

Ministère de l'enseignement Supérieur et de la recherche Scientifique

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Badji Mokhtar Annaba University
Université Badji Mokhtar – Annaba

Faculté des Sciences

Département de Biologie



جامعة باجي مختار –
عنابة
كلية العلوم
قسم البيولوجيا

Thèse

Présentée pour obtenir le diplôme de

Doctorat En-Sciences

Spécialité : Biologie Animale

Par :

LAROUCI Nedjma

Thème :

**Contribution à l'étude du modèle de distribution spatiale du
phytoplancton dans la lagune El Mellah (Parc national d'El Kala)**

Thèse soutenue le 29 Janvier 2026. Devant le jury composé de :

N°	Nom et prénom	Grade	Etablissement	Qualité
01	BOUKHEROUFA- SAKRAOUI Ferial	Prof.	Université Badji Mokhtar -Annaba	Président
02	BENSOUILAH Mourad	Prof.	Université Badji Mokhtar -Annaba	Rapporteur
03	DJABOURABI Aicha	Prof.	Université Chadli Bendjedid - Eltarf	Examineur
04	BAKARIA Fateha	MCA	Université Chadli Bendjedid - Eltarf	Examineur
05	BOUALLEG Chahinez	Prof.	Université -Souk Ahras	Examineur
06	ROUAG-ZIANE Nadia	Prof.	Université Badji Mokhtar -Annaba	Examineur

Je dédie cette thèse à toute ma famille, qui m'a soutenue et encouragée jusqu'au bout

Remerciements

A l'issue de cette belle aventure scientifique, faite de doutes, d'apprentissages, de rencontres et de découvertes, je ressens le besoin sincère d'exprimer ma profonde gratitude à toutes celles et ceux qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de cette thèse.

*Je tiens tout d'abord à remercier Monsieur le Professeur **BENSOUILAH Mourad**, directeur de cette thèse, pour sa rigueur scientifique, son écoute bienveillante, ses conseils judicieux et ses encouragements. Je lui suis reconnaissante pour sa confiance, sa disponibilité et sa patience tout au long de ce parcours.*

*Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance à Monsieur **SAMAR Mohamed Faouzi**, mon époux et confrère, dont l'implication a été capitale. Au-delà de son aide physique lors des prélèvements complexes dans la lagune El Mellah, il est l'artisan de l'intégralité du traitement statistique de cette étude. Son expertise a permis d'introduire une approche novatrice et originale en matière d'analyse spatiale, une démarche inédite pour ce site d'étude. Je le remercie pour cette collaboration scientifique d'une grande richesse, ainsi que pour sa patience et son soutien indéfectible.*

*Je tiens à exprimer toute ma gratitude à Madame la Professeure **BOUKHEROUFA-SAKRAOUI Ferial**, de l'Université Badji Mokhtar - Annaba, pour l'honneur qu'elle m'a fait en acceptant de présider ce jury.*

Je suis profondément honorée par la présence de l'ensemble des examiantrices, que je remercie chaleureusement pour le temps qu'elles ont consacré à l'évaluation de cette thèse :

- *Madame la Professeure **BOUALLEG Chahinez** de l'Université Mohammed-Chérif Messaadia de Souk Ahras,*
- *Madame la Professeure **ROUAG-ZIANE Nadia** de l'Université Badji Mokhtar - Annaba.*
- *Madame la Professeure **DJABOURABI Aicha** de l'Université Chadli Bendjedid - El Tarf,*
- *Madame la Docteure **BAKARIA Fateha** de l'Université Chadli Bendjedid - El Tarf,*

Ma gratitude va également à l'université Chadli Bendjedid pour m'avoir offert les moyens matériels nécessaires à la réalisation de mes travaux de recherche, ainsi qu'au laboratoire « Biodiversité et Pollution des Ecosystèmes » pour l'accès aux équipements techniques.

Je souhaite exprimer mes remerciements au laboratoire « Ecologie des Milieux Marins et Littoraux » (EMMAL) pour son aide précieuse.

Mes sincères remerciements s'adressent également à la Direction du Parc National d'El Kala (PNEK), ainsi qu'à Monsieur Djeffal, gestionnaire de la lagune El Mellah, pour leur disponibilité, leur collaboration et pour nous avoir grandement facilité l'accès au site d'étude et le bon déroulement des travaux de terrain.

Je souhaite également exprimer ma reconnaissance à l'équipe de l'Institut National Agronomique de Tunis (INAT) pour leur accueil chaleureux et leur appui scientifique. Mes

remerciements vont en particulier à Madame KEFI Ons DALY Yahia, Professeure en océanographie et écologie du plancton, pour sa disponibilité et sa collaboration précieuse.

Je remercie du fond du cœur toute ma famille : ma mère, mon mari, mes filles Asma et Nour, ma tante, mes sœurs Imane, Djamila et Samia, pour leur soutien indéfectible, leur affection et leurs encouragements.

Je n'oublie pas de remercier également tous mes amis et collègues pour leurs encouragements tout au long de cette aventure.

Table des matières

Résumé

Liste des Abréviations

Liste des figures

Liste des Tableaux

Introduction1

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I : Généralités sur l'écosystème des lagunes méditerranéennes7

I.1. Définition et typologie des lagunes méditerranéennes7

I.2. Le mode de fonctionnement des lagunes méditerranéennes9

I.2.1. Le fonctionnement hydrologique9

I.2.2. Le Fonctionnement écologique10

I.3. Rôle et importance des lagunes méditerranéennes11

I.4. Pressions et facteurs de menace pesant sur les lagunes méditerranéennes12

CHAPITRE II. Le phénomène d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes.....14

II.1. Définition de l'eutrophisation14

II.2. Mécanismes de l'eutrophisation.....14

II.2.1. Facteurs de contrôle de l'eutrophisation14

II.2.2. Principaux mécanismes en jeu16

II.3. Dynamiques de l'eutrophisation et états écologiques alternatifs dans les lagunes19

II.4. Manifestations de l'eutrophisation en milieu lagunaire21

II.5 Processus de résilience écologique et phénomènes d'hystérésis23

CHAPITRE III. Le Modèle biologique. Le phytoplancton27

III.1. Caractères généraux du phytoplancton.....27

III.2. Approches modernes de classification et d'étude28

III.3. Importance écologique et fonctionnelle des phytoplanctons.....28

III.3.1. Rôle et structuration du phytoplancton dans les réseaux trophiques.....29

III.3.2. Cycles biogéochimiques (C, N, P, Si)30

III.3.3. Régulation climatique31

III.3.4. Services écosystémiques31

III.4. Adaptations écologiques et dynamiques phytoplanctoniques32

III.4.1. Adaptations morphologiques, physiologiques et comportementales32

III.4.2. Modèles conceptuels et dynamiques écologiques33

III.5. Influence des conditions environnementales sur le phytoplancton.....34

III.6. Interactions écologiques et recyclage des nutriments35

III.7. Les efflorescences algales nuisibles (HABs) dans les écosystèmes lagunaires	37
--	----

CADRE GENERAL D'ETUDE & METHODOLOGIE

CHAPITRE IV. Localisation et contexte géographique.....40

IV.1. Principales formations géologiques autour du lagune El Mellah	41
IV.2. Diversité des Formations Pédologiques	43
IV.3. Caractéristiques hydrologiques de la lagune El Mellah	44
IV.3.1. Bassin versant	44
IV.3.2. Réseau hydrographique et régime hydrologique	47
IV.4 Caractéristiques bathymétriques du lagune El Mellah	49
IV.5 Courantologie du lagune El Mellah	49
IV.6 Marées et dynamique hydrologique de la lagune El Mellah	50
IV.7 Caractéristiques climatiques de la région	52
IV.7.1 Régime thermique	52
IV.7.2. Isothermie.....	53
IV.7.3. Saisonnalité	55
IV.7.4. Régime des précipitations.....	56
IV.7.5. Radiations solaires	58
IV.7.6. Régime des vents :.....	59
IV.8. Occupation du sol et évolution	61
IV.8.1. Situation actuelle	61
IV.8.2. Evolution entre 1979 et 2004	62
IV.9. Valeur écologique de la lagune El Mellah	62
IV.9.1. Biodiversité floristique	62
IV.9.2. Biodiversité faunistique	63
IV.9.3. Importance écologique et fonctions écosystémiques.....	64
Chapitre V. Matériels et méthodes.....65	65
V.1. Echantillonnage.....	65
V.1.1. Stratégie spatiale et temporelle.....	65
V.1.2. Protocole de terrain	66
V.2. Méthodes d'étude au laboratoire	67
V.2.1. Dosage des éléments nutritifs	67
V.2.2. Dosage de la chlorophylle <i>a</i>	67
V.2.3. Analyse du phytoplancton : abondance et diversité taxonomique.....	69
V.3. Approches statistiques	72
V.3.1. Analyse unidimensionnelle : Modèle Linéaire Mixte (LME)	72

V.3.2. Analyse multidimensionnelle	73
1. ACP spatiale (multispati)	73
2. L'analyse STATIS.....	74
3. L'analyse CO-STATIS	76
V.3.3. Approche multidimensionnelle de caractérisation de la qualité de l'eau (Approche combinée ACP–WQI).....	77
V.3.4. Statistique spatiale	78
1. L'autocorrélation spatiale	78
2. Interpolation par krigeage ordinaire avec modèle sphérique	79
V.3.5. Approches écologiques de la diversité phytoplanctonique	81
1. Méthodes d'évaluation de la diversité alpha du phytoplancton	81
2. Méthode d'étude de la bêta Diversité	83
2.1 Diversité bêta temporelle : Indice TBI	83
2.2 Diversité bêta spatiale : Indice de Jaccard décomposé	84
2.3 Diversité bêta spatiale : approche multivariée (SCBD, LCBD)	85
RESULTATS & DISCUSSION	
Partie 1. Paramètres physico-chimiques et qualité de l'eau.....	89
CHAPITRE VI. Approche uni-dimensionnelle de l'évaluation de la qualité de l'eau de la lagune	
89	
VI.1. Résultats du modèle linéaire mixte pour la Température.....	89
VI.2. Résultats du modèle linéaire mixte pour le pH.....	91
VI.3. Résultats du modèle linéaire mixte pour la Conductivité électrique	93
VI. 4. Résultats du modèle linéaire mixte pour les Matières totales dissoutes	95
VI. 5. Résultats du modèle linéaire mixte pour la Salinité.....	97
VI.6. Résultats du modèle linéaire mixte pour l'Oxygène Dissous.....	99
VI.7. Résultats du modèle linéaire mixte pour les Phosphates.....	101
VI. 8. Résultats du modèle linéaire mixte pour les Nitrates.....	103
VI. 9. Résultats du modèle linéaire mixte pour les Nitrites	105
VI.10. Résultats du modèle linéaire mixte pour l'Ammonium	108
VI. 11. Résultats du modèle linéaire mixte pour la Silice	110
VI. 12. Résultats du modèle linéaire mixte pour la Chlorophylle <i>a</i>	113
VI. 13. Discussion des résultats du modèle linéaire mixte appliqué aux variables physico-chimiques dans la lagune El Mellah	116
CHAPITRE VII. Structure spatiale des paramètres physicochimiques	
122	
VII.1. Structure spatiale de la Température	122
VII. 2. Structure spatiale du pH.....	125

VII.3. Structure spatiale de l'Oxygène Dissous (DO)	127
VII.4. Structure spatiale de la Salinité	130
VII.5. Structure spatiale de la Conductivité électrique	133
VII.6. Structure spatiale des Matières totales dissoutes.....	135
VII.7. Structure spatiale de l' Ammonium.....	138
VII.8. Structure spatiale des Nitrites.....	140
VII.9. Structure spatiale des Nitrates	143
VII.10. Structure spatiale des Phosphates	146
VII.11. Structure spatiale de la Silice	149
VII.12. Structure spatiale de la Chlorophylle <i>a</i>	152
VII.13. Discussion de la dynamique spatiale saisonnière des paramètres physico-chimiques dans la lagune El Mellah	155
CAPITRE VIII. Analyse intégrée de la qualité de l'eau de la lagune -Approche combinée ACP-WQI	157
VIII.1. Interprétation de l'ACP spatiale de la matrice automnale et des deux composantes principales	157
VIII.2. Interprétation de l'ACP spatiale de la matrice hivernale et des deux composantes principales	161
VIII.3. Interprétation de l'ACP spatiale de la matrice printanière et des deux composantes principales	165
VIII.4. Interprétation de l'ACP spatiale de la matrice estivale et des deux composantes principales	169
VIII.5. L'analyse comparative des résultats saisonniers de l'ACP spatiale.....	173
VIII.6. Variation saisonnière de l'indice de qualité (WQI) des eaux de la Lagune	175
VIII.7. Discussion de l'analyse intégrée de la qualité de l'eau dans la lagune El Mellah ..	179
Partie 2 . Analyse de la diversité phytoplanctonique.....	182
CHAPITRE IX. Interprétation des paramètres de la diversité alpha.....	183
IX.1. Interprétation de la richesse spécifique phytoplanctonique et de sa structuration spatiale.....	183
IX.2. Interprétation et comparaison saisonnière de l'abondance et de sa structuration spatiale.....	185
IX.3 Analyse saisonnière de la diversité phytoplanctonique et de sa structuration spatiale	187
IX.4. Interprétation et comparaison saisonnière de l'équitabilité et de sa structuration spatiale.....	190
IX.5. Diversité alpha et diagnostic de l'état écologique de la lagune El Mellah.....	192
IX. 6. Discussion de la diversité alpha du phytoplancton dans la lagune El Mellah	194

CHAPITRE X. Analyse de la bêta-diversité spatiale des diatomées et de ses composantes	196
.....	
X.1 Analyse comparative de la bêta-diversité spatiale des diatomées et de ses composantes	198
.....	
X.2. Analyse de la relation entre pertes et gains	199
X.3 Structures spatiales saisonnières de la bêta-diversité spatiale et de ces composantes	200
X.4 Contribution spécifique à la Beta diversité spatiale	204
X.5 Contribution locale à la Beta diversité	206
X.6. Discussion de l'analyse de la bêta-diversité spatiale des diatomées et de ses composantes dans la lagune El Mellah	209
CHAPITRE XI. Analyse de la bêta-diversité temporelle des diatomées et de ses composantes	211
.....	
XI.1. Dynamique saisonnière des pertes et gains d'espèces de diatomées	211
XI. 2. Analyse de la relation entre de pertes et de gains	213
XI.3. Synthèse des dynamiques saisonnières des pertes et gains d'espèces de diatomées	215
XI.4. Structures spatiales saisonnières de la bêta-diversité temporelle et de ses composantes	216
.....	
XI.5. Interprétation des contributions spécifiques à la bêta-diversité temporelle	220
XI.6. Discussion de la Bêta-diversité temporelle des diatomées et de ses composantes dans la lagune El Mellah	222
DISCUSSION GENERALE	225
CONCLUSION GENERALE	228
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	233
Annexes	253

Contribution à l'étude du modèle de distribution spatiale du phytoplancton dans la lagune El Mellah (Parc national d'El Kala)

Résumé

La lagune El Mellah, située sur le littoral nord-est algérien, classée site Ramsar et intégrée au Parc National d'El Kala (PNEK), constitue un écosystème côtier méditerranéen d'une grande valeur écologique, mais particulièrement vulnérable aux pressions naturelles et anthropiques. Cette étude, menée sur un cycle saisonnier complet, vise à évaluer l'état écologique de la lagune à travers l'analyse spatio-temporelle des variables physico-chimiques et de la structure phytoplanctonique, tout en identifiant les signaux d'eutrophisation et les mécanismes de résilience du système.

Un échantillonnage intensif, réalisé sur 31 stations réparties sur l'ensemble du plan d'eau, a permis de mesurer les principales variables physico-chimiques et les concentrations en nutriments : température, pH, oxygène dissous, salinité, conductivité électrique, matières en suspension, chlorophylle *a*, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} et SiO_2 . Les données recueillies ont été analysées à l'aide d'approches unidimensionnelles (modèles linéaires mixtes) et multivariées (ACP-WQI) afin d'évaluer la qualité des eaux et de caractériser les gradients spatiaux et saisonniers.

La structure du phytoplancton a été étudiée à partir d'indices de diversité alpha (richesse spécifique, abondance, indice de Shannon et équitabilité) et bêta (spatiale et temporelle, SCBD, LCBD), avec une attention particulière portée aux diatomées, reconnues pour leur rôle bioindicatif. Les outils géostatistiques (indice de Moran, variogrammes, krigeage) ont permis de modéliser la distribution spatiale des variables et d'identifier des zones de forte productivité ou de stress écologique.

Les résultats mettent en évidence une variabilité saisonnière marquée des paramètres hydrologiques et une hétérogénéité spatiale prononcée entre les zones nord et sud de la lagune. La période estivale se caractérise par des températures élevées, une stagnation hydrique et une accumulation de nutriments favorisant les risques d'eutrophisation. Le cycle annuel des diatomées révèle une alternance entre des phases de diversification (printemps-été), dominées par des diatomées centriques (*Chaetoceros*, *Cyclotella*, *Aulacoseira*), et des phases de stabilisation ou de déclin (automne-hiver). L'analyse de la diversité bêta montre une structuration temporelle et spatiale non aléatoire, traduisant une cohérence écologique forte et une capacité de réorganisation de la structure des diatomées après perturbation. Certaines espèces, telles que *Paralia sulcata*, *Cymatopleura* et *Aulacoseira*, apparaissent comme des bioindicateurs sensibles des gradients environnementaux, tandis que d'autres, ubiquistes et tolérants, assurent la continuité fonctionnelle du système.

Les résultats indiquent que la lagune El Mellah présente un fonctionnement écologique globalement équilibré et une forte richesse spécifique, malgré une sensibilité marquée aux déséquilibres hydrologiques et trophiques liés aux pressions anthropiques et aux variations climatiques. Ces observations s'inscrivent dans la tendance générale observée dans d'autres lagunes méditerranéennes soumises à des contraintes similaires. L'approche méthodologique adoptée, combinant analyses physico-chimiques, indices de diversité et outils statistiques intégrés, s'est révélée particulièrement efficace pour appréhender la complexité spatio-temporelle de cet écosystème et identifier les zones potentiellement vulnérables. L'ensemble de ces résultats constitue une base scientifique solide pour le suivi écologique et la mise en place de stratégies de gestion durable de la lagune.

Mots-clés :

Lagune El Mellah, phytoplancton, diatomées, analyse spatiale, eutrophisation, bioindicateurs, diversité alpha et bêta, Indice de qualité de l'eau (WQI), résilience écologique.

Contribution to the study of the spatial distribution model of phytoplankton in the El Mellah Lagoon (El Kala National Park)

Abstract

The El Mellah Lagoon, located on the northeastern Algerian coast, is a Ramsar site integrated within the El Kala National Park (PNEK). This Mediterranean coastal ecosystem holds high ecological value but remains particularly vulnerable to increasing natural and anthropogenic pressures. This study, conducted over a complete seasonal cycle, aims to assess the ecological status of the lagoon through a spatio-temporal analysis of physicochemical variables and phytoplankton structure, while identifying eutrophication signals and the system's resilience mechanisms.

An intensive sampling campaign, carried out at 31 stations distributed throughout the water body, allowed the measurement of the main physicochemical variables and nutrient concentrations: temperature, pH, dissolved oxygen, salinity, conductivity, suspended particulate matter, chlorophyll *a*, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} and SiO_2 . The data were analyzed using unidimensional (Linear Mixed Models) and multivariate approaches (PCA–WQI) to evaluate water quality and to reveal spatial and seasonal gradients.

Phytoplankton structure was examined through alpha-diversity indices (species richness, abundance, Shannon index, and evenness) and beta-diversity metrics (spatial and temporal, SCBD, LCBD), with particular attention to diatoms due to their recognized bioindicator potential. Geostatistical tools (Moran's index, variograms, kriging) were applied to model the spatial distribution of variables and to identify areas of high productivity or ecological stress.

Results highlight a pronounced seasonal variability of hydrological parameters and a strong spatial heterogeneity between the northern and southern parts of the lagoon. The summer period is characterized by elevated temperatures, hydrodynamic stagnation, and nutrient accumulation, enhancing eutrophication risks. The annual diatom cycle shows an alternation between diversification phases (spring–summer), dominated by centric diatoms (*Chaetoceros*, *Cyclotella*, *Aulacoseira*), and stabilization or decline phases (autumn–winter). Beta-diversity analysis reveals a non-random temporal and spatial structuring, reflecting strong ecological coherence and a capacity for structural reorganization following disturbance. Certain species, such as *Paralia sulcata*, *Cymatopleura*, and *Aulacoseira*, emerge as sensitive bioindicators of environmental gradients, while others, more ubiquitous and tolerant, maintain the system's functional continuity.

Overall, the results indicate that the El Mellah Lagoon remains ecologically functional and species-rich, though sensitive to hydrological and trophic imbalances exacerbated by anthropogenic pressures and climate change. These trends are consistent with observations from other Mediterranean lagoons facing similar constraints. The integrated methodological framework combining physicochemical analyses, diversity indices, and statistical tools proved highly effective in capturing the spatio-temporal complexity of this ecosystem and identifying potential vulnerability zones. This study provides a robust scientific basis for long-term ecological monitoring and the development of sustainable management strategies for the lagoon.

Keywords:

El Mellah Lagoon, phytoplankton, diatoms, spatial analysis, eutrophication, bioindicators, alpha and beta diversity, Water Quality Index (WQI), ecological resilience.

المساهمة في دراسة نموذج التوزيع المكاني للعوالق النباتية في بحيرة الملاح (الحيضرة الوطنية للقالة)

ملخص

تُعدّ بحيرة الملاح، الواقعة على الساحل الشمالي الشرقي للجزائر، والمصنّفة ضمن مواقع رامسار والمدرجة في الحيضرة الوطنية للقالة (PNEK)، نظامًا بيئيًا ساحليًا متوسطيًا ذا قيمة إيكولوجية عالية، لكنه يظل هشًا أمام الضغوط الطبيعية والبشرية.

تهدف هذه الدراسة، التي أُنجزت على مدى دورة موسمية كاملة، إلى تقييم الحالة الإيكولوجية للبحيرة من خلال تحليل التغيرات الزمانية والمكانية للمتغيرات الفيزيائية-الكيميائية وبنية العوالق النباتية، مع تحديد مؤشرات الإثراء الغذائي وآليات المرونة البيئية للنظام.

تم تنفيذ حملة أخذ عينات مكثفة شملت 31 محطة موزّعة على كامل المسطح المائي، لقياس أهم المتغيرات الفيزيائية-الكيميائية وتركيز المغذيات: درجة الحرارة، الملوحة، الأس الهيدروجيني (pH)، الأوكسجين المذاب، الناقلية الكهربائية، المواد العالقة، الكلوروفيل "أ"، النترات (NO_3^-)، النتريت (NO_2^-)، الأمونيوم (NH_4^+)، الفوسفات (PO_4^{3-}) والسيليكا (SiO_2).

وقد تم تحليل البيانات باستخدام النماذج الخطية المختلطة (LME) والمقاربات متعددة المتغيرات (ACP-WQI) بهدف تقييم جودة المياه وتحديد التدرجات المكانية والموسمية.

تمت دراسة بنية العوالق النباتية من خلال مؤشرات التنوع ألفا (الغنى النوعي، الوفرة، مؤشر شانون، التوزيع المتكافئ) والتنوع بيتا (المكاني والزمني، SCBD وLCBD)، مع التركيز على الدياتومات إما لها من دور مؤشري بيئي هام. كما استُخدمت أدوات التحليل الجيوإحصائي (مؤشر موران، الفاريوغرام، وتقنية الكريغينغ) لنمذجة التوزيع المكاني للمتغيرات وتحديد المناطق ذات الإنتاجية العالية أو الضغط البيئي المرتفع.

أظهرت النتائج وجود تغير موسمي واضح في المتغيرات الهيدرولوجية وتباين مكاني ملحوظ بين المنطقتين الشمالية والجنوبية للبحيرة. وتميّز فصل الصيف بارتفاع درجات الحرارة وركود المياه وتراكم المواد المغذية، مما يزيد من مخاطر الإثراء الغذائي.

كشفت دراسة الدورة السنوية للدياتومات عن تناوب بين مراحل التنوع (الربيع-الصيف)، التي تهيمن عليها الدياتومات المركزية مثل (*Chaetoceros*, *Cyclotella*, *Aulacoseira*)، ومراحل الاستقرار أو التراجع (الخريف-الشتاء). كما أظهر تحليل التنوع بيتا وجود بنية مكانية وزمانية غير عشوائية، تعكس تماسكًا إيكولوجيًا قويًا وقدرة النظام على إعادة التنظيم بعد الاضطراب.

برزت بعض الأنواع مثل *Paralia sulcata*, *Cymatopleura* و *Aulacoseira* كمؤشرات حيوية حساسة للتدرجات البيئية، في حين تضمن أنواع أخرى واسعة الانتشار ومتسامحة الاستمرارية الوظيفية للنظام. تشير النتائج إلى أن بحيرة الملاح تتميز بعمل إيكولوجي متوازن نسبيًا وغنى نوعي مرتفع، رغم حساسيتها الواضحة للتغيرات الهيدرولوجية والتغذوية الناتجة عن الضغوط البشرية والتقلبات المناخية. تتوافق هذه النتائج مع ما تمّ تسجيله في بحيرات متوسطة أخرى تواجه ظروفًا مشابهة. وقد أثبتت المنهجية المتكاملة المعتمدة، التي تجمع بين التحاليل الفيزيائية-الكيميائية ومؤشرات التنوع والأدوات الإحصائية المكانية، فعاليتها في فهم التعقيد الزمني والمكاني للنظام البيئي وتحديد المناطق الأكثر هشاشة. وتُعدّ هذه النتائج قاعدة علمية متينة لدعم برامج الرصد البيئي المستمر ووضع استراتيجيات للإدارة المستدامة لبحيرة الملاح.

الكلمات المفتاحية:

بحيرة الملاح، العوالق النباتية، الدياتومات، التحليل المكاني، الإثراء الغذائي، المؤشرات الحيوية، التنوع ألفا وبيتا، مؤشر جودة المياه (WQI)، المرونة البيئية.

Liste des Abréviations

Abréviation	Signification
%	Pourcentage
°C	Degré Celsius
ACP	Analyse en Composantes Principales
AIC	Akaike Information Criterion (Critère d'Akaike)
B	Pertes de richesse spécifique
C	Carbone
C	Gains de richesse spécifique
Ca	Calcium
CE	Conductivité électrique
Chl <i>a</i>	Chlorophylle <i>a</i>
CS1 / CS2	Composantes spatiales 1 et 2
D	Diversité totale ou dissimilarité globale
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DEM	Digital Elevation Model (Modèle Numérique de Terrain)
DO	Dissolved Oxygen (Oxygène Dissous)
g	gramme
HABs	Harmful Algal Blooms (<i>efflorescences algales nuisibles</i>)
IFREMER	Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer
ind/ml	Individus par millilitre
K	Potassium
LCBD	Local Contribution to Beta Diversity
LME	Mixed linear model
Mg	Magnésium
MLM	Modèle Linéaire Mixte
Moran's I	Indice d'autocorrélation spatiale de Moran
N	Azote
NH₄⁺	Ammonium
NO₂⁻	Nitrites
NO₃⁻	Nitrates
P	Phosphore
Pa	Phéopigments
PC1	Première composante principale
pH	Potentiel Hydrogène
PNEK	Parc national d'El Kala
PO₄³⁻	Orthophosphates
PSU	Practical Salinity Unit
REML	Restricted Maximum Likelihood (Vraisemblance restreinte)
S	Soufre
SCBD	Species Contribution to Beta Diversity
SEQ-Eau	Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau
SiO₂	Silice
TBI	Temporal Beta-diversity Index
TDS	Total Dissolved Solids (matières totales dissoutes)
WQI	Water Quality Index (Indice de Qualité de l'Eau)
α	Diversité alpha
β	Diversité bêta

Liste des figures

N° Figure	Titre	Page
Figure 1	Schéma simplifié du fonctionnement hydrologique d'une lagune méditerranéenne	9
Figure 2	Le cycle biologique d'une lagune	12
Figure 3	Evolution schématique des facteurs de contrôle de l'eutrophisation le long du continuum terre-mer.	16
Figure 4	Représentation schématique du changement relatif (A) de la dominance des producteurs primaires ainsi que (B) des paramètres physiques et chimiques du milieu durant les phases d'eutrophisation.	17
Figure 5	Représentation schématique de la succession de réaction d'oxydation de la matière organique dans les sédiments en fonction du degré d'oxydoréduction.,	19
Figure 6	Modèle conceptuel de deux états stables alternatifs selon le gradient d'eutrophisation.(A) réponse graduelle de la végétation à l'augmentation des nutriments, (B) transition abrupte au-delà d'un seuil, impliquant un changement d'état fonctionnel de l'écosystème	20
Figure 7	Boucle de rétroaction contrôlant la stabilité des états alternatifs dans (A) les écosystèmes dominés par les herbiers et (B) en absence de végétation.	21
Figure 8	Représentation théorique d'un changement d'état lors d'un processus d'eutrophisation..	24
Figure 9	Représentation schématique de la biomasse du phytoplancton en fonction de la charge externe en nutriments lors de l'eutrophisation et de l'oligotrophisation durant les quatre étapes de régénération des lacs.	25
Figure 10	Diagramme en flux du module écologique de MARS3D, présentant les compartiments de la colonne d'eau et du sédiment ainsi que les échanges entre eux.	37
Figure 11	Localisation de la lagune El Mellah	40
Figure 12	Formations géologiques autour du lagune El Mellah	41
Figure 13	Formations pédologiques de la lagune El Mellah	43
Figure 14	Principaux sous-bassins hydrographiques de lagune El Mellah	45
Figure 15	Carte des pentes du bassin versant de la lagune El Mellah	46
Figure 16	Réseau hydrographique du bassin versant du lagune El Mellah,	47
Figure 17	Bathymétrie de la lagune El Mellah	49
Figure 18	Schémas de la circulation des eaux dans la lagune Mellah	51

Figure 19	Répartition spatiale des températures maximales, minimales et moyennes saisonnières dans la région du bassin versant de la lagune Mellah	52
Figure 20	Carte de l'isothermie dans la région du bassin versant de la lagune Mellah	54
Figure 21	Carte de la saisonnalité dans la région du bassin versant de la lagune Mellah	56
Figure 22	Répartition spatiale des précipitations maximales, minimales et moyennes annuelles dans la région du bassin versant de la lagune Mellah.	57
Figure 23	Répartition spatiale des radiations solaires maximales, minimales et moyennes saisonnières dans la région du bassin versant de la lagune Mellah	58
Figure 24	Répartition spatiale du régime des vents maximales, minimales et moyennes saisonnières dans la région du bassin versant de la lagune Mellah	60
Figure 25	Carte actuelle de l'Occupation du sol du bassin versant de la lagune El Mellah	61
Figure 26	Répartition des stations de prélèvement selon le protocole d'échantillonnage	65
Figure 27	Boxplot comparatif des températures entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable température (à droite)	90
Figure 28	Boxplot comparatif du pH entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable pH (à droite)	92
Figure 29	Boxplot comparatif de la conductivité électrique entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable CE (à droite)	94
Figure 30	Boxplot comparatif des matières totales dissoutes (TDS) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable TDS (à droite)	96
Figure 31	Boxplot comparatif de la salinité entre saisons par rapport aux normes (à gauche) Répartition spatiale de la variable salinité (à droite)	98
Figure 32	Boxplot comparatif de l'oxygène dissous (DO) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable OD (à droite)	99
Figure 33	Boxplot comparatif du phosphate (PO_4^{3-}) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable PO_4^{3-} (à droite)	101
Figure 34	Boxplot comparatif des nitrates (NO_3^-) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable NO_3^- (à droite)	103
Figure 35	Boxplot comparatif des nitrites (NO_2^-) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable NO_2^- (à droite)	106

Figure 36	Boxplot comparatif de l'ammonium (NH_4^+) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable NH_4^+ (à droite)	108
Figure 37	Boxplot comparatif de la silice entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable silice (à droite)	111
Figure 38	Boxplot comparatif de chlorophylle <i>a</i> (chl <i>a</i>) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable chl <i>a</i> (à droite)	113
Figure 39	Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour la Température	123
Figure 40	Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour le pH	127
Figure 41	Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour l' Oxygène Dissous	128
Figure 42	Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour la salinité	131
Figure 43	Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour la conductivité électrique	133
Figure 44	Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour les Matières totales dissoutes	136
Figure 45	Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour l'ammonium	138
Figure 46	Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour les nitrites	140
Figure 47	Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour les nitrates	143
Figure 48	Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour les phosphates	146
Figure 49	Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour les silicates	149

Figure 50	Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour la Chlorophylle <i>a</i>	152
Figure 51	Projection spatiale des stations et paramètres environnementaux selon les deux premières composantes principales (F1 × F2) de l'ACP Automne. Validation de la structuration spatiale par test de permutation et analyse de l'autocorrélation spatiale par les diagrammes de Moran.	157
Figure 52	Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS1(à Gauche)	159
Figure 53	Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS2 (à Gauche)	160
Figure 54	Projection spatiale des stations et paramètres environnementaux selon les deux premières composantes principales (F1 × F2) de l'ACP Hiver. Validation de la structuration spatiale par test de permutation et analyse de l'autocorrélation spatiale par les diagrammes de Moran.	161
Figure 55	Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS1(à Gauche). Variogramme expérimental et ajustement du modèle CS1 (à droite), période Hivers	163
Figure 56	Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS2 (à Gauche). Variogramme expérimental et ajustement du modèle CS2 (à droite), période Hivers	164
Figure 57	Projection spatiale des stations et paramètres environnementaux selon les deux premières composantes principales (F1 × F2) de l'ACP Printemps. Validation de la structuration spatiale par test de permutation et analyse	165
Figure 58	Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS1(à Gauche). Variogramme expérimental et ajustement du modèle CS1 (à droite), période Printemps	167
Figure 59	Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS 2 (à Gauche). Variogramme expérimental et ajustement du modèle CS2 (à droite), période Printemps	168
Figure 60	Projection spatiale des stations et paramètres environnementaux selon les deux premières composantes principales (F1 × F2) de l'ACP Eté. Validation de la structuration spatiale par test de permutation et analyse	169
Figure 61	Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS1(à Gauche). Variogramme expérimental et ajustement du modèle CS1 (à droite), période Eté	171
Figure 62	Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS 2(à Gauche)	172
Figure 63	Boxplot des valeurs de l'indice WQI. Comparaisons entre saisons	175
Figure 64	Histogrammes des coordonnées des variables sur la première composante. Comparaisons entre saisons	176
Figure 65	Cartes de distributions des motifs représentant les classes de qualité	177

Figure 66	Distribution spatiale des valeurs de richesse spécifiques	184
Figure 67	Distribution spatiale des valeurs de l'abondance phytoplanctonique	186
Figure 68	Distribution spatiale des valeurs de l'indice de diversité de Shannon	188
Figure 69	Distribution spatiale des valeurs de l'équitabilité	190
Figure 70	Boxplot comparaison de la Beta diversité spatiale et ses composantes intra et inter saisons	198
Figure 71	Modèles d'expression de la relation entre B et C. comparaison entre saison	199
Figure 72	Cartes d'interpolations représentant le modèle d'expression spatial de la bêta diversité totale spatiale et ses composantes à chaque saison	203
Figure 73	Graphique en rose illustrant la contribution des espèces de Diatomées à la bêta-diversité (SCBD) selon les saisons	204
Figure 74	Graphique en rose illustrant la contribution des stations à la bêta-diversité (LCBD) selon les saisons	206
Figure 75	Boxplots comparant la bêta-diversité temporelle totale des diatomées et ses composantes, entre et au sein des saisons.	211
Figure 76	Modèles d'expression de la relation entre B et C de la bêta-diversité temporelle des diatomées. Comparaison entre saison	213
Figure 77	Cartes d'interpolations représentant le modèle d'expression spatial de la TBI et de ses composantes au cours des différentes transitions saisonnières.	219
Figure 78	Graphique en rose illustrant la contribution des espèces de Diatomées à la bêta-diversité temporelle (SCBD) selon les saisons	220

Liste des Tableaux

N° Tableau	Titre	Page
Tableau 1	Principales méthodes utilisées pour le dosage des éléments nutritifs	67
Tableau 2	Comparaison synthétique entre l'indice TBI et la décomposition de l'indice de Jaccard pour l'évaluation de la diversité bêta	85
Tableau 3	Critères spatiaux du model CS1 (Automne)	159
Tableau 4	Critères spatiaux du model CS2 (Automne)	160
Tableau 5	Critères spatiaux du model CS1 (Hivers)	163
Tableau 6	Critères spatiaux du model CS2 (Hivers)	164
Tableau 7	Critères spatiaux du model CS1 (Printemps)	167
Tableau 8	Critères spatiaux du model CS2 (Printemps)	168
Tableau 9	Critères spatiaux du model CS1 (Eté)	171
Tableau 10	Critères spatiaux du model CS2 (Eté)	172
Tableau 11	Dynamique saisonnière des variables clés	173
Tableau 12	Test de Moran appliqué à la richesse spécifique saisonnière du phytoplancton	184
Tableau 13	Test de Moran appliqué à l'abondance phytoplanctonique	186
Tableau 14	Résultats du test de Moran appliqué à l'indice de Shannon	189
Tableau 15	Résultats du test de Moran appliqué à l'équitabilité.	191
Tableau 16	Valeurs saisonnières de l'indice de Moran et de sa significativité dans l'analyse de la structuration spatiale des diatomées	201
Tableau 17	Paramètres saisonniers des modèles de Variogramme empirique décrivant la structuration spatiale des diatomées (effet pépité, palier et portée)	201
Tableau 18	Résumé des variations saisonnières des composantes de la bêta-diversité temporelle des diatomées et des processus écologiques associés dans la lagune El Mellah	215
Tableau 19	Valeurs saisonnières de l'indice de Moran et de sa significativité (probabilité associée)	216
Tableau 20	Paramètres des modèles de Variogramme empirique selon les saisons (effet pépité, palier et portée)	217

INTRODUCTION

INTRODUCTION

Les écosystèmes lagunaires méditerranéens représentent des joyaux écologiques d'une importance capitale dans le paysage côtier méditerranéen. Ces milieux transitionnels, situés à l'interface dynamique entre les domaines continental et marin, constituent des zones de haute productivité biologique et de complexité hydrologique remarquable. Leur valeur écologique réside dans leur capacité à assurer une multitude de fonctions écosystémiques essentielles, notamment la régulation des flux biogéochimiques (nutriments, carbone, sédiments), le support d'une biodiversité exceptionnellement adaptée et le maintien de la productivité des pêcheries traditionnelles. Ces caractéristiques en font des zones d'intérêt majeur pour la conservation de la biodiversité et le maintien des services écosystémiques dans le bassin méditerranéen.

La nature intrinsèquement confinée de ces lagunes, combinée à une connectivité hydrologique complexe avec les bassins versants adjacents, les rend particulièrement vulnérables aux pressions anthropiques multiples et cumulatives. Ces pressions incluent notamment l'eutrophisation accélérée due aux apports agricoles, l'urbanisation côtière intensive, les modifications hydrologiques drastiques (barrages, détournements), et les diverses formes de pollution chimique et organique. Cette sensibilité accrue nécessite une attention particulière dans le contexte actuel de changements globaux, où l'augmentation de la pression anthropique sur les zones côtières s'intensifie de manière préoccupante.

La lagune El Mellah, située dans le nord-est algérien au sein du prestigieux complexe écologique d'El Kala, représente un cas d'étude emblématique de ces milieux sensibles. Classée site Ramsar et réserve de biosphère par l'UNESCO, cette lagune bénéficie théoriquement d'une protection internationale qui devrait garantir sa préservation. Son équilibre écologique délicat, régi par des apports marins, continentaux et anthropiques d'une grande complexité, est fortement dépendant des conditions hydro-climatiques variables et des interventions humaines dans son bassin versant (Boudiaf et al., 2016 ; Drardja et al., 2020).

Malgré son statut de protection prestigieux et sa richesse biologique reconnue, l'état écologique actuel de la lagune El Mellah n'a pas encore fait l'objet d'une évaluation intégrée et multifactorielle approfondie. Cette lacune scientifique persiste alors même que les menaces potentielles sur cet écosystème s'intensifient, laissant ainsi persister des incertitudes quant à son actualité écologique et sa capacité de résilience face aux perturbations. L'absence de diagnostic écologique complet compromet l'élaboration de stratégies de gestion adaptative efficaces pour sa conservation à long terme.

La stabilité des écosystèmes lagunaires méditerranéens repose sur des interactions dynamiques complexes entre les facteurs abiotiques, la disponibilité en nutriments et la structure des communautés biologiques. Le risque majeur qu'ils encourent est sans conteste l'eutrophisation, un processus d'enrichissement excessif en nutriments qui conduit à des déséquilibres écologiques profonds. Ce phénomène se manifeste par des proliférations algales massives, une hypoxie sévère, des modifications de la structure trophique et une altération des services écosystémiques (Cloern, 2001 ; Howarth & Marino, 2006 ; Cloern et al., 2016).

Face à ce constat préoccupant, le développement d'indicateurs écologiques robustes, intégrant simultanément des variables environnementales, chimiques et biologiques, devient essentiel pour établir un diagnostic précoce et évaluer la résilience de l'écosystème face aux perturbations multiples (Borja et al., 2016 ; Ferreira et al., 2017). Cette approche intégrative est particulièrement cruciale dans le contexte méditerranéen où les écosystèmes lagunaires subissent des pressions croissantes tout en jouant un rôle socio-économique important pour les populations locales.

