Feuilles (mg/kg _{sec})	Teneur en Zn Épiphytes (mg/kg _{sec})
5	63,20 ± 16,25	56,98 ± 15,28
10	50,88 ± 13,48	42,62 ± 13,53
15	48,33 ± 9,84	60,20 ± 26,77
19	48,35 ± 12,07	49,79 ± 17,65
24	44,56 ± 11,5	44,58 ± 17,28
29	43,75 ± 11,66	43,71 ± 8,81
33	38,08 ± 10,44	39,49 ± 10,96
36	40,87 ± 12,71	41,62 ± 14,32

Tableau A20 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{sec}) en Molybdène de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m), moyenne ± écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 18 par station.

Profondeur (m)	Teneur en Mo Feuilles (mg/kg _{sec})	Teneur en Mo Épiphytes (mg/kg _{sec})
5	1,50 ± 0,33	1,67 ± 0,83
10	1,81 ± 0,6	1,15 ± 0,66
15	1,51 ± 0,36	1,36 ± 0,75
19	1,75 ± 0,64	1,38 ± 1,13
24	2,02 ± 1	1,76 ± 0,85
29	2,09 ± 2,63	1,48 ± 2,17
33	9,39 ± 20,53	4,06 ± 3,86
36	20,00 ± 23,71	21,96 ± 29,54

Tableau A21 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{P_{sec}}) en Cadmium de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m), moyenne ± écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 18 par station.

Profondeur (m)	Teneur en Cd Feuilles (mg/kg _{P_{sec}})	Teneur en Cd Épiphytes (mg/kg _{P_{sec}})
5	1,81 ± 0,37	1,68 ± 2,14
10	1,99 ± 0,61	0,89 ± 0,23
15	1,93 ± 0,34	1,25 ± 0,66
19	1,82 ± 0,42	0,97 ± 0,34
24	1,75 ± 0,53	0,98 ± 0,38
29	1,59 ± 0,28	1,09 ± 0,44
33	1,34 ± 0,48	0,84 ± 0,47
36	1,24 ± 0,32	0,72 ± 0,37

Tableau A22 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{P_{sec}}) en Plomb de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de décembre 2018 à octobre 2019, toutes périodes confondues, en fonction de la profondeur (m), moyenne ± écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 18 par station.

Profondeur (m)	Teneur en Pb Feuilles (mg/kg _{P_{sec}})	Teneur en Pb Épiphytes (mg/kg _{P_{sec}})
5	3,14 ± 2,08	21,36 ± 19,35
10	1,37 ± 0,35	7,90 ± 6,64
15	1,19 ± 0,34	8,08 ± 4,1
19	1,30 ± 0,35	6,24 ± 2,44
24	2,36 ± 2,42	17,25 ± 28,88
29	1,97 ± 0,51	9,06 ± 1,71
33	1,95 ± 0,53	9,82 ± 2,49
36	2,26 ± 0,67	11,12 ± 6,55

Tableau A23 : Variation de la concentration moyenne (mg/kg_{P_{sec}}) en éléments traces de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de 2008-2010 à 2018-2019, toutes périodes confondues, à 10 m de profondeur, moyenne ± écart-type.

Éléments traces	2008 - 2010 Feuilles (mg/kg _{P_{sec}})	2018 - 2019 Feuilles (mg/kg _{P_{sec}})	Éléments traces	2008 - 2010 Épiphytes (mg/kg _{P_{sec}})	2018 - 2019 Épiphytes (mg/kg _{P_{sec}})
	Al	39 ± 12		58,99 ± 93,32	Al
Fe	45 ± 5	82,2 ± 98,53	Fe	420 ± 74	1018,99 ± 639,15
Zn	70 ± 16	50,88 ± 13,48	Zn	110 ± 15	42,62 ± 13,53
Ni	23,1 ± 6	27,99 ± 8,16	Ni	10,1 ± 1,5	34,9 ± 17,32
Cu	7,92 ± 2,42	10,71 ± 5,31	Cu	3,5 ± 1,4	14,72 ± 5,84
V	3,78 ± 2,38	2,58 ± 1,14	V	10,41 ± 3,59	5,08 ± 1,78
Mo	1,96 ± 0,62	1,81 ± 0,6	Mo	1,23 ± 0,36	1,15 ± 0,66
Cd	2,18 ± 0,41	1,99 ± 0,61	Cd	2,16 ± 0,41	0,89 ± 0,23
Pb	0,87 ± 0,18	1,37 ± 0,35	Pb	3,82 ± 0,8	7,9 ± 6,64
Cr	0,19 ± 0,06	0,87 ± 1,69	Cr	1,25 ± 0,21	8,26 ± 13,73

Tableau A24 : Évolution (%) de la concentration moyenne en éléments traces de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata de 2008-2010 à 2018-2019, toutes périodes confondues, à 10 m de profondeur.