Pour comprendre la complexité écologique de la lagune El Mellah, cette étude adopte une approche intégrée combinant plusieurs outils statistiques modernes. L'objectif est de saisir les interactions entre les variables physico-chimiques, biologiques et spatiales afin de mieux évaluer l'état écologique du système. L'utilisation de modèles statistiques avancés permet d'identifier les facteurs saisonniers et spatiaux influençant la dynamique des communautés phytoplanctoniques, tout en tenant compte des variations naturelles et de la structure hiérarchique des données (Zuur et al., 2009 ; Harrison et al., 2018). Par ailleurs, des analyses multivariées offrent la possibilité de révéler les gradients écologiques multidimensionnels et les relations complexes entre les paramètres abiotiques et la distribution des espèces (Thioulouse et al., 2018 ; Abdennour et al., 2019). L'association de ces techniques avec des indices synthétiques de qualité de l'eau, tels que le WQI, permet une évaluation intégrée et compréhensible de l'état écologique, facilitant ainsi la communication des résultats vers les gestionnaires et décideurs (Abbasi & Abbasi, 2012 ; García et al., 2020).

La prise en compte de la dimension spatiale, grâce à des outils de géostatistique, contribue à cartographier l'hétérogénéité des variables environnementales et à identifier les zones écologiquement sensibles, guidant ainsi les stratégies de gestion adaptées (Fortin & Dale, 2005 ; Bouzid et al., 2020). Cette approche holistique, combinant analyses statistiques, multivariées et spatiales, constitue le fondement d'une compréhension approfondie du fonctionnement écologique de la lagune.

Parmi les compartiments biologiques, le phytoplancton, et plus particulièrement les diatomées, constitue un indicateur de choix pour le diagnostic écologique en milieu lagunaire. Ces producteurs primaires, situés à la base des réseaux trophiques aquatiques, répondent rapidement et précocement aux perturbations naturelles et anthropiques, faisant d'eux des sentinelles efficaces des changements environnementaux (Reynolds, 2006 ; Winder & Cloern, 2010). Leur temps de génération court et leur sensibilité aux conditions environnementales en font des bioindicateurs précieux pour le suivi de la qualité des eaux.

Leur diversité spécifique, leur composition communautaire et leur structure fonctionnelle sont désormais intégrées dans les protocoles modernes d'évaluation de la qualité des eaux, adoptés dans de nombreux cadres de gestion écologique et de suivi environnemental (Poikane et al., 2020). Les diatomées, microalgues siliceuses ubiquistes, sont reconnues comme des bioindicateurs extrêmement sensibles aux gradients de nutriments, de salinité, de turbidité et de pollution organique (Trobajo et al., 2013 ; Rovira et al., 2015 ; Benoit et al., 2022).

Leur utilisation dans le diagnostic écologique de diverses lagunes méditerranéennes (Thau, Mar Menor, Bizerte) a amplement démontré leur utilité pour caractériser l'état trophique, identifier les signes précoces de dégradation environnementale et évaluer l'efficacité des mesures de gestion (Romdhane et al., 2018 ; Pérez-Ruzafa et al., 2019). Leur application dans le contexte de la lagune El Mellah représente donc une opportunité unique d'évaluation écologique fine.

Afin d'appréhender l'impact des pressions naturelles et anthropiques sur la structure et la résilience des communautés phytoplanctoniques de la lagune El Mellah, cette thèse s'inscrit dans une approche écologique intégrée de la biodiversité, fondée sur le cadre conceptuel de la diversité alpha et bêta proposé par Whittaker (1972) et largement développé par la suite (Magurran, 2004 ; Tuomisto, 2010).

La diversité alpha traduit la complexité interne des communautés locales et constitue un indicateur synthétique de l'état écologique des écosystèmes aquatiques. Elle intègre à la fois la richesse spécifique et la répartition relative des abondances. Dans les écosystèmes lagunaires, caractérisés par une forte variabilité environnementale, ces métriques permettent d'interpréter les réponses des assemblages phytoplanctoniques aux gradients trophiques et hydrodynamiques (Cloern, 2001 ; Reynolds, 2006).

La diversité bêta, quant à elle, apporte une dimension spatiale et temporelle essentielle à la compréhension des dynamiques communautaires. Elle permet d'analyser les variations de composition spécifique entre sites et entre périodes, en distinguant notamment les processus de remplacement d'espèces (turnover) des phénomènes d'emboîtement ou d'appauvrissement des

communautés (Baselga, 2010 ; Anderson et al., 2011). Cette approche est particulièrement pertinente dans les systèmes lagunaires méditerranéens, dont le fonctionnement repose sur des gradients écologiques marqués et des équilibres dynamiques souvent instables (Guelorget & Perthuisot, 1983, 1992).

L'analyse conjointe des différentes composantes de la diversité permet d'examiner les relations entre biodiversité, stabilité et fonctionnement des écosystèmes, problématique centrale en écologie contemporaine (Tilman et al., 1997 ; Cardinale et al., 2012). Elle offre ainsi un cadre interprétatif pertinent pour identifier les secteurs à forte singularité écologique ainsi que les taxons jouant un rôle structurant dans l'organisation, le maintien de la stabilité et la résilience.

Dans ce contexte, l'objectif général de cette thèse est d'évaluer de manière intégrée l'état écologique de la lagune El Mellah en croisant l'analyse des paramètres physico-chimiques, des nutriments et de la structure des communautés phytoplanctoniques, avec une attention particulière portée aux diatomées en tant que bioindicateurs sensibles des variations environnementales. Cette approche vise à appréhender la variabilité spatiale et saisonnière de l'écosystème lagunaire, à identifier les secteurs écologiquement vulnérables et à mieux comprendre les mécanismes structurant la dynamique biologique de la lagune.

Les objectifs spécifiques de l'étude consistent à :

- Caractériser et cartographier les variations saisonnières et spatiales des paramètres physico-chimiques et des nutriments ;
- Evaluer la qualité de l'eau et le statut trophique de la lagune ;
- Analyser la composition, la distribution et la diversité du phytoplancton, avec un accent particulier sur les diatomées ;
- Quantifier les composantes alpha et bêta de la diversité et identifier les espèces de diatomées et sites à contribution écologique majeure ;
- Localiser les zones écologiquement sensibles à l'aide d'approches spatiales multi-échelles ;
- Apprécier la capacité de résilience de l'écosystème face aux perturbations naturelles et anthropiques.

La thèse est structurée en plusieurs parties complémentaires. Une première partie bibliographique situe l'étude dans le contexte des lagunes méditerranéennes, en abordant leurs caractéristiques fonctionnelles, les processus d'eutrophisation et le rôle du phytoplancton comme indicateur biologique. La seconde partie présente le cadre général de l'étude et la méthodologie, incluant la description du site, les protocoles d'échantillonnage et les outils analytiques.

Les résultats sont organisés en deux grandes parties. La première est consacrée à l'analyse des paramètres physico-chimiques et à l'évaluation de la qualité de l'eau, à travers des analyses unidimensionnelles et géostatistiques, complétées par une approche intégrée ACP–WQI. La seconde porte sur l'analyse de la diversité et de la distribution du phytoplancton, avec un accent particulier sur les diatomées, en mettant en évidence les dynamiques saisonnières, les gradients spatiaux et les espèces bioindicatrices.

L'ensemble des résultats est synthétisé dans une discussion générale, qui replace les observations dans un contexte méditerranéen plus large et en souligne les implications pour la compréhension du fonctionnement écologique et la gestion durable des écosystèmes lagunaires. La thèse s'achève par une conclusion générale récapitulant les principaux acquis scientifiques et les perspectives de recherche future.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I : Généralités sur l'écosystème des lagunes méditerranéennes

Le concept de milieu paralytique a émergé dans les années 1980. Dérivé du grec *para* « à côté de » et *halos* « le sel », il a été formalisé par Guelorget et Perthuisot (1983). Ce domaine englobe une mosaïque d'écosystèmes, incluant les lagunes ou étangs littoraux, les lagons, les marais maritimes et salants, les mangroves, les deltas, les estuaires, les baies, les rias (ou abers) ainsi que les fjords.

Ces milieux partagent des caractéristiques communes, car ils se situent à l'interface entre les domaines continental et marin. Cette position particulière leur permet de recevoir simultanément des apports en eau salée d'origine marine et des apports en eau douce provenant du continent.

Les milieux paralytiques sont généralement plus ou moins confinés et relativement riches en éléments nutritifs, ce qui favorise une forte productivité biologique et leur confère une biodiversité souvent remarquable. Toutefois, ils présentent des différences notables en termes de genèse, de morphologie et de dimensions. Leur composition physico-chimique dépend principalement de l'équilibre entre les apports d'eau douce et d'eau marine, ainsi que du degré de confinement hydrodynamique (Guelorget, 1985).

I.1. Définition et typologie des lagunes méditerranéennes

Les lagunes méditerranéennes constituent des écosystèmes aquatiques littoraux, situés à l'interface entre le continent, relativement stable, et deux éléments dynamiques, la mer et l'atmosphère. Ces systèmes, en constante évolution, se présentent comme de véritables géosystèmes où interagissent, à différentes échelles de temps et d'espace, des processus naturels et des activités anthropiques. Par leur position géographique de transition entre terre et mer, elles s'intègrent pleinement aux zones humides (Barnaud, 1991).

Ces lagunes se définissent comme des plans d'eau salée ou saumâtre de faible profondeur, isolés de la mer par un cordon littoral sableux appelé lido. Elles communiquent avec la mer par un grau, passe étroite pouvant être permanente ou temporaire (George & Verger, 2004). Dans l'usage local, le terme « étang » est fréquemment employé pour désigner une lagune.

La typologie des lagunes repose sur plusieurs critères : leur origine géomorphologique (tectonique, fluviale ou marine), leur degré de confinement (ouverture totale, partielle ou fermeture quasi complète), leur connectivité avec la mer (communication permanente ou intermittente), leur hydrodynamisme (renouvellement rapide ou lent des eaux), leur niveau

trophique (oligotrophe, mésotrophe ou eutrophe), ainsi que leurs usages anthropiques (aquaculture, saliculture, activités récréatives, etc.) (Guelorget & Perthuisot, 1983 ; Kjerfve, 1994 ; Basset et al., 2006 ; Newton et al., 2014).

Sur le plan fonctionnel, Guelorget et Perthuisot (1983) ont proposé une typologie fondée sur les gradients de confinement hydrologique. Cette approche distingue des zones lagunaires en fonction de leur éloignement du grau, de la salinité et de la teneur en oxygène, permettant d'expliquer la distribution spatiale des communautés biologiques.

Les lagunes méditerranéennes se caractérisent par de fortes variations de salinité et de niveau d'eau, liées aux apports fluviaux, aux précipitations et, dans une moindre mesure, aux marées (Guelorget & Perthuisot, 1983 ; Kjerfve, 1994). Leur genèse est généralement associée à la formation de cordons littoraux isolant une portion marine et créant un plan d'eau semi-fermé (George & Verger, 2004). Après la dernière glaciation, la remontée du niveau marin a submergé les zones basses côtières, formant des lagunes par accumulation de dépôts sédimentaires d'origine fluviale et marine (Guelorget, 1985). Sous l'influence des vagues, des courants marins et des marées, ces dépôts se sont organisés en cordons littoraux, tandis que les mouvements tectoniques ont contribué à la formation de dépressions propices à l'installation de ces systèmes lagunaires (Barnaud, 1991 ; Kjerfve, 1994).

Dans ce contexte, la lagune El Mellah, située dans la wilaya d'El Tarf (nord-est de l'Algérie), illustre parfaitement ce type de formation. Son origine est liée à la transgression marine post-glaciaire et aux apports sédimentaires fluviaux ayant favorisé la constitution de cordons littoraux et de barres sableuses. L'action combinée des vagues, des courants marins et des marées a ensuite façonné ces formations, structurant progressivement la lagune. Elle s'inscrit dans un cadre morphologique dominé par des collines d'alluvions quaternaires, remodelées par les mouvements tectoniques (Morel, 1967). Selon Guelorget et al. (1989), la lagune El Mellah correspond initialement à une dépression endoréique lacustre würmienne, envahie par la mer au cours de la transgression flandrienne.

I.2. Le mode de fonctionnement des lagunes méditerranéennes

I.2.1. Le fonctionnement hydrologique

a. Le bilan hydrique

Le bilan hydrique des lagunes méditerranéennes dépend des apports directs, indirects et des pertes. Il est principalement influencé par le climat méditerranéen.

On distingue (**Fig. 1**) :

Les apports d'eau douce : Ils comprennent les précipitations directes sur la lagune, les eaux de ruissellement issues du bassin-versant, les cours d'eau, les canaux, ainsi que les sources et les résurgences (Guelorget & Perthuisot, 1992).

Les apports d'eau salée : Par le biais des graus, des échanges s'effectuent entre la lagune et la mer. Ils sont conditionnés par la direction et l'intensité des vents ainsi que par les marées semi-diurnes, lunaires ou barométriques (Anthony, 2008).

Les pertes par évaporation : L'évaporation est liée à l'ensoleillement, aux températures de l'air et au vent. Ces pertes sont non négligeables et doivent être prises en compte puisqu'elles sont souvent supérieures à la quantité de précipitations reçue directement sur le plan d'eau (Boucekima, 1998).

Ces apports et ces pertes varient selon les saisons, une variable déterminante dans la prise en compte du processus d'eutrophisation qu'ils occasionnent. Le bilan hydrique contribue à modifier en permanence les paramètres physico-chimiques des eaux lagunaires. En effet, si les apports en eau douce sont importants, la teneur en sel de l'eau sera plus faible que si les pertes par évaporation dominent. Les lagunes auront donc des eaux plus ou moins saumâtres selon le bilan hydrique (Nicholls & Cazenave, 2010).



Figure 1. Schéma simplifié du fonctionnement hydrologique d'une lagune méditerranéenne (Trinquier, 2009)

b. L'hydrodynamisme

L'hydrodynamisme désigne l'ensemble des mouvements des eaux dans la lagune, permettant un brassage essentiel à la dynamique de ces écosystèmes. La circulation des eaux lagunaires est conditionnée par plusieurs facteurs, notamment l'intensité et la direction des vents, les marées, et la morphologie du bassin de la lagune (Guelorget & Perthuisot, 1992). En Méditerranée, les marées ont une faible importance comparée à d'autres régions, mais elles contribuent tout de même à la circulation des eaux (Anthony, 2008). Les vents jouent un rôle majeur en induisant des courants superficiels et en facilitant le mélange des eaux (Boucekima, 1998). La forme du bassin de la lagune influence également la manière dont l'eau circule, affectant ainsi la distribution des sédiments et des nutriments (McClennen, Valette-Silver, & Rosen, 1997).

c. Régulation des écoulements de surface

Les lagunes reçoivent des apports en eau douce provenant du réseau hydrographique drainant leur bassin-versant. Elles jouent un rôle crucial de régulation hydrologique grâce à leur capacité de stockage et de transit. La capacité de stockage est évaluée en fonction du volume d'eau que peut accumuler la lagune, ce qui dépend de son niveau (Guelorget & Perthuisot, 1992). Les lagunes peuvent stocker de grandes quantités d'eau, ce qui est particulièrement important pendant les périodes de précipitations abondantes ou de crues. Cette capacité permet de tamponner les variations hydrologiques et de prévenir les inondations dans les zones environnantes.

La capacité de transit fait référence au fait qu'une lagune peut servir de réservoir temporaire et qu'elle peut redistribuer les eaux vers les graus ou les canaux (Anthony, 2008).

I.2.2. Le Fonctionnement écologique

Les écosystèmes lagunaires sont des milieux dynamiques où les interactions entre les éléments biotiques et abiotiques déterminent leur équilibre écologique. Leur fonctionnement repose sur un biotope spécifique, caractérisé par des facteurs tels que la salinité, la température et la composition chimique de l'eau, ainsi que sur une biocénose riche comprenant des espèces végétales, animales et microbiennes (Newton et al., 2014).

La production primaire, assurée par les plantes aquatiques et le phytoplancton, constitue la base du réseau trophique lagunaire. Ces organismes convertissent l'énergie lumineuse et les sels minéraux en biomasse, soutenant ainsi les niveaux trophiques supérieurs, incluant les herbivores, les carnivores et les décomposeurs (Cloern et al., 2014). (**Fig. 2**)

Les apports en eau douce et salée régulent la disponibilité des nutriments essentiels à la productivité biologique des lagunes. Toute variation de ces apports peut modifier la salinité et influencer l'ensemble de l'écosystème (Duarte et al., 2009). Un excès de nutriments d'origine anthropique peut entraîner l'eutrophisation, favorisant la prolifération d'algues et la diminution de l'oxygène dissous, ce qui perturbe les chaînes alimentaires et menace l'équilibre écologique (Smith et al., 2006).

Les sédiments, composés de sable, d'argile, de limon et de vase, jouent également un rôle clé dans la régulation des nutriments. En accumulant l'azote et le phosphore, ils contribuent à limiter leur concentration dans l'eau et influencent ainsi la qualité de l'écosystème lagunaire (Wang et al., 2022). Toutefois, en cas de brassage par le vent ou de courants intenses, ces sédiments peuvent être remis en suspension, libérant les nutriments piégés dans la colonne d'eau et provoquant des déséquilibres écologiques (Cloern et al., 2017 ; O'Boyle et al., 2017).

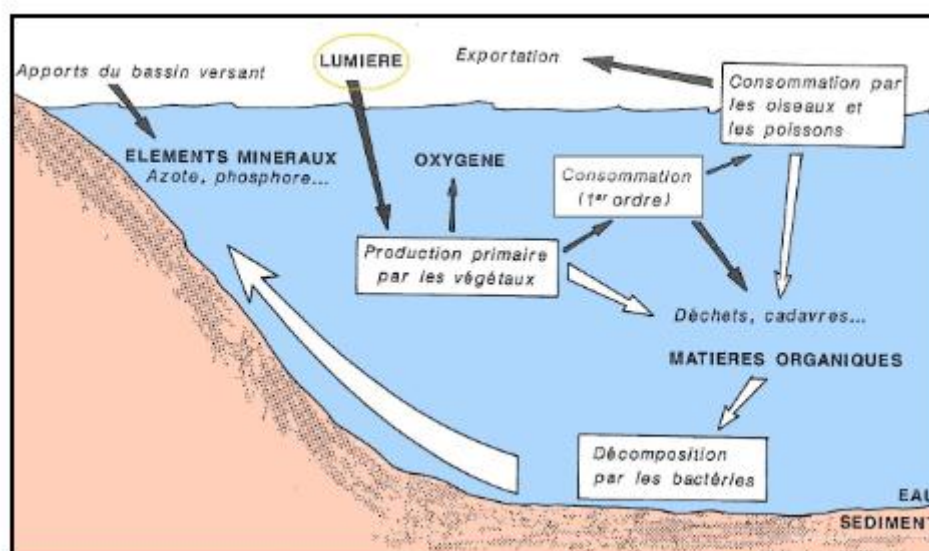


Figure 2. Le cycle biologique d'une lagune (Conseil régional du Languedoc Roussillon, 1990)

I.3. Rôle et importance des lagunes méditerranéennes

Les lagunes méditerranéennes jouent un rôle essentiel sur les plans écologique, économique et social. Elles abritent une biodiversité remarquable, régulent les écosystèmes et soutiennent diverses activités humaines (García-Rodríguez & Manzano, 2020). Ces écosystèmes accueillent une faune et une flore variées, comprenant des espèces endémiques et migratoires. Ils constituent des habitats indispensables pour de nombreux oiseaux, poissons, invertébrés et plantes, contribuant ainsi à la préservation de la biodiversité à l'échelle régionale et mondiale.

(García-Rodríguez & Manzano, 2020). Par ailleurs, les lagunes remplissent des fonctions écologiques vitales : elles filtrent l'eau, piègent les sédiments et les nutriments, et régulent les cycles biogéochimiques. Elles jouent également le rôle de zones tampons en atténuant les inondations et les tempêtes côtières (Ibáñez & Prat, 2020).

En outre, elles soutiennent des secteurs économiques majeurs tels que la pêche, l'aquaculture et le tourisme. Les produits issus de ces activités représentent une ressource importante pour les populations locales, tandis que l'attrait touristique des lagunes contribue de manière significative à l'économie régionale (Pérez-Ruzafa et al., 2011). Ces milieux constituent également des sites privilégiés pour la recherche scientifique et l'éducation environnementale, en offrant la possibilité d'étudier les processus écologiques et d'analyser les impacts du changement climatique et des activités humaines sur les écosystèmes côtiers (Gamito & Erzini, 2005).

Cependant, malgré leur importance, les lagunes méditerranéennes demeurent des milieux fragiles, menacés par l'urbanisation, la pollution et les modifications hydrologiques. Leur préservation nécessite la mise en place de stratégies de gestion durable visant à assurer leur pérennité et le maintien de leurs services écosystémiques au profit des générations futures (Newton & Icely, 2002).

I.4. Pressions et facteurs de menace pesant sur les lagunes méditerranéennes

Bien qu'essentielles, les lagunes méditerranéennes subissent de nombreuses pressions qui compromettent leur intégrité écologique et leur fonctionnalité. Ces menaces, principalement d'origine anthropique et climatique, affectent la biodiversité, les services écosystémiques et les populations locales. L'urbanisation côtière exerce une pression croissante sur ces écosystèmes, car le développement immobilier, les infrastructures et l'industrialisation entraînent la destruction et la fragmentation des habitats, perturbant ainsi leur équilibre écologique (Newton & Icely, 2002). Parallèlement, les rejets domestiques, industriels et agricoles, riches en nutriments comme l'azote et le phosphore, favorisent l'eutrophisation, qui se traduit par la prolifération d'algues nuisibles, la diminution de l'oxygène dissous et la détérioration des écosystèmes aquatiques (Pérez-Ruzafa et al., 2011). À cela s'ajoute la contamination par des métaux lourds et des pesticides, représentant un risque pour la faune, la flore et la santé humaine. De plus, les aménagements hydrauliques tels que les barrages, les canaux et les digues modifient les échanges entre eaux douces et salées, altérant la salinité, la température et la disponibilité en nutriments, ce qui influence directement la composition des communautés biologiques et accentue les déséquilibres écologiques (Ibáñez & Prat, 2020). Le changement

climatique constitue également une menace majeure : l'élévation du niveau de la mer et l'intensification des événements extrêmes, comme les tempêtes et les sécheresses, fragilisent la stabilité des lagunes. La salinisation des eaux douces, l'augmentation des températures et l'évaporation accrue modifient profondément les conditions de vie des espèces (García-Rodríguez & Manzano, 2020). À ces pressions s'ajoute la surexploitation des ressources, notamment par la pêche intensive et une aquaculture non durable, qui perturbent les réseaux trophiques et réduisent la résilience des écosystèmes lagunaires face aux changements environnementaux (O'Boyle et al., 2017). Enfin, l'accumulation de sédiments d'origine naturelle ou anthropique accentue l'envasement et le comblement des lagunes. L'érosion des sols, le dragage et les remblais réduisent progressivement leur profondeur et transforment ces milieux aquatiques en zones terrestres, compromettant leur rôle écologique (Syvitski et al., 2005). Un exemple emblématique est celui de la lagune de Venise, où l'urbanisation et l'extraction des eaux souterraines ont accéléré ce processus, limitant la capacité de la lagune à réguler les marées et les inondations (Day et al., 2007).

CHAPITRE II. Le phénomène d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes

II.1. Définition de l'eutrophisation

L'eutrophisation désigne un enrichissement excessif en nutriments, notamment en azote (N) et en phosphore (P), dans les écosystèmes aquatiques. Ce phénomène, principalement d'origine anthropique (eaux de ruissellement agricoles, eaux usées, rejets industriels), favorise la prolifération des producteurs primaires tels que le phytoplancton, les macroalgues et d'autres végétaux aquatiques (Viaroli et al., 2010 ; Malet et al., 2009 ; Souchu et al., 2010). Les lagunes côtières méditerranéennes sont particulièrement sensibles à ce processus, en raison de leur faible renouvellement hydrique, de leur confinement et des conditions climatiques propices à l'accumulation de nutriments (Viaroli et al., 2010 ; Souchu et al., 2010).

II.2. Mécanismes de l'eutrophisation

II.2.1. Facteurs de contrôle de l'eutrophisation

Les processus d'eutrophisation affectent en premier lieu les producteurs primaires, dont la croissance est directement stimulée par l'enrichissement en nutriments. Cette réponse initiale se traduit par des modifications profondes des cycles biogéochimiques et des dynamiques des communautés aquatiques (Smith et Schindler, 2009 ; Paerl et al., 2016). Par conséquent, l'analyse des mécanismes régissant l'eutrophisation implique une compréhension fine des facteurs contrôlant l'activité et la croissance de ces organismes autotrophes (Glibert, 2020).

Les producteurs primaires englobent une diversité d'organismes aquatiques capables de photosynthèse, incluant notamment les cyanobactéries, les algues, les phanérogames, les ptéridophytes et les bryophytes (Wetzel, 2001). Cette communauté se subdivise schématiquement en deux groupes : les microphytes, comprenant les cyanobactéries et les microalgues de taille microscopique, et les macrophytes, constitués des macroalgues et des plantes aquatiques visibles à l'œil nu. Leur développement peut s'effectuer selon différents modes de vie, qu'ils soient en suspension dans la colonne d'eau (phytoplancton), fixés au substrat (phytobenthos) ou épiphytes sur d'autres organismes (Berman et al., 2005). Par le processus photosynthétique, ils assurent la conversion de l'énergie lumineuse en matière organique tout en libérant de l'oxygène, jouant de ce fait un rôle central dans le fonctionnement et l'équilibre trophique des écosystèmes aquatiques (Falkowski et Raven, 2013).

La production primaire mondiale est estimée à environ 10^{17} g de carbone par an, une part substantielle, évaluée à près de 48×10^{15} g, étant générée dans les milieux marins (Field et al.,

1998 ; Bar-On et al., 2018). La croissance de cette production est tributaire de la disponibilité en nutriments essentiels, principalement le carbone, l'azote, le phosphore, mais aussi le magnésium, le potassium, le calcium et le soufre (Elser et al., 2007). Si les rapports stœchiométriques entre ces éléments suivent globalement les proportions décrites par Redfield (1934), des variations significatives sont observées selon les contextes écologiques. Ces variations reflètent l'influence déterminante des conditions environnementales locales, telles que la disponibilité lumineuse, la stratification hydrologique et les pressions anthropiques, sur la dynamique et la limitation de la production primaire (Sterner et al., 2008 ; Raimbault et al., 2014).

a. Apports et limitations nutritionnelles

Selon la loi du minimum de Liebig, le nutriment le plus limitant conditionne la croissance (Liebig, 1855). L'azote et le phosphore sont souvent les principaux éléments limitants (Howarth et al., 2011), bien que la silice joue aussi un rôle important en milieu marin (Brzezinski, 1985 ; Fasham et al., 1990).

Les microalgues, plus petites, ont une affinité accrue pour les nutriments, ce qui leur confère un avantage en milieu pauvre (Tilman, 1982). Certaines espèces dominent dans les environnements à apports intermittents, typiques des zones côtières (Harris et al., 2006).

b. Temps de résidence de l'eau

Un temps de résidence élevé favorise l'interaction prolongée entre nutriments et producteurs, augmentant le risque de proliférations (Smith & Schindler, 2009). Les milieux à faible circulation (étangs, lacs, lagunes) sont donc très vulnérables (Bergstrom et al., 2013). En milieu marin, les zones confinées et peu brassées (fonds de baie, anses) sont également à risque (Blauw et al., 2015). (**Fig. 3**)

c. Lumière et température

La lumière est indispensable à la photosynthèse (Wetzel, 2001). Dans les milieux turbides (estuaires), la remise en suspension des sédiments réduit la pénétration lumineuse, limitant la production primaire (Cloern, 2001).

La température influence la photosynthèse et la respiration (Paerl et al., 2016). Une hausse excessive entraîne une baisse de la solubilité de l'oxygène, accentuant les risques d'anoxie et de blooms algaux, notamment en été (Boyer et al., 2005).

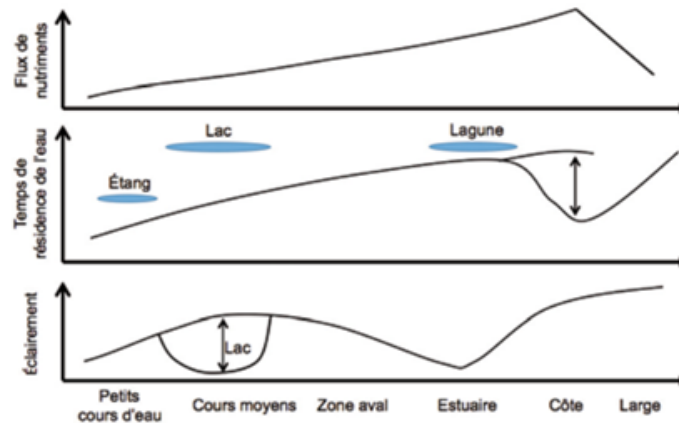


Figure 3. Evolution schématique des facteurs de contrôle de l'eutrophisation le long du continuum terre-mer. (Billen et al., 2017)

II.2.2. Principaux mécanismes en jeu

L'eutrophisation résulte de l'interaction de plusieurs facteurs : excès de nutriments, long temps de résidence de l'eau, lumière suffisante et température favorable. Ces conditions perturbent le fonctionnement des écosystèmes aquatiques et déclenchent une réponse écologique complexe (Smith et al., 1999). Que ce soit en eau douce ou en milieu marin, l'augmentation des nutriments stimule la productivité primaire jusqu'à ce que la lumière devienne le facteur limitant, concentrant ainsi la production en surface (Vitousek & Howarth, 1991 ; Hecky & Kilham, 1988).

Les réponses écologiques apparaissent d'abord au niveau physiologique, puis morphologique et comportemental, avant d'affecter les communautés (Tilman, 1990). Le déséquilibre des ratios nutritifs favorise les espèces les plus compétitives, modifiant la composition spécifique et la productivité.

a. Changements dans les communautés de producteurs primaires

Les estuaires et zones côtières, bien qu'ils ne représentent qu'environ 2 % de la surface océanique mondiale, contribuent à près de 20 % de la production primaire marine globale (Charpy-Roubaud & Sournia, 1990), grâce à la diversité des producteurs primaires : phytoplancton, macrophytes et microphytobenthos. Les macrophytes marins, notamment les herbiers de phanérogames, jouent un rôle clé dans ces écosystèmes, représentant à eux seuls près de 40 % de la production primaire côtière.

L'eutrophisation modifie profondément ces communautés. En milieu oligotrophe, les macrophytes enracinés dominent grâce à leur capacité à puiser les nutriments dans les sédiments. A mesure que les apports en nutriments augmentent, les espèces flottantes et le phytoplancton prennent le dessus, entraînant un déclin progressif des espèces immergées (Moss, 1998 ; Bortleson & Lee, 1989).

Selon Duarte (1995) et Schramm (1999), cette transition suit une dynamique bien définie : les premières phases stimulent les épiphytes et le phytoplancton, puis les macroalgues opportunistes prolifèrent en conditions mésotrophes à hypertrophiques. A terme, ces dernières régressent lorsque le phytoplancton devient dominant (Viaroli et al., 2008). (**Fig. 4**)

Les mécanismes d'impact sont directs et indirects. Directement, la compétition pour la lumière et les nutriments favorise les espèces à assimilation rapide. Le phytoplancton et les macroalgues flottantes accroissent la turbidité et réduisent l'accès à la lumière, limitant le développement des macrophytes benthiques. Indirectement, leur recul déstabilise les sédiments, intensifiant la remise en suspension des particules et la turbidité. Les proliférations algales peuvent aussi provoquer des épisodes d'anoxie dans les sédiments, entraînant un relargage de nutriments qui alimente la spirale eutrophique (Vignes et al., 2010 ; Caumette et al., 2012).

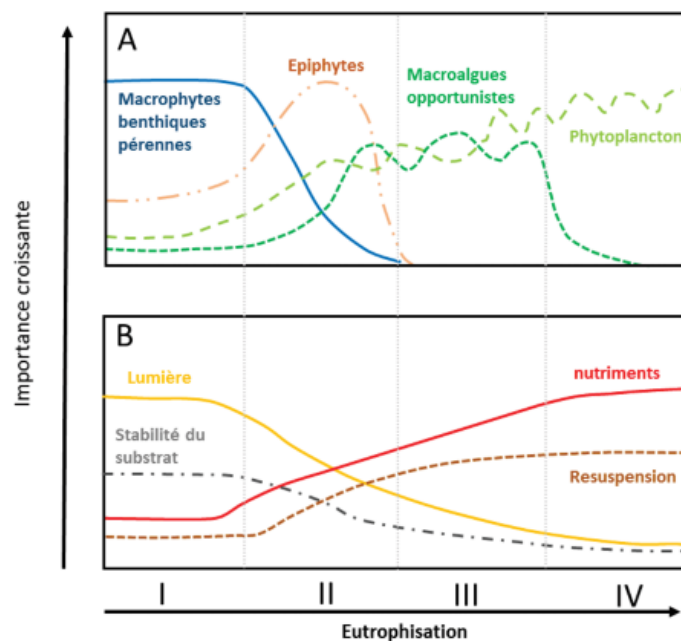


Figure 4. Représentation schématique du changement relatif (A) de la dominance des producteurs primaires ainsi que (B) des paramètres physiques et chimiques du milieu durant les phases d'eutrophisation. (Schramm 1999)

b. Altération de la biodiversité, toxicité et anoxie

L'eutrophisation provoque une réorganisation des réseaux trophiques, liée à la modification des communautés de producteurs primaires. Enrichi en nutriments, le milieu favorise les cryptophytes et dinoflagellés au détriment des diatomées, ce qui diminue la qualité nutritionnelle du phytoplancton pour le zooplancton (Smayda, 1990). Cette dynamique peut aussi entraîner la prolifération de cyanobactéries toxiques, souvent associées à des épisodes d'anoxie (Paerl & Huisman, 2009).

Les efflorescences algales nuisibles (HABs) désignent des croissances excessives de microalgues pouvant nuire aux écosystèmes ou à la santé humaine, que ce soit par la libération de toxines ou l'accumulation massive de biomasse conduisant à l'hypoxie (Anderson et al., 2002 ; Burkholder et al., 2007). Ces épisodes ne s'accompagnent pas toujours d'une coloration visible des eaux (Smayda, 1990).

La décomposition rapide de ces biomasses consomme l'oxygène dissous, provoquant des zones d'anoxie, accentuées par la faible diffusion de l'oxygène dans l'eau et les conditions thermohalines (Diaz & Rosenberg, 2008 ; Berg et al., 2014). (**Fig. 5**) Lorsque l'oxygène est épuisé, les micro-organismes recourent à des accepteurs alternatifs (nitrates, oxydes métalliques, sulfates), jusqu'à produire du méthane, du dioxyde de carbone et de l'hydrogène sulfuré, des gaz potentiellement toxiques (Reddy & DeLaune, 2008 ; Rysgaard et al., 1999).

Par ailleurs, la réduction des oxydes de fer libère du phosphore stocké dans les sédiments, alimentant une boucle de rétroaction qui renforce les proliférations algales (Orihel et al., 2016). Ces perturbations conduisent parfois à la formation de « zones mortes », comme en mer Baltique (Diaz & Rosenberg, 2008), où les espèces mobiles fuient les conditions défavorables, compromettant les régulations biologiques naturelles (Paerl et al., 2011). À un stade avancé, ces altérations écologiques affectent des secteurs économiques tels que la conchyliculture, et peuvent poser des risques sanitaires en raison de l'accumulation d'algues mortes sur les plages (Rabalais et al., 2002).

Enfin, l'anoxie ne résulte pas toujours de la production algale : dans certains estuaires, la turbidité empêche les blooms, mais la dégradation de matière organique d'origine terrestre suffit à engendrer une hypoxie (Cloern, 2001).

Ainsi, malgré des mécanismes largement communs, les effets de l'eutrophisation varient selon les spécificités écologiques locales (Smith et al., 1999).

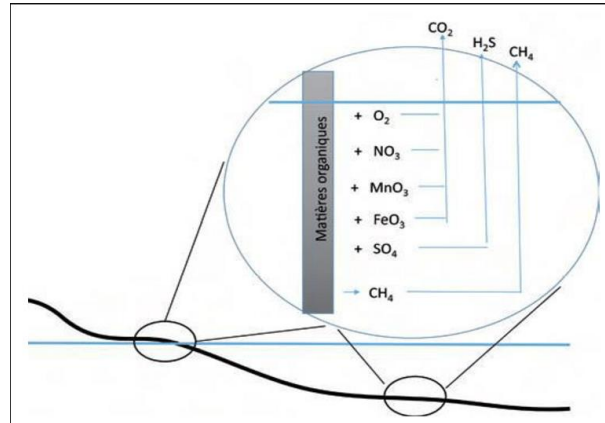


Figure 5. Représentation schématique de la succession de réaction d'oxydation de la matière organique dans les sédiments en fonction du degré d'oxydoréduction. (Billen et al., 2017),

II.3. Dynamiques de l'eutrophisation et états écologiques alternatifs dans les lagunes

L'eutrophisation des lagunes ne suit pas un processus linéaire, mais s'inscrit dans une dynamique marquée par des seuils écologiques, traduisant l'existence possible d'états alternatifs stables. Comme le soulignent Viaroli et al. (2008) et Orfanidis et al. (2011), ces systèmes peuvent osciller entre deux configurations contrastées :

1. Un état oligotrophe ou faiblement perturbé, dominé par des macrophytes pérennes ;
2. Un état eutrophe, caractérisé par la prolifération de macroalgues opportunistes et de phytoplancton.

Ces états se maintiennent grâce à des mécanismes de rétroaction qui assurent une certaine résilience de l'écosystème. Dans des conditions de nutriments intermédiaires, une zone de bistabilité peut exister, où les deux états coexistent et où une perturbation externe est nécessaire pour provoquer un basculement. Tant que la turbidité reste relativement faible, les macrophytes conservent leur dominance. Toutefois, dès qu'un seuil critique est franchi, le système tend à basculer vers une configuration dominée par les macroalgues (**Fig. 6**).

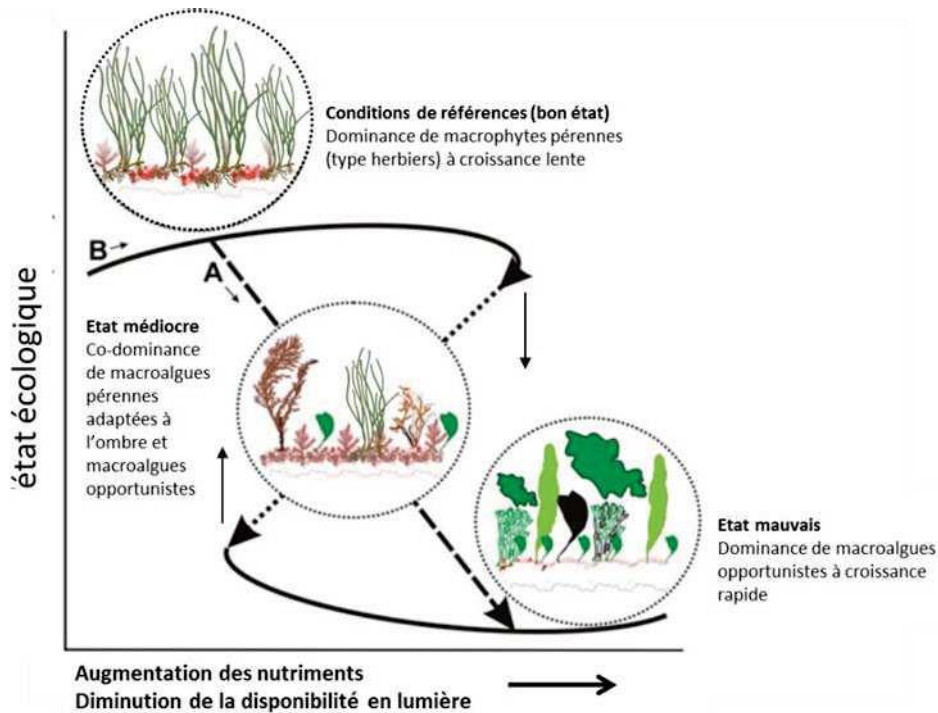


Figure 6. Modèle conceptuel de deux états stables alternatifs selon le gradient d'eutrophisation. (A) réponse graduelle de la végétation à l'augmentation des nutriments, (B) transition abrupte au-delà d'un seuil, impliquant un changement d'état fonctionnel de l'écosystème (Orfanidis et al., 2011).

Sur le plan fonctionnel, ce remplacement des macrophytes par des producteurs à croissance rapide ne se traduit pas nécessairement par une baisse de la production primaire (Sand-Jensen & Borum, 1991). Les macrophytes produisent une biomasse plus importante à long terme, bien que leur croissance soit plus lente (Duarte & Cebrián, 1996). Leur disparition entraîne toutefois la perte de substrats pour les épiphytes et une altération des fonctions écologiques clés comme l'alimentation, l'habitat et les nurseries (Beck et al., 2001).

Par ailleurs, l'augmentation de la matière organique dissoute et particulaire modifie les réseaux trophiques benthiques : les filtreurs deviennent dominants au détriment des brouteurs (Carlier et al., 2008). Cette perte de végétation benthique influence aussi la dynamique sédimentaire. En l'absence de macrophytes, la tension de cisaillement augmente, ce qui favorise la remise en suspension des sédiments sous l'action du courant et des vagues (Maxwell et al., 2017) (**Fig.7**).

Enfin, la prédominance de producteurs à cycle de vie court dans les états eutrophes accélère les cycles biogéochimiques de l'azote, du phosphore et du carbone (Duarte, 1995), accentuant les déséquilibres écologiques.