Évolution	Al	Fe	Zn	Ni	Cu	V	Mo	Cd	Pb	Cr
Feuilles	51,25	82,66	-27,31	21,19	35,18	-31,75	-7,44	-8,51	57,14	356,44
Épiphytes	83,95	142,62	-61,25	245,51	320,62	-51,17	-6,56	-58,61	106,91	560,71

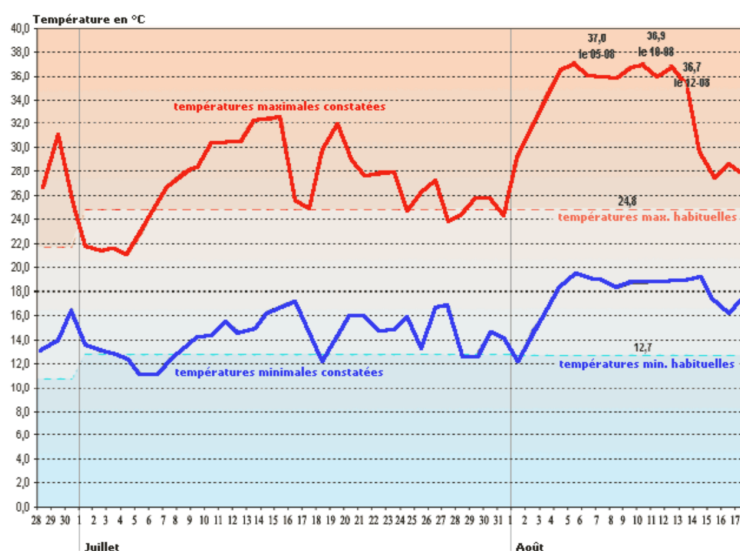


Figure A1 : Minimums et maximums de température de l'air en France du 28 juin 2003 au 17 août 2003 (Météo-France).

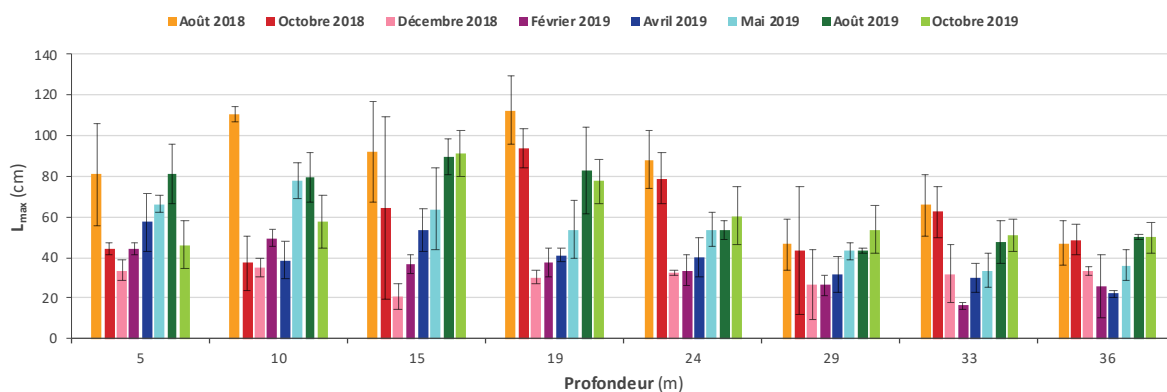


Figure A2 : Variation de la longueur maximale moyenne (cm) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m). Une barre colorée représente la longueur maximale moyenne d'une station pour une période.

Tableau A25 : Variation de la longueur maximale moyenne (cm) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata d'août 2018 à octobre 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne \pm écart-type. Le nombre de faisceaux analysés est de 3 par station.