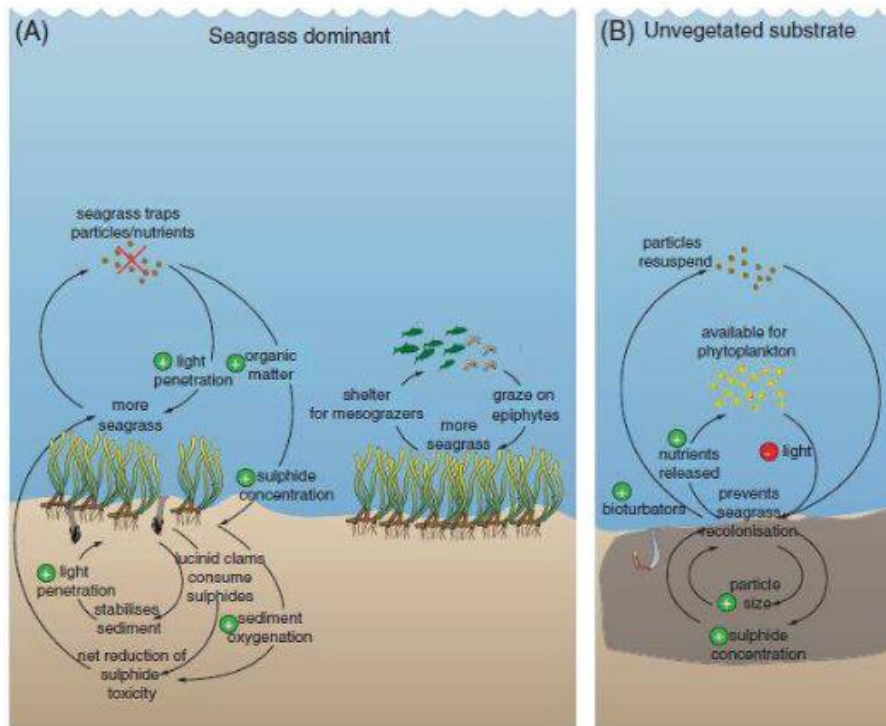


Figure 7. Boucle de rétroaction contrôlant la stabilité des états alternatifs dans (A) les écosystèmes dominés par les herbiers et (B) en absence de végétation. Le symbole + (vert) indique une augmentation et le symbole –(rouge) une diminution (Maxwell et al. 2017).

L'accumulation de matière organique, qu'elle soit vivante ou détritique, peut induire des épisodes dystrophiques ponctuels. En effet, l'intensification de la dégradation de cette matière par les organismes hétérotrophes accroît la demande en oxygène, pouvant entraîner des situations d'anoxie dans les sédiments et la colonne d'eau. Ces conditions favorisent la libération de sulfure d'hydrogène et le relargage de phosphates depuis les sédiments vers la colonne d'eau, provoquant respectivement une mortalité accrue des organismes et une aggravation du niveau d'eutrophisation (Schramm & Nienhuis, 1996 ; Heijs et al., 2000). De tels événements sont exacerbés par des températures élevées, une faible agitation du plan d'eau et une saturation en oxygène réduite (Chapelle et al., 2001).

II.4. Manifestations de l'eutrophisation en milieu lagunaire

Les lagunes côtières, caractérisées par un faible renouvellement hydrodynamique et une forte vulnérabilité aux apports anthropiques de nutriments, sont particulièrement exposées à l'eutrophisation (Nixon, 1995 ; Anthony et al., 2009). Cette vulnérabilité est amplifiée par la nature semi-fermée de ces écosystèmes, qui favorise l'accumulation de matière organique (Cloern, 2001) et peut engendrer des déséquilibres écologiques majeurs. La dégradation de cette

matière organique par les organismes hétérotrophes accroît la consommation d'oxygène dissous, déclenchant des épisodes d'hypoxie ou d'anoxie, accompagnés de la libération de phosphates et de sulfure d'hydrogène depuis les sédiments, et aggravant les déséquilibres trophiques (Newton et al., 2003 ; Jørgensen, 2006).

Cette dynamique est renforcée dans les lagunes présentant une forte teneur en matière organique fine (souvent d'origine terrestre), où les flux de méthane (CH₄) peuvent également devenir significatifs, ce qui ajoute une dimension de perturbation climatique via les émissions de gaz à effet de serre (Bonaglia et al., 2024).

Les principales manifestations de ce déséquilibre sont les suivantes :

1. Proliférations de macroalgues

Les excès de nutriments favorisent la croissance d'espèces macroalgales opportunistes, telles que *Ulva* ou *Cladophora*, susceptibles de former des blooms massifs (Morand & Briand, 1996). Leur décomposition rapide entraîne une consommation intense d'oxygène, provoquant des épisodes d'hypoxie ou d'anoxie dans les sédiments. Dans la lagune de Venise, la prolifération de *Ulva rigida*, liée aux apports agricoles, a induit des crises anoxiques et une mortalité importante des communautés benthiques (Sfriso et al., 2003). De même, dans la lagune de Bizerte (Tunisie), des proliférations de *Ulva lactuca* ont été associées aux rejets agricoles et urbains (Harzallah et al., 2009). Des observations similaires ont été rapportées dans la lagune de Ghar El Melh (Tunisie), où les macroalgues modifient fortement les conditions hydrologiques (Ayadi et al., 2004).

2. Efflorescences phytoplanctoniques

L'eutrophisation stimule la prolifération de microalgues, notamment de dinoflagellés et de cyanobactéries, entraînant une réduction de la transparence de l'eau et une altération de la photosynthèse des herbiers benthiques (Cloern, 2001). Dans la lagune de Thau (France), des blooms de *Alexandrium minutum* et *Dinophysis spp.* liés aux apports urbains et agricoles ont généré des risques sanitaires pour la conchyliculture (Collos et al., 2007). En Méditerranée occidentale, la lagune de Mar Menor (Espagne) a connu des proliférations massives de phytoplancton induites par les rejets agricoles, causant une forte mortalité des herbiers de *Cymodocea nodosa* (Pérez-Ruzafa et al., 2019).

3. Crises anoxiques ou « malaïgues »

La dégradation de biomasses algales et phytoplanctoniques excessives entraîne une chute brutale de l'oxygène dissous, responsable de la mortalité des espèces aquatiques sensibles (Souchu et al., 1998). Dans la lagune de Berre (France), les rejets industriels et urbains ont

conduit à la disparition quasi complète des herbiers de *Zostera noltii* et à une régression majeure de la biodiversité (Blanchet et al., 2004). De même, dans la lagune de Ghar El Melh (Tunisie), des apports agricoles et domestiques provoquent régulièrement des épisodes d'anoxie estivale (Ayadi et al., 2004).

4. Proliférations de cyanobactéries toxiques

En conditions calmes et riches en nutriments, particulièrement en été, des genres tels que *Microcystis* ou *Dolichospermum* prolifèrent et produisent des cyanotoxines nocives pour la faune aquatique et la santé humaine (Paerl et al., 2008). Dans la lagune de Nokoué (Bénin), *Microcystis aeruginosa* s'est fortement développée sous l'effet d'une contamination azotée élevée, compromettant les activités de pêche et l'approvisionnement en eau potable (Aina et al., 2012). En Méditerranée, la lagune de Boughrara (sud de la Tunisie) présente régulièrement des proliférations de cyanobactéries associées aux apports domestiques et agricoles (Rekik et al., 2013).

5. Réduction de la biodiversité

Les conditions hypereutrophes favorisent des espèces tolérantes et opportunistes au détriment des espèces sensibles, simplifiant la structure des communautés biologiques. Dans la lagune de Mar Menor (Espagne), l'accumulation de nutriments a entraîné la disparition des prairies de *Cymodocea nodosa* et une perte majeure de biodiversité benthique (Lloret & Marín, 2009). Des tendances similaires sont observées dans la lagune El Mellah (Algérie), où une diminution de la diversité spécifique du phytoplancton, du zooplancton et des bivalves a été rapportée, en lien avec la pression anthropique (Draredja et al., 2019).

II.5 Processus de résilience écologique et phénomènes d'hystérésis

II.5.1. La résilience

La notion de résilience écologique, introduite par Holling (1973), désigne la capacité d'un écosystème à absorber des perturbations tout en conservant ses structures et fonctions fondamentales. Elle reflète la marge de perturbations qu'un système peut supporter avant de basculer vers un état d'équilibre alternatif, caractérisé par de nouveaux assemblages de processus et de rétroactions (Holling, 1973 ; Beisner et al., 2003 ; Scheffer & Carpenter, 2003). Chaque état stable est soutenu par des mécanismes d'autorégulation qui assurent sa persistance dans le temps. Toutefois, une perte de résilience, souvent liée à des perturbations inhabituelles par leur intensité, fréquence ou nature, facilite la transition d'un état à un autre (Gunderson, 2000). Dans ces conditions, même une fluctuation mineure des variables écologiques peut précipiter un basculement (Folke et al., 2004).

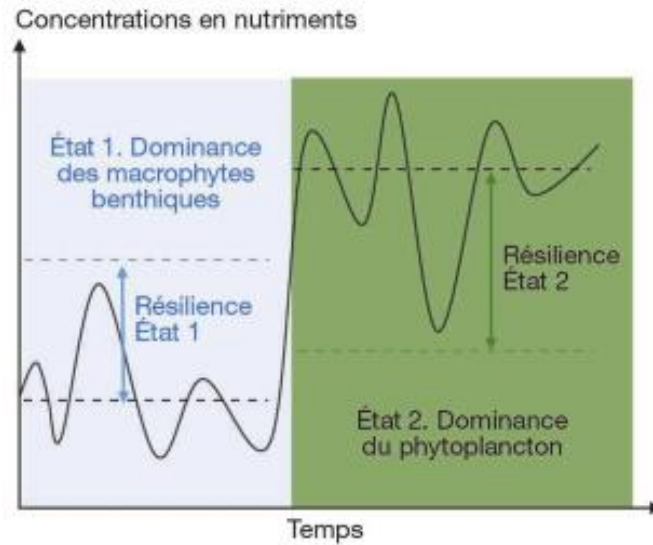


Figure 8. Représentation théorique d'un changement d'état lors d'un processus d'eutrophisation. (Carpenter et al., 2006 ; Kemp et al., 2009).

La Figure 8 illustre schématiquement ce processus de basculement : un premier état, dominé par les macrophytes benthiques, peut céder la place à un second état, dominé par le phytoplancton, une fois franchis certains seuils critiques de nutriments. Chaque état possède sa propre **résilience**, définissant la profondeur de son bassin d'attraction et sa capacité à résister aux perturbations (Carpenter et al., 2006 ; Kemp et al., 2009).

Les facteurs influençant la résilience se distinguent par leur réactivité aux perturbations. Les variables à faible réactivité sont particulièrement critiques, car leur dégradation progressive fragilise le système (Gunderson, 2000). En milieu lacustre, l'augmentation de la charge en nutriments, notamment le phosphore accumulé dans les sédiments, constitue l'un des principaux moteurs de la perte de résilience.

Dans le contexte de l'eutrophisation, le terme de résilience des écosystèmes a été mobilisé pour expliquer la persistance des déséquilibres (proliférations algales, turbidité élevée) même après réduction des apports externes de nutriments. Cette inertie s'explique par le rôle tampon du recyclage interne de la matière organique, appelé charge interne, qui maintient des conditions eutrophes malgré la baisse des apports externes (Søndergaard et al., 1993). Lorsque ce processus prolonge la dégradation et retarde le retour à un état sain, l'écosystème manifeste un comportement hystérique, où la restauration est lente, coûteuse, voire irréalisable.

La Figure 9 (Likens, 2009) illustre la relation entre la charge externe en phosphore et la biomasse phytoplanctonique, caractérisée par des seuils critiques et un phénomène d'hystérèse.

L'enrichissement en nutriments entraîne une transition rapide de l'oligotrophie vers l'eutrophie, tandis que la réduction des apports ne conduit pas immédiatement au retour de l'état initial en raison de la charge interne en phosphore et de la résilience des communautés algales. Ce modèle met en évidence l'asymétrie entre l'eutrophisation, rapide, et l'oligotrophisation, plus lente et complexe.

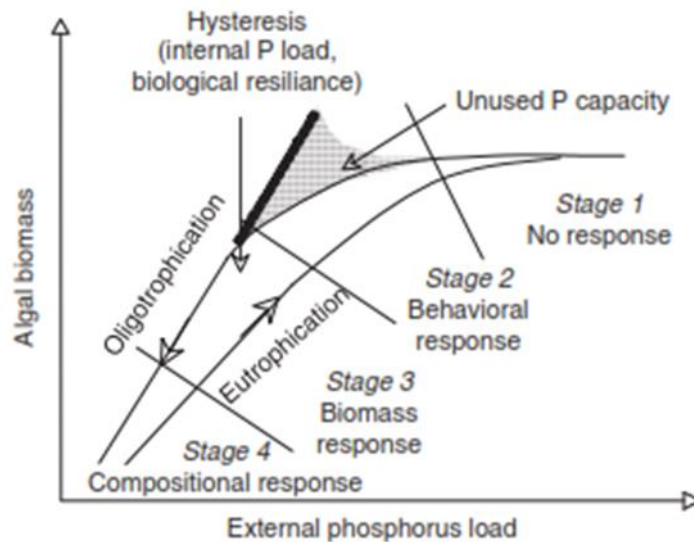


Figure 9. Représentation schématique de la biomasse du phytoplancton en fonction de la charge externe en nutriments lors de l'eutrophisation et de l'oligotrophisation durant les quatre étapes de régénération des lacs. (Likens, 2009).

II.5.2. L'hystérésis

En écologie, l'hystérésis désigne le décalage entre la dégradation d'un écosystème et sa restauration. Elle se traduit par des transitions catastrophiques de régime, c'est-à-dire des changements rapides, profonds et souvent irréversibles dans la structure et le fonctionnement d'un système (Scheffer & Carpenter, 2003 ; Briske et al., 2010). Un régime correspond à un état caractéristique maintenu par des rétroactions internes. Lorsqu'un écosystème bascule, il ne retrouve généralement pas ses conditions initiales, même après suppression des pressions anthropiques (Folke et al., 2004).

Ainsi, la réduction des apports en nutriments peut restaurer certaines masses d'eau eutrophes, mais le retour à un état oligotrophe originel est rarement complet. Plus le phénomène d'hystérésis est marqué, plus la restauration devient difficile, longue et incertaine. Cette dynamique pose des défis majeurs pour la gestion et la conservation, car elle implique que la prévention des transitions est souvent plus efficace que leur correction.

Les recherches récentes s'attachent à identifier des indicateurs précoces de transitions critiques (*early-warning signals*), capables de détecter l'approche d'un point de basculement (van Nes & Scheffer, 2007 ; Dakos et al., 2010). Ces signaux reposent sur le phénomène de ralentissement critique (*critical slowing down*), selon lequel un système proche d'un seuil met de plus en plus de temps à retrouver son équilibre après perturbation.

- Au plan temporel, la variance, l'autocorrélation et l'asymétrie des variables écologiques (ex. biomasse, couverture végétale) augmentent à l'approche d'un point critique.
- Au plan spatial, des indicateurs analogues, tels que la variance spatiale ou l'autocorrélation spatiale, renseignent sur l'organisation de motifs liés à l'eutrophisation et traduisent le degré de dégradation du système.

Toutefois, l'application de ces indicateurs en conditions naturelles reste complexe : la résolution des données est souvent insuffisante et les méthodes statistiques de détection ne sont pas encore pleinement opérationnelles. Malgré ces limites, ces outils constituent une perspective prometteuse pour anticiper les transitions et améliorer la gestion adaptative des écosystèmes aquatiques.

CHAPITRE III. Le Modèle biologique. Le phytoplancton

III.1. Caractères généraux du phytoplancton

Le phytoplancton se définit comme le plancton végétal, capable de synthétiser sa propre matière organique par photosynthèse, en utilisant l'eau, le dioxyde de carbone dissous et l'énergie lumineuse. Il constitue la base des réseaux trophiques aquatiques, étant la principale source d'énergie pour de nombreux organismes marins, des microzooplanctons aux poissons pélagiques et aux grands mammifères marins (Falkowski et al., 1998). Il joue un rôle fondamental dans la production primaire en milieu pélagique, au même titre que les algues macrophytes benthiques fixées sur le fond marin. Cependant, la lumière étant rapidement atténuée en profondeur, les algues benthiques sont limitées à une frange littorale, tandis que le phytoplancton colonise les zones superficielles des mers et des océans.

Le phytoplancton est constitué d'algues microscopiques unicellulaires, isolées ou organisées en colonies et en chaînes, avec des tailles variant de quelques micromètres à plusieurs centaines de micromètres. Son grand rapport surface/volume favorise l'absorption des nutriments dissous pour compléter la photosynthèse. Sa diversité fonctionnelle et taxonomique lui permet de s'adapter à une large gamme de conditions environnementales, influencées par la lumière, la température, la salinité et les concentrations en nutriments (Falkowski & Oliver, 2007).

Le phytoplancton regroupe une diversité de groupes taxonomiques aux caractéristiques morphologiques et écophysologiques variées, jouant un rôle central dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Les **diatomées (Bacillariophyta)** constituent généralement le groupe dominant en termes de biomasse et de productivité primaire. Leur paroi siliceuse, ou *frustule*, leur confère une protection contre la prédation et une efficacité dans l'absorption des nutriments. Elles prédominent particulièrement dans les environnements riches en silice et à forte turbulence, contribuant de manière déterminante au cycle biogéochimique du silicium (Round et al., 1990 ; Tréguer & De La Rocha, 2013). Les **dinoflagellés (Dinophyta)**, bien que moins abondants, présentent une grande plasticité écologique. Grâce à leur mobilité active, ils colonisent une large gamme d'habitats et certaines espèces mixotrophes combinent autotrophie et hétérotrophie. Leur capacité à former des efflorescences, parfois toxiques, impacte fortement les réseaux trophiques et les usages socio-économiques des milieux aquatiques (Hallegraeff, 1993 ; Anderson et al., 2012). Les **cyanobactéries (Cyanophyta)**, de nature procaryote, sont particulièrement compétitives en conditions eutrophes et oligotrophes. Certaines espèces fixent l'azote atmosphérique grâce à des hétérocystes, jouant ainsi un rôle crucial dans les bilans azotés des systèmes aquatiques. Leur prolifération peut induire des blooms toxiques et une

hypoxie sévère dans les zones côtières et lagunaires (Paerl & Otten, 2013). Les **coccolithophoridés (Haptophyta)** se distinguent par la production de coccolithes calcaires, qui favorisent la sédimentation du carbone organique et inorganique, faisant de ce groupe un acteur majeur du cycle global du carbone et des rétroactions climatiques (Balch, 2018). Les **cryptophytes (Cryptophyta)** et les **chrysophycées (Chrysophyta)**, bien que souvent minoritaires en abondance, possèdent une valeur écologique considérable en tant que proies de haute qualité nutritive pour le zooplancton. Elles sont particulièrement adaptées aux eaux froides, mésotrophes ou pauvres en lumière, et participent de manière importante au transfert d'énergie et d'acides gras essentiels vers les niveaux trophiques supérieurs (Reynolds, 2006).

III.2. Approches modernes de classification et d'étude

La classification des algues a longtemps reposé sur des critères morphologiques, mais les approches modernes intègrent aujourd'hui des analyses ultrastructurales, biochimiques et moléculaires (Bold & Wynne, 1985). En effet, la morphologie seule ne reflète pas toujours les relations phylogénétiques, car des formes similaires ont pu évoluer indépendamment dans différentes lignées (Platt et al., 1992).

Une approche polyphasique est désormais privilégiée pour l'identification des groupes de phytoplanctons. Celle-ci repose sur :

1. L'étude morphologique et écophysiological en milieu naturel.
2. L'isolement et l'étude en culture pour des analyses morphologiques, biochimiques et physiologiques en laboratoire.
3. L'analyse ultrastructurale des organites cellulaires, notamment des chloroplastes.
4. L'utilisation de marqueurs moléculaires comme les séquences du 16S rRNA pour les procaryotes et du 18S rRNA pour les eucaryotes, ainsi que des gènes comme *rbcL* et *tufA* pour les analyses phylogénétiques (Behrenfeld et al., 1996).

Ainsi, la classification du phytoplancton a évolué d'une approche classique basée sur la morphologie vers une approche intégrant la biologie moléculaire et la phylogénie, permettant une meilleure compréhension de leur diversité et de leur rôle écologique (CSIRO, 2000).

III.3. Importance écologique et fonctionnelle des phytoplanctons

Les phytoplanctons jouent un rôle fondamental dans les écosystèmes aquatiques en assurant la production primaire, en influençant les cycles biogéochimiques et en structurant les réseaux

trophiques. Ils constituent la base des chaînes alimentaires marines et contribuent de manière significative à la régulation climatique via l'absorption du dioxyde de carbone.

III.3.1. Rôle et structuration du phytoplancton dans les réseaux trophiques

Le phytoplancton constitue l'un des piliers fondamentaux des écosystèmes aquatiques, assurant plus de la moitié de la production primaire mondiale (Field et al., 1998). Par le biais de la photosynthèse, ces organismes microscopiques transforment l'énergie solaire et le dioxyde de carbone en biomasse organique, laquelle alimente directement les consommateurs primaires tels que le zooplancton et certains invertébrés marins, avant d'être transférée aux niveaux trophiques supérieurs incluant poissons, mammifères et oiseaux marins (Behrenfeld et al., 2006).

Différents groupes phytoplanctoniques apportent une contribution spécifique à la dynamique des écosystèmes. Les diatomées, riches en silice, dominent généralement les zones tempérées et polaires et soutiennent la productivité côtière (Malviya et al., 2016). Les dinoflagellés, plus fréquents dans les environnements oligotrophes et stables, sont souvent associés à la production de toxines et à la formation d'efflorescences algales nuisibles (Anderson et al., 2012). Les cyanobactéries, quant à elles, se distinguent par leur capacité à fixer l'azote atmosphérique, jouant ainsi un rôle majeur dans les milieux appauvris en nutriments (Karl et al., 2002).

La dynamique des populations phytoplanctoniques résulte d'un équilibre entre les processus « bottom-up » et « top-down ». Le premier traduit l'influence des facteurs abiotiques tels que la disponibilité en nutriments et la lumière, qui favorisent la croissance lorsque les conditions sont optimales (Behrenfeld et al., 2008). Le second correspond à la pression de prédation exercée par le zooplancton et les organismes filtreurs, régulant la biomasse par broutage et filtration.

Au-delà de ce rôle de base, le phytoplancton joue un rôle structurant dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. La diversité spécifique et l'abondance relative des espèces déterminent la composition des communautés de consommateurs et influencent directement la biodiversité globale (Irigoien et al., 2004). La qualité nutritionnelle des réseaux trophiques dépend en grande partie des acides gras polyinsaturés à longue chaîne produits par le phytoplancton, notamment l'EPA (acide eicosapentaénoïque) et le DHA (acide docosahexaénoïque), qui sont essentiels à la croissance, la reproduction et la survie des organismes des niveaux supérieurs (Brett & Müller-Navarra, 1997).

Dans certaines conditions, en particulier lors d'apports excessifs en nutriments issus des activités humaines, des espèces opportunistes peuvent proliférer rapidement et générer des efflorescences algales massives (Anderson et al., 2002). Si ces épisodes peuvent

temporairement stimuler la productivité primaire, ils entraînent souvent des effets négatifs tels que l'hypoxie ou l'anoxie liées à la dégradation rapide de la biomasse, ainsi que la production de toxines dangereuses pour la faune aquatique et la santé humaine (Gobler et al., 2017).

Ainsi, par son rôle à la fois productif et structurant, le phytoplancton conditionne la stabilité, la résilience et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, tout en constituant un indicateur clé de leur état

III.3.2. Cycles biogéochimiques (C, N, P, Si)

Le phytoplancton occupe une place centrale dans les cycles biogéochimiques majeurs des écosystèmes aquatiques, notamment ceux du carbone, de l'azote, du phosphore et du silicium. Ces cycles sont fondamentaux pour le fonctionnement des écosystèmes et pour la régulation globale des flux de matière et d'énergie.

A travers le processus photosynthétique, il assimile chaque année environ 50 gigatonnes de carbone, participant ainsi de manière déterminante au puits biologique de carbone (Falkowski et al., 1998). Ce mécanisme assure le transfert du dioxyde de carbone atmosphérique vers les couches profondes des océans, contribuant à la réduction de l'effet de serre et au stockage à long terme du carbone. Les diatomées, en particulier, jouent un rôle majeur dans ce processus grâce à leur capacité à sédimenter rapidement après leur mort, facilitant ainsi le piégeage du carbone dans les sédiments marins (Buesseler & Boyd, 2009). Des travaux récents ont toutefois révélé que le phytoplancton contribue également à la production de carbone organique dissous réfractaire, représentant plus de 10 % du carbone fixé, capable de persister dans l'océan pendant des siècles, renforçant ainsi son rôle dans le stockage à long terme (Lu et al., 2025).

Le phytoplancton participe aussi activement à la régulation des cycles de l'azote et du phosphore. Certaines cyanobactéries fixent l'azote atmosphérique, contribuant à l'enrichissement des systèmes aquatiques en azote biodisponible (Zehr et al., 2001). Par ailleurs, l'excrétion et la décomposition de la biomasse phytoplanctonique favorisent la reminéralisation du phosphore, maintenant la disponibilité de ce nutriment essentiel (Cotner & Biddanda, 2002). Des recherches récentes mettent en évidence la plasticité de l'absorption des nutriments, en particulier du phosphate, qui permet au phytoplancton de maintenir sa productivité et son rôle dans l'exportation du carbone, même dans un contexte de réchauffement et de stratification accrue des océans (Michaels et al., 2024).

Les diatomées occupent un rôle prépondérant dans le cycle du silicium, élément indispensable à la formation de leur frustule siliceux (Brzezinski et al., 2003). La dynamique de ce cycle conditionne la disponibilité du silicium dans les systèmes marins et influence la structure et le

fonctionnement des communautés phytoplanctoniques. En régulant la quantité de silicium biodisponible, les diatomées exercent un contrôle déterminant sur la succession des espèces phytoplanctoniques et sur la productivité primaire marine. Dans ce contexte, les projections climatiques récentes (CMIP6) suggèrent une augmentation de la productivité primaire de près de 30 % dans certaines régions, comme l’Océan Austral, d’ici la fin du siècle, tout en soulignant une incertitude liée à la représentation des traits physiologiques du phytoplancton dans les modèles (Borges et al., 2025). Parallèlement, l’acidification croissante des océans pourrait entraîner une baisse significative de la production primaire des espèces eucaryotes, estimée à environ 10 % dans les zones tropicales et subtropicales, soit une perte de 5 milliards de tonnes de carbone fixées par an à l’échelle globale, alors que certaines cyanobactéries semblent plus résilientes à ce phénomène (Nguyen et al., 2025).

III.3.3. Régulation climatique

Le phytoplancton joue un rôle essentiel dans la régulation du climat à l’échelle planétaire, en intervenant à la fois sur les flux de gaz à effet de serre et sur certains processus atmosphériques. Certaines espèces produisent du diméthylsulfure (DMS), un composé volatil qui, après oxydation dans l’atmosphère, favorise la formation de noyaux de condensation des nuages et induit ainsi un effet de refroidissement à des échelles régionales et globales (Stefels et al., 2007). Par ailleurs, par leur activité photosynthétique, les communautés phytoplanctoniques contribuent significativement à la fixation du dioxyde de carbone (CO₂), limitant son accumulation dans l’atmosphère et participant à l’atténuation du réchauffement climatique (Boyd et al., 2007). Cette double action, reposant à la fois sur des mécanismes chimiques et physiques, met en évidence l’importance du phytoplancton dans le maintien des équilibres climatiques mondiaux.

III.3.4. Services écosystémiques

Le phytoplancton contribue de manière déterminante au fonctionnement des écosystèmes aquatiques à travers une large gamme de services écosystémiques. L’un des plus importants est la régulation climatique, assurée par la capture du dioxyde de carbone atmosphérique au cours de la photosynthèse, processus qui participe au stockage du carbone océanique et à l’atténuation du réchauffement global.

Sur le plan écologique et socio-économique, la production primaire phytoplanctonique soutient la productivité des écosystèmes aquatiques et conditionne les ressources halieutiques. En constituant le point de départ des chaînes trophiques, elle influence directement la disponibilité

des ressources exploitées par la pêche et l'aquaculture, et peut affecter la durabilité des stocks commerciaux en fonction de ses fluctuations (Chassot et al., 2010).

Au-delà de ce rôle de producteur primaire, le phytoplancton se distingue par sa valeur de bioindicateur. Les variations de composition et d'abondance de ses communautés constituent des signaux précoces des perturbations environnementales, telles que l'eutrophisation, les pollutions chimiques ou encore les effets du changement climatique, permettant ainsi d'évaluer l'état écologique des milieux aquatiques.

Enfin, certaines espèces présentent un intérêt croissant dans le domaine de la bioéconomie bleue. Exploitées pour leurs métabolites à haute valeur ajoutée, elles fournissent des pigments naturels par exemple l'astaxanthine (Renstrom et al., 2018), des compléments alimentaires riches en oméga-3 (Hua et al., 2019) ou encore des biomasses destinées à la production de biocarburants de troisième génération (Chisti, 2007). Ces potentialités illustrent le rôle du phytoplancton non seulement comme régulateur écologique, mais aussi comme ressource stratégique pour des filières innovantes et durables.

III.4. Adaptations écologiques et dynamiques phytoplanctoniques

Le phytoplancton constitue un groupe hautement diversifié qui a développé un ensemble de stratégies morphologiques, physiologiques et comportementales lui permettant d'optimiser son efficacité photosynthétique, d'exploiter les gradients environnementaux et d'assurer sa survie dans des milieux aquatiques soumis à de fortes variations spatio-temporelles. Ces adaptations influencent non seulement leur dynamique populationnelle mais aussi les interactions trophiques et biogéochimiques au sein des écosystèmes.

III.4.1. Adaptations morphologiques, physiologiques et comportementales

Les communautés phytoplanctoniques ont développé un ensemble d'adaptations morphologiques, physiologiques et comportementales qui conditionnent leur survie et leur compétitivité dans les environnements aquatiques. Parmi ces stratégies, la flottabilité occupe une place centrale : plusieurs taxons, en particulier les diatomées, disposent de vacuoles de gaz ou accumulent des gouttelettes lipidiques, ce qui réduit leur densité et ralentit leur sédimentation. Cette capacité favorise leur maintien dans la zone euphotique, indispensable au processus photosynthétique. D'autres groupes, tels que les dinoflagellés, exploitent la migration verticale active rendue possible par la présence de flagelles, leur permettant de se déplacer quotidiennement entre les couches superficielles riches en lumière et les zones plus profondes

riches en nutriments, augmentant ainsi leur compétitivité face aux espèces non mobiles (Cullen & MacIntyre, 1998).

Certaines cyanobactéries, comme *Trichodesmium*, disposent d'hétérocystes spécialisés capables de fixer l'azote atmosphérique, jouant ainsi un rôle fondamental dans la fertilité des écosystèmes marins oligotrophes (Capone et al., 1997). D'autres espèces phytoplanctoniques ont recours à la formation de stades de résistance, tels que des kystes ou des spores de repos, qui leur permettent de persister dans des conditions défavorables, notamment lors de déficits lumineux, d'hypoxie ou de fluctuations thermiques. Ces formes de dormance assurent non seulement la survie en période critique, mais contribuent également à la dispersion et à la résilience des communautés phytoplanctoniques (Head et al., 2006).

Enfin, plusieurs espèces produisent des métabolites secondaires, dont certaines toxines comme les saxitoxines ou les microcystines. Ces composés, fréquemment rencontrés chez les dinoflagellés et cyanobactéries, jouent un rôle défensif contre le broutage zooplanctonique. Toutefois, leur production peut aussi avoir des conséquences écologiques et sanitaires majeures, en altérant la qualité des eaux et en représentant un risque pour la santé humaine (Hallegraeff, 1993 ; Paerl & Otten, 2013).

III.4.2. Modèles conceptuels et dynamiques écologiques

Margalef (1978) a proposé une approche théorique qui assimile le phytoplancton aux plantes terrestres, en mettant en évidence le rôle majeur de l'hydrodynamisme marin dans la structuration des communautés. Cette perspective repose sur le concept de « formes de vie », qui établit un lien entre la morphologie cellulaire, les stratégies d'acquisition des ressources et les mécanismes de défense face à la prédation. La forme et la taille des cellules conditionnent directement l'efficacité de l'absorption des nutriments : ainsi, un rapport surface/volume élevé favorise l'assimilation rapide des éléments dissous (Stanca et al., 2013). Par ailleurs, certaines morphologies, comme les cellules allongées, optimisent la capture de la lumière en permettant une répartition des chloroplastes le long des parois cellulaires, maximisant ainsi le rendement photosynthétique (Stanca et al., 2013 ; Ryabov et al., 2021).

Outre ces adaptations, de nombreux organismes phytoplanctoniques développent des mécanismes de défense leur assurant une meilleure résistance aux pressions exercées par les consommateurs. Ces stratégies incluent la formation de chaînes cellulaires, la production de toxines ou de substances mucilagineuses, ainsi que la présence d'épines qui limitent la prédation (Lüring, 2021). Les modes de vie et la distribution des groupes phytoplanctoniques sont également fortement conditionnés par les dynamiques hydrodynamiques. Les diatomées

tendent à dominer dans des environnements riches en nutriments soumis à de fortes turbulences, conditions qui favorisent leur croissance rapide. À l'inverse, les dinoflagellés trouvent un avantage compétitif dans les milieux plus stables et stratifiés, généralement plus pauvres en nutriments, où certaines espèces exploitent des stratégies mixtes comme la mixotrophie pour pallier la limitation trophique (Loewen et al., 2021).

Le Mandala de Margalef (1978) oppose la stratégie r (croissance rapide et forte productivité) à la stratégie K (efficacité dans l'acquisition des ressources et survie à long terme). Cependant, ce modèle simplifié ne rend pas compte de toute la complexité des interactions environnementales.

Glibert (2016) a enrichi cette approche en y intégrant des dimensions supplémentaires directement liées aux traits fonctionnels du phytoplancton, tout en tenant compte des changements globaux et des impacts anthropiques. Parmi ces variables figurent la température, généralement inversement corrélée à la turbulence, ainsi que le rapport N/P, considéré comme un indicateur des apports anthropiques en azote. S'ajoutent également plusieurs traits fonctionnels tels que la taille, la motilité, la toxicité, le régime trophique et le taux de croissance. Selon ce modèle, une concentration élevée en phosphore (faible N/P) favorise une stratégie r, tandis qu'un rapport N/P élevé est associé à une stratégie K. De plus, le type de nutriment module la morphologie et la toxicité des cellules : les nitrates favorisent la croissance de grandes diatomées ou de dinoflagellés, tandis que l'ammonium stimule la production de toxines.

Le phytoplancton apparaît comme un acteur clé des écosystèmes aquatiques, dont les dynamiques reposent sur des interactions complexes entre les contraintes environnementales, les stratégies adaptatives et les pressions anthropiques. Une meilleure compréhension de ces mécanismes est essentielle pour anticiper les répercussions des changements climatiques sur les écosystèmes marins et d'eau douce.

III.5. Influence des conditions environnementales sur le phytoplancton

Le phytoplancton, en tant que base de la production primaire aquatique, réagit fortement aux variations environnementales qui modulent sa croissance, sa composition et sa distribution. Dans les écosystèmes côtiers et lagunaires, la disponibilité en nutriments, l'intensité lumineuse, la dynamique hydrologique et la température constituent les principaux facteurs de structuration des communautés (Pannard et al., 2008 ; Litchman et al., 2007).

La disponibilité en azote, phosphore et silicium contrôle la dynamique des populations. Le ratio N/P influence la dominance des groupes fonctionnels : un excès d'azote favorise généralement les dinoflagellés et cyanobactéries, tandis que des conditions équilibrées ou riches en phosphore

favorisent les diatomées (Tilman et al., 1982 ; Glibert, 2016). Le silicium, essentiel à la formation des frustules, détermine également la succession saisonnière des diatomées (Conley et al., 1993). La lumière, modulée par la turbidité et la stratification, conditionne quant à elle la photosynthèse et les stratégies d'acclimatation cellulaire (Falkowski & La Roche, 1991).

Les processus hydrodynamiques (vent, marées, circulation des masses d'eau) contrôlent le mélange vertical et l'apport en nutriments. Ils favorisent les diatomées dans les environnements turbulents, tandis que les dinoflagellés et cyanobactéries prospèrent dans des eaux stables et stratifiées (Margalef, 1978 ; Smayda, 1997). La température agit directement sur le métabolisme et le taux de division cellulaire, expliquant la succession saisonnière et la dominance de certains taxons, dont des cyanobactéries toxiques en contexte de réchauffement (Reynolds, 2006 ; Paerl & Huisman, 2008).

Enfin, les pressions anthropiques accentuent ces dynamiques naturelles. L'apport excessif de nutriments issus de l'agriculture, de l'industrie et des rejets urbains favorise l'eutrophisation et la prolifération d'espèces opportunistes, parfois à l'origine d'efflorescences algales nuisibles (Nixon, 1995 ; Anderson et al., 2002). Le changement climatique renforce ces phénomènes en modifiant la stratification thermique, la disponibilité en nutriments et la fréquence des espèces toxiques ou mixotrophes (Glibert et al., 2018).

III.6. Interactions écologiques et recyclage des nutriments

Les écosystèmes estuariens et lagunaires se distinguent par leur forte complexité écologique, où les interactions entre compartiments benthiques et pélagiques s'organisent autour des cycles biogéochimiques des nutriments. Ces échanges conditionnent non seulement la productivité primaire mais également la résilience des communautés aquatiques face aux perturbations. Comme l'illustrent Romero et al. (2019) (**Fig. 10**), plusieurs mécanismes fondamentaux interviennent dans cette dynamique.

Dans le compartiment pélagique, les relations trophiques entre phytoplancton et zooplancton assurent une régulation directe de la biomasse et facilitent le transfert de matière organique vers les niveaux supérieurs de la chaîne trophique. Au sein du compartiment benthique, les diatomées associées aux sédiments interagissent étroitement avec le zoobenthos, jouant un rôle crucial dans le couplage benthopélagique. Le recyclage des nutriments provient également de la décomposition de la matière organique, qu'elle soit d'origine autochtone (sédiments, excréments, cadavres) ou allochtones, et inclut la transformation de la « neige océanique », c'est-à-dire la matière organique particulaire en suspension.

L'activité microbienne représente un levier central de ces processus. La minéralisation, la nitrification, la dénitrification et l'ammonification assurent la transformation des formes organiques et inorganiques de l'azote et du phosphore, modulant directement leur disponibilité pour la production primaire. Ainsi, les microorganismes jouent un rôle de médiateurs invisibles mais essentiels du fonctionnement lagunaire, avec une influence déterminante sur les équilibres biogéochimiques (Canfield et al., 2021).

Les élevages conchylicoles, fréquents dans les zones lagunaires, ajoutent une dimension anthropique à ces interactions. Les bivalves filtreurs exercent un double effet : un enrichissement du milieu en nutriments favorisant la croissance phytoplanctonique (effet *bottom-up*) et un contrôle de la biomasse algale par leur forte activité de filtration (effet *top-down*) (Grangeré et al., 2010). En Baie des Veys (Normandie), ces mécanismes se traduisent par un effet *bottom-up* perceptible à l'échelle du système lagunaire, tandis que localement, au-dessus des zones d'élevage, l'effet *top-down* se manifeste par une diminution des concentrations de chlorophylle-a.

La fonction écologique des organismes benthiques module également la redistribution des nutriments. Les espèces fouisseuses favorisent l'oxygénation des sédiments et la libération de nutriments dissous, augmentant ainsi la productivité du milieu. A l'inverse, les organismes sédentaires tendent à piéger la matière organique, ralentissant son recyclage. La composition fonctionnelle des communautés conditionne donc directement l'intensité, la direction et la durabilité des flux de matière et d'énergie.

Ces interactions sont souvent amplifiées par des boucles de rétroaction. Un bloom phytoplanctonique intense, par exemple, réduit la transparence de la colonne d'eau, limitant la photosynthèse benthique et perturbant la productivité primaire des diatomées benthiques. La décomposition massive de ces blooms peut en outre générer des zones hypoxiques, renforçant les déséquilibres trophiques et accentuant la vulnérabilité du système (Diaz & Rosenberg, 2008).

La dynamique du phytoplancton apparaît ainsi comme le résultat d'une interaction complexe entre facteurs abiotiques (nutriments, lumière, température, hydrodynamisme) et facteurs biotiques (prédation, compétition, interactions benthopélagiques). Comprendre ces mécanismes est essentiel pour appréhender la sensibilité des écosystèmes lagunaires face aux changements climatiques et aux pressions anthropiques croissantes, notamment l'eutrophisation, la surpêche et l'intensification conchylicole.

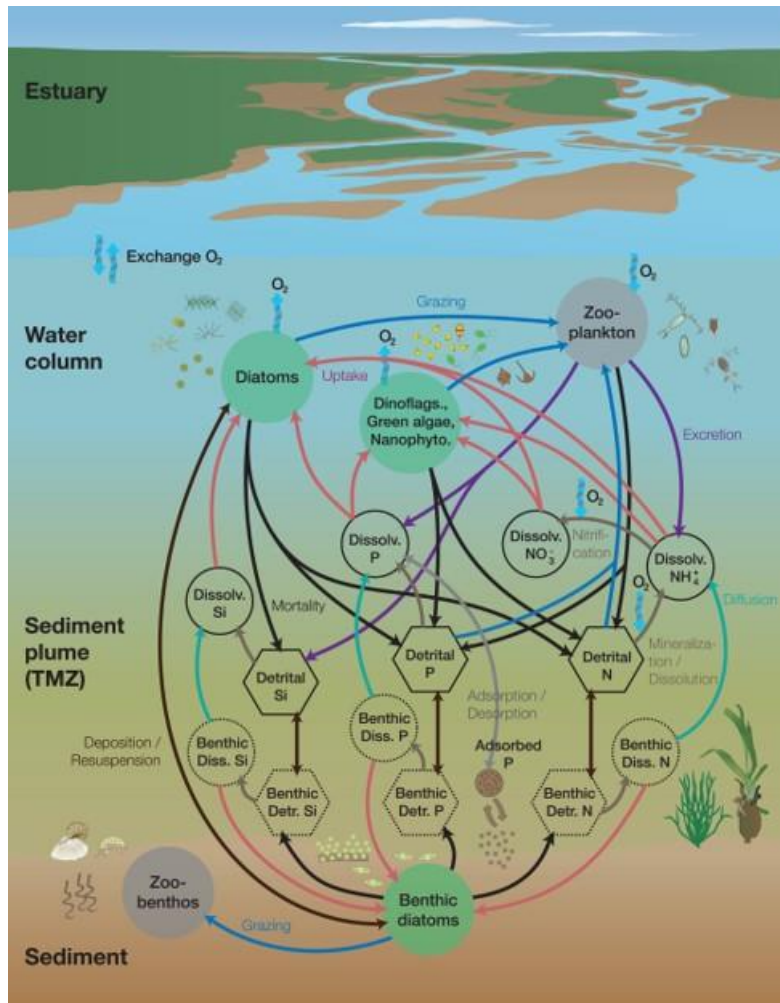


Figure 10. Diagramme en flux du module écologique de MARS3D, présentant les compartiments de la colonne d'eau et du sédiment ainsi que les échanges entre eux (Romero et al. 2019)).

III.7. Les efflorescences algales nuisibles (HABs) dans les écosystèmes lagunaires

Dans les écosystèmes marins et lagunaires, la prolifération rapide d'une ou de plusieurs espèces de microalgues peut conduire à des efflorescences algales nuisibles (*Harmful Algal Blooms*, HABs). Ces phénomènes se traduisent soit par la production de toxines, soit par une accumulation massive de biomasse provoquant des épisodes d'hypoxie ou d'anoxie (Smayda, 1997). A faible abondance, ces algues font naturellement partie des communautés planctoniques, mais lorsqu'elles atteignent de fortes densités, elles induisent des impacts écologiques, sanitaires et économiques significatifs (Flewelling et al., 2005).

Au cours des dernières décennies, une augmentation notable de la fréquence, de l'intensité et de l'extension géographique des HABs a été observée (Anderson et al., 2002 ; Glibert et al., 2005). Plusieurs processus expliquent cette tendance. L'eutrophisation des zones côtières, liée aux apports excessifs en nutriments d'origine agricole, urbaine et industrielle, constitue un

facteur majeur en favorisant la prolifération d'espèces opportunistes (Nixon, 1995). Les changements climatiques, notamment l'élévation de la température et la modification de la stratification des masses d'eau, renforcent également ces conditions favorables et favorisent des taxons tolérants et parfois toxiques (Paerl & Huisman, 2008).

D'autres mécanismes interviennent également. L'introduction accidentelle de kystes ou d'espèces nuisibles via les eaux de ballast ou le transfert de coquillages contribue à la dispersion des HABs à l'échelle mondiale (Hallegraeff, 1995 ; Laabir & Gentien, 1999). Par ailleurs, le développement intensif de l'aquaculture dans des zones côtières fragiles peut accentuer la pression écologique et accroître la vulnérabilité des lagunes à ces phénomènes.

Les conséquences des HABs touchent l'ensemble des écosystèmes et des sociétés humaines. Sur le plan écologique, ils provoquent des mortalités massives de poissons, de mollusques et de mammifères marins, perturbant le fonctionnement des réseaux trophiques. Sur le plan sanitaire, les phycotoxines s'accumulent dans les bivalves filtreurs (moules, huîtres, coques) et peuvent provoquer divers syndromes : paralytique (PSP, *Alexandrium spp.*), diarrhéique (DSP, *Dinophysis spp.*) ou amnésique (ASP, *Pseudo-nitzschia spp.*), représentant un risque majeur pour les consommateurs. Enfin, sur le plan économique, ces épisodes entraînent des pertes considérables pour la pêche et l'aquaculture, particulièrement dans les lagunes méditerranéennes comme celles de Thau (France), de Venise (Italie) et du Mar Menor (Espagne), où la conchyliculture est fortement développée (Pérez-Ruzafa et al., 2011 ; Lassus et al., 2016).

Ainsi, les HABs apparaissent aujourd'hui comme l'un des principaux facteurs de risque émergents pour les écosystèmes aquatiques. Leur intensification, liée à la synergie entre eutrophisation et changement climatique, souligne la nécessité de stratégies de gestion intégrée visant à limiter les apports en nutriments, renforcer la surveillance et réduire leur impact sur les milieux lagunaires et les activités socio-économiques associées.

**CADRE GENERAL D'ETUDE
&
METHODOLOGIE**

CHAPITRE IV. Localisation et contexte géographique

La lagune El Mellah est située à l'extrême nord-est de l'Algérie, en bordure de la mer Méditerranée, entre les caps Rosa et Roux. Elle fait partie du Parc National d'El-Kala, reconnu pour sa richesse écologique et classé site Ramsar depuis 2004. Ses coordonnées géographiques sont approximativement 36°54' N et 8°20' E.

D'une forme ovoïde allongée du nord-nord-ouest au sud-sud-est, la lagune couvre une superficie estimée 865 hectares, s'étendant sur environ 4,5 km du nord au sud et 2,5 km d'est en ouest. Elle est connectée à la mer Méditerranée par un chenal naturel de 900 m de long, assurant des échanges hydrologiques partiels entre les eaux lagunaires et marines.

La profondeur de la lagune varie selon les secteurs : elle atteint jusqu'à 6 mètres au centre, avec des pentes marquées à l'ouest, tandis qu'à l'est, la profondeur reste plus faible, n'excédant pas 2 mètres sur les premiers 500 mètres, avant une rupture de pente (Guelorget et al., 1982). Dans sa région nord-est, un cordon dunaire bien développé, culminant à 177 m, marque fortement le paysage.

La lagune est bordée au nord par la mer Méditerranée. Au sud, elle est adjacente au parc animalier d'El Kala et aux forêts d'Aïn Khiair. A l'est, elle est proche de la forêt de Boumalek et de l'agglomération d'El Gantra El Hamara, tandis qu'à l'ouest, elle est voisine des localités d'El Mellah et de Souk Rguibet. (**Fig. 11**).



Figure 11. Localisation de la lagune El Mellah (Google Earth, 2025)

IV.1. Principales formations géologiques autour du lagune El Mellah

L'analyse géologique de la région de la lagune Mellah met en évidence une composition complexe, résultant de processus tectoniques, sédimentaires et climatiques successifs (**Fig. 12**). Les formations identifiées témoignent d'une évolution influencée par les dynamiques marines et fluviales, ainsi que par les mouvements tectoniques ayant façonné le paysage au fil du temps.

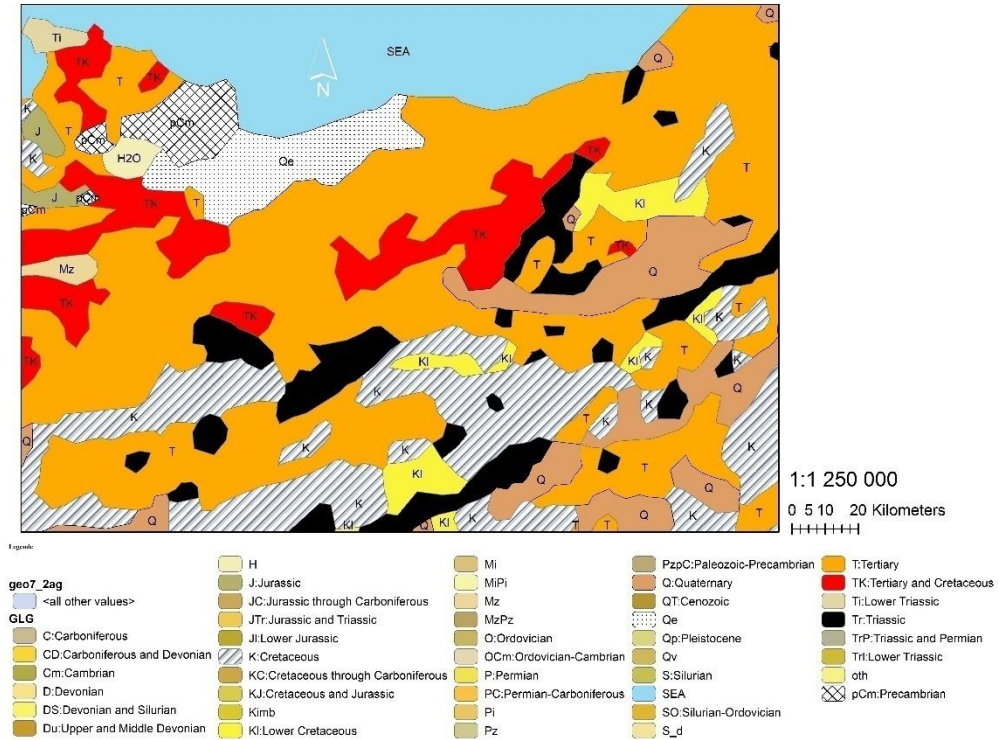


Figure 12. Formations géologiques autour de la lagune El Mellah, modifiée d'après la carte géologique d'Algérie au 1/250 000 (ASGA, 1990)

IV.1.1 Formations quaternaires

Les dépôts quaternaires se caractérisent par la présence de sédiments marins et fluviaux, constitués principalement de sables, d'argiles laguno-marines et d'alluvions répartis dans différentes zones du bassin. Au nord du lac, la formation de dunes résulte de l'accumulation de ces matériaux sous l'action des vents dominants, tandis que les zones marécageuses situées à l'exutoire des oueds traduisent un processus de sédimentation fluviale (Guelorget & Perthuisot, 1983 ; Ballais, 1991).

Les sables dunaires, disposés en cordons parallèles selon une orientation WNW–ESE, structurent diverses unités paysagères comprenant les plages actuelles, les dunes littorales récentes ainsi que des formations plus anciennes. Quant aux alluvions laguno-marines, caractéristiques de la lagune El Mellah, ils se concentrent dans les secteurs humides et marécageux, révélant un environnement soumis aux fluctuations du niveau d'eau (Bensalah, 2003).

IV.1.2. Formations tertiaires

Les dépôts tertiaires comprennent notamment les argiles de Numidie, caractéristiques de l'Eocène moyen, occupant principalement les fonds de vallées et les plaines proches du lac. Les formations miocènes se composent de conglomérats, de sables et d'argiles rouges du Pontien, particulièrement visibles dans le sud-est du Parc National d'El Kala. Ces unités sédimentaires reflètent l'évolution géologique ancienne de la région et les différentes phases de dépôt qui s'y sont succédé (Vila, 1980 ; Obert & Vila, 1984).

IV.1.3. Formations néo-pléistocènes

Les dépôts du Néopleistocène se composent de sables et d'argiles gris. Ils traduisent des épisodes de transgression marine au cours desquels la mer a pénétré dans la dépression du Mellah, révélant l'influence conjointe des fluctuations climatiques et des variations du niveau marin (Perthuisot, 1981 ; Ballais, 1991).

IV.1.4. Contexte tectonique

La région de la lagune El Mellah a été affectée par plusieurs phases tectoniques. La phase alpine (tertiaire) est à l'origine des alignements nord-est actuels, tandis que la phase quaternaire, marquée par des mouvements transverses, a généré des reliefs alternant dômes et cuvettes. L'organisation géologique actuelle reflète ainsi l'interaction entre sédimentation, tectonique et variations climatiques (Vila, 1980 ; Guelorget & Perthuisot, 1983 ; Obert & Vila, 1984).

IV.2. Diversité des Formations Pédologiques

L'environnement pédologique de la lagune El Mellah (**Fig. 13**) présente une grande diversité, reflet des conditions géologiques, climatiques et hydrologiques de la région (Ballais, 1991).

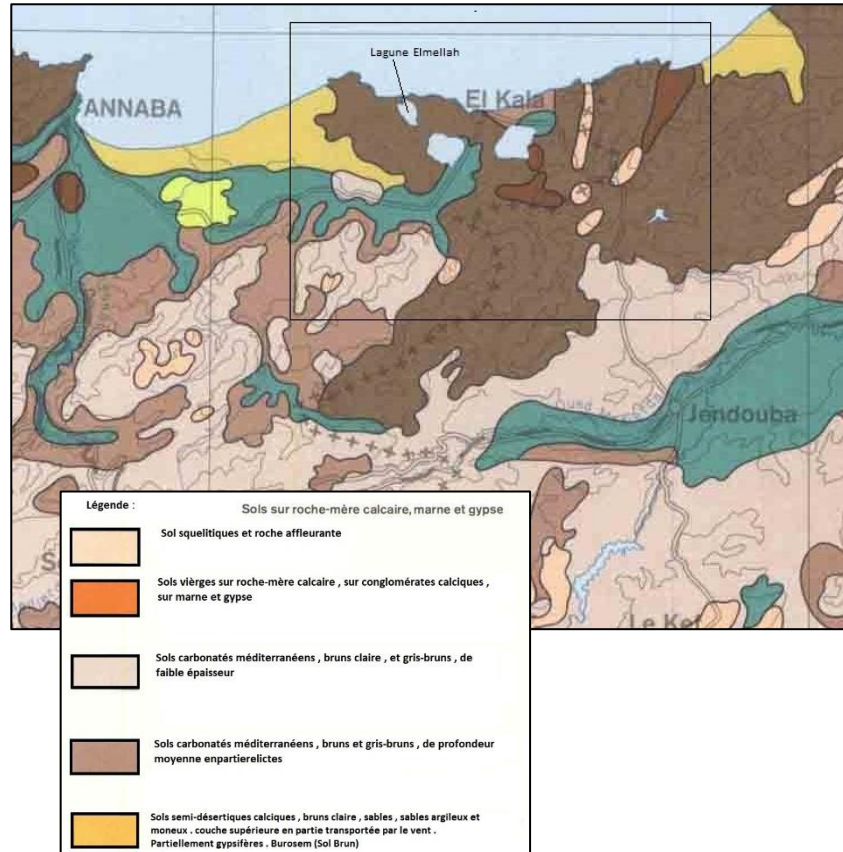


Figure 13. Formations pédologiques de la lagune El Mellah (Brechtel & Rohmer, 1969)

Les sols dominants sont les sols carbonatés méditerranéens, de teinte brune à brun-gris, relativement profonds et évolués, typiques des paysages calcaires méditerranéens. Ils sont accompagnés de sols semi-désertiques calcaires, plus clairs et partiellement gypsifères, localisés dans les zones côtières soumises à l'aridité et à l'action éolienne. On observe également des sols squelettiques et affleurements rocheux, présents dans les secteurs accidentés où l'altération est limitée, ainsi que des sols jeunes sur roche-mère calcaire, conglomérats et marnes gypseuses, témoignant d'une pédogenèse encore peu avancée.

Cette diversité pédologique influence directement les usages agricoles. Les sols carbonatés, bien drainés et relativement fertiles, offrent un potentiel élevé pour les cultures méditerranéennes (olivier, agrumes, céréales), mais nécessitent une gestion adaptée sur pentes afin de limiter l'érosion (Côte, 2002). Les sols semi-désertiques, à faible capacité de rétention hydrique, n'autorisent que des cultures résistantes à la sécheresse, tandis que les sols

squelettiques et jeunes présentent un intérêt agricole limité en raison de la roche affleurante et de leur faible épaisseur.

Sur le plan écologique, la mosaïque pédologique conditionne la distribution des habitats naturels. Les sols hydromorphes des zones humides bordant la lagune favorisent le développement de plantes halophiles, qui constituent des habitats privilégiés pour l'avifaune migratrice (Samraoui & Samraoui, 2008). En arrière-plan, les sols semi-désertiques soutiennent une végétation xérophile adaptée à l'aridité, abritant reptiles et petits mammifères, tandis que les sols carbonatés permettent l'installation de formations forestières clairsemées et de garrigues dominées par le chêne vert et l'arbousier, jouant un rôle essentiel dans la stabilisation des sols et la préservation de la biodiversité (Quézel & Médail, 2003).

Cependant, plusieurs risques environnementaux menacent ces sols. La salinisation, favorisée par la proximité de la lagune, limite certaines cultures ; l'érosion, accentuée sur les versants, impose des pratiques de conservation telles que l'agroforesterie ou le terrassement (Ballais, 1991) ; enfin, l'urbanisation croissante exerce une pression sur la fertilité des sols et fragilise les écosystèmes locaux (Bensalah, 2003). Ainsi, la diversité pédologique de la lagune El Mellah constitue à la fois un atout écologique et agricole, mais aussi un facteur de vulnérabilité face aux pressions anthropiques et climatiques.

IV.3. Caractéristiques hydrologiques de la lagune El Mellah

La lagune El Mellah est un écosystème dynamique où les interactions entre apports fluviaux, précipitations et intrusions marines déterminent son régime hydrologique. Cependant, il reste vulnérable aux pressions anthropiques et aux changements environnementaux. La lagune El Mellah présente un régime hydrologique complexe influencé par des facteurs naturels et anthropiques. Les principales caractéristiques hydrologiques :

IV.3.1. Bassin versant

Le bassin hydrologique du lac Mellah couvre une superficie de 8 250 hectares, soit 82,5 km². Ce corps aquatique représente un dixième (1/10) de la surface totale. Géographiquement, le bassin versant est délimité à l'ouest par une série de petites formations montagneuses caractérisées par leurs configurations allongées et sinueuses (kef Karussa à 247 m, Djebel Koursi à 329 m, Djebel Bez Zeze à 309 m et kef Fegaia à 325 m) ; ces pentes sont orientées vers le nord-est et sont entrecoupées de nombreux talwegs, qui culminent dans la formation de deux oueds principaux (Reguibet et Mellah). La limite orientale de ce bassin versant, bien que

limitée dans son étendue, est juxtaposée à la présence immédiate du bassin de l'Oubeira (**Fig. 14**).

1. Subdivision en sous-bassins

Le bassin versant du lac El Mellah est hiérarchisé en plusieurs sous bassin. Les principaux sous-bassins hydrographiques, correspondent aux trois oueds qui alimentent la lagune :

- Sous-bassin de l'oued Reguibet (aussi appelé Rkibet ou R'guibet) au Nord-Ouest
- Sous-bassin de l'oued El Mellah (ou El-Melah) au Sud-Ouest
- Sous-bassin de l'oued El Aroug (aussi nommé Blaroug ou Bélaroug) au Sud

Ces trois oueds sont les principaux affluents qui apportent de l'eau douce au lac Mellah. Ensemble, ils drainent un bassin versant total d'une superficie de 81,45 km² avec un périmètre de 56,15 km³.

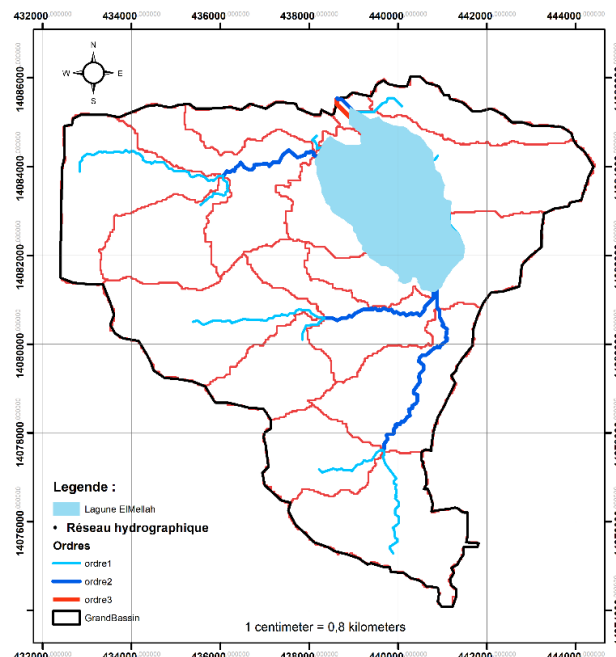


Figure 14. Principaux sous-bassins hydrographiques de lagune El Mellah

2. Analyse des pentes

Le bassin versant du lac Mellah présente une topographie contrastée, marquée par une dominance des pentes modérées (3-12 %) et des pentes fortes (>25 %). Ces caractéristiques influencent les dynamiques hydrologiques ainsi que les possibilités d'aménagement du territoire. (**Fig. 15**)

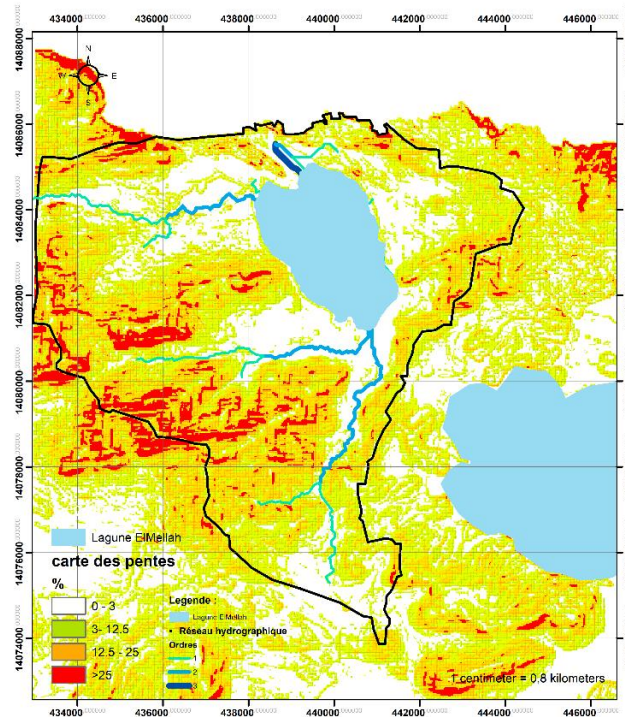


Figure 15. Carte des pentes du bassin versant de la lagune El Mellah élaborée à partir d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT)

Les fonds de vallées, incluant ceux des principaux oueds tels que le Reguibet, le Mellah et l'El Aroug, ainsi que les zones marécageuses et les replats, correspondent aux terrains présentant les pentes les plus faibles (0-3 %). Ces zones, couvrant environ 1 093 hectares (soit 13 % du bassin), sont particulièrement exposées à la déflation éolienne en période sèche.

Les pentes intermédiaires (3-12,5 %) se retrouvent dans des secteurs de transition et représentent la classe dominante avec une superficie de 2 904 hectares (35 % du bassin). Une autre catégorie de terrains intermédiaires, caractérisée par des pentes allant de 12,5 à 25 %, couvre environ 1 110 hectares (13 %), offrant ainsi certaines opportunités d'aménagement.

Enfin, les zones où les pentes dépassent 25 % correspondent principalement aux affleurements du complexe argilo-gréseux numidien. Ces secteurs, qui s'étendent sur 2 391 hectares (soit 28 % du bassin), occupent une proportion significative du territoire.

D'un point de vue environnemental, les terrains à faible pente (0-3 %) sont particulièrement vulnérables à l'érosion éolienne et hydrique. En revanche, les zones où les pentes excèdent 25 % se révèlent difficiles à aménager et sont sujettes à une forte érosion hydrique.

IV.3.2. Réseau hydrographique et régime hydrologique

L'analyse du réseau hydrographique, effectuée à partir d'un modèle numérique de terrain (MNT, 30 m de résolution) et traitée avec l'extension ArcHydro d'ArcGIS, met en évidence une organisation hiérarchisée selon la classification de Strahler. La longueur totale du réseau est estimée à 38,51 km, comprenant 20,32 km de cours d'eau de premier ordre, 17,18 km de deuxième ordre et 1,01 km de troisième ordre.

Ce réseau est dominé par les cours d'eau de premier et de deuxième ordre, qui convergent au niveau du nœud 4, où se connecte également un cours de troisième ordre. Cette configuration illustre un drainage convergent vers un exutoire unique débouchant dans la lagune. Parmi les principaux tributaires, l'oued El Mellah, l'oued El Aroug et l'oued Reguibet jouent un rôle central, reflétant la morphologie contrastée du bassin, plus accidentée à l'ouest, d'où émanent de nombreux affluents (**Fig. 16**).

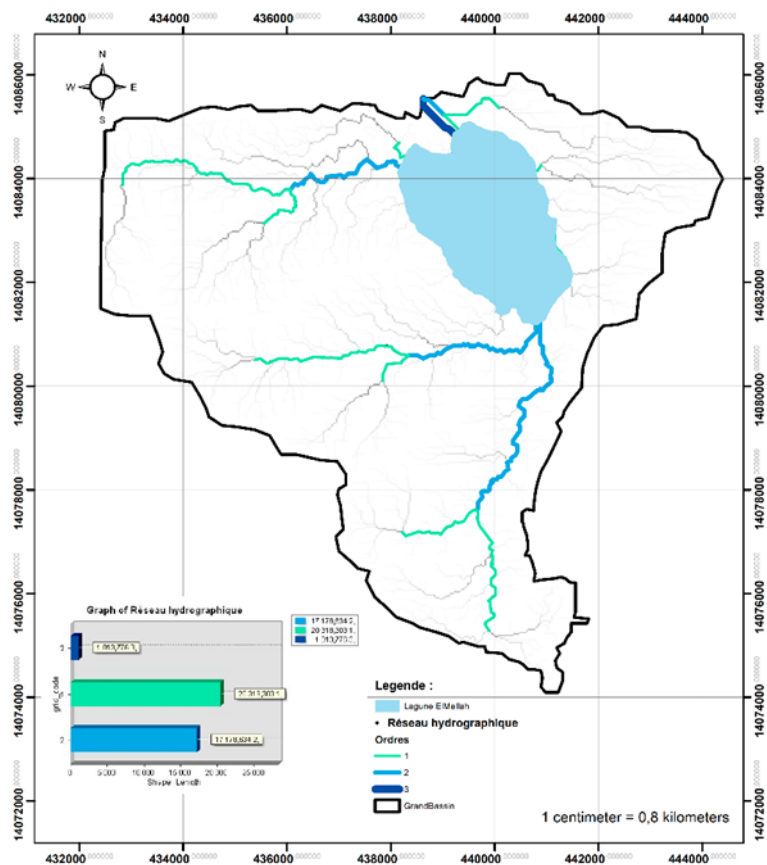


Figure 16. Réseau hydrographique du bassin versant du lagune El Mellah,

Le régime hydrologique du lac Mellah est déterminé par l'interaction entre plusieurs facteurs, notamment les échanges avec la mer Méditerranée, les dynamiques internes, la saisonnalité des précipitations et les pertes hydriques par évaporation.

a. Echanges avec la mer

La lagune communique avec la Méditerranée par un chenal d'environ 900 m de long, 20 m de large et 0,5 à 2 m de profondeur. Les marées semi-diurnes y assurent des échanges évalués à 5,63 Hm³/an d'intrusions marines et 21,49 Hm³/an de rejets d'eau douce (Messerer, 1999).

b. Saisonnalité et bilan hydrique

La circulation interne des eaux se caractérise par une rotation lente, périphérique et horaire, induite par l'action combinée des vents dominants du nord-ouest et des apports continentaux.

- En hiver (octobre-avril), les précipitations renforcent les débits fluviaux et élèvent le niveau de la lagune, générant un excédent évacué vers la mer.
- En été (mai-septembre), la forte évaporation abaisse les niveaux et favorise les intrusions marines.

c. Gradient de salinité

Le bilan annuel met en évidence un excédent hydrique de 14,1 Hm³/an, compensé par des pertes de 13,6 Hm³/an dues à l'évaporation et 1,1 Hm³/an par les prélèvements agricoles. Ce fonctionnement assure un renouvellement complet des masses d'eau en environ 21 mois. La salinité présente une forte variabilité saisonnière, oscillant de 21,9 g/L en hiver, sous l'effet des apports fluviaux, à 34,9 g/L en été, en raison de l'évaporation et des intrusions marines.

d. Apports en eau douce

Les principaux apports proviennent des oueds Reguibet (nord-ouest), El Mellah et El Aroug (sud-ouest), auxquels s'ajoutent les intrusions marines estivales par le chenal, jouant un rôle de compensation hydrique.

e. Enjeux environnementaux

L'équilibre hydrologique de la lagune est fragilisé par l'envasement progressif du chenal, qui limite les échanges avec la mer, et par l'eutrophisation due aux apports excessifs en nutriments. Ces phénomènes favorisent la prolifération de blooms phytoplanctoniques, altérant la qualité de l'eau et perturbant le fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

IV.4 Caractéristiques bathymétriques du lagune El Mellah

L'analyse bathymétrique de la lagune El Mellah révèle un plan d'eau globalement peu profond, avec une profondeur moyenne de 2,7 m et un maximum de 6,40 m, bien que cette dernière ne concerne que 0,3 % de la superficie totale. Les zones les plus représentées se situent entre 4,0 et 5,0 m, couvrant environ 248 ha, soit 29 % de la surface, dont 134 ha entre 4,5 et 5,0 m (15,6 %). Le fond de la lagune présente une morphologie contrastée, marquée par des pentes abruptes sur les berges ouest, une topographie centrale plus homogène (3 à 5 m), et des hauts-fonds sableux peu profonds ($\leq 0,5$ m) dans la partie sud-est. Les faibles profondeurs, inférieures à 1 m, se concentrent principalement en périphérie. Le volume d'eau est estimé à 27 millions de m³ (27 Hm³), et reste relativement stable grâce aux échanges avec la mer par un chenal. L'ensemble de ces caractéristiques montre que la bathymétrie influence fortement la dynamique hydrologique et écologique de la lagune, en conditionnant les échanges d'eau, la répartition des habitats aquatiques et la stabilité du volume. (Fig. 17)

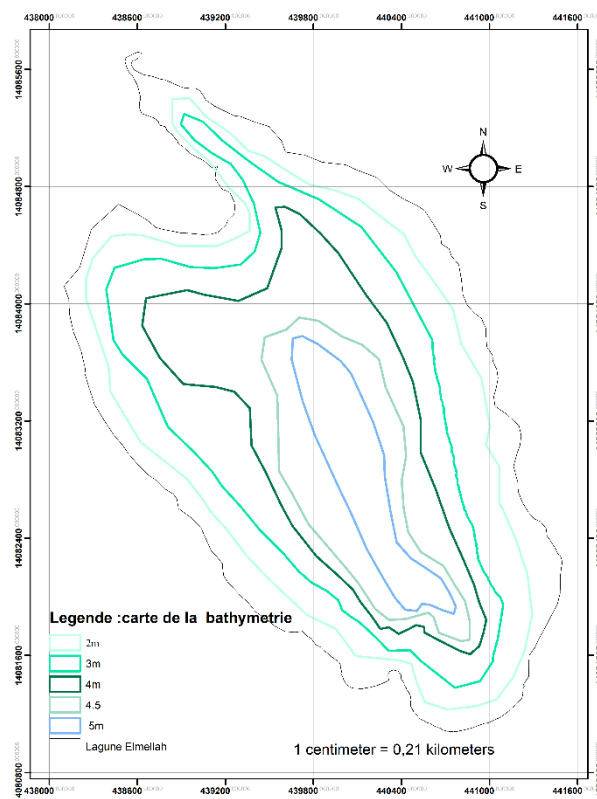


Figure 17.. Bathymétrie de la lagune El Mellah

IV.5 Courantologie du lagune El Mellah

La dynamique des courants dans la lagune El Mellah est étroitement liée à la morphologie du bassin, aux apports continentaux et à l'action des vents dominants (Khelifa, 2017). La faible

profondeur moyenne (2,7 m, avec un maximum de 6,4 m) rend la circulation particulièrement sensible aux variations hydriques et aux forçages atmosphériques (Messerer, 1999). Les oueds Reguibet, Mellah et El Aroug constituent les principales sources d'eau douce, modulant la salinité et influençant la stratification thermique, tandis que les vents de secteur nord génèrent des courants de surface qui participent à la redistribution des sédiments et des nutriments (Moulaï et al., 2010).

La circulation interne est marquée par une rotation lente dans le sens des aiguilles d'une montre, entretenue par l'effet combiné des vents et de la morphologie du plan d'eau. Les cycles de marée assurent un brassage minimal mais régulier, favorisant l'alternance entre intrusion marine et évacuation des eaux lagunaires (Messerer, 1999). Ce fonctionnement conditionne plusieurs processus écologiques : chaque année, près de 10 000 tonnes de sédiments sont redistribuées vers le centre et la zone d'échange, accentuant l'envasement ; en été, la baisse des apports fluviaux et l'évaporation induisent une stratification thermique passagère. La salinité, qui varie de 21,9 g/L en hiver à 34,9 g/L en été, reflète cette alternance saisonnière entre prédominance continentale et influence marine (Khelifa et al., 2017).

L'envasement progressif, en réduisant la capacité d'échange, favorise un confinement hydrique croissant et l'accumulation de matière organique. Ce processus accroît les risques d'eutrophisation et menace la stabilité écologique du système (Moulaï et al., 2010). Dans ce contexte, le maintien d'une circulation efficace et d'un renouvellement hydrique suffisant constitue un enjeu central pour la gestion durable de la lagune.

IV.6 Marées et dynamique hydrologique de la lagune Mellah

La lagune El Mellah présente un régime microtidal semi-diurne, avec deux cycles journaliers d'une amplitude maximale d'environ 40 cm, principalement d'origine astronomique (Thomas et al., 1973). L'expression de ce régime varie selon les saisons : en hiver et au printemps, les apports des oueds atténuent les variations de marée, tandis qu'en été, leur diminution permet aux oscillations semi-diurnes de se manifester pleinement (Semroud, 1983 ; Ounissi et al., 2002).

Deux modes de circulation superficielle se distinguent : une rotation périphérique lente, dans le sens des aiguilles d'une montre sous l'influence des vents dominants du Nord-Ouest, et une circulation rectiligne alternée, Nord–Sud au flot et Sud–Nord au jusant, directement liée aux cycles de marée (Guelorget et al., 1989 ; Messerer, 1999). Ces dynamiques reflètent l'action combinée des vents, des apports continentaux saisonniers et des oscillations marines, expliquant

la variabilité spatio-temporelle de la circulation et contribuant à l'équilibre écologique de la lagune (Fig. 18).

Le bilan hydrologique annuel met en évidence la compensation partielle des pertes par évaporation grâce aux intrusions marines estivales, tandis que les apports fluviaux dominent les périodes de forte précipitation, assurant le maintien de l'équilibre global des masses d'eau (Messerer, 1999).

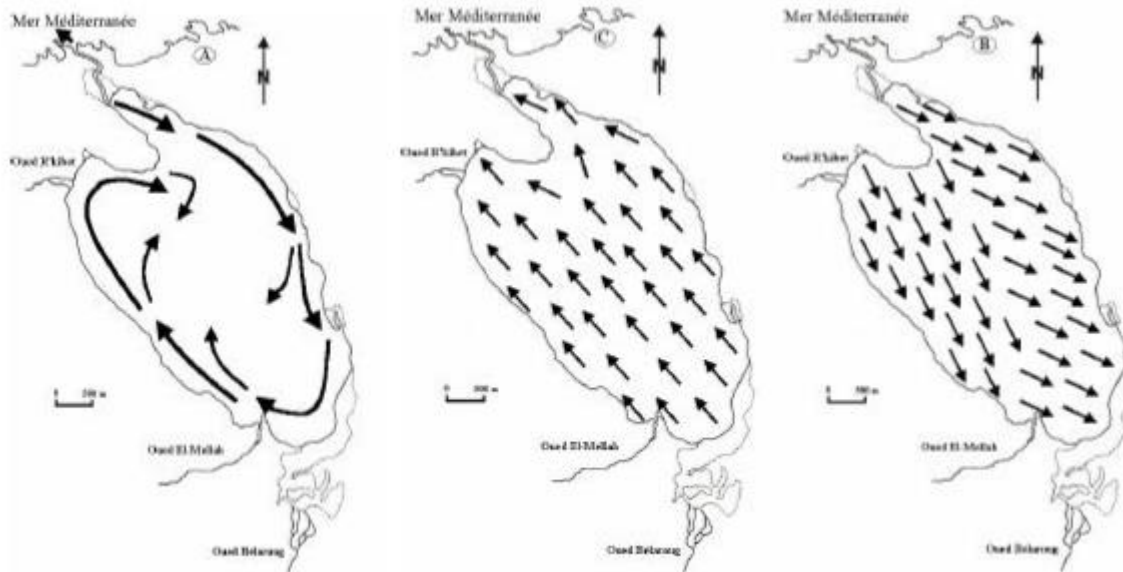


Figure 18. Schémas de la circulation des eaux dans la lagune Mellah : (a) Rotation périphérique (Guelorget et al., 1989) ; (b) Circulation rectiligne pendant le flot ; (c) Circulation rectiligne pendant le jusant (Messerer, 1999)

IV.7 Caractéristiques climatiques de la région

IV.7.1 Régime thermique

Les cartes fournies, établies à partir des données *WorldClim* sur la période 1970-2000, permettent d'observer la répartition spatiale des températures maximales, minimales et moyennes annuelles dans la région du bassin versant de la lagune El Mellah. Leur analyse met en évidence plusieurs tendances thermiques ainsi que les facteurs influençant cette variabilité (Fig. 19).

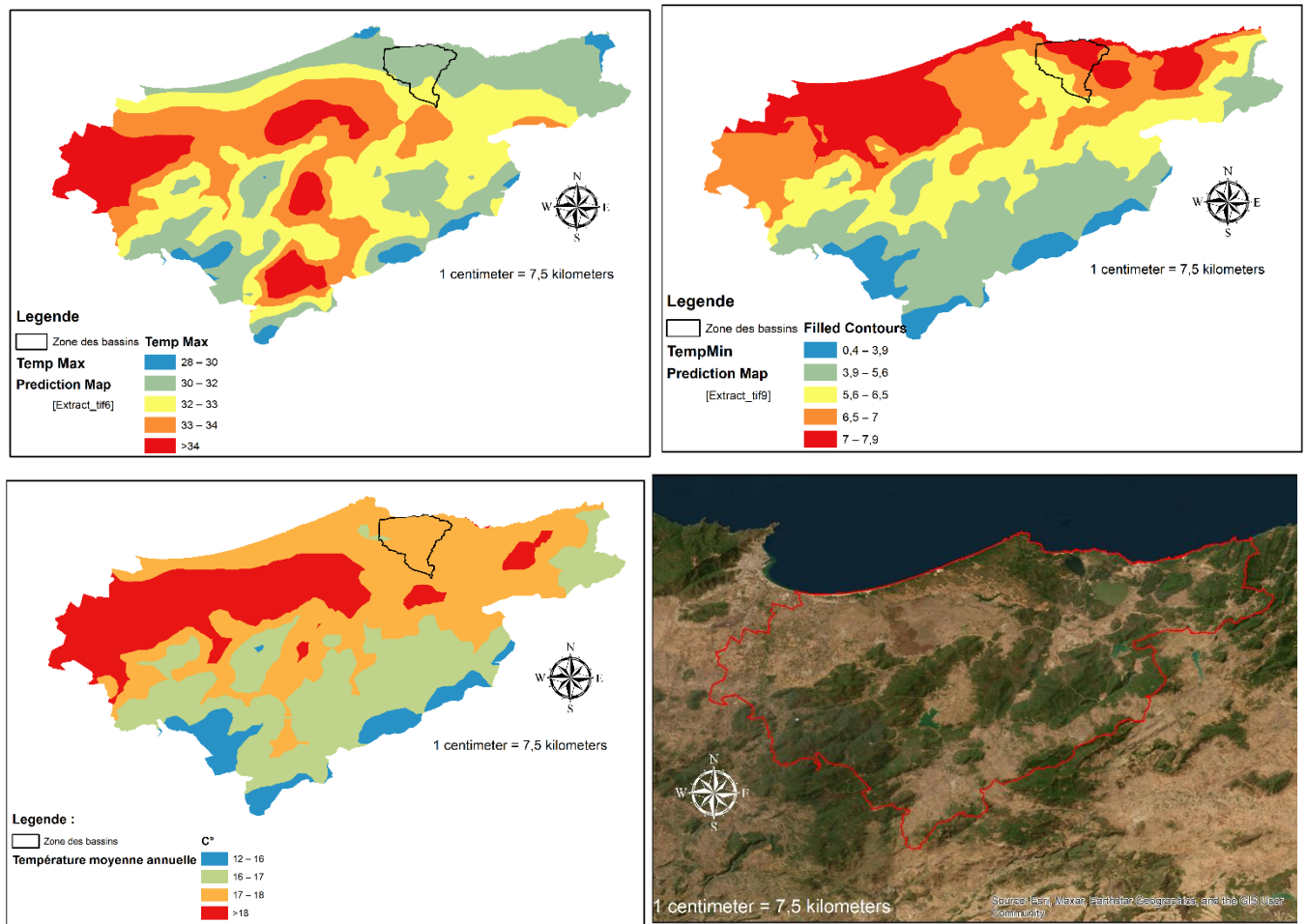


Figure 19. Répartition spatiale des températures maximales, minimales et moyennes saisonnières dans la région d'El Tarf, incluant le bassin versant de la lagune El Mellah, à partir des données climatiques *WorldClim* (1970–2000).

1. Facteurs influençant la répartition thermique

La variabilité des températures dans le bassin versant de la lagune El Mellah résulte de l'interaction de plusieurs facteurs naturels. La proximité de la mer Méditerranée et de la lagune atténue les écarts thermiques saisonniers, tandis que l'altitude et les reliefs modulent la

circulation des masses d'air et la rétention de chaleur, entraînant des températures plus basses dans les zones élevées. L'exposition au rayonnement solaire et l'humidité des milieux humides influencent également l'absorption et le stockage de la chaleur, contribuant à la régulation thermique locale.

2. Analyse des températures maximales, minimales et moyennes

Les températures maximales sont généralement les plus élevées dans les zones intérieures, dépassant fréquemment 34 °C en été, alors que le littoral et les abords de la lagune présentent des valeurs plus modérées. Les températures minimales sont plus douces à proximité des masses d'eau et plus fraîches dans les zones éloignées, traduisant un effet continental. Les températures annuelles moyennes illustrent un gradient thermique clair entre littoral et intérieur des terres, confirmant l'influence régulatrice des étendues d'eau sur la stabilité climatique régionale.