Profondeur (m)	Août 2018	Octobre 2018	Décembre 2018	Février 2019	Avril 2019	Mai 2019	Août 2019	Octobre 2019
5	80,83 \pm 25,06	43,97 \pm 2,92	33,73 \pm 4,83	44,13 \pm 2,9	57,4 \pm 14,07	66,4 \pm 4,32	81,2 \pm 14,54	46,1 \pm 11,72
10	110,3 \pm 3,64	37,4 \pm 13,39	35,37 \pm 4,61	49,54 \pm 4,04	38,47 \pm 9,22	77,67 \pm 8,75	79,4 \pm 12,21	57,8 \pm 12,76
15	91,7 \pm 24,68	64,53 \pm 44,77	20,97 \pm 6,45	36,8 \pm 4,69	53,47 \pm 10,71	63,8 \pm 20,29	89,63 \pm 8,78	91,07 \pm 11,07
19	112,4 \pm 16,91	93,7 \pm 9,64	30,37 \pm 3,61	37,37 \pm 7,17	41,27 \pm 3,4	53,8 \pm 14,36	83,13 \pm 21,37	77,5 \pm 10,72
24	88,27 \pm 14,1	79,03 \pm 12,79	32,67 \pm 1,5	33,73 \pm 7,75	40,27 \pm 9,51	53,81 \pm 8,34	53,43 \pm 4,93	60,5 \pm 14,57
29	46,53 \pm 12,74	43,67 \pm 31,43	26,77 \pm 17,34	26,33 \pm 5,28	31,4 \pm 8,87	43,03 \pm 3,92	43,6 \pm 1,05	53,67 \pm 11,6
33	65,8 \pm 15,02	62,57 \pm 12,62	31,9 \pm 14,39	16,2 \pm 1,71	29,87 \pm 6,95	33,63 \pm 8,13	47,77 \pm 10,56	50,97 \pm 7,63
36	46,83 \pm 10,89	48,63 \pm 7,72	33,13 \pm 2,1	26 \pm 15,66	22,3 \pm 1,57	36,1 \pm 7,71	49,83 \pm 1,35	49,83 \pm 7,75

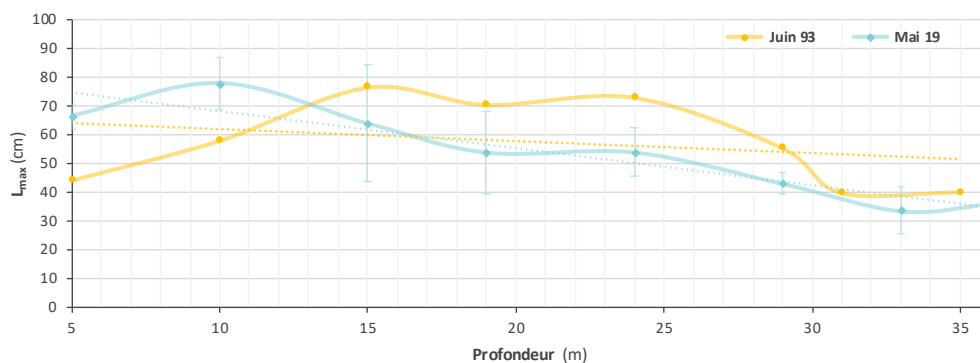


Figure A3 : Variation de la longueur maximale moyenne (cm) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m). Un point jaune (resp. losange bleu) représente la longueur maximale moyenne d'une station en juin 1993 (resp. mai 2019). Les moyennes sont disponibles uniquement pour 1993.

Tableau A26 : Variation de la longueur maximale moyenne (cm) de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en juin 1993 et mai 2019 en fonction de la profondeur (m), moyenne (\pm écart-type). Le nombre de faisceaux analysés est de 10 par station en juin 1993 et de 3 par station en mai 2019.

Profondeur (m)	Lmax Juin 1993 (cm)	Lmax Mai 2019 (cm)
5	44,20	66,40 \pm 4,32
10	58,00	77,67 \pm 8,75
15	76,50	63,80 \pm 20,29
19	70,50	53,80 \pm 14,36
24	73,00	53,81 \pm 8,34
29	55,50	43,03 \pm 3,92
31	39,90	/
33	/	33,63 \pm 8,13
35	40,10	/
36	/	36,10 \pm 7,71