3. Analyse climatique générale

Le climat de la région correspond à un type méditerranéen, avec des étés chauds et secs et des hivers doux et humides, concentrant l'essentiel des précipitations annuelles. L'effet modérateur de la mer et de la lagune limite les écarts thermiques extrêmes, tandis que les zones plus éloignées subissent davantage l'influence continentale. Cette variabilité climatique, notamment lors de périodes de sécheresse prolongée, peut affecter l'équilibre hydrologique de la lagune et ses écosystèmes, soulignant l'importance de ces facteurs dans la gestion des ressources naturelles.

IV.7.2. Isothermie

Le paramètre d'isothermie se réfère à une situation où les températures demeurent relativement stables sur une zone donnée, avec peu de variations significatives. Il constitue un indicateur essentiel en météorologie, en climatologie et en écologie, permettant d'identifier les régions où la température varie peu au fil du temps.

Dans le domaine écologique, l'isothermie joue un rôle fondamental dans la structuration et le fonctionnement des écosystèmes. Une stabilité thermique favorise la biodiversité en créant des habitats propices à la survie et à la reproduction de nombreuses espèces. Toutefois, ces zones, bien que riches en biodiversité, sont aussi particulièrement sensibles aux perturbations climatiques. Une variation, même minime, de l'isothermie peut modifier l'équilibre écologique, affectant ainsi la répartition des espèces et les processus biologiques.

1. Répartition spatiale de l'isothermie dans le bassin versant

L'analyse de la carte d'isothermie met en évidence une structuration spatiale marquée des conditions thermiques au sein de la région d'El Tarf, incluant le bassin versant de la lagune El Mellah (**Fig. 20**). La distribution spatiale de l'isothermie permet de distinguer **trois classes principales** :

- **Rouge** : Correspondant aux valeurs les plus élevées d'isothermie (>42 unités). Cette classe pourrait indiquer des zones où les températures restent les plus constantes tout au long de l'année.
- **Orange** : Représentant une plage intermédiaire d'isothermie (entre 39 et 42 unités). Ces zones présentent une stabilité thermique modérée, potentiellement influencée par des facteurs locaux tels que la couverture végétale et la proximité des plans d'eau.
- **Verte** : Associée aux valeurs les plus faibles d'isothermie (entre 36 et 39 unités), ce qui suggère une plus grande variabilité thermique, susceptible d'avoir un impact sur les dynamiques écologiques et hydrologiques locales.

Ces variations spatiales pourraient refléter des différences dans l'exposition solaire, l'altitude, ou encore la proximité de masses d'eau, éléments qui influencent directement le régime thermique de la région.

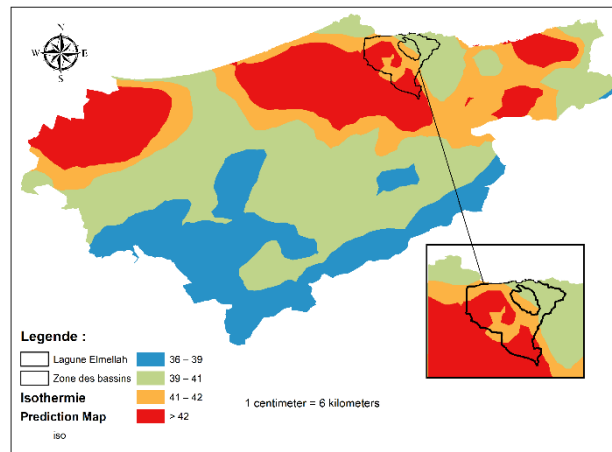


Figure 20. Carte de l'isothermie dans la région d'El Tarf, incluant le bassin versant de la lagune El Mellah, Elaboration personnelle à partir des données *WorldClim* (1970-2000).

2. Analyse spécifique de la lagune Mellah

La lagune Mellah présente elle-même une variabilité dans les valeurs d'isothermie :

- **Zone ouest** : Classée dans la catégorie orange (isothermie intermédiaire, entre 39 et 42 unités). Cette partie pourrait être plus exposée aux variations thermiques en raison de facteurs tels que l'influence des courants marins ou l'interface entre l'eau douce et l'eau salée.
- **Zone est** : Identifiée dans la catégorie verte (isothermie plus basse, entre 36 et 39 unités). Une plus grande variabilité thermique pourrait s'expliquer par des variations de profondeur, la circulation hydrodynamique ou l'influence des échanges avec les eaux continentales.

3. Implications écologiques et climatiques

La distribution spatiale de l'isothermie dans la région pourrait avoir plusieurs conséquences écologiques :

- a. **Répartition des espèces** : La stabilité thermique dans certaines zones pourrait favoriser la présence d'espèces sensibles aux variations climatiques, tandis que des zones à isothermie plus faible pourraient accueillir des espèces plus résilientes.
- b. **Dynamiques biologiques** : Les différences d'isothermie influencent les processus biologiques tels que la productivité primaire, la reproduction des organismes aquatiques et la disponibilité des ressources alimentaires.
- c. **Vulnérabilité aux changements climatiques** : Les zones présentant une isothermie élevée sont potentiellement plus sensibles aux perturbations climatiques. Une augmentation des températures globales pourrait entraîner des modifications écologiques importantes dans ces régions.

L'étude de l'isothermie dans le bassin versant et la lagune Mellah met en évidence des différences thermiques significatives, influencées par plusieurs facteurs environnementaux. La répartition des classes d'isothermie souligne l'importance des masses d'eau dans la régulation climatique locale et la structuration des écosystèmes. Ces résultats permettent d'anticiper les impacts potentiels du changement climatique sur la biodiversité et les dynamiques écologiques de la région.

IV.7.3. Saisonnalité

La saisonnalité fait référence aux variations périodiques (souvent annuelles) d'un paramètre, dans ce cas, la température. Lorsque la saisonnalité est exprimée en écart-type $\times 100$, cela signifie que les variations saisonnières de la température sont quantifiées en termes

de variabilité statistique (écart-type), multipliée par 100 pour une meilleure lisibilité ou normalisation.

La saisonnalité exprimée en écart-type $\times 100$ reflète l'amplitude des variations saisonnières de la température dans la région d'El tarf, avec des valeurs plus élevées indiquant une plus grande variabilité.

La carte de saisonnalité (**Fig. 21**) montre que le bassin et la lagune El Mellah sont tous deux situés dans la catégorie bleue, correspondant à une faible saisonnalité de la température. Cela indique que ces zones bénéficient de conditions thermiques relativement stables tout au long de l'année, ce qui peut avoir des implications positives pour les écosystèmes locaux et la biodiversité.

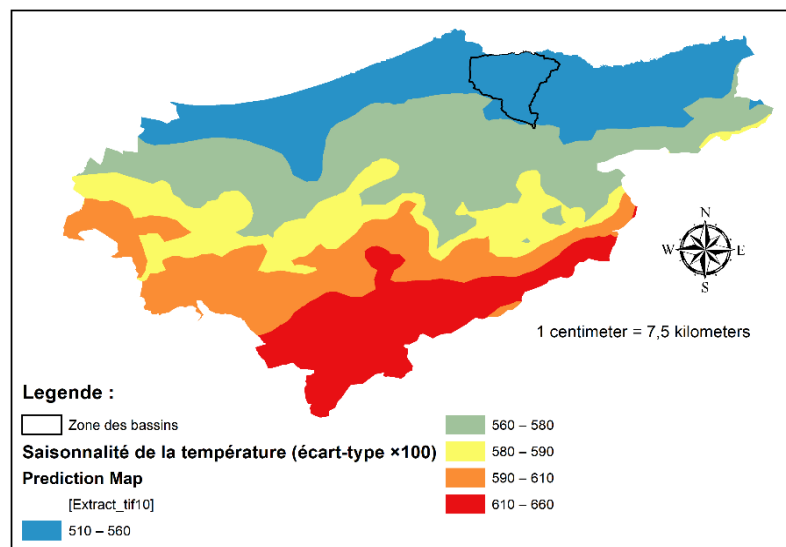


Figure 21. Carte de la saisonnalité dans la région d'El Tarf, incluant le bassin versant de la lagune El Mellah.. Elaboration personnelle à partir des données climatiques *WorldClim* (1970-2000).

IV.7.4. Régime des précipitations

L'analyse des précipitations dans la région étudiée met en évidence une forte variabilité influençant directement les écosystèmes locaux, en particulier les zones humides et les bassins hydrologiques (**Fig. 22**). Située sur le littoral algérien et intégrée au parc national d'El Kala, cette zone bénéficie d'un régime pluviométrique dépendant des conditions climatiques régionales. L'étude des précipitations repose sur des données historiques issues de *WorldClim* couvrant une période de 30 ans (1970-2000), permettant ainsi de dégager plusieurs tendances

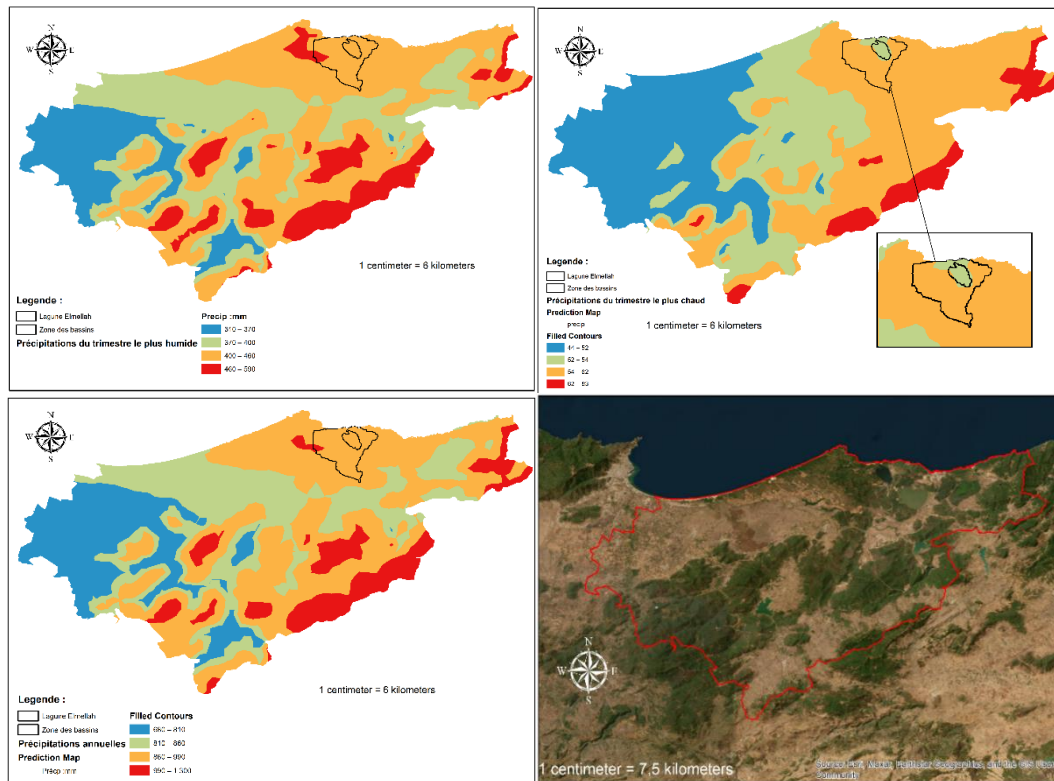


Figure 22. Répartition spatiale des précipitations maximales, minimales et moyennes annuelles dans la région d'El Tarf , incluant le bassin versant de la lagune El Mellah. Elaboration personnelle à partir des données climatiques *WorldClim* (1970-2000).

Concernant les précipitations annuelles, une distribution spatiale contrastée se dégage. Les zones côtières, en particulier à l'est et au nord-est de la lagune d'El Mellah, enregistrent les valeurs les plus élevées, comprises entre 990 et 1 300 mm. En se déplaçant vers le sud-ouest, les précipitations diminuent progressivement, oscillant entre 860 et 990 mm. Les secteurs les plus arides se situent à l'ouest et au sud-ouest, avec des valeurs variant de 680 à 810 mm.

Cette tendance se confirme durant la période la plus humide. Les précipitations y sont maximales le long du littoral et à l'est de la lagune, atteignant entre 460 et 590 mm, tandis que les zones situées autour de la lagune et vers le sud-ouest reçoivent des valeurs légèrement inférieures (400–460 mm). Les régions occidentales et sud-occidentales demeurent les plus sèches, avec des précipitations comprises entre 310 et 370 mm.

Durant la saison la plus chaude, correspondant à la période sèche, les précipitations chutent nettement sur l'ensemble du bassin versant, variant entre 44 et 83 mm. Les secteurs côtiers et orientaux de la lagune reçoivent toutefois une humidité légèrement supérieure (62–83 mm), tandis que l'ouest et le sud-ouest restent très secs, avec des précipitations comprises entre 44 et 52 mm.

Globalement, ces observations révèlent un gradient pluviométrique marqué, avec des précipitations plus abondantes le long du littoral et une diminution progressive vers l'intérieur des terres. L'influence de la mer Méditerranée apparaît déterminante dans l'apport d'humidité aux zones côtières. Par ailleurs, la forte variabilité saisonnière, caractérisée par des hivers humides et des étés secs, impacte directement la gestion des ressources en eau et le fonctionnement des écosystèmes locaux. La lagune d'El Mellah et ses bassins adjacents dépendent en grande partie de la pluviométrie annuelle et de la période la plus humide pour maintenir leur équilibre écologique et assurer leur pérennité.

IV.7.5. Radiations solaires

L'analyse des cartes illustrant la répartition spatiale des radiations solaires dans la région de la lagune d'El Mellah et du parc national d'El Kala met en évidence des variations significatives selon les saisons (**Fig. 23**).

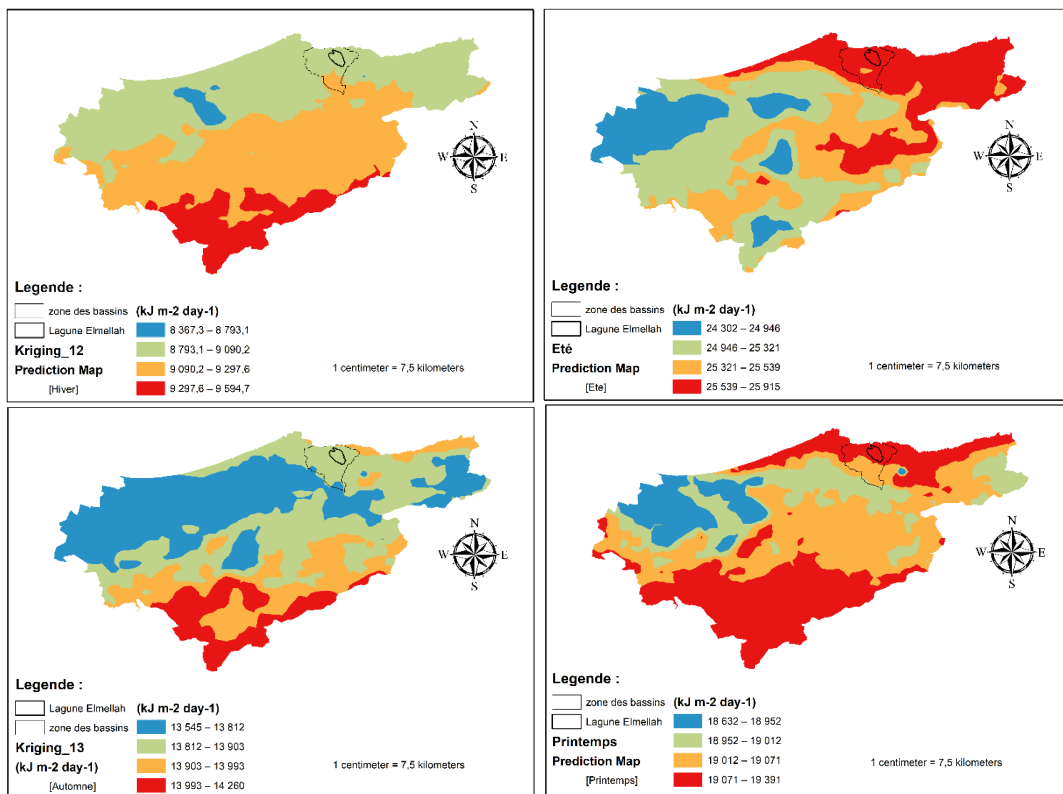


Figure 23. Répartition spatiale des radiations solaires maximales, minimales et moyennes saisonnières dans la région d'El Tarf, incluant le bassin versant de la lagune El Mellah. Elaboration personnelle à partir des données climatiques *WorldClim* (1970-2000).

Au printemps, les valeurs de radiation solaire s'étendent de 18 632 à 19 391 $\text{kJ m}^{-2} \text{jour}^{-1}$. La zone nord-est, située à proximité de la lagune d'El Mellah, enregistre des valeurs plus élevées, tandis que les parties occidentales et centrales affichent des niveaux plus faibles. Une tendance

générale se dégage, indiquant une augmentation progressive des radiations du sud-ouest vers le nord-est, bien que la répartition reste relativement homogène.

En été, les radiations atteignent leurs niveaux les plus élevés de l'année, avec des valeurs comprises entre 24 302 et 25 915 kJ m⁻² jour⁻¹. L'intensité solaire est particulièrement forte dans la partie nord-est, tandis que l'ouest demeure moins exposé. Cette saison est caractérisée par une répartition relativement uniforme des radiations, bien qu'une concentration marquée soit observée dans la zone nord-est.

Avec l'arrivée de l'automne, une diminution notable des valeurs est enregistrée, celles-ci variant entre 13 545 et 14 260 kJ m⁻² jour⁻¹. Une répartition contrastée apparaît, avec des niveaux plus élevés au sud et une réduction progressive vers le nord-ouest. Ce déclin des radiations reflète la transition progressive vers la saison hivernale.

En hiver, les radiations atteignent leur seuil minimal, oscillant entre 8 367,3 et 9 594,7 kJ m⁻² jour⁻¹. Le sud conserve des niveaux légèrement plus élevés, alors que le nord-ouest affiche les valeurs les plus basses. La tendance dominante de cette saison met en évidence une nette réduction de l'ensoleillement sur l'ensemble de la région, avec un gradient marqué entre le nord et le sud.

D'une manière générale, les données révèlent une forte amplitude saisonnière, où l'été présente les valeurs maximales et l'hiver les niveaux les plus bas, tandis que le printemps et l'automne occupent une position intermédiaire. Sur le plan spatial, le nord-est bénéficie systématiquement d'une exposition solaire plus importante, contrairement aux zones situées à l'ouest et au sud-ouest, qui reçoivent des radiations plus faibles. Par ailleurs, une distribution plus homogène est observée en été, alors que l'hiver se distingue par des contrastes marqués entre le nord et le sud.

IV.7.6. Régime des vents :

L'analyse des régimes de vent dans la région de la lagune d'El Mellah met en évidence des variations saisonnières significatives influençant son écosystème et son hydrodynamisme (**Fig. 24**).

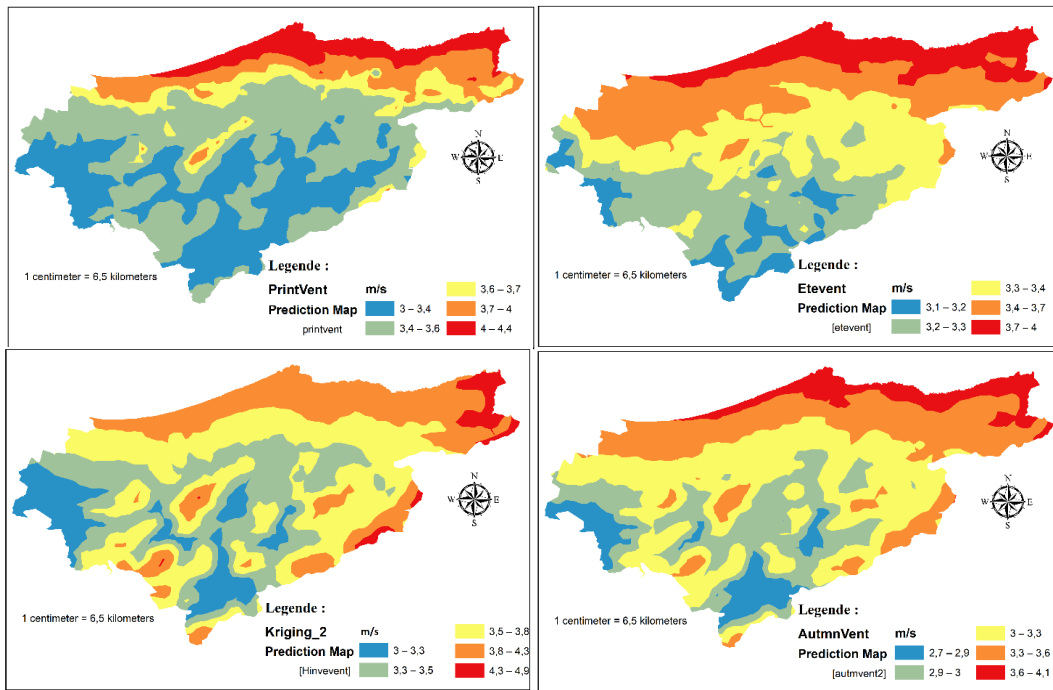


Figure 24. Répartition spatiale du régime des vents maximaux, minimales et moyennes saisonnières dans la région d'El Tarf, incluant le bassin versant de la lagune El Mellah. Elaboration personnelle à partir des données climatiques *WorldClim* (1970-2000).

Au printemps, les vitesses de vent s'établissent entre 3 et 4,4 m/s. Les zones les plus exposées, principalement situées au nord, enregistrent les valeurs les plus élevées, tandis que l'intérieur des terres connaît des vitesses plus modérées.

En été, une légère diminution de l'intensité du vent est observée, avec des valeurs comprises entre 3,1 et 4 m/s. Les vents les plus forts continuent d'être concentrés près de la côte, tandis que les zones plus abritées, notamment au sud et à l'intérieur des terres, enregistrent des vitesses plus faibles.

L'hiver se distingue par une plus grande variabilité, avec des vitesses oscillantes entre 3 et 4,9 m/s. La partie nord-est de la région enregistre les valeurs les plus élevées, tandis que le sud et le centre affichent des vitesses plus modérées. Cette saison apparaît ainsi comme la période où les vents sont les plus forts.

A l'automne, les vitesses du vent sont plus modérées, variant de 2,7 à 4,1 m/s. Une transition progressive est perceptible, avec des vents plus faibles au sud-ouest et une intensité croissante en direction du nord-est.

De manière générale, les cartes montrent une tendance où les vents les plus intenses se manifestent à proximité des côtes, tandis qu'une diminution progressive est observée en se

dirigeant vers l'intérieur des terres. L'hiver apparaît comme la saison la plus venteuse, ce qui souligne l'importance de ces variations saisonnières dans la compréhension du climat local et dans la planification des activités sensibles aux conditions météorologiques.

IV.8. Occupation du sol et évolution

IV.8.1. Situation actuelle

Le bassin versant est majoritairement couvert par des formations forestières, qui s'étendent sur 5331 hectares, représentant environ 63 % de la superficie totale. Ces forêts se composent de formations naturelles de chêne kermès (*Quercus coccifera*) et de chêne-liège (*Quercus suber*), auxquelles s'ajoutent d'anciens reboisements d'eucalyptus. Le paysage est également marqué par des maquis, parfois denses, atteignant jusqu'à deux mètres de hauteur, ou, dans d'autres secteurs, plus clairsemés et dégradés.

Les terres agricoles couvrent 734 hectares, soit 9 % de la surface du bassin. Elles sont principalement consacrées aux cultures maraîchères, à la culture industrielle de l'arachide et à la jachère pâturée.

Enfin, les douars, constitués d'habitations dispersées accompagnées de jardins, occupent 170 hectares, correspondant à 2 % de l'ensemble du territoire (Fig. 25).

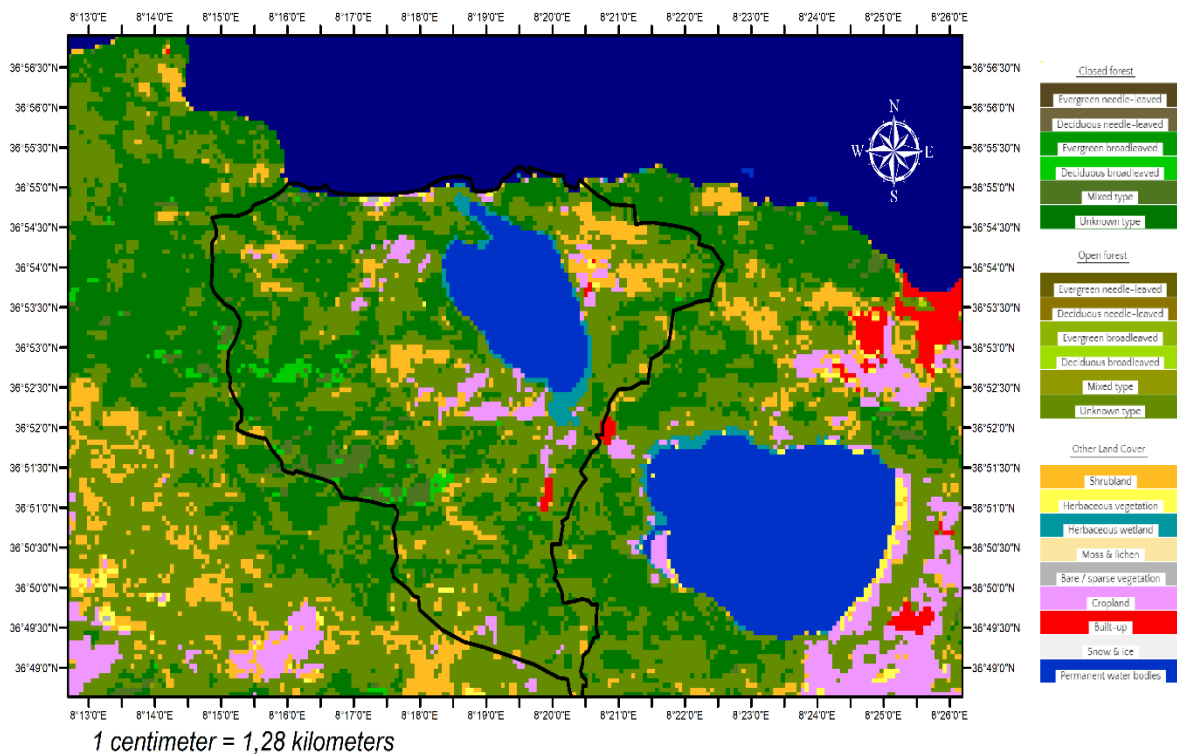


Figure 25. Carte actuelle de l'Occupation du sol du bassin versant de la lagune El Mellah

IV.8.2. Evolution entre 1979 et 2004

L'analyse des données entre 1979 et 2004 met en évidence plusieurs évolutions marquantes. Une augmentation notable des terres labourables est observée, leur superficie passant de 260 hectares à 743 hectares, soit un gain de 483 hectares. Parallèlement, la couverture forestière a connu un recul important, avec une diminution de 702 hectares, correspondant à une perte de 24 % de la surface boisée.

Les maquis ont également régressé, ce phénomène étant attribué aux activités de pâturage et aux défrichements visant à étendre les surfaces cultivables. Dans le même temps, l'urbanisation s'est développée, avec une augmentation de 170 hectares consacrés aux habitats et aux jardins. L'ensemble de ces transformations traduit une tendance générale à la réduction des superficies forestières au profit de l'agriculture et de l'urbanisation.

IV.8.3. Impacts sur la lagune El Mellah

Les changements observés dans l'occupation du sol ne sont pas sans conséquences sur la lagune. La diminution des surfaces forestières limite la capacité du sol à absorber l'eau, ce qui accentue le ruissellement. Celui-ci peut entraîner des sédiments et divers polluants vers la lagune, affectant ainsi son équilibre écologique.

L'intensification des activités agricoles contribue, quant à elle, à l'eutrophisation de la lagune. L'usage croissant d'engrais et de pesticides favorise la prolifération d'algues nuisibles, mettant en péril la qualité des eaux. En parallèle, la pollution d'origine domestique et industrielle, en l'absence de traitement adapté, peut aggraver la contamination des eaux et impacter la biodiversité locale. Ainsi, l'évolution de l'occupation du sol dans la région de la lagune Mellah tend à fragiliser son écosystème, en raison d'une urbanisation et d'une exploitation agricole croissantes qui réduisent la couverture forestière et modifient les équilibres naturels.

IV.9. Valeur écologique de la lagune El Mellah

La lagune El Mellah constitue un écosystème singulier au sein du complexe d'El Kala, remarquable par la diversité de ses habitats et la richesse de sa biodiversité, tant floristique que faunistique.

IV.9.1. Biodiversité floristique

La flore de la lagune témoigne d'une forte hétérogénéité écologique, regroupant des espèces adaptées aux milieux humides, halophiles et sableux.

- **Plantes aquatiques et héliophytes** : La présence de *Phragmites australis* (roseau commun), *Salicornia arabica* (salicorne), *Juncus maritimus* (jonc maritime) et *Ruppia cirrhosa* (herbier submergé) illustre la diversité des habitats aquatiques et amphibies.
- **Formations forestières et arbustives riveraines** : Les abords de la lagune sont dominés par des chênaies à *Quercus suber* (chêne-liège) et *Quercus coccifera* (chêne kermès). On y trouve également des aulnaies humides (*Alnus glutinosa*), des tamaris (*Tamarix gallica*) et des lauriers-roses (*Nerium oleander*), qui renforcent la complexité des zones riveraines.
- **Végétation des dunes et des pentes** : Les sols sableux et les reliefs environnants abritent *Pinus halepensis* (pin d'Alep), accompagnés de formations arbustives typiques telles que *Lavandula stoechas* (lavande stéclade) et *Myrtus communis* (myrte commun).

IV.9.2. Biodiversité faunistique

La lagune El Mellah se distingue également par une faune d'une grande richesse, attirant des oiseaux, des poissons, des invertébrés et divers mammifères.

a. Avifaune

Classée site d'importance internationale pour les oiseaux d'eau, la lagune accueille :

- **Espèces hivernantes et migratrices** : *Anas penelope* (canard siffleur), *Anas clypeata* (canard souchet), *Fulica atra* (foulque macroule), *Podiceps cristatus* (grèbe huppé) et *Phalacrocorax carbo* (grand cormoran).
- **Espèces nicheuses et résidentes** : *Pandion haliaetus* (balbuzard pêcheur), *Carduelis carduelis* (chardonneret élégant) et *Corvus ruficollis* (corbeau brun).

b. Ichtyofaune et faune aquatique

L'écosystème aquatique héberge :

- **Poissons** : *Anguilla anguilla* (anguille européenne, espèce en danger critique), *Solea solea* (sole), *Dicentrarchus labrax* (bar) et *Mugil cephalus* (mulet cabot).
- **Mollusques et crustacés** : *Cerastoderma edule* (Coque commune), *Mytilus galloprovincialis* (Moule méditerranéenne) et *Venerupis decussata* (Palourde commune).

c. Mammifères et autres espèces terrestres

Les zones forestières et marécageuses entourant la lagune offrent un habitat favorable à plusieurs mammifères, tels que *Canis aureus* (Chacal doré), *Sus scrofa* (Sanglier), *Vulpes vulpes* (Renard roux) et *Genetta genetta* (Genette commune).

IV.9.3. Importance écologique et fonctions écosystémiques

La lagune El Mellah occupe une position essentielle dans le maintien de l'équilibre écologique régional, grâce à plusieurs fonctions majeures :

- Elle constitue un refuge stratégique pour les oiseaux migrateurs, offrant un site d'escale privilégié pour de nombreuses espèces lors de leur traversée de la Méditerranée.
- Elle joue un rôle de nurserie pour diverses espèces de poissons, notamment pour l'anguille européenne, qui utilise cet habitat pour sa croissance.
- Son écosystème productif soutient une richesse halieutique importante, favorisant les activités traditionnelles de pêche et de conchyliculture.
- Elle participe à la régulation hydrologique locale, en permettant l'épandage des crues et en contribuant à l'alimentation des nappes phréatiques.

La lagune El Mellah représente un écosystème d'une valeur écologique exceptionnelle, dont la préservation passe par la mise en œuvre de mesures de conservation adaptées afin de garantir la pérennité de sa biodiversité et de ses fonctions environnementales

Chapitre V. Matériels et méthodes

V.1. Echantillonnage

V.1.1. Stratégie spatiale et temporelle

L'objectif principal de cette étude, menée dans la lagune El Mellah (nord-est de l'Algérie), est d'analyser la distribution spatiale des variables écologiques associées à l'eutrophisation, en mettant l'accent sur le phytoplancton et les paramètres physico-chimiques. Pour cela, un plan d'échantillonnage reposant sur un semis de points aléatoire contrôlé a été appliqué. Chaque point correspond à une station où sont mesurées diverses variables : paramètres physico-chimiques, nutriments, chlorophylle *a* et phytoplancton.

Le réseau d'échantillonnage comporte 31 stations, un nombre conforme aux recommandations de Legendre et Fortin (1989), suffisantes pour détecter une autocorrélation spatiale significative. Ce nombre est également adapté à la faible hétérogénéité paysagère propre à la lagune El Mellah (**Fig. 26**).

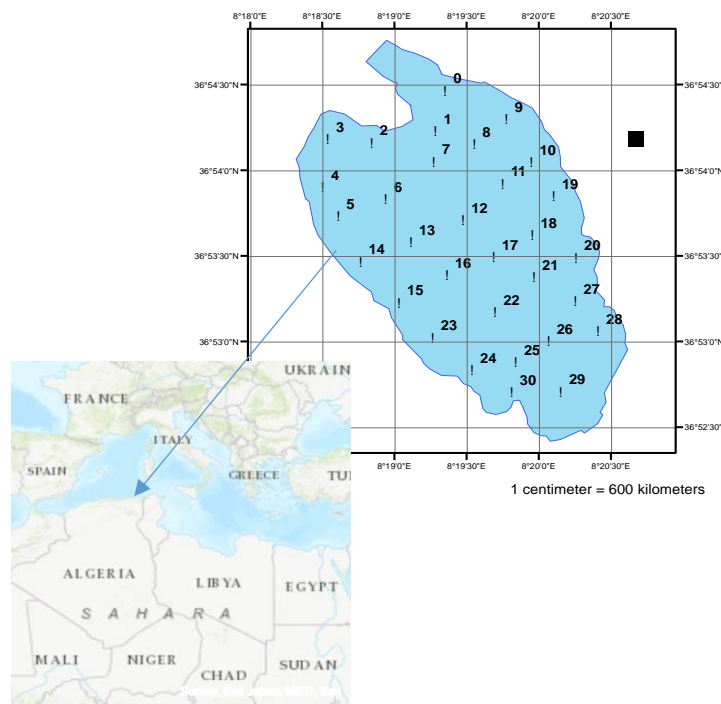


Figure 26. Répartition des stations de prélèvement selon le protocole d'échantillonnage

La zone d'étude couvre l'ensemble de la lagune, englobant les secteurs littoraux et pélagiques. Les stations sont réparties de manière systématique, avec des distances de 500 à 700 m entre les points, permettant un maillage plus dense dans les zones littorales. Le grain spatial est défini par des unités circulaires de 5 à 7 m de rayon, assurant une résolution suffisante pour détecter les hétérogénéités écologiques locales.

Quatre campagnes saisonnières ont été menées au cours de l'année 2016, chacune durant 2 à 3 jours, afin de couvrir l'ensemble des variations temporelles des paramètres écologiques.

V.1.2. Protocole de terrain

L'échantillonnage a été réalisé à l'aide de moyens logistiques adaptés aux conditions de la lagune El Mellah : embarcation motorisée pour le déplacement, GPS pour le positionnement précis, valise multiparamètre pour les mesures in situ (température, pH, turbidité, oxygène dissous, potentiel redox, TDS et salinité), et filet à phytoplancton (mailles de 20 μm) pour les prélèvements qualitatifs.

Des échantillons d'eau ont été prélevés dans la zone photique à chaque station à l'aide de bouteilles de 1,5 L. Ces échantillons étaient destinés aux analyses quantitatives du phytoplancton, à la mesure des nutriments (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SiO_2) et au dosage de la chlorophylle *a*. Ils ont été conservés dans une glacière pendant le transport, puis stockés au réfrigérateur à 4 °C jusqu'aux analyses.

Pour l'analyse qualitative du phytoplancton, un second prélèvement a été réalisé à l'aide d'un filet à phytoplancton. Le volume filtré a été transféré dans des flacons de 200 mL, fixés avec quelques gouttes de lugol, puis conservés à l'obscurité.

V.1.3. Avantages de la stratégie d'échantillonnage

La stratégie adoptée présente plusieurs atouts méthodologiques :

- Représentativité spatiale : le plan d'échantillonnage couvre l'ensemble de la lagune El Mellah, incluant les zones littorales et pélagiques.
- Variabilité temporelle : les quatre campagnes saisonnières permettent d'évaluer les dynamiques écologiques sur l'année.
- Haute résolution spatiale : les unités d'échantillonnage de petite taille permettent une analyse fine de l'hétérogénéité spatiale du milieu.

V.2. Méthodes d'étude au laboratoire

V.2.1. Dosage des éléments nutritifs

Au laboratoire, une partie de l'eau prélevée sur le terrain a été soumise à une filtration préalable. La fraction filtrée a ensuite servi aux analyses des éléments nutritifs dissous ainsi qu'à la détermination de la chlorophylle *a*.

Méthode analytique. Les concentrations en nutriments ont été évaluées par des méthodes colorimétriques fondées sur des réactions de complexation spécifiques. Ces réactions génèrent des composés colorés dont l'intensité optique est proportionnelle à la concentration de l'élément recherché.

Appareillage. Les mesures ont été réalisées à l'aide d'un photomètre multiparamètre (Hanna Instruments™), permettant la quantification des principaux nutriments dissous (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , SiO_2 et PO_4^{3-}) en fonction de l'absorbance de la solution colorée.

Tableau 1. Principales méthodes utilisées pour le dosage des éléments nutritifs

Paramètre	Méthode	Référence
Ammonium (NH_4^+)	Méthode de Nessler (adaptée de la norme ASTM D1426)	ASTM International (2002)
Nitrates (NO_3^-)	Réduction au cadmium suivie de la diazotation (méthode EPA 354.1 adaptée)	U.S. EPA (1983)
Nitrites (NO_2^-)	Méthode de diazotation (EPA) ; méthode de l'acide ascorbique (adaptée)	U.S. EPA (1983)
Phosphates (PO_4^{3-})	Méthode colorimétrique selon l'EPA	U.S. EPA (1983)
Silice (SiO_2)	Méthode du bleu hétéropoly-molybdène (adaptée de la norme ASTM D859)	ASTM International (2002)

V.2.2. Dosage de la chlorophylle *a*

Le dosage de la chlorophylle *a* constitue une méthode de référence pour l'estimation de la biomasse phytoplanctonique dans les écosystèmes aquatiques. Ce pigment photosynthétique, présent chez la majorité des organismes autotrophes (à l'exception des cyanobactéries où il est associé à d'autres pigments accessoires), est couramment utilisé comme indicateur de la productivité primaire (Lorenzen, 1967).

a. Principe de la méthode

La méthode repose sur l'extraction des pigments chlorophylliens contenus dans les cellules phytoplanctoniques, suivie de la mesure spectrophotométrique de leur absorbance. Le protocole retenu est celui décrit par Lorenzen (1967), qui permet de différencier la

chlorophylle *a* des produits de dégradation (phéopigments) grâce à une lecture avant et après acidification.

b. Etapes analytiques

- **Filtration.** Un volume connu d'eau est filtré à travers un filtre en fibres de verre (type GF/C, Whatman, porosité 0,7 µm) afin de concentrer les cellules phytoplanctoniques.
- **Extraction.** Les filtres chargés sont placés dans une solution d'acétone à 90 % (v/v), conservée au froid et à l'obscurité pendant 24 heures, afin d'extraire la chlorophylle et les phéopigments.
- **Mesure spectrophotométrique.** L'absorbance des extraits est mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre à double faisceau :
 - Première lecture à 665 nm (maximum d'absorption de la chlorophylle *a*) et à 750 nm (correction de la turbidité) ;
 - Deuxième lecture, après acidification à l'acide chlorhydrique (HCl 0,1 N), aux mêmes longueurs d'onde, permettant de distinguer la chlorophylle des phéopigments.

Les concentrations en chlorophylle *a* sont ensuite calculées à partir des équations de Lorenzen (1967), exprimées en µg/L, en tenant compte du volume filtré et de l'absorbance corrigée.

c. Calcul des concentrations

Les concentrations en chlorophylle *a* (*Ca*) et en phéopigments (*Pa*) sont calculées à l'aide des formules suivantes (Rodier, 2016) :

Chlorophylle *a* :

$$Ca = \frac{27 \times v}{I \times V} \times [(A_{o665} - A_{o750}) - (A_{a665} - A_{a750})]$$

Phéopigments (*Pa*)

$$Pa = \frac{27 \times v}{I \times V} \times [1.7 \times (A_{a665} - A_{a750}) - (A_{o665} - A_{o750})]$$

Où :

$A_o\lambda$: Absorbance à la longueur d'onde λ (en nm) avant acidification.

$A_a\lambda$: Absorbance à la longueur d'onde λ (en nm) après acidification.

v : Volume d'acétone utilisé pour l'extraction (en millilitres, mL).

V : Volume d'eau filtré (en litres, L).

I : Longueur du trajet optique de la cuve (en centimètres, cm).

27 : Facteur de conversion expérimental.

1,7 : Facteur appliqué aux phéopigments selon Rodier (2016).

d. Interprétation des résultats

La chlorophylle a constitue un indicateur direct de la biomasse phytoplanctonique et reflète l'activité photosynthétique dans la colonne d'eau. Les phéopigments, en revanche, correspondent à des produits de dégradation de la chlorophylle et traduisent la sénescence, le stress ou la décomposition des populations phytoplanctoniques. L'évaluation conjointe de ces paramètres permet de caractériser la dynamique du phytoplancton et d'apporter des éléments essentiels à la compréhension des processus d'eutrophisation affectant la lagune étudiée.

V.2.3. Analyse du phytoplancton : abondance et diversité taxonomique

L'analyse du phytoplancton menée dans cette étude repose sur une double approche, quantitative et qualitative, visant à évaluer à la fois la densité cellulaire (ind/ml) et la diversité spécifique des communautés phytoplanctoniques de la lagune El Mellah. Cette démarche permet de mieux comprendre la composition des assemblages, leur variation spatiale et temporelle, ainsi que leur contribution potentielle aux processus d'eutrophisation.

L'analyse du phytoplancton a été réalisée conformément aux recommandations du guide normatif pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée, à savoir la norme NF EN 15204 (2006), publiée en décembre 2006. Cette norme décrit les principes de la méthode d'Utermöhl (1958), adoptée à l'échelle européenne pour le comptage et l'identification des cellules phytoplanctoniques dans les écosystèmes aquatiques.

1. Méthode d'Utermöhl

La méthode d'Utermöhl est une technique de référence pour le dénombrement quantitatif et l'identification qualitative du phytoplancton. Elle repose sur les étapes suivantes :

a. Prélèvement et fixation des échantillons

- Les échantillons d'eau ont été prélevés in situ à différentes stations de la lagune
- Immédiatement après le prélèvement, les échantillons ont été fixés avec du lugol alcalin à une concentration finale de 5 %, afin de préserver l'intégrité morphologique des cellules phytoplanctoniques tout en assurant une conservation à moyen terme (plusieurs semaines).
- Chaque flacon d'échantillon a été stocké à l'abri de la lumière, à température ambiante, jusqu'à l'analyse en laboratoire.

b. Décantation en chambre de sédimentation

Un volume connu de chaque échantillon (selon la turbidité de l'eau) a été introduit dans une chambre de sédimentation normalisée de type Utermöhl de 10 à 50 ml de capacité et d'un diamètre de 25 mm environ. Les chambres ont été laissées en décantation pendant un temps

d'au moins 24 heures, conformément au ratio recommandé de 4 heures/cm de hauteur de colonne d'eau. Ainsi un échantillon placé dans une chambre de 50 ml dont la colonne ferait 9 cm de haut devra sédimenter 36 heures (16 heures pour 25 ml). Pour les chambres de volume compris entre 1 et 5 ml il est préconisé d'attendre 2 heures par précaution.

Cette phase permet aux cellules phytoplanctoniques de se déposer uniformément au fond de la chambre, garantissant une surface d'observation représentative.

c. Observation et comptage au microscope inversé

- Le comptage a été effectué à l'aide d'un microscope inversé, équipé d'objectifs x10, et x20, selon la taille des cellules observées.
- La lecture a été réalisée sur une série de champs d'observation choisis aléatoirement, couvrant une surface suffisante pour atteindre un minimum de 400 cellules comptabilisées par échantillon. Ce seuil est recommandé pour obtenir une représentativité statistique acceptable (précision $\geq 5\%$), en particulier dans les systèmes eutrophes.
- Les taxons ont été identifiés jusqu'au genre ou à l'espèce lorsque la résolution morphologique le permettait.

d. Détermination du diamètre du champ de comptage

Le diamètre du champ de vision est déterminé à l'aide du logiciel ImageJ, en combinaison avec une lame micrométrique étalonnée. Cette étape permet de calculer avec précision la surface du champ observé au microscope, indispensable pour l'extrapolation des densités cellulaires.

e. Calcul de la densité phytoplanctonique

La densité en cellules phytoplanctoniques est calculée selon la formule suivante :

$$N = n \times \frac{R}{V}$$

Où :

N : Nombre d'organismes par millilitre (ind/ml),

n : Nombre d'individus observés,

V : Volume total sédimenté (en ml),

R : Rapport entre la surface totale de la chambre de comptage et la surface du champ de comptage observé au microscope.

Cette formule permet d'extrapoler le nombre total de cellules présentes dans l'échantillon à partir des observations effectuées sur une portion représentative.

Avantages de la méthode d'Utermöhl

La méthode d'Utermöhl présente plusieurs atouts majeurs dans l'étude du phytoplancton, notamment en milieu lagunaire :

- Précision : Grâce à la décantation préalable et au comptage systématique au microscope inversé, cette méthode permet une estimation fiable de la densité phytoplanctonique.
- Représentativité : Le comptage d'un nombre élevé de cellules (généralement ≥ 400 individus) assure une robustesse statistique suffisante pour caractériser les communautés phytoplanctoniques.
- Conformité normative : La méthode est conforme à la norme NF EN 15204, ce qui garantit sa reconnaissance dans les études écologiques et les suivis environnementaux en milieux dulcicoles et côtiers.

Les résultats de l'analyse quantitative sont exprimés en nombre d'individus par millilitre (ind/ml). Ces données permettent d'évaluer la biomasse phytoplanctonique et son rôle dans les processus écologiques, notamment l'eutrophisation. La méthode d'Utermöhl fournit ainsi des éléments essentiels pour la compréhension de la dynamique des communautés phytoplanctoniques dans le lac étudié.

2. Identification des taxons phytoplanctoniques

L'identification du phytoplancton de la lagune El Mellah a été réalisée à l'aide d'observations combinées au microscope inversé et au microscope droit. Le microscope droit a permis une observation plus détaillée entre lame et lamelle, notamment pour établir une première liste floristique.

L'identification a été menée jusqu'au niveau spécifique lorsque cela était possible. En cas d'incertitude, elle a été limitée à un niveau supérieur (genre, famille ou classe), en privilégiant toujours la rigueur et la fiabilité taxonomique.

Les clés de détermination utilisées incluent les ouvrages de Bourrelly (1981, 1986, 1990), Compère (1986–2002), Komárek & Anagnostidis (1999, 2005), Komárek et al. (1983), John et al. (2002), et Leitão et al. (2005). Des sources plus anciennes comme « Die Binnengewässer. Das Phytoplankton des Süßwassers » et « L. Rabenhorst's Kryptogamen-Flora » ont également été mobilisées.

Enfin, plusieurs bases de données en ligne spécialisées ont été consultées afin de vérifier la validité des noms scientifiques et d'actualiser la classification systématique des taxons identifiés. Il s'agit notamment de AlgaeBase (<https://www.algaebase.org>), WoRMS - World Register of Marine Species (<https://www.marinespecies.org>), PlanktonNet (<https://planktonnet.awi.de>) et DiatomBase (<https://www.diatombase.org>).

V.3. Approches statistiques

L'approche méthodologique intègre judicieusement trois échelles d'analyse :

- Unidimensionnelle,
- Multidimensionnelle,
- Spatiale

Ce processus est conçu pour permettre une caractérisation robuste des facteurs responsables de l'eutrophisation, à partir des matrices issues de l'analyse des paramètres physico-chimiques.

V.3.1. Analyse unidimensionnelle : Modèle Linéaire Mixte (LME)

Pour traiter la structure hiérarchique des données (mesures répétées par station et par saison) ainsi que la dépendance spatiale, nous avons opté pour l'utilisation d'un modèle linéaire mixte en anglais *Linear Mixed-Effects Model* (LME). Ce type de modèle est particulièrement adapté lorsque les données sont recueillies de manière répétée sur les mêmes unités d'observation, et que ces mesures présentent une corrélation spatiale.

Le LME permet de modéliser simultanément la variabilité intra-sujet (liée aux mesures répétées) et la dépendance spatiale entre les observations. Il intègre à la fois des effets fixes (facteurs explicatifs d'intérêt) et des effets aléatoires (structure de corrélation), offrant ainsi une estimation plus précise et robuste des relations entre les paramètres étudiés.

a. Composantes du modèle

1. **Effets fixes** : Ces effets représentent les variables explicatives qui ont un impact systématique sur la réponse. Par exemple, dans une étude écologique, cela pourrait inclure des variables comme la température, l'humidité, ou d'autres facteurs environnementaux.
2. **Effets aléatoires** : Ces effets capturent la variabilité entre les sujets ou les unités expérimentales. Par exemple, si vous étudiez des parcelles de terrain, chaque parcelle pourrait avoir un effet aléatoire qui capture la variabilité spécifique à cette parcelle.
3. **Structure de corrélation spatiale** : Cette composante modélise la dépendance spatiale entre les observations. Les observations proches dans l'espace ont tendance à être plus corrélées que celles qui sont éloignées. Des structures de corrélation courantes incluent :
 4. **Matrice de covariance exponentielle** : La corrélation décroît exponentiellement avec la distance.

5. **Matrice de covariance gaussienne** : La corrélation décroît selon une fonction gaussienne avec la distance.
6. **Matrice de covariance sphérique** : La corrélation est constante jusqu'à une certaine distance, puis tombe à zéro.

b. Formulation du modèle

Le modèle peut être formulé comme suit :

$$Y = X\beta + Zu + \epsilon$$

Y : vecteur des observations

X : matrice de design associée aux effets fixes

β : vecteur des coefficients des effets fixes

Z : matrice de design associée aux effets aléatoires

u : vecteur des effets aléatoires, supposé suivre une loi normale multivariée de moyenne nulle et de matrice de covariance **G**

ϵ : vecteur des erreurs résiduelles, supposé suivre une loi normale multivariée de moyenne nulle et de matrice de covariance **R**

La matrice de covariance **R** peut inclure une structure de corrélation spatiale pour modéliser la dépendance spatiale entre les observations.

c. Estimation des paramètres

L'estimation des paramètres dans un tel modèle peut être réalisée par des méthodes comme le maximum de vraisemblance (ML) ou le maximum de vraisemblance restreint (REML). Ces méthodes permettent d'estimer les coefficients des effets fixes, les variances des effets aléatoires, et les paramètres de la structure de corrélation spatiale.

V.3.2. Analyse multidimensionnelle

1. ACP spatiale (multispati) :

L'ACP spatiale est une extension de l'analyse en composantes principales (ACP) classique qui intègre explicitement la structure spatiale des données. Elle est mise en œuvre notamment via la fonction `multispati()` dans le package **ade4** en R. Elle combine la recherche de structures de variance (comme en ACP) avec la recherche de structures d'autocorrélation spatiale (mesurées par l'indice de Moran).

a. Objectif : Identifier des axes (composantes principales) qui résument au mieux la variance des données multivariées, tout en maximisant leur autocorrélation spatiale.

- Détecter les structures spatiales globales présentes dans un jeu de données multivariées.
- Fournir une représentation synthétique qui respecte à la fois :
La structure **statistique** (variance, comme en ACP) et la structure **spatiale** (proximité ou voisinage des observations).

b. Principe

L'ACP spatiale repose sur les mêmes bases que l'ACP classique (recherche d'axes maximisant la variance), mais ajoute une contrainte spatiale :

Les composantes recherchées doivent aussi présenter une forte autocorrélation spatiale.

Cela signifie que les valeurs proches dans l'espace géographique doivent être aussi proches dans l'espace des composantes principales.

c. Formulation mathématique

Soit :

$X \in \mathbb{R}^{n \times p}$: matrice centrée des observations (n individus, p variables),

$W \in \mathbb{R}^{n \times n}$: matrice de pondération spatiale (définit le voisinage ou la proximité),

Q et D : matrices métriques (souvent identités ou pondérations spécifiques),

a : vecteur de combinaison linéaire des variables.

On cherche à maximiser la fonction objective suivante

$$Q(a) = \text{Moran}(XQa) \times \text{Var}(XQa)$$

ou bien en formulation coinertie : $\max_a \text{Cov}(XQa, WXQa)$

Cette fonction combine : **La variance** (classique en ACP) et **L'autocorrélation spatiale** mesurée par l'indice de Moran, en comparant XQa et sa version "décalée" spatialement $WXQa$.

L'analyse fournit des composantes principales spatiales (notées CS1, CS2, etc.), qui résument les relations entre les variables comme dans une ACP classique, tout en respectant la structure spatiale des données. Ces composantes maximisent simultanément la variance expliquée et l'indice de Moran, assurant ainsi une synthèse cohérente sur les plans statistique et spatial.

2. L'analyse STATIS

L'analyse STATIS est une méthode d'analyse multivariée conçue pour résumer, comparer et synthétiser plusieurs tableaux de données (appelés "blocs" ou "tables"), mesurant les mêmes individus mais selon différentes variables ou contextes (temps, sites, conditions, etc.).

Elle s'applique à un ensemble de K tableaux X_k de même taille (mêmes lignes), organisés dans ce qu'on appelle une **k-table** : $\{X_1, X_2, \dots, X_K\}$.

a. Objectif

- Comparer les différentes tables entre elles (évaluer leur similarité).
- Synthétiser l'information partagée entre les tableaux dans un compromis.
- Extraire des axes communs reflétant une structure stable dans les données multiblocs.

En bref, STATIS cherche une structure globale représentative des K tableaux.

b. Principe

L'analyse STATIS se déroule en trois étapes principales :

Etape 1. Analyse interstructure :

Calcul des **matrices de covariance** entre les tableaux.

Construction d'une **matrice de similarité** (souvent un produit scalaire généralisé) entre tableaux :

$$RV(X_k, X_l) = \frac{\text{Tr}(X_k^T X_l)}{\sqrt{\text{Tr}(X_k^T X_k) \cdot \text{Tr}(X_l^T X_l)}}$$

Le **coefficient RV** est une mesure de similarité entre deux tableaux.

Etape 2. Construction du compromis :

Calcul d'un **tableau moyen pondéré**, appelé **compromis**, noté X_c , représentant la structure moyenne des tableaux.

Les poids de chaque tableau sont obtenus par l'analyse en composantes principales (**ACP**) de la matrice des RV.

Etape 3. Analyse de la structure :

Analyse du compromis par ACP ou analyse des correspondances (ACM/AFM) et représentation des individus, des variables, et de la contribution des tableaux.

c. Formulation mathématique

Données : Soit $\{X_1, X_2, \dots, X_K\}$ un ensemble de K tableaux (même nombre de lignes, variables éventuellement différentes).

1. Matrice de RV :

$$RV_{kl} = \frac{\text{Tr}(X_k^T X_l)}{\|X_k\| \cdot \|X_l\|}$$

2. Analyse de cette matrice de similarité $RV \rightarrow$ valeurs propres et vecteurs propres.

3. Construction du compromis :

$$X_c = \sum_{k=1}^K \alpha_k X_k$$

où α_k sont les poids issus de la première composante de l'ACP sur la matrice des RV.

4. Analyse du compromis (souvent une ACP ou une AFC selon la nature des variables).

3. L'analyse CO-STATIS

L'analyse CO-STATIS (ou co-inertie STATIS) est une méthode multivariée utilisée pour analyser deux k-tables appariées, c'est-à-dire : Deux séries de tableaux $\{X_1, X_2, \dots, X_K\}$ et $\{Y_1, Y_2, \dots, Y_K\}$, où chaque couple (X_k, Y_k) contient des données sur les mêmes individus dans des contextes similaires ou appariés (par exemple, physico-chimie et biologie mesurées dans les mêmes stations).

Elle permet d'explorer les relations entre deux systèmes de tableaux sur une base commune (les individus), en synthétisant à la fois la structure interne de chaque bloc et leur co-variation entre blocs.

a. Objectifs

- Mettre en évidence la structure commune entre deux séries de tableaux.
- Explorer les Co-structures : similitudes, corrélations ou oppositions entre les deux types de données appariées.
- Extraire un compromis pour chaque série, et une analyse de co-inertie entre les deux compromis.

b. Principe

L'analyse CO-STATIS repose sur trois grandes étapes :

Etape 1. Analyse des interstructures :

Effectuer une analyse de type STATIS séparément sur chaque série $\{X_k\}$ et $\{Y_k\}$. Cela donne :

- Un compromis X : une combinaison optimale des X_k ,
- Un compromis Y : une combinaison optimale des Y_k .

Etape 2. Analyse de co-inertie :

Réaliser une analyse de co-inertie entre le compromis X_c et le compromis Y_c . Cela permet de maximiser la covariance entre les scores des individus dans chaque série.

Etape 3. Interprétation :

Représenter les individus et les variables dans les espaces associés à chaque série, ainsi que leur lien via les flèches de co-inertie.

c. Formulation mathématique

Données :

Deux k-tables : $\{X_k\}_{k=1}^K, \{Y_k\}_{k=1}^K$, mêmes individus, données différentes.

Etape 1. Construction des compromis :

$$X_c = \sum_{k=1}^K \alpha_k X_k, \quad Y_c = \sum_{k=1}^K \beta_k Y_k$$

où α_k, β_k sont les poids issus des interstructures respectives.

Etape 2. Analyse de co-inertie :

On maximise :

$$\text{Cov}(X_c a, Y_c b)$$

où a, b sont des combinaisons linéaires des variables des compromis.

d. Résultats attendus

- Scores des individus : sur chaque compromis, et leur lien par les flèches de co-inertie.
- Contribution des variables : dans chaque bloc, pour comprendre les structures dominantes.
- Qualité des liens entre les deux systèmes de données.

V.3.3. Approche multidimensionnelle de caractérisation de la qualité de l'eau (Approche combinée ACP–WQI)

a. Principe général

Dans ce travail, une approche multidimensionnelle a été adoptée pour caractériser la qualité de l'eau, combinant l'information issue de la première composante principale (PC1) d'une Analyse en Composantes Principales (ACP), et de l'Indice de Qualité de l'Eau (WQI).

Cette méthode permet d'intégrer simultanément les dimensions physico-chimiques et biologiques de l'eau, en tenant compte de la contribution relative de chaque paramètre à la variabilité globale du système étudié (Abbasi et al., 2011).

b. Construction de l'indice combiné

- Analyse en Composantes Principales (ACP)

L'ACP a été réalisée sur la matrice de données comprenant des paramètres physico-chimiques (Température, pH, Conductivité, DO, TDS, Salinité, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SiO_2) et biologiques (Chlorophylle-*a*).

Seule la première composante principale (PC1) a été retenue pour l'attribution des poids, car elle représente l'axe maximal de variabilité entre les échantillons.

- Détermination des poids des paramètres

Les coordonnées (loadings) des variables sur la PC1 ont été utilisées pour attribuer des poids relatifs à chaque paramètre.

Cette pondération reflète leur contribution réelle à la structuration de la qualité de l'eau.

- Calcul du Water Quality Index (WQI)

Le WQI a ensuite été calculé selon la formule classique :

$$WQI = \sum_{i=1}^n (C_i \times P_i)$$

où C_i est la valeur normalisée du paramètre i , et P_i le poids issu de l'ACP. La normalisation a été réalisée entre des bornes de référence écologiques spécifiques pour chaque paramètre.

Avantage de l'approche combinée :

- Objectivité statistique : les poids reflètent la structure réelle des données.
- Intégration complète : prise en compte simultanée des variables physico-chimiques et biologiques.
- Capacité de synthèse : le WQI permet de simplifier et de comparer la qualité de l'eau de manière robuste.
- Sensibilité écologique : meilleure détection des gradients spatiaux et saisonniers de qualité de l'eau.

Ce type d'approche a été inspiré des travaux de Abbasi et al. (2011) qui soulignent l'intérêt de combiner ACP et indices synthétiques pour une meilleure évaluation écologique des systèmes aquatiques.

V.3.4. Statistique spatiale

1. L'autocorrélation spatiale :

L'autocorrélation spatiale mesure la dépendance entre les valeurs d'une variable observée en des localisations géographiques proches. L'indice I de Moran est l'outil principal pour quantifier cette relation.

a. Principe fondamental : L'indice I de Moran évalue si des valeurs similaires (élevées ou faibles) tendent à se regrouper spatialement (*agrégation*) ou au contraire à se disperser (*répulsion*). Il compare la covariance spatiale entre voisins à la variance globale des données

b. Formule mathématique du I de Moran

Soit x_i la valeur observée pour l'entité spatiale i , et \bar{x} la moyenne des valeurs. Soit w_{ij} un coefficient de contiguïté spatiale (poids de la relation entre i et j), alors :

$$I = \frac{n}{\sum_i \sum_j w_{ij}} \cdot \frac{\sum_i \sum_j w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_i (x_i - \bar{x})^2}$$

Où

n : Nombre d'observations (unités spatiales)

x_i : Valeur de la variable pour l'unité i

\bar{x} : Moyenne des x_i

w_{ij} : Poids spatial entre i et j (souvent 1 si i et j sont voisins, sinon 0)

$\sum_i \sum_j$: Double somme sur toutes les paires i, j

c. Interprétation : Valeurs significatives ($p < 0.05$, permutations Monte Carlo) révélant des agrégats spatiaux de paramètres eutrophisants.

L'utilisation de l'indice I de Moran constitue une étape décisive avant toute interpolation spatiale (ex. krigeage) et cartographie,

L'indice I de Moran permet de détecter une autocorrélation spatiale significative, prérequis essentiel pour des méthodes d'interpolation spatialement explicites comme le krigeage. Les méthodes géostatistiques supposent que les variables présentent une dépendance spatiale structurée (ex. décroissance avec la distance).

Cas contraire : Une absence d'autocorrélation ($I \approx -1/(n-1)$) invaliderait l'usage du krigeage, nécessitant des approches non spatiales

2. Interpolation par krigeage ordinaire avec modèle sphérique

a. Principe fondamental du krigeage ordinaire

Le krigeage ordinaire est une méthode géostatistique d'interpolation spatiale qui estime la valeur d'une variable en un point non échantillonné via une combinaison linéaire optimale des observations disponibles. Contrairement à des méthodes déterministes (ex : IDW), il intègre explicitement la structure de dépendance spatiale via un Variogramme, tout en supposant une moyenne constante inconnue. Cette approche minimise la variance d'estimation et garantit l'absence de biais.

b. Modèle sphérique : formulation et paramétrage

Le modèle sphérique est fréquemment utilisé pour décrire la décroissance spatiale de la corrélation. Sa formulation mathématique est :

$$\gamma(h) = \begin{cases} c_0 + c \left(\frac{3h}{2a} - \frac{h^3}{2a^3} \right) & \text{pour } h \leq a \\ c_0 + c & \text{pour } h > a \end{cases}$$

Où :

c_0 : Effet de pépite (variance à distance nulle, incluant erreurs de mesure et micro-échelles).

c : Palier structural (variance attribuable aux processus spatiaux).

a : Portée (distance au-delà de laquelle la corrélation spatiale devient négligeable).

Ce modèle est particulièrement adapté aux phénomènes présentant une portée spatiale claire (ex : dispersion de polluants dans une lagune).

c. Mise en œuvre opérationnelle :

- **Analyse préliminaire et ajustement du variogramme**

Calcul du variogramme expérimental :

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} (z(x_i) - z(x_i + h))^2$$

où $N(h)$ est le nombre de paires de points séparés par la distance h .

Ajustement du modèle sphérique : Validation par critères d'AIC ou validation croisée.

- **Système de krigeage ordinaire**

Les poids λ_i associés aux observations $z(x_i)$ sont déterminés en résolvant:

$$\begin{cases} \sum_{j=1}^n \lambda_j \gamma(x_i - x_j) + \mu = \gamma(x_i - x_0) & \forall i = 1, \dots, n \\ \sum_{j=1}^n \lambda_j = 1 \end{cases}$$

où μ est un multiplicateur de Lagrange et x_0 le point à estimer.

- **Estimation et variance de krigeage**

Valeur prédite :

$$\hat{z}(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(x_i)$$

Variance d'estimation : Cette variance quantifie l'incertitude spatiale.

$$\sigma_{KO}^2 = \sum_{i=1}^n \lambda_i \gamma(x_i - x_0) + \mu$$

- **Avantages du modèle sphérique en contexte lagunaire**

- Adaptation aux gradients modérés : La croissance linéaire puis stabilisation du Variogramme correspond aux processus de diffusion-advection typiques des lagunes.
- Interprétation écologique directe : La portée indique l'échelle spatiale des processus eutrophisants (ex : distance de dispersion des nutriments).
- Robustesse en données limitées : Moins sensible aux effets de bord que le modèle exponentiel.

- **Application à l'étude de la lagune El Mellah**

L'adoption d'un modèle sphérique dans ce contexte spécifique implique :

- Vérification de la stationnarité par découpage en sous-zones homogènes (ex : bassins nord/sud).
- Ajustement itératif du Variogramme en intégrant les covariables environnementales (ex : salinité, bathymétrie).
- Articulation avec l'analyse de Moran : Les zones d'autocorrélation spatiale significative guident l'interprétation des cartes de krigeage.

Cette méthode, correctement paramétrée, permettra de cartographier les risques d'eutrophisation tout en quantifiant les incertitudes associées, essentiel pour la gestion écosystémique.

V.3.5. Approches écologiques de la diversité phytoplanctonique

Cette approche vise à quantifier l'impact des perturbations naturelles et anthropiques sur la structure et la résilience des communautés biologiques. Elle repose sur l'analyse intégrée de la **diversité alpha** (locale) et de la **diversité bêta** (spatio-temporelle), qui constituent deux dimensions complémentaires de la biodiversité.

1. Méthodes d'évaluation de la diversité alpha du phytoplancton

L'évaluation de la diversité alpha phytoplanctonique a été réalisée à partir des échantillons collectés dans la lagune El Mellah au cours des quatre saisons (automne, hiver, printemps, été). Les données proviennent des comptages taxonomiques effectués en laboratoire sur les échantillons fixés et traités selon les protocoles standard de microscopie optique et d'identification spécifique (voir section : Analyses du phytoplancton).

La diversité alpha (α) correspond à la diversité observée au sein d'un habitat donné et intègre à la fois la richesse spécifique et la distribution relative des abondances des taxons présents. Elle constitue un indicateur pertinent de l'état écologique à l'échelle locale, en traduisant simultanément la complexité biologique des communautés et leur degré d'équilibre structurel. Les variations de la diversité alpha reflètent ainsi les réponses des communautés phytoplanctoniques aux conditions environnementales et aux pressions naturelles ou anthropiques.

Quatre descripteurs complémentaires ont été mobilisés pour caractériser la diversité alpha du phytoplancton :

- **Richesse spécifique (S)** : nombre total de taxons phytoplanctoniques identifiés par station et par saison.
- **Abondance** : abondance totale des cellules phytoplanctoniques, exprimée en cellules·L⁻¹, reflétant l'intensité de la production biologique et les réponses quantitatives des communautés aux conditions trophiques.
- **Indice de Shannon (H')** :

$$H' = - \sum p_i \ln(p_i)$$

où p_i représente la proportion relative du taxon i . Cet indice combine la richesse spécifique et l'équitabilité, et traduit la complexité structurelle des communautés.

- **Equitabilité de Pielou (J')** :

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)}$$

qui exprime le degré d'uniformité dans la répartition des abondances entre les taxons, indépendamment de la richesse spécifique.

L'utilisation conjointe de ces descripteurs permet une comparaison robuste des communautés entre sites et saisons. Bien que la diversité alpha puisse rester relativement stable dans certains contextes, elle peut masquer des changements fonctionnels profonds, notamment lors de la dominance de quelques taxons opportunistes, soulignant ainsi la nécessité de l'interpréter en complément d'analyses de diversité bêta.

Analyse de la structuration spatiale

La structuration spatiale de la diversité alpha a été évaluée à l'aide du test d'autocorrélation spatiale globale Moran's I, appliqué à chacun des descripteurs (S, abondance, H' et J') et pour chaque saison.

- Les matrices de voisinage et de distance spatiale ont été construites à partir des coordonnées géographiques des stations d'échantillonnage.
- La significativité statistique des valeurs de Moran ($p < 0,05$) a permis de distinguer une structuration spatiale agrégée (valeurs positives significatives) d'une distribution aléatoire ou dispersée.

Analyses statistiques et cartographiques

Les indices de diversité alpha (S, abondance, H', J') ont été calculés à l'aide des logiciels PAST v.4.03 et R (packages *vegan* et *spdep*). Les analyses d'autocorrélation spatiale ont été réalisées sous ArcGIS 10.8 et validées à l'aide du package *spatialreg* de R.

Les distributions spatiales des descripteurs ont été représentées sous forme de cartes interpolées par krigeage ordinaire, permettant de visualiser les gradients saisonniers de diversité alpha et d'identifier les zones à forte abondance ou à forte diversité spécifique (hotspots écologiques).

2. Méthode d'étude de la bêta Diversité

La diversité bêta constitue une composante essentielle de la diversité biologique, car elle permet de quantifier la variation dans la composition des communautés biologiques, que ce soit dans l'espace ou dans le temps. Elle reflète le degré d'hétérogénéité spécifique entre unités d'échantillonnage (stations, périodes, habitats) et complète ainsi les mesures classiques de diversité alpha (locale) et gamma (régionale). Plusieurs approches ont été développées pour estimer et interpréter cette diversité, selon qu'il s'agisse de comparaisons temporelles ou spatiales, et selon le cadre théorique mobilisé (Baselga, 2010 ; Podani & Schmera, 2011 ; Legendre, 2019).

2.1 Diversité bêta temporelle : Indice TBI

Lorsqu'il s'agit d'étudier les changements de composition floristique dans le temps au sein d'un même site, l'indice TBI (Temporal Beta Index) proposé par Legendre (2019) constitue une approche particulièrement adaptée. Ce dernier repose sur une mesure directionnelle de la dissimilarité entre deux relevés successifs, en distinguant les espèces perdues et gagnées d'une période à l'autre. Il permet ainsi de détecter les effets de succession, de perturbation ou de saisonnalité dans les communautés.

Pour un site donné, et deux dates d'observation, on note :

A : le nombre d'espèces communes aux deux dates,

B : le nombre d'espèces présentes uniquement à la première date (pertes),

C : le nombre d'espèces présentes uniquement à la seconde date (gains).

L'indice de dissimilarité temporelle est alors formulé comme suit :

$$D = \frac{B + C}{2A + B + C}$$

Ce dénominateur, $2A + B + C$, correspond au total des occurrences sur les deux relevés, en comptant deux fois les espèces communes. L'indice peut être décomposé en deux composantes directionnelles :

$$\text{Perte} = \frac{B}{2A + B + C}, \quad \text{Gain} = \frac{C}{2A + B + C}$$

Cette décomposition permet d'identifier si les changements temporels sont principalement dus à des pertes d'espèces, à des gains, ou à une recombinaison équilibrée. Un **test de permutation** est généralement associé à l'indice TBI afin de tester la significativité statistique des changements observés pour chaque site.

2.2 Diversité bêta spatiale : Indice de Jaccard décomposé

Pour les comparaisons entre sites ou habitats à une date donnée, la dissimilarité floristique peut être estimée à l'aide de l'indice de **Jaccard**, couramment utilisé dans les analyses de diversité bêta basée sur des données binaires. Afin d'interpréter cette dissimilarité de manière écologique, Podani et Schmera (2011) ont proposé une décomposition additive en deux composantes : le **turnover** (remplacement d'espèces) et la **nestedness** (différence de richesse). Soient deux sites, notés i et j , et les paramètres suivants :

- a : nombre d'espèces communes aux deux sites,
- b : nombre d'espèces uniques au site i ,
- c : nombre d'espèces uniques au site j .

L'indice de dissimilarité de Jaccard est défini par :

$$J_{ij} = \frac{b + c}{a + b + c}$$

Il peut être décomposé selon l'approche de Podani comme suit :

- **Turnover** (remplacement d'espèces) :

$$\text{repl}_{ij} = \frac{2 \cdot \min(b, c)}{a + b + c}$$

- **Nestedness** (différence de richesse sans remplacement) :

$$\text{rich}_{ij} = \frac{|b - c|}{a + b + c}$$

La diversité bêta totale est obtenue par la somme des deux composantes :

$$D_{ij} = \text{repl}_{ij} + \text{rich}_{ij}$$

Contrairement à l'approche TBI, cette décomposition est symétrique : elle ne dépend pas de l'ordre des sites. Elle permet d'identifier si la dissimilarité entre deux communautés est principalement due à un remplacement équivalent d'espèces (turnover) ou à une différence unidirectionnelle de richesse (nestedness), souvent liée à des gradients environnementaux ou à des effets de fragmentation.

Le tableau ci-dessous synthétise les principales caractéristiques de deux méthodes largement utilisées : l'indice TBI (Legendre, 2019), adapté à l'analyse des variations temporelles intra-

site, et la décomposition de l'indice de Jaccard (Podani & Schmera, 2011), orientée vers la comparaison spatiale entre sites.

Tableau 2. Comparaison synthétique entre l'indice TBI et la décomposition de l'indice de Jaccard pour l'évaluation de la diversité bêta

Élément	TBI (Legendre, 2019)	Jaccard décomposé (Podani & Schmera, 2011)
Objectif	Comparaison temporelle (même site)	Comparaison spatiale (deux sites)
Type d'indice	Asymétrique (directionnel)	Symétrique
Formule dissimilarité	$\frac{B + C}{2A + B + C}$	$\frac{b + c}{a + b + c}$
Composantes	Perte, Gain	Turnover, Nestedness
Outils associés	Test de permutation (site par site)	Boxplots, moyennes globales, analyses multivariées

2.3 Diversité bêta spatiale : approche multivariée (SCBD, LCBD)

En complément des indices pairwise (entre paires de sites), la diversité bêta peut également être explorée dans un cadre multivarié (Legendre & De Cáceres, 2013), permettant une estimation de la contribution relative de chaque site (LCBD) et de chaque espèce (SCBD) à la diversité bêta totale.

1. Contribution spécifique à la diversité bêta (SCBD)

La SCBD (Species Contribution to Beta Diversity) quantifie l'influence relative de chaque espèce sur l'hétérogénéité floristique globale. Elle est calculée à partir d'un tableau d'abondances transformé Y (centré-réduit, ou transformé Hellinger), selon la variance relative des colonnes :

$$SCBD_j = \frac{\sum_{i=1}^n (y_{ij} - \bar{y}_{.j})^2}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^p (y_{ij} - \bar{y}_{.j})^2}$$

- y_{ij} est la valeur transformée de l'espèce j dans le site i ,
- $\bar{y}_{.j}$ est la moyenne de l'espèce j sur tous les sites,
- n est le nombre de sites, p le nombre d'espèces.

Une valeur élevée de SCBD traduit une espèce fortement différenciatrice entre communautés.

2. Diversité bêta locale (LCBD)

La LCBD (Local Contribution to Beta Diversity) mesure la part de la diversité bêta attribuable à chaque site. Elle reflète l'unicité écologique ou la composition atypique d'une station. Elle est définie comme la contribution relative de chaque ligne du tableau Y à la somme totale des carrés (i.e. variance multivariée) :

$$\text{LCBD}_i = \frac{d_i^2}{\sum_{i=1}^n d_i^2}$$

où d_i^2 est la distance euclidienne au centroïde global de la communauté.

Les valeurs de LCBD peuvent être soumises à un test de permutation pour identifier les sites ayant une structure floristique significativement différente des autres. Cela permet de localiser des stations singulières (ex. pollution, perturbation, ou microhabitats).

Les indices SCBD et LCBD ont été calculés à partir de matrices de présence/absence transformées selon la méthode de **Hellinger**, en utilisant la fonction *beta.div()* du package *adespatial* du logiciel R (R Core Team, 2023). Cette approche permet une intégration fine de la diversité bêta dans un cadre multivarié, en identifiant les espèces et sites à contribution atypique.

RESULTATS & DISCUSSION

Partie 1

Paramètres physico-chimiques et qualité de l'eau

CHAPITRE VI. Approche uni-dimensionnelle de l'évaluation de la qualité de l'eau de la lagune

L'analyse uni-dimensionnelle constitue une première étape essentielle dans l'évaluation de la qualité des eaux de la lagune El Mellah. Elle vise à explorer la dynamique saisonnière et spatiale des principaux paramètres physico-chimiques à partir d'outils statistiques robustes, en particulier le modèle linéaire mixte (LME). Ce dernier permet de modéliser simultanément les effets fixes (liés aux saisons) et les effets aléatoires (liés aux stations d'échantillonnage), tout en tenant compte de la structure de dépendance spatiale des données. Cette approche est particulièrement adaptée aux jeux de données environnementaux, souvent déséquilibrés ou hiérarchisés.

Les résultats obtenus permettent de quantifier les variations intra- et inter-saisons et de mieux appréhender l'organisation spatiale des variables étudiées dans cet écosystème lagunaire. Afin de contextualiser ces résultats sur le plan écologique, les valeurs mesurées sont confrontées aux grilles d'interprétation de la qualité de l'eau définies par la SEQ-Eau (Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau) et aux seuils de référence proposés par l'IFREMER pour les milieux côtiers et lagunaires. Cette double comparaison permet d'établir un diagnostic plus précis de l'état écologique de la lagune.

VI.1. Résultats du modèle linéaire mixte pour la Température

La température constitue un paramètre fondamental dans la compréhension du fonctionnement des écosystèmes aquatiques, car elle conditionne directement la vitesse des réactions biochimiques, la solubilité des gaz, la dynamique des nutriments, ainsi que la distribution et l'activité métabolique des organismes. Dans un milieu lagunaire comme celui d'El Mellah, elle joue un rôle structurant majeur, influençant à la fois la stratification thermique, les échanges hydrologiques et la productivité biologique. L'étude de ses variations spatio-temporelles a été réalisée à l'aide d'un modèle linéaire mixte (LME) dont les résultats sont présentés ci-dessous.

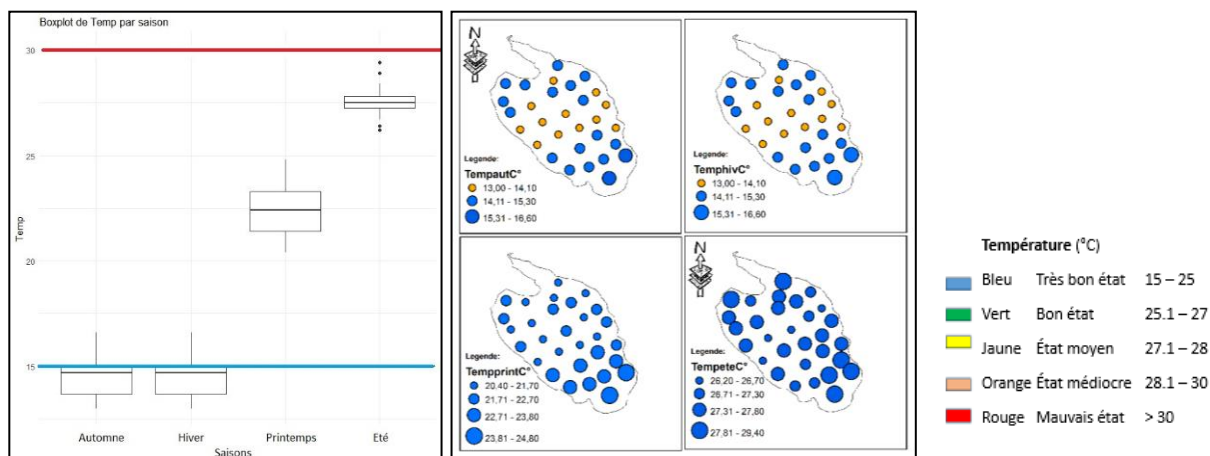


Figure 27. Boxplot comparatif des températures entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable température (à droite)

1. Interprétation statistique

Le modèle linéaire mixte appliqué à la température met en évidence un effet saisonnier très significatif ($F = 4141.09$, $p < 0.001$). Comparativement à l'automne, des augmentations marquées de température sont observées au printemps ($+7.93$ °C, $p < 0.001$) et en été ($+13.15$ °C, $p < 0.001$). En revanche, aucune différence significative n'est relevée entre l'hiver et l'automne ($p = 0.988$), ce qui suggère une relative stabilité entre ces deux périodes.

Sur le plan spatial, la structure de corrélation modélisée avec une fonction sphérique indique une portée de 472.60 m, traduisant une corrélation des températures entre stations situées à proximité. Le nugget, quasi nul ($7.07e-07$), révèle une variabilité à très petite échelle négligeable, renforçant la cohérence spatiale des données.

En ce qui concerne la variabilité inter-stations, l'écart-type de l'effet aléatoire (0.7306) dépasse celui des résidus (0.5600), ce qui reflète des différences structurelles notables de température entre les stations. Par ailleurs, la distribution des résidus standardisés (médiane = 0.003, extrêmes entre -2.38 et 1.68) confirme un bon ajustement global du modèle, avec peu de valeurs aberrantes.

Ces éléments suggèrent que le modèle est robuste et qu'il capture efficacement la variabilité saisonnière et spatiale de la température, avec des hausses très marquées au printemps et en été, tout en tenant compte de la structure spatiale du jeu de données (AIC = 292.57 ; BIC = 314.87 ; log-vraisemblance = -138.28).

2. Interprétation écologique :

L'analyse de la température montre une forte variabilité saisonnière, typique des milieux lagunaires peu profonds soumis directement aux conditions climatiques. Le boxplot révèle que les températures les plus élevées sont enregistrées en été, avec une médiane avoisinant les 28 °C, tandis que les températures les plus basses sont observées en hiver, autour de 14 °C (Fig. 27).

La distribution spatiale confirme ces tendances saisonnières. En été, l'eau est plus chaude et relativement homogène sur l'ensemble des stations, traduisant une influence généralisée du réchauffement estival. En revanche, durant l'hiver, la température est plus basse et uniforme, ce qui reflète un refroidissement global du système. (Fig. 27)

D'un point de vue écologique, cette variabilité thermique joue un rôle fondamental sur le métabolisme des organismes aquatiques, les cycles des nutriments et la dynamique de l'oxygène dissous :

- En été, les températures élevées peuvent favoriser une intensification de l'activité biologique (croissance du phytoplancton, respiration microbienne), mais également provoquer une diminution de la solubilité de l'oxygène, augmentant le risque d'hypoxie, notamment dans les zones peu brassées.
- En hiver, la baisse des températures peut induire un ralentissement de l'activité biologique et une meilleure solubilité de l'oxygène, limitant les risques d'anoxie.