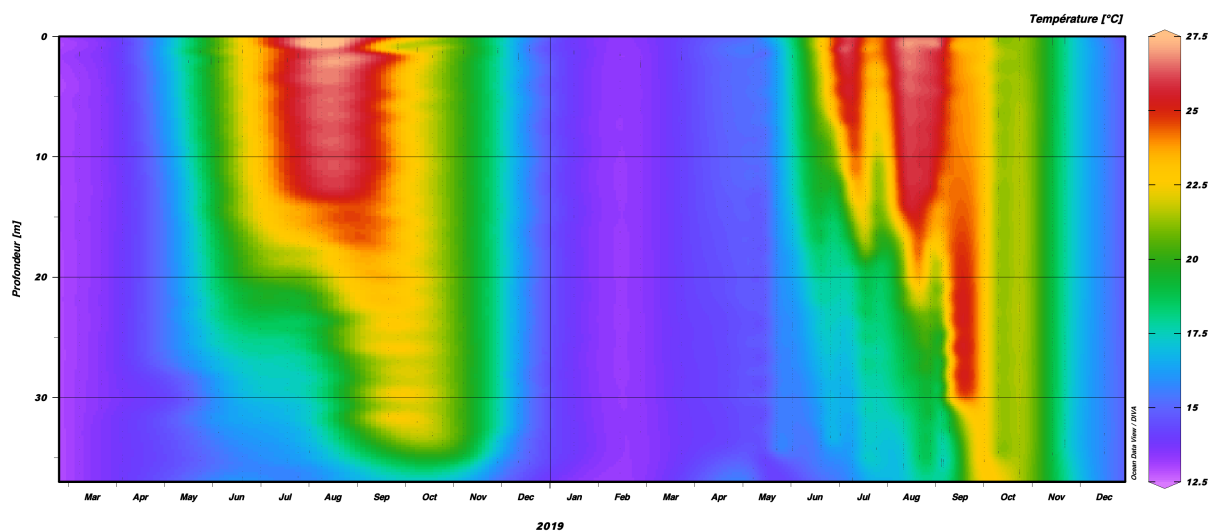


Figure A4 : Profil bathymétrique et temporel de la température de l'eau du golfe de la Revellata de mars 2018 à décembre 2019.

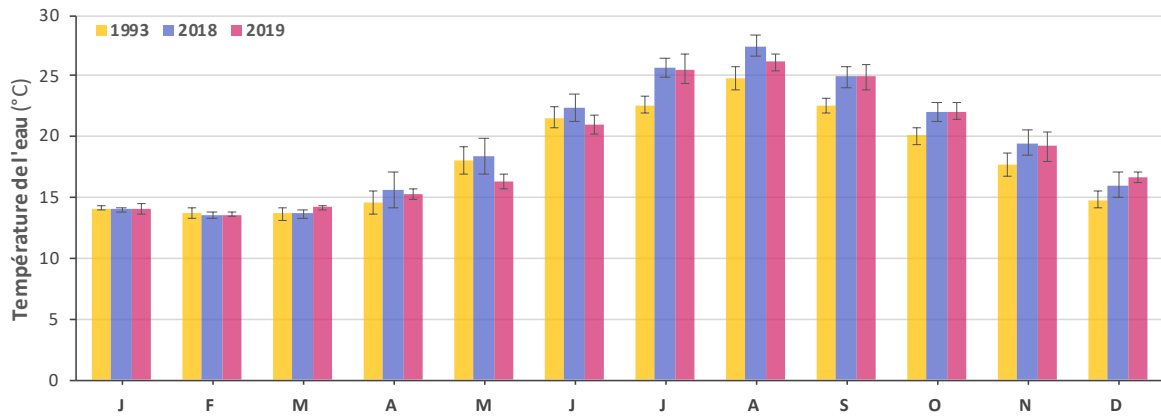


Figure A5 : Évolution de la température de l'eau moyenne en subsurface en 1993, 2018 et 2019, moyenne \pm écart-type.

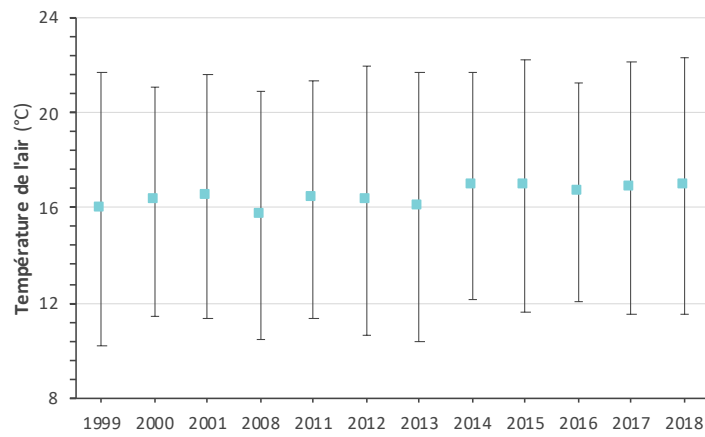


Figure A6 : Évolution de la température de l'air moyenne annuelle (°C) à Calvi, Corse.

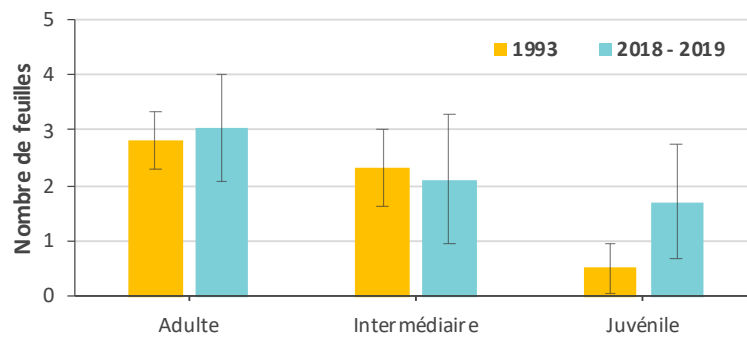


Figure A7 : Variation du nombre moyen des feuilles de l'herbier à *P. oceanica* du golfe de la Revellata en 1993 et 2018-2019, toutes périodes et stations confondues.