La SEQ-Eau ne définit pas de seuils fixes pour la température, mais considère que des températures supérieures à 25 °C peuvent représenter un stress thermique pour certaines espèces sensibles, notamment les poissons et invertébrés benthiques. Ifremer, dans ses suivis lagunaires, considère également que des températures supérieures à 28–30 °C peuvent conduire à des conditions défavorables, surtout en cas de synergie avec des concentrations élevées en nutriments et une faible oxygénation.

VI.2. Résultats du modèle linéaire mixte pour le pH

Le pH constitue un paramètre fondamental dans l'évaluation de la qualité des eaux lagunaires, car il influence directement la solubilité et la biodisponibilité des nutriments, la toxicité de certains éléments (comme l'ammoniac ou les métaux), ainsi que les processus physiologiques des organismes aquatiques. Dans les systèmes côtiers semi-fermés tels que la lagune El Mellah, le pH résulte d'un équilibre complexe entre les processus biologiques (photosynthèse,

respiration, minéralisation), les apports d'eau douce, les échanges avec la mer et les activités anthropiques. Les résultats issus du modèle linéaire mixte (LME) sont présentés ci-dessous, suivis de leur interprétation écologique.

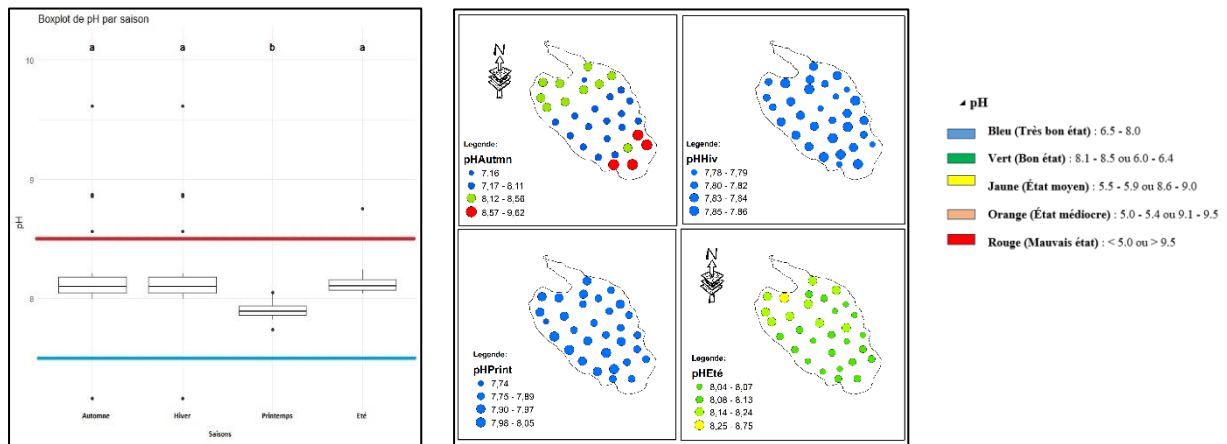


Figure 28. Boxplot comparatif du pH entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable pH (à droite)

1. Interprétation statistique

L'analyse effectuée à l'aide d'un modèle linéaire mixte (ajusté par REML) révèle un effet significatif de la saison sur le pH ($F = 9.75$, $p < 0.001$). En particulier, une diminution moyenne de 0.298 unités du pH a été observée au printemps par rapport à l'automne ($p < 0.001$). En revanche, aucune différence significative n'a été détectée entre l'automne et l'hiver (effet nul, $p = 1.000$), ni entre l'automne et l'été (différence de -0.072, $p = 0.261$). Une comparaison complémentaire indique toutefois un pH plus élevé en été qu'au printemps (différence significative) (Fig. 28).

Sur le plan spatial, la structure de corrélation sphérique intégrée au modèle montre une portée estimée à 256.08 m, ce qui implique que les stations situées à une distance inférieure présentent des valeurs de pH corrélées. Le nugget, estimé à 0.0139, indique une variabilité résiduelle faible mais non négligeable à très petite échelle.

Concernant la variabilité inter-stations, l'écart-type de l'intercept aléatoire s'élève à 0.1537, contre 0.2519 pour les résidus, ce qui laisse supposer une homogénéité relative des valeurs de pH entre les stations. Enfin, les résidus standardisés sont globalement bien répartis (médiane : -0.096), avec des valeurs comprises entre -2.90 et 4.00, ce qui témoigne d'un ajustement satisfaisant du modèle, bien que quelques valeurs extrêmes subsistent.

Le modèle met en évidence une variation saisonnière significative du pH, essentiellement marquée par une baisse au printemps, tout en prenant en compte la structure spatiale et la

variabilité entre stations, de manière statistiquement robuste (AIC = 66.78 ; BIC = 89.08 ; log-vraisemblance = -25.39).

2. Interprétation écologique :

L'analyse des cartes de distribution saisonnière du pH met en évidence une variabilité modérée, avec une baisse significative au printemps. Les valeurs mesurées restent dans un intervalle compris entre 7,7 et 8,4, ce qui indique un milieu globalement alcalin, typique des systèmes lagunaires méditerranéens soumis à une activité photosynthétique intense et à un bon pouvoir tampon. La chute observée au printemps peut traduire un déséquilibre temporaire entre la production primaire (photosynthèse) et la respiration, voire une influence ponctuelle d'apports d'eau douce plus acide issus du bassin versant.

Sur le plan spatial, les cartes montrent une distribution relativement homogène du pH en automne, hiver et été. En revanche, au printemps, certaines stations internes présentent des valeurs plus faibles, suggérant une sensibilité accrue aux apports exogènes ou à une reprise d'activité microbienne dans les sédiments superficiels. Cette hétérogénéité printanière pourrait également refléter une baisse temporaire du pouvoir tampon du milieu liée à des variations locales de productivité ou d'oxygénation.

Les valeurs de pH mesurées dans la lagune El Mellah restent dans l'intervalle de bon à très bon état écologique tel que défini par les références SEQ-Eau (7,5–8,5) et les seuils de l'IFREMER pour les milieux côtiers et lagunaires. Toutefois, la baisse saisonnière observée au printemps, bien qu'encore dans les marges acceptables, pourrait être préoccupante si elle s'accroît sous l'effet combiné d'un enrichissement organique et d'une baisse de la photosynthèse.

Une dérive vers des valeurs plus acides pourrait influencer la disponibilité des nutriments (notamment du phosphore), modifier la solubilité de certains éléments traces métalliques, et affecter indirectement les organismes planctoniques, en particulier les diatomées sensibles aux fluctuations du pH.

VI.3. Résultats du modèle linéaire mixte ajusté pour la conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) est un indicateur indirect de la concentration en ions dissous dans l'eau et reflète le degré de minéralisation du milieu lagunaire. Elle dépend principalement des apports marins, des intrusions d'eau douce, des phénomènes d'évaporation et des échanges biogéochimiques au sein du système. L'analyse issue du modèle linéaire mixte (LME) met en évidence des variations spatio-temporelles significatives de la CE dans la lagune El Mellah.

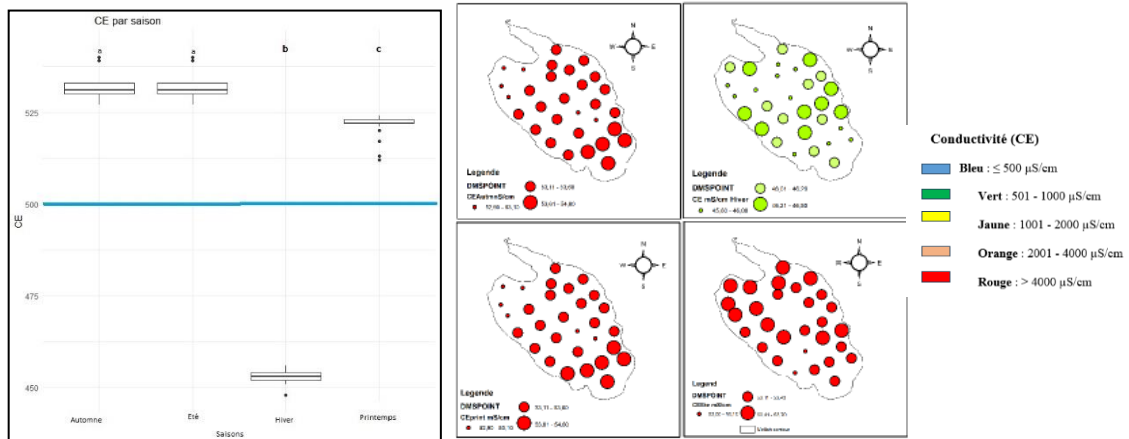


Figure 29. Boxplot comparatif de la conductivité électrique entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable CE (à droite)

1. Interprétation statistique

Le modèle linéaire mixte révèle un effet saisonnier très significatif sur la conductivité électrique ($F = 4482.2, p < 0.001$). Par rapport à l'automne, des baisses marquées sont observées en Hiver ($-79.71 \mu\text{S/cm}, p < 0.001$) et dans une moindre mesure au printemps ($-11.21 \mu\text{S/cm}, p < 0.001$), tandis que l'été ne diffère pas significativement ($p = 0.8871$). Ces résultats traduisent une diminution saisonnière de la CE, plus prononcée en hiver.

La structure spatiale est bien modélisée par une corrélation sphérique, avec une portée estimée à 1450.86 m, ce qui indique que les valeurs de CE sont corrélées entre stations proches. Le nugget modéré (0.2798) suggère une variabilité à très fine échelle, sans dominer la structure globale (**Fig. 29**).

Concernant la variance, l'effet station présente un écart-type de 1.43, nettement inférieur à la variabilité résiduelle (écart-type = 3.25), traduisant une faible variabilité inter-stations, donc des niveaux de CE de base relativement homogènes.

Enfin, la distribution des résidus standardisés (médiane = -0.209 ; extrêmes entre -2.60 et 2.39) confirme un bon ajustement du modèle, bien qu'un petit nombre de valeurs extrêmes subsiste.

Ainsi, le modèle rend compte avec précision des variations saisonnières et spatiales de la conductivité électrique, mettant en évidence une chute significative au printemps et en été, par rapport aux niveaux relevés en automne.

2. Interprétation écologique :

La conductivité électrique (CE) mesure la capacité d'une eau à conduire le courant électrique, en fonction de la concentration en ions dissous (sels minéraux tels que chlorures, sulfates, sodium, etc.). C'est un indicateur indirect de la minéralisation de l'eau et permet de suivre les

variations des apports en eau douce ou en eau marine dans un écosystème lagunaire. Dans la lagune El Mellah, l'analyse de la CE révèle une forte variabilité saisonnière et spatiale, reflet de l'influence combinée du climat, de l'hydrologie continentale et des échanges avec la mer. En hiver, les faibles valeurs de CE (souvent $< 1000 \mu\text{S/cm}$), localisées surtout dans les zones internes de la lagune, traduisent une forte dilution par les eaux douces issues des précipitations et du ruissellement. Cette situation favorise une bonne qualité écologique et un habitat propice à une grande diversité biologique. Au printemps, la CE augmente (2000 à 3000 $\mu\text{S/cm}$), marquant une transition vers un état plus minéralisé, alors qu'en été et en automne, elle dépasse souvent les 4000 $\mu\text{S/cm}$ sur l'ensemble de la lagune. Cette augmentation s'explique par une évaporation accrue, une réduction des apports continentaux et une pénétration plus marquée de l'eau de mer via le chenal. De telles concentrations ioniques élevées peuvent engendrer un stress osmotique pour les espèces sensibles, réduisant la biodiversité et signalant une dégradation temporaire de la qualité écologique.

La distribution spatiale de la CE montre une forte hétérogénéité en hiver, avec des gradients entre les zones internes et le chenal maritime, tandis qu'en saison sèche, la minéralisation devient homogène et élevée sur l'ensemble du plan d'eau.

Bien que la CE ne soit pas encadrée par des seuils fixes dans les grilles SEQ-Eau et IFREMER, les valeurs mesurées permettent de qualifier les eaux comme douces à modérément minéralisées en hiver (qualité bonne à moyenne), et fortement minéralisées à salées en été et automne, témoignant de conditions plus contraignantes pour les communautés biologiques. Cette dynamique souligne la nécessité de préserver les apports en eau douce et de réguler les échanges avec la mer pour garantir un équilibre écologique durable au sein de la lagune.

VI. 4. Résultats du modèle linéaire mixte pour les matières totales dissoutes

Les matières totales dissoutes (TDS) regroupent l'ensemble des substances minérales et organiques dissoutes dans l'eau. Étroitement corrélés à la conductivité électrique (CE), ils constituent un indicateur clé du degré de minéralisation et de la salinité globale du milieu lagunaire. L'analyse issue du modèle linéaire mixte (LME) met en évidence la variabilité spatio-temporelle de cette variable au sein de la lagune El Mellah (**Fig.30**).

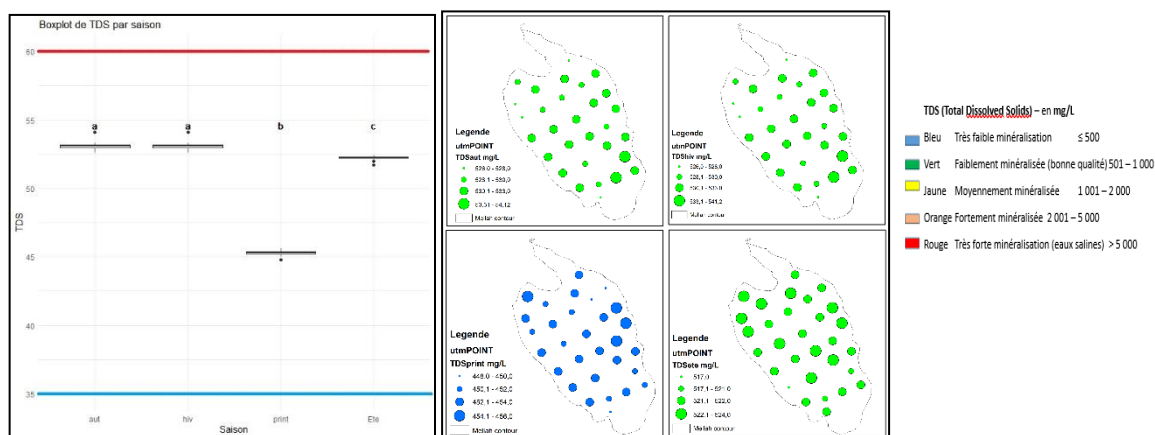


Figure 30. Boxplot comparatif des matières totales dissoutes (TDS) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable TDS (à droite)

1. Interprétation statistique

Le modèle linéaire mixte ajusté met en évidence un effet saisonnier très significatif sur les niveaux de TDS ($F = 17\,580$, $p < 0.001$). Comparée à l'automne (valeur de référence : 53.08 mg/L), la concentration en matières dissoutes totales est nettement plus faible au printemps (-7.78 mg/L, $p < 0.001$) et légèrement plus basse en été (-0.86 mg/L, $p < 0.001$), tandis que l'hiver ne présente pas de différence significative ($p = 0.7203$). Ces résultats traduisent une diminution saisonnière marquée au printemps, probablement liée à des phénomènes de dilution ou à des apports hydrologiques spécifiques.

Sur le plan spatial, le modèle capture efficacement la structure géographique avec une corrélation sphérique et une portée très étendue (4683.04 unités), indiquant une forte corrélation spatiale à grande échelle. Le nugget quasi nul ($2.42e-14$) suggère une variabilité locale négligeable, ce qui renforce la qualité de la structure spatiale modélisée.

La variabilité entre stations est pratiquement inexistante (écart-type de l'intercept aléatoire = $2.07e-05$), traduisant des niveaux de TDS de base très similaires d'un site à l'autre. En parallèle, la faible variabilité résiduelle (écart-type = 0.2321) souligne la capacité du modèle à bien expliquer les variations observées.

Les résidus standardisés sont globalement centrés autour de zéro (médiane = 0.0002), mais quelques valeurs extrêmes (jusqu'à 4.47) sont notées, ce qui suggère la présence d'observations atypiques, mais sans affecter notablement l'ajustement global du modèle (Fig. 30).

Le modèle confirme un effet saisonnier net sur le TDS, avec des concentrations significativement réduites au printemps et en été, reflétant des dynamiques hydrochimiques

saisonniers. La structure spatiale robuste et la faible variance inter-stations confèrent au modèle une grande fiabilité pour caractériser les motifs temporels à l'échelle du territoire étudié.

2. Interprétation écologique :

L'analyse des résultats montre une variabilité saisonnière marquée des concentrations en TDS, avec des valeurs plus faibles au printemps, contrastant avec des concentrations élevées en été et en hiver. Cette dynamique traduit l'influence des processus naturels tels que l'évaporation estivale, qui tend à concentrer les sels dissous, et les intrusions marines qui enrichissent le milieu en ions. A l'inverse, au printemps, les valeurs basses pourraient s'expliquer par des apports accrus en eau douce (pluviosité et ruissellements), provoquant une dilution des éléments dissous.

La stabilité des TDS en automne et en hiver indique un équilibre entre les pertes (par sédimentation ou export) et les apports (marins et continentaux), dans un système où les échanges sont partiellement confinés.

Les cartes de distribution spatiale montrent une homogénéité relative des TDS dans la lagune, avec des concentrations légèrement plus élevées dans les zones centrales et Su-est. Cela pourrait traduire une influence plus marquée de l'évaporation et une accumulation progressive des sels dissous dans les zones où la circulation hydrodynamique est plus réduite. Les zones proches de l'entrée marine présentent également des teneurs légèrement plus élevées, soulignant l'impact des intrusions d'eau salée.

Les TDS ne font pas l'objet de seuils précis dans les grilles SEQ-Eau, mais des niveaux élevés sont généralement corrélés à une salinité accrue, pouvant modifier la disponibilité en oxygène dissous et affecter la tolérance des communautés biologiques, notamment phytoplanctoniques. En milieu lagunaire, des TDS supérieurs à 500 mg/L sont courants, et les valeurs mesurées dans la lagune El Mellah (allant jusqu'à 540 mg/L) restent dans les plages caractéristiques des milieux euryhalins, mais doivent être surveillées, notamment dans les périodes de forte évaporation.

VI. 5. Résultats du modèle linéaire mixte pour la Salinité

La salinité constitue un paramètre fondamental dans le fonctionnement des écosystèmes lagunaires, en raison de son influence directe sur la distribution des communautés biologiques, la stratification hydrologique et les processus biogéochimiques. Elle traduit l'équilibre dynamique entre les intrusions d'eau marine, les apports continentaux et les pertes par évaporation. L'analyse du modèle linéaire mixte (LME) appliqué à cette variable met en

évidence des variations saisonnières et spatiales significatives au sein de la lagune El Mellah (Fig. 31).

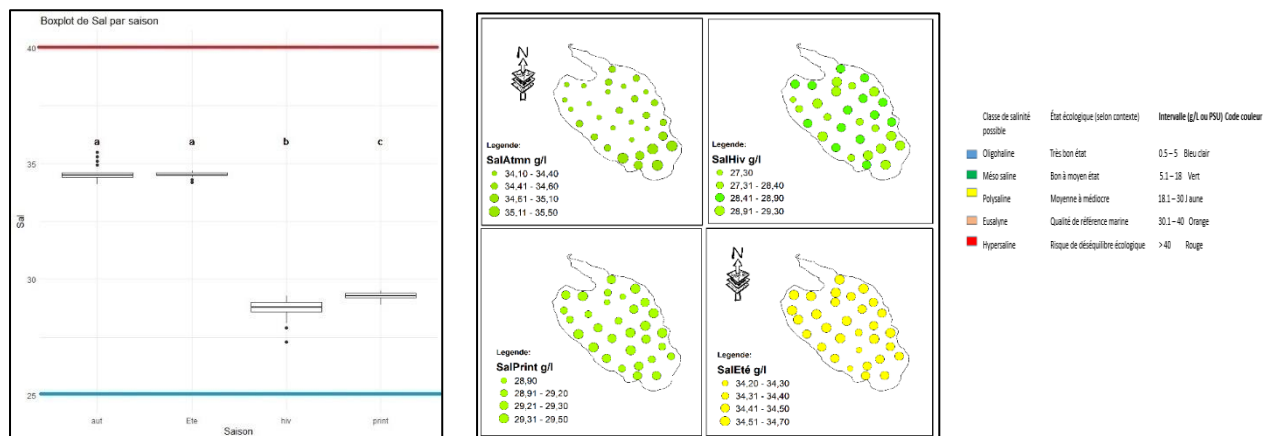


Figure 31. Boxplot comparatif de la salinité entre saisons par rapport aux normes (à gauche) Répartition spatiale de la variable salinité (à droite)

1. Interprétation statistique

Le modèle linéaire mixte met en évidence un effet saisonnier significatif sur la salinité ($F = 3656.6$, $p < 0.001$). Par rapport à l'automne (valeur de référence : 34.60), une diminution marquée est observée au printemps (-5.33 , $p < 0.001$), tandis qu'aucune variation significative n'apparaît en hiver ($p = 0.9266$) ni en été ($p = 0.2282$). La comparaison entre printemps et été confirme toutefois une remontée estivale, suggérant un retour à des conditions plus salines.

La structure spatiale du modèle, caractérisée par une corrélation sphérique de portée modérée (1378.01 m), indique que les stations proches présentent des valeurs corrélées. Le nugget modéré (0.2941) traduit une variabilité de fine échelle, probablement liée à des micro-conditions locales. La variabilité inter-stations (écart-type = 0.1126) reste inférieure à la variabilité résiduelle (écart-type = 0.2472), ce qui suggère une homogénéité générale de la salinité de base. Enfin, la distribution des résidus (médiane = -0.133 ; extrêmes : -1.64 à 2.92) confirme un bon ajustement du modèle malgré quelques valeurs atypiques.

2. Interprétation écologique :

L'ensemble des résultats montre une chute printanière de la salinité, probablement liée à des apports d'eau douce accrus (précipitations, ruissellement, crues), suivie d'un rebond en été, attribuable à l'évaporation et aux intrusions marines. L'automne reflète une situation intermédiaire, traduisant un équilibre entre pertes et apports hydriques.

Spatialement, les valeurs les plus élevées (>30 PSU) se concentrent en été dans les zones centrales et méridionales, alors qu'en hiver et au printemps, une baisse modérée est observée, notamment à proximité des apports continentaux.

Du point de vue écologique, la lagune présente un fonctionnement typique des systèmes euryhalins méditerranéens, marqué par l'alternance saisonnière entre dilution et concentration saline. Les niveaux de salinité restent compatibles avec les seuils de qualité définis pour les lagunes côtières (SEQ-Eau, IFREMER), mais les valeurs estivales élevées peuvent générer un stress pour les espèces sensibles et moduler les processus biogéochimiques, en interaction avec la température et l'oxygène dissous.

VI.6. Résultats du modèle linéaire mixte pour l'Oxygène Dissous

L'oxygène dissous (OD) constitue un paramètre fondamental de la qualité de l'eau dans les systèmes lagunaires, conditionnant à la fois la respiration des organismes aquatiques, la décomposition de la matière organique et les processus redox. Sa concentration dépend d'un équilibre dynamique entre la photosynthèse, la respiration, les échanges gazeux à l'interface air-eau et les apports hydriques. L'application du modèle linéaire mixte (LME) à cette variable permet d'analyser la dynamique saisonnière et spatiale de l'oxygène dissous dans la lagune El Mellah.

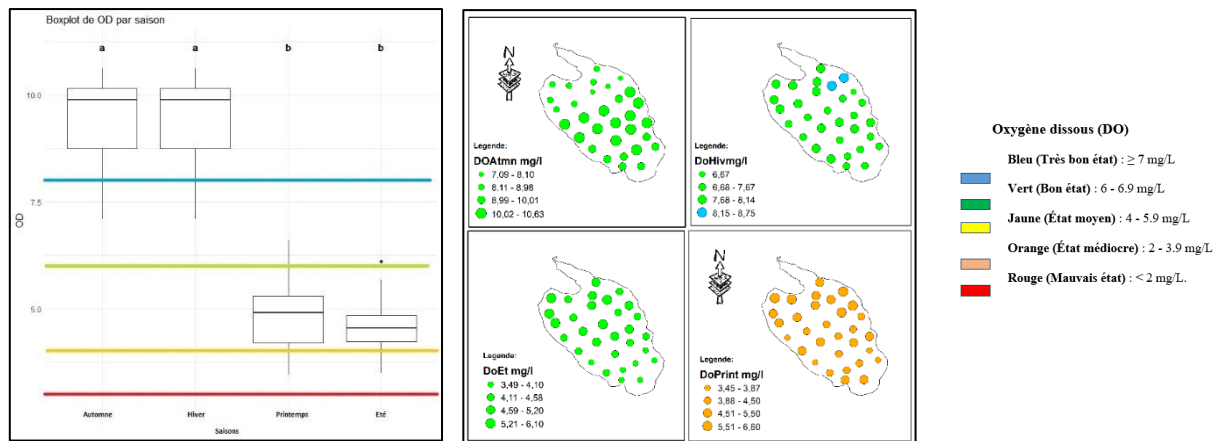


Figure 32. Boxplot comparatif de l'oxygène dissous (DO) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable DO (à droite)

1. Interprétation statistique

L'ajustement du modèle linéaire mixte (**Fig. 32**) indique que la saison exerce un effet significatif sur la concentration en oxygène dissous ($F = 397.21$, $p < 0.001$). Par rapport à l'automne (valeur de référence : 9.53 mg/L), les concentrations sont nettement plus faibles au printemps (-4.73 , $p < 0.001$) et en été (-4.93 , $p < 0.001$), tandis qu'aucune différence

significative n'est observée en hiver ($p = 0.8867$). Cette dynamique saisonnière est caractéristique des systèmes aquatiques soumis à un réchauffement estival, réduisant la solubilité de l'oxygène, et à une augmentation de la consommation biologique au printemps et en été (respiration, décomposition, activité microbienne accrue).

La structure de corrélation spatiale sphérique révèle une portée de 952.21 m, suggérant une dépendance spatiale de l'oxygène dissous à moyenne distance. Le nugget très faible (9.21×10^{-8}) indique une quasi-absence de bruit à petite échelle, traduisant une bonne qualité des mesures et une homogénéité locale.

Concernant les effets aléatoires, la variabilité inter-station est négligeable (écart-type ≈ 0), ce qui suggère que les stations ont des niveaux de base très similaires en oxygène dissous. La variabilité résiduelle est modérée (écart-type = 0.8034), traduisant l'influence importante des conditions saisonnières sur cette variable.

Les résidus standardisés, compris entre -3.07 et 2.24 avec une médiane de 0.256 , confirment un bon ajustement du modèle, bien que quelques observations extrêmes soient à noter.

Le modèle révèle une forte variabilité saisonnière de l'oxygène dissous, avec une diminution marquée au printemps et en été, cohérente avec les processus physiques (réchauffement) et biologiques (activité respiratoire) attendus. La variabilité spatiale est modérée et bien modélisée, tandis que l'effet station reste négligeable. Ces résultats confirment que l'oxygène dissous est un paramètre très sensible aux fluctuations saisonnières du système aquatique.

2. Interprétation écologique

L'analyse du boxplot montre que les concentrations en oxygène dissous sont nettement plus élevées en automne et en hiver, avec des médianes supérieures à 6 mg/L , ce qui reflète des conditions oxiques favorables à la vie aquatique. Ce niveau élevé peut s'expliquer par une température plus basse favorisant la solubilité de l'oxygène, ainsi qu'une turbulence accrue due aux vents et aux apports hydriques (précipitations et ruissellements).

En revanche, au printemps et surtout en été, les concentrations chutent fortement, atteignant des valeurs médianes inférieures à 4 mg/L , ce qui traduit une hypoxie potentielle, notamment en été. Cette diminution est probablement liée à une hausse de la température, à la stratification thermique et à une consommation biologique accrue de l'oxygène par la respiration et la décomposition de la matière organique. Ces conditions estivales peuvent provoquer des stress physiologiques pour les organismes aquatiques, en particulier les espèces sensibles.

La distribution spatiale appuie ces observations : en automne et en hiver, l'oxygène dissous est réparti de façon relativement homogène dans toute la lagune. Au printemps, les concentrations deviennent plus variables, tandis qu'en été, une zone étendue du sud et du centre de la lagune présente des niveaux faibles à très faibles (< 4 mg/L), signalant des poches hypoxiques localisées.

Selon la grille SEQ-Eau, les concentrations mesurées en automne et en hiver se situent dans la classe de bon à très bon état (> 6 mg/L). Toutefois, au printemps et en été, une partie significative des stations tombe dans les classes de qualité moyenne à médiocre (< 4 mg/L), voire mauvaise dans certaines zones en été (< 2 mg/L), exposant les écosystèmes à un risque accru de dégradation.

La comparaison avec les recommandations de l'IFREMER renforce cette inquiétude, notamment pour les zones sensibles comme les lagunes méditerranéennes, où la présence d'oxygène dissous est essentielle pour limiter les phénomènes d'eutrophisation. Les faibles niveaux estivaux soulignent une fragilité écologique importante et suggèrent la nécessité d'un suivi renforcé, en particulier pendant les périodes de forte température ou de forte charge organique.

VI.7. Résultats du modèle linéaire mixte pour les Phosphates

Le phosphate (PO_4^{3-}) représente un élément nutritif essentiel pour le développement du phytoplancton, mais il peut devenir un facteur de déséquilibre écologique lorsqu'il est présent en excès, notamment en favorisant l'eutrophisation. Sa concentration dans les eaux lagunaires est influencée par les apports continentaux, les remises en suspension sédimentaires et les processus biologiques. Les résultats issus du modèle linéaire mixte (LME) appliqué à cette variable sont présentés ci-dessous, accompagnés de leur interprétation écologique.

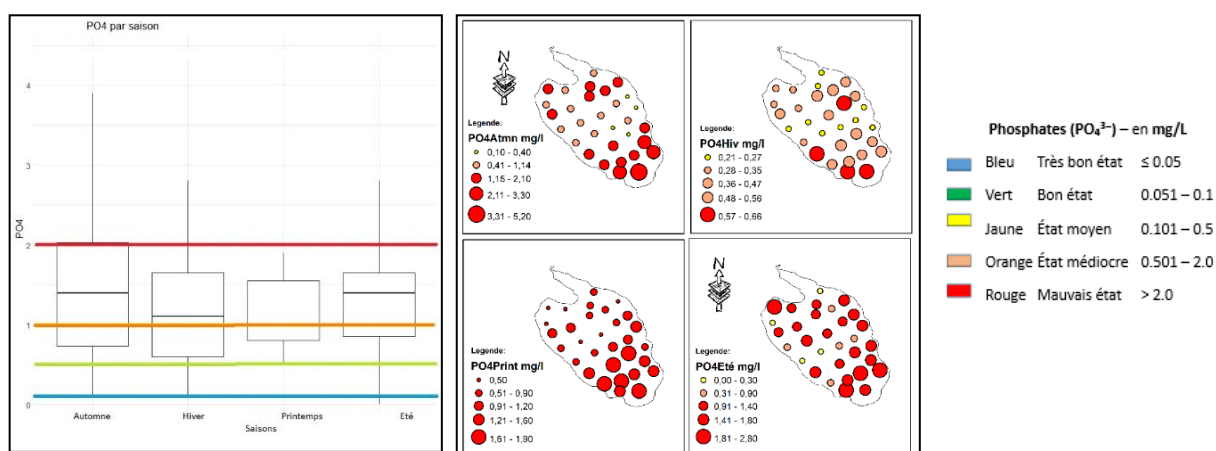


Figure 33. Boxplot comparatif du phosphate (PO_4^{3-}) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable PO_4^{3-} (à droite)

1. Interprétation statistique

L'analyse par modèle linéaire mixte indique que la concentration en PO_4 varie significativement selon les saisons ($F = 4.17$, $p = 0.0082$). Comparée à l'automne (valeur de référence : 1.518 mg/L), la concentration est significativement plus faible en hiver (-0.372 , $p = 0.0067$) et au printemps (-0.431 , $p = 0.0018$). Aucune différence significative n'a été relevée entre l'été et l'automne ($p = 0.1241$). Ces résultats suggèrent une mobilisation accrue ou une libération différée du phosphate à l'automne, possiblement liée à des processus de reminéralisation ou à des conditions hydrodynamiques plus favorables à sa concentration dans l'eau.

La structure de corrélation spatiale sphérique présente une portée de 406.41 unités, traduisant une autocorrélation des concentrations en PO_4 à courte distance. Le nugget quasiment ($6.83\text{e}-07$) indique une variabilité négligeable à très petite échelle, suggérant une bonne cohérence spatiale des mesures.

En termes de variabilité totale, la composante entre stations (écart-type = 0.484) est notable mais légèrement inférieure à la variabilité résiduelle (écart-type = 0.527). Cela reflète une hétérogénéité spatiale modérée, indiquant que les différences entre stations sont importantes, mais que des facteurs non modélisés (p. ex. activités locales, apports ponctuels) contribuent aussi à la variabilité du PO_4 .

Les résidus standardisés, allant de -2.34 à 3.34 , avec une médiane de 0.034, confirment un bon ajustement du modèle, bien que quelques valeurs extrêmes soient présentes.

Le modèle révèle une saisonnalité modérée mais significative des concentrations en phosphate, avec des niveaux plus bas en hiver et au printemps, possiblement en lien avec la consommation biologique accrue ou une moindre libération depuis les sédiments. L'effet spatial est bien capturé à courte distance, et la variabilité entre stations reste non négligeable. Ces résultats renforcent l'importance de suivre le PO_4^{3-} à la fois dans le temps et dans l'espace pour mieux comprendre les dynamiques de nutriments dans le système étudié.

2. Interprétation écologique

L'analyse des cartes de distribution du phosphate (PO_4^{3-}) met en évidence une forte hétérogénéité spatiale, particulièrement marquée en automne, où des concentrations élevées sont observées dans certaines zones de la lagune (**Fig. 33**). Ce phénomène pourrait résulter d'un relargage accru depuis les sédiments superficiels, favorisé par la décomposition de la biomasse végétale accumulée durant l'été, combinée à des conditions hydrodynamiques faibles limitant le renouvellement des eaux.

En hiver, la distribution devient plus homogène, avec des teneurs modérées attribuables à la dilution liée aux précipitations et à un ralentissement de l'activité microbienne. Le printemps

se caractérise par des concentrations généralement faibles mais spatialement contrastées, traduisant probablement une assimilation accrue par le phytoplancton sous l'effet de la hausse des températures. En été, bien que les niveaux moyens restent comparables à ceux du printemps, certaines zones enregistrent des pics de PO_4^{3-} , suggérant un relargage en lien avec des conditions anoxiques en profondeur, associé à une consommation intense en surface.

Les concentrations relevées dépassent régulièrement les seuils définis par la SEQ-Eau (0,5 mg/L) et excèdent largement les recommandations de l'IFREMER pour les milieux sensibles à l'eutrophisation (0,1–0,2 mg/L), surtout en automne et localement en été. Cette situation traduit un risque trophique élevé, renforcé par la persistance de zones de forte concentration.

L'ensemble de ces observations indique que la dynamique saisonnière du phosphate résulte de l'interaction entre les apports externes, les processus internes (température, oxygène dissous) et la libération depuis les sédiments, soulignant la vulnérabilité de la lagune El Mellah face aux pressions eutrophisantes.

VI. 8. Résultats du modèle linéaire mixte pour les Nitrates

Le nitrate (NO_3^-) représente la forme oxydée dominante de l'azote inorganique dissous dans les écosystèmes aquatiques. Il joue un rôle essentiel dans la nutrition des organismes autotrophes, notamment du phytoplancton et des macrophytes, mais des concentrations élevées peuvent témoigner d'un apport excessif en nutriments, souvent lié aux rejets agricoles, domestiques ou à la minéralisation de la matière organique. L'analyse de sa variabilité saisonnière et spatiale à l'aide du modèle linéaire mixte (LME) permet de caractériser la dynamique de l'azote oxydé dans la lagune El Mellah.

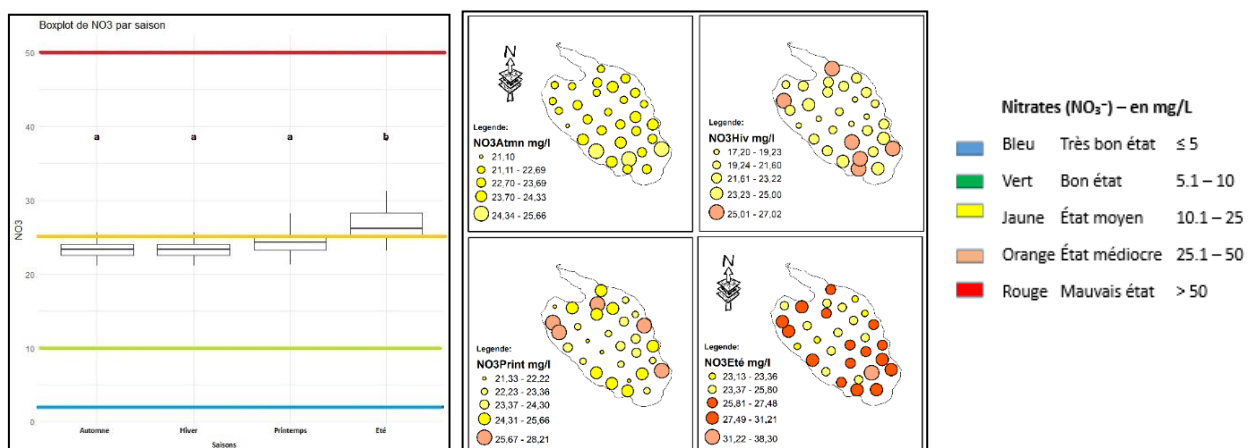


Figure 34. Boxplot comparatif des nitrates (NO_3^-) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable NO_3^- (à droite)

1. Interprétation statistique

Le modèle met en évidence un effet saisonnier très significatif sur les concentrations en nitrates ($F = 30.191, p < 0.001$). Comparativement à l'automne (valeur de référence : 23.325 mg/L), les concentrations sont significativement plus élevées au printemps (+1.04 mg/L, $p = 0.0166$) et surtout en été (+3.52 mg/L, $p < 0.001$). Aucune différence significative n'a été observée entre l'hiver et l'automne ($p = 1.000$).

Ces résultats traduisent une dynamique saisonnière forte, probablement liée à une accumulation progressive des nitrates au cours du cycle annuel. Cette hausse estivale peut refléter à la fois :

- Des apports agricoles par ruissellement différé,
- Une minéralisation accrue des matières organiques sous l'effet des températures élevées,
- Une consommation biologique réduite (phytoplancton en stress thermique ou limités par le phosphore).

Le modèle intègre une structure de corrélation spatiale sphérique, avec une portée assez courte (256.35 unités), suggérant que la similarité des concentrations en nitrates entre stations diminue rapidement avec la distance. Le nugget modéré (0.9689) indique une variabilité significative à très petite échelle, pouvant refléter des sources locales diffuses ou des phénomènes de micro-hétérogénéité.

Sur le plan de la variabilité totale, la composante aléatoire inter-stations (écart-type = 0.7452) est faible comparée à la variabilité résiduelle (écart-type = 1.6823). Cela suggère que les concentrations en nitrates sont relativement homogènes entre les stations, mais fortement influencées par des facteurs intra-stationnels ou temporels non inclus dans le modèle.

Les résidus standardisés varient entre -1.84 et 6.02, avec une médiane proche de zéro (-0.014), ce qui indique un ajustement globalement satisfaisant, malgré quelques valeurs extrêmes (possibles outliers ou pics locaux de concentration).

Le modèle met en évidence une accumulation saisonnière nette des nitrates, avec des niveaux significativement plus élevés en été et au printemps. L'homogénéité spatiale relative entre stations, combinée à une variabilité résiduelle importante, souligne l'influence probable de processus diffus, à la fois temporels (phénologie, apports) et locaux (usage du sol, microtopographie). Ce résultat illustre un risque accru d'eutrophisation estivale, particulièrement si les autres nutriments (comme le phosphore) ne sont pas limitants.

2. Interprétation écologique

L'analyse des concentrations saisonnières de NO_3^- montre une tendance globalement stable durant l'automne, l'hiver et le printemps, suivie d'une augmentation notable en été. Les médianes restent relativement constantes en dehors de l'été, où une dispersion plus forte et des valeurs plus élevées sont observées, comme l'indique la lettre "b" dans le boxplot (différence significative) (**Fig. 34**).

Cette élévation estivale peut être attribuée à plusieurs facteurs :

- Evapoconcentration due à une réduction du volume d'eau par évaporation.
- Apports diffus en nitrates liés à une activité agricole accrue ou au relargage des sols secs lors des premières pluies estivales.
- Moindre assimilation biologique, en lien avec des conditions de stress thermique pour les communautés phytoplanctoniques.

Les cartes spatiales illustrent une répartition hétérogène, avec une augmentation notable des concentrations en été dans la moitié sud-est de la lagune, tandis que les saisons humides (automne-hiver) montrent des concentrations plus homogènes, potentiellement liées à un effet de dilution par les précipitations.

La grille SEQ-Eau classe la qualité de l'eau douce selon des seuils de concentration en nitrates. Une concentration supérieure à 25 mg/L est considérée comme médiocre à mauvaise. Certaines valeurs observées en été dépassent les 30 mg/L, suggérant une dégradation importante de la qualité de l'eau durant cette période. L'IFREMER, pour les eaux littorales, considère que des concentrations de NO_3^- supérieures à 10-15 mg/L peuvent déjà signaler un risque d'eutrophisation. Dans ce contexte, toutes les saisons montrent des niveaux préoccupants, avec un pic critique en été.

VI. 9. Résultats du modèle linéaire mixte pour les Nitrites

Le nitrite (NO_2^-) est une forme azotée intermédiaire du cycle de l'azote, issue à la fois de l'oxydation de l'ammonium (nitrification) et de la réduction du nitrate (dénitrification). Généralement instable et présente à de faibles concentrations, sa persistance dans les milieux aquatiques traduit souvent un déséquilibre temporaire dans ces processus biogéochimiques. Une accumulation notable de nitrites peut indiquer des conditions d'oxygénation réduite ou une activité microbienne intense, constituant ainsi un indicateur de stress pour les écosystèmes lagunaires.

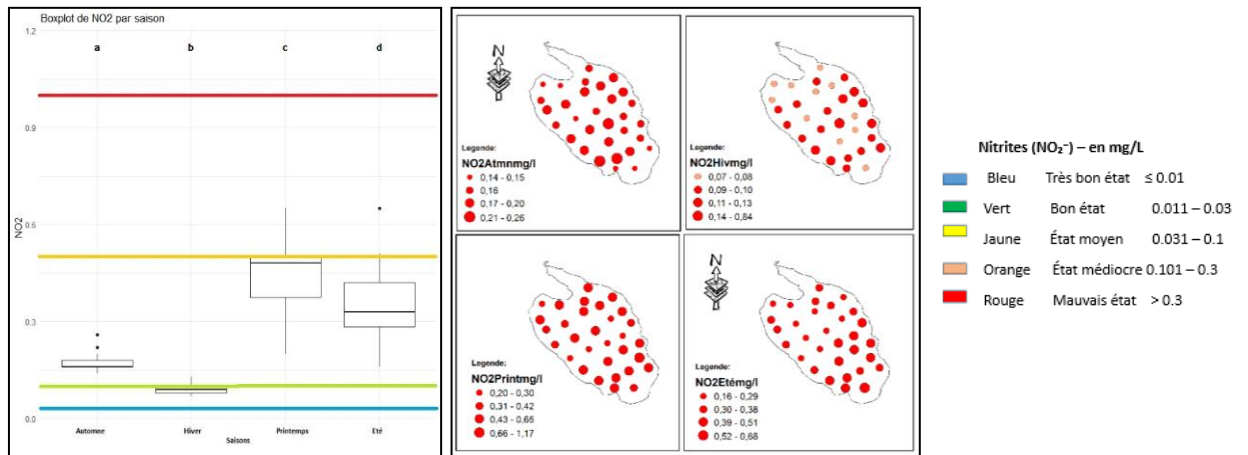


Figure 35. Boxplot comparatif des nitrites (NO_2^-) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable NO_2^- (à droite)

1. Interprétation statistique

Le modèle met en évidence un effet saisonnier très significatif sur les concentrations en nitrites ($F = 141.52, p < 0.001$) (**Fig. 35**). Comparativement à l'automne (valeur de référence : 0.1745 mg/L), les concentrations sont significativement plus faibles en hiver (-0.0818 mg/L, $p < 0.001$), et plus élevées au printemps ($+0.269$ mg/L, $p < 0.001$) et en été ($+0.1795$ mg/L, $p < 0.001$).

Les écarts sont importants, particulièrement entre l'hiver et le printemps, avec une augmentation notable des nitrites au printemps. Cela suggère une dynamique saisonnière forte, qui pourrait être influencée par :

- Des variations dans les processus biologiques (diminution de l'activité microbienne en hiver, augmentée au printemps et en été),
- Des changements dans les apports en nutriments, qui sont généralement plus élevés au printemps et en été.

Le modèle inclut une structure de corrélation spatiale sphérique, avec une portée de 276.03 unités, indiquant que les stations situées à moins de cette distance sont fortement corrélées pour leurs concentrations en nitrites. Le nugget (0.1819) suggère que certaines variabilités locales existent à très petite échelle, mais elles restent faibles comparées à la portée de la corrélation.

Concernant la variabilité totale, la composante aléatoire inter-stations (écart-type = 0.0184) est très faible, ce qui signifie que les stations montrent des concentrations en nitrites assez homogènes, tandis que la variabilité résiduelle (écart-type = 0.0753) reste faible, indiquant un bon ajustement du modèle aux données.

Les résidus standardisés varient entre -2.99 et 3.83 , avec une médiane proche de zéro (-0.036), ce qui suggère que le modèle explique bien la variabilité des données, bien que quelques valeurs extrêmes soient présentes.

Le modèle met en évidence une variabilité saisonnière marquée des nitrites, avec des concentrations nettement plus faibles en hiver et significativement plus élevées au printemps et en été. Les différences saisonnières sont accentuées par un effet biologique et environnemental marqué, en particulier pendant les périodes de forte activité biologique et d'entrées accrues de nutriments.

La variabilité spatiale est bien captée par la structure de corrélation sphérique, ce qui indique que les stations proches les unes des autres partagent des caractéristiques similaires. Le modèle est bien ajusté, avec une faible variabilité résiduelle, suggérant que les variables explicatives considérées (saisons, stations) expliquent en grande partie la variabilité des concentrations en nitrites.

2. Interprétation écologique :

L'analyse du Boxplot montre une concentration très faible des nitrites en automne et en hiver, avec une augmentation progressive au printemps et un pic en été. Cette dynamique suggère une intensification de l'ammonification suivie d'une nitrification partielle pendant les saisons chaudes. En été, la hausse des températures favorise la dégradation de la matière organique, entraînant la production d'ammonium, puis sa transformation en nitrites sous des conditions d'oxygénation intermédiaires. Toutefois, la nitrification semble incomplète, probablement en raison de conditions limitantes pour la conversion finale en nitrates, telles qu'un déficit en oxygène ou un pH défavorable.

Sur le plan spatial, les cartes révèlent une homogénéité apparente en automne et en hiver avec des concentrations très faibles dans l'ensemble de la lagune. En revanche, le printemps et l'été montrent une distribution plus contrastée avec des concentrations modérées à élevées dans plusieurs zones, particulièrement vers le centre et le sud de la lagune. Cette répartition peut indiquer une activité bactérienne accrue liée à la charge organique dans les sédiments ou à une stratification thermique limitant le brassage de l'eau.

Les concentrations de nitrites observées en automne et en hiver restent largement inférieures au seuil de bon état fixé par la SEQ-Eau ($0,03$ mg/L), traduisant une qualité de l'eau satisfaisante. Toutefois, au printemps et en été, les valeurs mesurées dans certaines stations dépassent ponctuellement ce seuil et atteignent même la classe "mauvais état" ($>0,06$ mg/L) définie dans

la grille SEQ-Eau. Ces niveaux élevés indiquent un déséquilibre dans le cycle de l'azote, souvent lié à une charge organique excessive et à une nitrification incomplète.

L'accumulation des nitrites, composé intermédiaire toxique, constitue un indicateur de stress pour l'écosystème lagunaire. Leur présence en concentrations élevées témoigne de perturbations biogéochimiques et souligne la nécessité d'une gestion rigoureuse des apports en nutriments dans la lagune El Mellah. Les résultats mettent en évidence une vulnérabilité accrue en période estivale, en lien avec des conditions physico-chimiques moins favorables à la détoxification naturelle de l'azote réduit.

VI.10. Résultats du modèle linéaire mixte pour l'Ammonium

L'ammonium (NH_4^+) constitue la forme réduite de l'azote inorganique et résulte principalement de la dégradation de la matière organique. Il représente une source azotée directement assimilable par le phytoplancton, mais peut également être indicateur de pollution organique en cas d'accumulation. L'analyse à l'aide du modèle linéaire mixte (LME) permet d'explorer la variabilité saisonnière et spatiale de cette variable au sein de la lagune El Mellah. Les résultats issus de cette modélisation sont présentés ci-après, suivis d'une interprétation écologique.

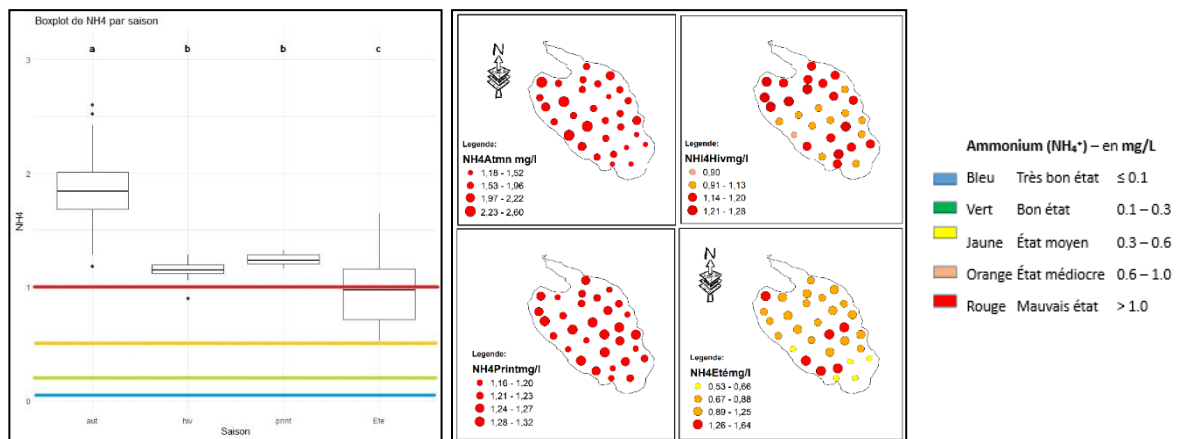


Figure 36. Boxplot comparatif de l'ammonium (NH_4^+) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable NH_4^+ (à droite)

1. Interprétation statistique

Le modèle linéaire mixte (LME) pour l'ammonium révèle un effet saisonnier très significatif sur les concentrations ($F = 91.79$, $p < 0.001$). Comparativement à l'automne (valeur de référence : 1.8404 mg/L), les concentrations d'ammonium sont significativement plus faibles en hiver (-0.6804 mg/L, $p < 0.001$), au printemps (-0.5990 mg/L, $p < 0.001$) et en été (-0.8744 mg/L, $p < 0.001$).

Les écarts entre les saisons sont très marqués, avec des différences particulièrement marquées en été par rapport à l'automne. Ces résultats suggèrent des variations saisonnières liées à des facteurs biologiques et environnementaux qui influencent la concentration d'ammonium :

- Hiver : probablement une baisse d'activité microbienne et d'apports en nutriments.
- Printemps et été : une augmentation de l'activité biologique et des apports externes pouvant contribuer à une réduction de l'ammonium.

Le modèle prend en compte une structure de corrélation spatiale sphérique avec une portée de 993.31 unités, ce qui signifie que les stations situées à moins de cette distance sont fortement corrélées dans leurs concentrations d'ammonium. Le nugget (0.0592), bien que faible, suggère une variabilité résiduelle à très petite échelle, probablement due à des facteurs locaux ou spécifiques.

En termes de variabilité, la composante aléatoire inter-stations (écart-type = 0.0855) est très faible, ce qui indique que les stations présentent des niveaux similaires d'ammonium de base. La variabilité résiduelle (écart-type = 0.2250) reste faible, suggérant que le modèle explique bien la majorité de la variabilité des données.

Les résidus standardisés varient entre -2.52 et 3.15, avec une médiane proche de zéro (0.025), ce qui indique un bon ajustement du modèle aux données, bien que quelques valeurs extrêmes soient présentes.

Le modèle montre un effet saisonnier fort sur les concentrations d'ammonium, avec des niveaux nettement plus faibles en hiver, au printemps et en été par rapport à l'automne. Les différences entre les saisons sont marquées, notamment en été. Ces résultats suggèrent que les conditions environnementales saisonnières, telles que la température, la lumière, et l'activité biologique, jouent un rôle crucial dans la gestion des niveaux d'ammonium.

La variabilité spatiale est bien captée par le modèle avec une portée spatiale large (993.31 unités), ce qui indique que la proximité des stations influence les niveaux d'ammonium. Le modèle explique bien la variabilité des données avec une faible variabilité résiduelle, ce qui montre son bon ajustement.

2. Interprétation écologique :

L'analyse des variations saisonnières de l'ammonium (**Fig. 36**) montre une concentration significativement plus élevée en hiver par rapport aux autres saisons. Cette augmentation hivernale pourrait s'expliquer par le relargage de l'ammonium à partir des sédiments sous l'effet de la minéralisation de la matière organique, combiné à une dilution réduite et à une faible assimilation biologique durant les périodes froides. À l'inverse, les concentrations sont nettement plus faibles au printemps, en été et en automne, traduisant une assimilation plus

active par le phytoplancton et les macrophytes ainsi qu'une meilleure oxygénation de l'eau qui favorise la nitrification de l'ammonium en nitrate.

La distribution spatiale de l'ammonium est hétérogène et montre des zones critiques, notamment dans les secteurs internes de la lagune. En hiver, des concentrations très élevées (>1 mg/L) sont enregistrées dans presque toute la lagune, particulièrement vers le sud, indiquant un relargage massif et/ou une accumulation de matière organique mal dégradée. En été et en automne, bien que les concentrations diminuent globalement, certaines zones restent marquées par des valeurs modérées à élevées, suggérant un apport localisé ou une persistance des conditions favorables à l'accumulation d'azote ammoniacal.

Les concentrations d'ammonium mesurées dépassent fréquemment les seuils définis par la grille SEQ-Eau pour le bon état écologique des eaux de transition. Le seuil de bon état (0,2 mg/L) est largement excédé, notamment en hiver, et les concentrations atteignent souvent les classes de qualité "mauvais" (>1 mg/L), ce qui reflète un risque écologique important. Les recommandations de l'IFREMER, qui fixent également des seuils stricts pour les eaux côtières sensibles à l'eutrophisation, confirment la dégradation ponctuelle de la qualité de l'eau.

L'ensemble des données suggère que l'ammonium suit une dynamique influencée par la dégradation de la matière organique, la température, et l'oxygénation du milieu. La forte hétérogénéité spatiale et les pics saisonniers observés mettent en évidence une vulnérabilité de la lagune à la pollution organique, notamment en période hivernale. Une surveillance renforcée est nécessaire pour identifier les sources potentielles et limiter les risques d'eutrophisation associés à cet excès d'azote réduit.

VI. 11. Résultats du modèle linéaire mixte pour la Silice

La silice (SiO_2), sous forme d'acide silicique dissous, joue un rôle clé dans les écosystèmes aquatiques en tant que nutriment essentiel pour les diatomées, un groupe majeur du phytoplancton. Sa concentration reflète les processus de lessivage du bassin versant, la dynamique hydrologique et la consommation biologique. Le modèle linéaire mixte (LME) permet ici d'analyser les variations saisonnières et spatiales de la silice dissoute dans la lagune El Mellah. Les résultats obtenus sont présentés ci-dessous, accompagnés de leur interprétation écologique.

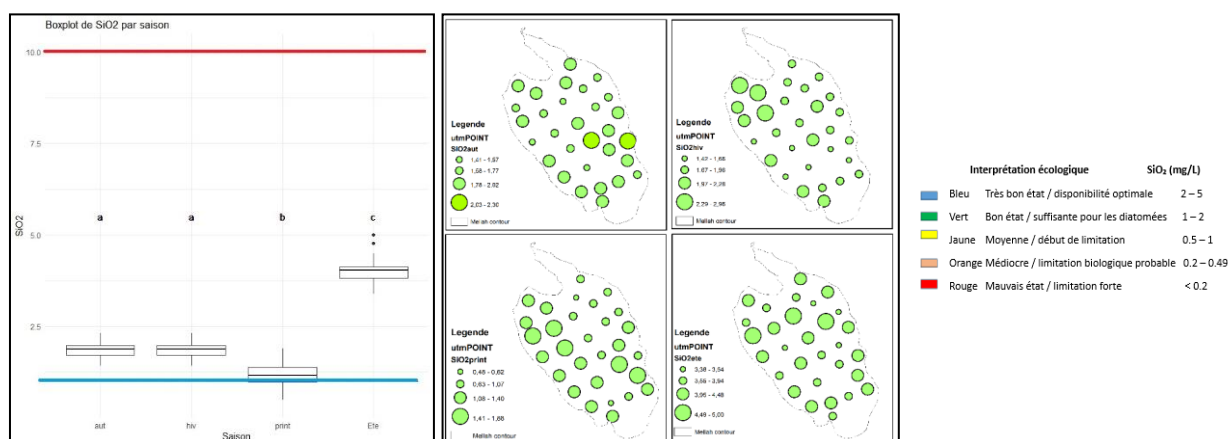


Figure 37. Boxplot comparatif de la silice entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable silice (à droite)

1. Interprétation statistique

L'analyse par modèle linéaire mixte montre que la concentration en silice varie significativement entre les saisons ($F = 619.20$, $p < 0.001$). Comparée à l'automne (valeur de référence : 1.8452), la concentration est significativement plus faible au printemps (-0.672 , $p < 0.001$) et plus élevée en été ($+2.182$, $p < 0.001$). En revanche, aucune différence significative n'a été observée entre l'hiver et l'automne ($p = 0.9987$). Ces résultats suggèrent que la silice est moins disponible au printemps, peut-être en raison de processus de dilution ou de consommations biologiques accrues, tandis que l'été connaît des concentrations accrues, probablement liées à des apports externes ou à des conditions plus favorables à son accumulation.

La structure de corrélation spatiale sphérique présente une portée de 468.20 unités, ce qui indique une autocorrélation des concentrations en silice à courte distance. Le nugget, très proche de zéro ($3.58e-07$), révèle une absence de variabilité significative à très petite échelle, suggérant une bonne homogénéité spatiale des mesures.

En termes de variabilité totale, la composante entre stations (écart-type = $7.17e-25$) est négligeable par rapport à la variabilité résiduelle (écart-type = 0.2790). Cela indique que les différences entre stations sont très faibles, tandis que la variabilité résiduelle reflète d'autres facteurs influençant les niveaux de silice.

Les résidus standardisés, variant entre -2.48 et 3.49 , avec une médiane proche de zéro (0.017), indiquent que le modèle est bien ajusté, bien que quelques valeurs extrêmes soient présentes.

Le modèle met en évidence des différences significatives de concentration en silice entre les saisons, avec des niveaux plus faibles au printemps et plus élevés en été par rapport à l'automne. L'hiver ne présente pas de différence significative par rapport à l'automne. Les résultats confirment l'importance de la saisonnalité dans la dynamique de la silice et soulignent la faible variabilité spatiale entre les stations. Ces résultats suggèrent que les facteurs saisonniers sont les principaux moteurs de la variation des concentrations en silice, avec des écarts importants entre certaines saisons.

2. Interprétation écologique :

Le Boxplot indique une variation saisonnière notable des concentrations en silice dissoute. Les niveaux les plus faibles sont observés au printemps, suggérant une assimilation biologique accrue, probablement par le phytoplancton, en particulier les diatomées qui utilisent la silice pour former leurs frustules. En été, les concentrations augmentent légèrement, ce qui pourrait refléter une réduction de la consommation biologique ou un relargage des sédiments (**Fig. 37**). En automne et en hiver, les valeurs moyennes de silice sont plus élevées. Cette tendance peut s'expliquer par un apport accru en silice d'origine continentale via le ruissellement ou les écoulements des bassins versants, notamment après les pluies automnales ou hivernales. Par ailleurs, les faibles températures de ces saisons ralentissent l'activité biologique, favorisant l'accumulation de silice non consommée.

Sur le plan spatial, la distribution est relativement homogène mais avec des concentrations plus marquées dans les zones d'entrée d'eau douce ou proches des exutoires continentaux, notamment en automne et en hiver. En revanche, au printemps, les concentrations sont plus faibles et plus uniformes, ce qui confirme l'activité biologique saisonnière influente.

La silice ne fait généralement pas l'objet de seuils réglementaires stricts comme d'autres nutriments (azote, phosphore). Toutefois, son rôle écologique est essentiel, notamment pour le développement des diatomées. Les niveaux mesurés restent compatibles avec un bon état écologique, tant qu'ils soutiennent la croissance de communautés phytoplanctoniques équilibrées.

Une baisse prolongée de la silice au printemps peut, si elle se conjugue à des excès en azote et phosphore, favoriser le développement de phytoplancton non siliceux, parfois problématique (ex. blooms d'algues nuisibles). Ainsi, bien que non toxique en soi, la dynamique de la silice doit être surveillée dans le cadre d'une évaluation globale de l'eutrophisation.

VI. 12. Résultats du modèle linéaire mixte pour la Chlorophylle a

La chlorophylle a est un indicateur clé de la biomasse phytoplanctonique et constitue un paramètre central dans l'évaluation de la qualité biologique de l'eau. Elle reflète directement la productivité primaire et est influencée par les apports en nutriments, la lumière, la température et les conditions hydrodynamiques. L'analyse des résultats issus du modèle linéaire mixte (LME) permet de caractériser les variations spatio-temporelles de la chlorophylle a dans la lagune El Mellah. Ces résultats sont présentés ci-après, accompagnés de leur interprétation écologique.

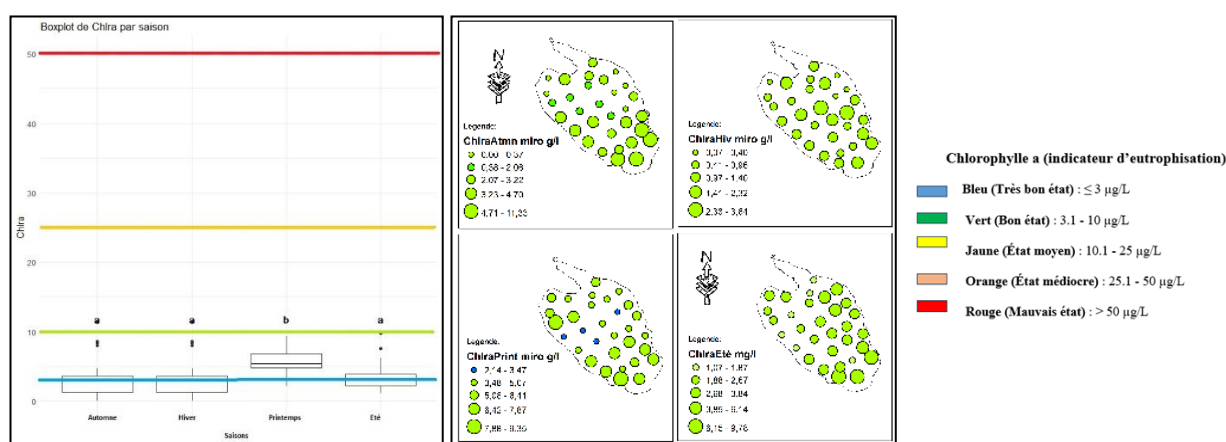


Figure 38. Boxplot comparatif de chlorophylle a (chl a) entre saisons par rapport aux normes (à gauche). Répartition spatiale de la variable chl a (à droite)

1. Interprétation statistique

L'analyse par modèle linéaire mixte révèle que la concentration en chlorophylle a varie significativement selon les saisons ($F = 19.99$, $p < 0.001$). Comparée à l'automne (valeur de référence : 3.098), la concentration est significativement plus élevée au printemps (+2.459, $p < 0.001$). En revanche, aucune différence significative n'a été observée entre l'hiver et l'automne ($p = 1.000$) ni entre l'été et l'automne ($p = 0.2521$). Ces résultats suggèrent une période de croissance accrue de la chlorophylle a au printemps, possiblement en raison de conditions environnementales favorables à la production primaire, comme l'ensoleillement accru et la température plus favorable à la photosynthèse.

La structure de corrélation spatiale sphérique présente une portée de 317.03 unités, indiquant une autocorrélation des concentrations en chlorophylle a à courte distance. Le nugget, proche de 1 (0.9999968), révèle une variabilité importante à très petite échelle, ce qui suggère une hétérogénéité fine dans les niveaux de chlorophylle a, possiblement liée à des variations locales dans les conditions hydrologiques ou la composition de la biomasse.

En termes de variabilité totale, la composante entre stations (écart-type = 1.8139) est notablement plus élevée que la variabilité résiduelle (écart-type = 1.4639). Cela reflète une hétérogénéité spatiale substantielle, indiquant que les différences entre stations sont plus marquées que celles dues à des facteurs non modélisés.

Les résidus standardisés, allant de -2.45 à 2.46 , avec une médiane proche de zéro (-0.032), confirment un bon ajustement du modèle, bien que quelques valeurs extrêmes soient présentes.

Le modèle met en évidence une variation significative des concentrations de chlorophylle *a* en fonction des saisons, avec des niveaux nettement plus élevés au printemps par rapport à l'automne. L'absence de différences significatives entre l'hiver, l'été et l'automne suggère une faible variabilité saisonnière en dehors de la période printanière. La structure spatiale est bien capturée, avec une autocorrélation à courte distance, et la variabilité entre stations reste substantielle. Ces résultats soulignent l'importance de la saisonnalité dans la dynamique de la chlorophylle *a* et la nécessité de considérer les variations spatiales pour une gestion optimale des écosystèmes aquatiques.

2. Interprétation écologique :

L'analyse des cartes de distribution saisonnière de la chlorophylle *a* a montré des concentrations globalement faibles tout au long de l'année, avec une variabilité modérée selon les saisons (**Fig. 38**). En hiver, les valeurs sont particulièrement basses et homogènes sur l'ensemble de la lagune, ce qui traduit une activité phytoplanctonique réduite, probablement en lien avec les faibles températures, la diminution de la lumière et la dilution par les apports d'eau douce.

Le printemps et l'été maintiennent des concentrations légèrement plus élevées, suggérant une reprise progressive de la production primaire, stimulée par l'augmentation de la température et de la lumière. En automne, une légère hausse est observée dans certaines zones internes de la lagune, ce qui pourrait être lié à une accumulation temporaire de nutriments suite à la décomposition de la matière organique estivale, combinée à des conditions hydrodynamiques plus stables qui favorisent le développement du phytoplancton.

La distribution spatiale reste globalement homogène à toutes les saisons, bien que des points ponctuels présentent des teneurs légèrement plus élevées en automne. Cette situation suggère un équilibre écologique relativement stable, sans zones de prolifération excessive, ce qui reflète une bonne maîtrise des apports nutritifs et une faible pression anthropique sur le milieu.

Les concentrations mesurées restent largement en dessous des seuils définis par la grille SEQ-Eau, où le bon état écologique est fixé à $10 \mu\text{g/L}$ et le très bon état à moins de $3 \mu\text{g/L}$. La quasi-

totalité des mesures de la lagune El Mellah se situe dans cette dernière catégorie, indiquant un état trophique très bon. Les recommandations de l'IFREMER, qui considèrent la chlorophylle a comme un indicateur sensible de l'eutrophisation dans les milieux côtiers et de transition, confirment ce diagnostic. L'absence de pics de concentration importants et la faible variabilité saisonnière témoignent d'un bon fonctionnement de l'écosystème lagunaire.

VI. 13. Discussion des résultats du modèle linéaire mixte appliqué aux variables physico-chimiques dans la lagune El Mellah

L'analyse par modèle linéaire mixte des paramètres physico-chimiques mesurés dans la lagune El Mellah révèle des variations saisonnières significatives pour l'ensemble des variables étudiées. Cette variabilité reflète le fonctionnement typique des écosystèmes lagunaires méditerranéens, soumis à des influences combinées du climat, des apports d'eau douce, de l'évaporation estivale et d'une connectivité plus ou moins fluctuante avec le milieu marin.

1. Température

Dans la lagune El Mellah, la température de l'eau présente une forte amplitude saisonnière, avec des minima hivernaux autour de 11–12 °C et des maxima estivaux dépassant fréquemment les 28 °C. Ces variations ont été confirmées par plusieurs études antérieures. Draredja (2007) a mis en évidence une élévation estivale nette, particulièrement dans les zones peu profondes, en lien avec l'ensoleillement intense et le confinement hydrologique, notamment en période de fermeture partielle du chenal. Cette tendance est également décrite par Semroud (1983), qui note un réchauffement rapide dès le printemps, favorisé par la faible profondeur moyenne de la lagune et la faible turbidité des eaux. Boudiaf et al. (2016) ont confirmé cette dynamique en relevant des températures maximales avoisinant 29 °C dans les zones les plus confinées, soulignant l'impact direct du rayonnement solaire et de la stagnation estivale sur l'élévation thermique.

Des tendances similaires sont observées dans d'autres lagunes méditerranéennes : par exemple, la lagune de Thau (Fiandrino et al., 2012) connaît une stratification thermique prononcée en été, de même que celle de Nador (Sabouni et al., 2013), où les eaux de surface peuvent dépasser 30 °C. Cette élévation thermique, commune aux systèmes lagunaires peu profonds, entraîne des effets en cascade : stimulation de la productivité phytoplanctonique, accroissement de l'activité microbienne, et risque accru d'hypoxie, notamment dans les zones peu brassées.

2. pH

Les valeurs de pH observées dans la lagune El Mellah traduisent un milieu modérément à fortement alcalin, avec des hausses marquées durant l'été. Ce comportement a été déjà signalé dans plusieurs études menées sur la même lagune. Ainsi, Draredja (2007) rapporte des valeurs de pH oscillant entre 7,5 et 8,9, avec des pics estivaux attribués à une photosynthèse intense et à un faible brassage, notamment dans les stations les plus confinées. De même, Touati et al. (2021) ont observé une tendance à l'alcalinisation pendant les périodes chaudes, confirmant le rôle du confinement hydrologique et de la productivité primaire dans cette dynamique.

Ce schéma saisonnier est également corroboré par les observations de Semroud (1983), qui souligne une alcalinité plus élevée en été et une légère baisse au printemps, probablement liée à une augmentation des eaux de ruissellement, au brassage vertical et à la reprise progressive de l'activité planctonique.

Des dynamiques similaires ont été rapportées dans d'autres lagunes méditerranéennes, telles que Ghar El Melh (Béjaoui et al., 2008), où le pH augmente sous l'effet d'une forte activité photosynthétique estivale, et la lagune de Venise (Bianchi et al., 2004), où les variations de pH sont étroitement corrélées à la biomasse phytoplanctonique.

Sur le plan écologique, un pH élevé ($> 8,5$) peut avoir des répercussions notables sur la chimie des nutriments : il favorise la précipitation des phosphates, modifie l'équilibre de l'ammonium vers la forme libre NH_3 (toxique), et engendre un stress physiologique, particulièrement chez les stades juvéniles des organismes aquatiques (Camargo & Alonso, 2006).

3. Conductivité électrique

Dans la lagune El Mellah, les valeurs de conductivité présentent une variation saisonnière marquée, avec des minima en hiver (inférieurs à $3000 \mu\text{S}/\text{cm}$) dus à la dilution par les précipitations et les apports d'eau douce, et des maxima atteignant voire dépassant $4000 \mu\text{S}/\text{cm}$ en été et en automne. Ces dynamiques ont été bien décrites par Draredja (2007), qui attribue ces pics à l'évaporation intense durant les mois chauds, conjuguée à des intrusions marines via le chenal lors des phases de flot. Il souligne également que cette élévation de la conductivité est plus marquée dans les stations proches du chenal ou dans les zones peu profondes et confinées. De même, Semroud (1983) a rapporté des variations spatiales de conductivité dans la lagune El Mellah, en lien direct avec les gradients de salinité, l'influence marine, et la pluviométrie saisonnière. Ces observations sont cohérentes avec celles d'Ounissi et al. (2002), qui ont montré que les échanges hydrodynamiques tidaux modulent fortement la conductivité à l'échelle intra-lagunaire.

A l'échelle méditerranéenne, des dynamiques similaires ont été documentées dans la lagune de Mar Menor (Menéndez et al., 2002), où les valeurs de conductivité augmentent également durant l'été, atteignant des seuils supérieurs à $5000 \mu\text{S}/\text{cm}$. Cette élévation est couramment interprétée comme un indicateur d'enrichissement en ions dissous (Na^+ , Cl^- , Mg^{2+} ...), qui peut avoir des conséquences écologiques importantes : altération de la biodisponibilité des nutriments, dominance d'espèces halotolérantes (phytoplancton et bactéries), et déséquilibres dans la chaîne trophique.

4. Salinité

Dans la lagune El Mellah, la salinité suit une dynamique saisonnière parallèle à celle de la

conductivité, avec des valeurs minimales enregistrées au printemps (en dessous de 20 PSU dans certaines stations) en raison de l'apport d'eaux douces, et des pics estivaux dépassant fréquemment les 30 PSU. Cette évolution est confirmée par les travaux de Draredja (2007), qui souligne le rôle majeur de l'évaporation estivale combinée à un confinement hydrologique accentué par l'envasement du chenal, réduisant l'influence marine directe. Ce phénomène est également bien documenté par Ounissi et al. (2002), qui ont observé une salinité fortement dépendante des conditions de marée et du débit d'eau douce.

Semroud (1983) rapporte aussi des gradients spatiaux de salinité dans la lagune Mellah, allant d'environ 19 PSU dans les zones centrales au printemps à plus de 30–32 PSU en bordure du chenal durant l'été. Ces données illustrent bien le régime estuarien inversé caractéristique de la lagune El Mellah en période estivale sèche et peu connectée à la mer.

Ce type de fonctionnement n'est pas propre à El Mellah. Des schémas similaires ont été observés dans d'autres lagunes méditerranéennes, telles que celles de Salses-Leucate (Souchu et al., 2000), Cabras, et Orbetello, où le déficit hydrique estival et le confinement spatial induisent une hausse marquée de la salinité. Sur le plan écologique, ces fluctuations osmotiques influencent fortement la structure des communautés biologiques : elles favorisent les organismes euryhalins, tolérants à de larges amplitudes de salinités. Cela peut notamment affecter la reproduction, la distribution et la composition spécifique du phytoplancton, du zooplancton et de la macrofaune benthique.

5. Oxygène dissous

Dans la lagune El Mellah, les concentrations d'oxygène dissous montrent une nette diminution à partir du printemps, atteignant parfois des niveaux critiques inférieurs à 4 mg/L en été. Cette tendance a été soulignée dans les travaux de Draredja (2007), qui met en évidence une hypoxie estivale marquée dans les zones centrales de la lagune, en lien avec une stratification thermique prononcée, une activité microbienne accrue et la décomposition de la biomasse planctonique. Ce phénomène est particulièrement notable dans les stations les plus profondes ou mal brassées, où la stagnation des eaux limite le renouvellement en oxygène.

De même, Semroud (1983) avait déjà signalé une chute saisonnière de l'oxygène, associée à une productivité primaire élevée suivie d'une dégradation de la matière organique, en particulier durant les mois d'été secs et chauds. Ounissi et al. (2002) ont également observé une variabilité spatiale significative, avec des concentrations plus faibles dans les secteurs où le renouvellement hydrique est restreint.

A l'échelle méditerranéenne, ces dynamiques sont bien connues et largement documentées. Par exemple, dans la lagune de Bizerte, Romdhane et al. (2006) ont montré que la stratification estivale, combinée à la charge organique, conduit fréquemment à des conditions anoxiques dans les fonds. Ce déficit en oxygène a des conséquences écologiques importantes : il perturbe les processus biogéochimiques (comme la dénitrification ou le relargage des phosphates contenus dans les sédiments) et met en péril la survie des espèces benthiques sensibles, notamment les mollusques filtreurs et les polychètes sténooxybiontes.

6. Nutriments (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SiO_2)

Dans la lagune El Mellah, les concentrations en nutriments inorganiques présentent des variations saisonnières prononcées, en réponse aux interactions entre apports continentaux, activité biologique et dynamique sédimentaire.

Les nitrates montrent une hausse au printemps et en été, probablement en lien avec la minéralisation post-hivernale de la matière organique et les apports terrigènes. Cette accumulation n'est que partiellement absorbée par le phytoplancton, ce qui peut favoriser la saturation de l'azote dans les eaux de surface. Des observations similaires ont été rapportées dans les lagunes de Marano-Grado (Tomasino et al., 2019) et Nador (Sabouni et al., 2013).

Les nitrites (NO_2^-) suivent une dynamique comparable à celle des nitrates, suggérant une nitrification incomplète, un phénomène fréquent dans les milieux pauvres en oxygène. Cette accumulation est particulièrement marquée durant l'été, lorsque la stratification thermique limite les échanges verticaux d'oxygène, et que le confinement hydrologique favorise une stagnation des masses d'eau. Ce déséquilibre du cycle de l'azote a été rapporté dans les travaux de Draredja (2007), Djabourabi (2014) et plus récemment par Bensafia et al. (2020), notamment dans les stations internes peu brassées de la lagune.

L'ammonium atteint ses maxima à l'automne, conséquence probable de la décomposition de la biomasse estivale et des conditions anoxiques propices à l'ammonification (Souchu et al., 2000). Ce composé peut constituer une source azotée efficace pour le phytoplancton, mais devient toxique sous forme d'ammoniac libre à pH élevé (Camargo & Alonso, 2006).

Les phosphates présentent une augmentation en automne, traduisant un relargage sédimentaire post-estival ou la reminéralisation de la matière organique. Cette évolution est en cohérence avec les observations dans d'autres lagunes comme Ghar El Melh (Béjaoui et al., 2008) ou Thau (Souchu et al., 2000). Cette accumulation phosphatée, conjuguée à des niveaux élevés d'azote, peut déséquilibrer le rapport N/P et favoriser des espèces opportunistes, voire toxiques.

La silice dissoute diminue nettement au printemps, reflétant l'intense activité des diatomées, principales utilisatrices de cet élément, avant de remonter en été par reminéralisation des dépôts biogènes. Cette dynamique a été décrite dans les lagunes de Marano-Grado (Tomasino et al., 2019) et Orbetello (Bernardi Aubry et al., 2006). La disponibilité en silice régule la succession phytoplanctonique et, en cas de carence, peut entraîner une prolifération de cyanobactéries ou chlorophycées, au détriment des diatomées.

Ces résultats indiquent que la distribution des nutriments dans la lagune est fortement conditionnée par les cycles saisonniers, les apports continentaux, l'activité biologique et les échanges avec les sédiments. Cette dynamique est typique des lagunes méditerranéennes (Basset et al., 2006 ; Karydis & Kitsiou, 2012). Toutefois, les niveaux de nutriments mesurés, en particulier en automne, suggèrent une accumulation préoccupante, susceptible d'augmenter le risque d'eutrophisation, en particulier en cas de renouvellement hydrique limité.

7. Chlorophylle *a*

La chlorophylle *a* constitué un indicateur de référence pour l'évaluation de la biomasse phytoplanctonique et, plus largement, du niveau trophique des écosystèmes aquatiques. Dans la lagune El Mellah, les concentrations observées au cours de cette étude sont restées relativement faibles tout au long de l'année, avec une variabilité saisonnière modérée. Cette stabilité suggère un fonctionnement écologique maîtrisé, éloigné des dynamiques perturbées que l'on retrouve dans les systèmes soumis à une forte pression anthropique.

Les valeurs hivernales, faibles et homogènes, traduisent une activité phytoplanctonique réduite, typique des conditions défavorables (faibles températures, lumière limitée, dilution par les apports d'eau douce). Ce profil est comparable à celui observé dans d'autres lagunes méditerranéennes à faible trophie, comme celles de Thau (Souchu et al., 2000) ou de Ghar El Melh (Béjaoui et al., 2008), où les périodes hivernales sont associées à un ralentissement du métabolisme primaire.

Au printemps et en été, une légère augmentation de la chlorophylle *a* a été constatée, indiquant une reprise de la production primaire sous l'effet de conditions environnementales plus favorables. Ces résultats rejoignent ceux de Draredja (2007) et Djabourabi (2014), qui décrivent une élévation printanière modérée de la chlorophylle *a* dans la lagune El Mellah, corrélée à une disponibilité accrue en nitrates et en silice, ainsi qu'à une dominance temporaire des diatomées centriques. Toutefois, cette reprise reste modérée comparée aux lagunes plus eutrophes comme celle de Bizerte (Romdhane et al., 2006), où les blooms printaniers sont plus marqués.

En automne, les données montrent une légère hausse localisée dans certaines stations internes. Cette élévation pourrait être liée à une reminéralisation de la matière organique accumulée durant l'été, mais aussi à une stabilisation hydrologique favorisant l'accumulation de nutriments dans les zones peu brassées. Ce type de réponse a également été décrit dans les lagunes d'Orbetello (Bernardi Aubry et al., 2006) et de Marano-Grado (Tomasino et al., 2019), où des enrichissements ponctuels en automne traduisent une réactivation transitoire de la production primaire.

D'un point de vue spatial, la faible hétérogénéité des concentrations de chlorophylle a témoigne d'une bonne homogénéisation des masses d'eau et de l'absence de foyers de prolifération anormale. Ce constat est cohérent avec la faible pression anthropique qui caractérise cette lagune protégée, intégrée au Parc National d'El Kala, et contraste avec la situation de lagunes soumises à une urbanisation ou à des rejets agricoles directs.

L'absence de pics anormaux, couplée à la faible variabilité saisonnière, confirme l'absence de dysfonctionnement trophique et une résilience écologique satisfaisante.

CHAPITRE VII. Structure spatiale des paramètres physico-chimiques

La caractérisation de la structure spatiale d'un paramètre environnemental repose sur l'évaluation de l'autocorrélation spatiale à l'aide de l'indice de Moran, permettant de tester l'hypothèse d'une organisation non aléatoire des données dans l'espace. Cette analyse est complétée par l'interprétation des variogrammes expérimentaux, qui fournissent des informations essentielles sur la portée (distance maximale d'autocorrélation), le palier (niveau de variance maximale atteinte) et l'effet pépité (variabilité non expliquée à très courte distance), décrivant ainsi la structure spatiale fine de la variable étudiée.

VII.1 Structure spatiale de la Température

1. Autocorrélation spatiale (Indice de Moran)

L'analyse des diagrammes de Moran (**Fig. 39**) révèle une autocorrélation spatiale positive et statistiquement significative pour toutes les saisons. Les températures ne se distribuent pas aléatoirement mais forment des structures spatiales cohérentes où les valeurs similaires se regroupent.

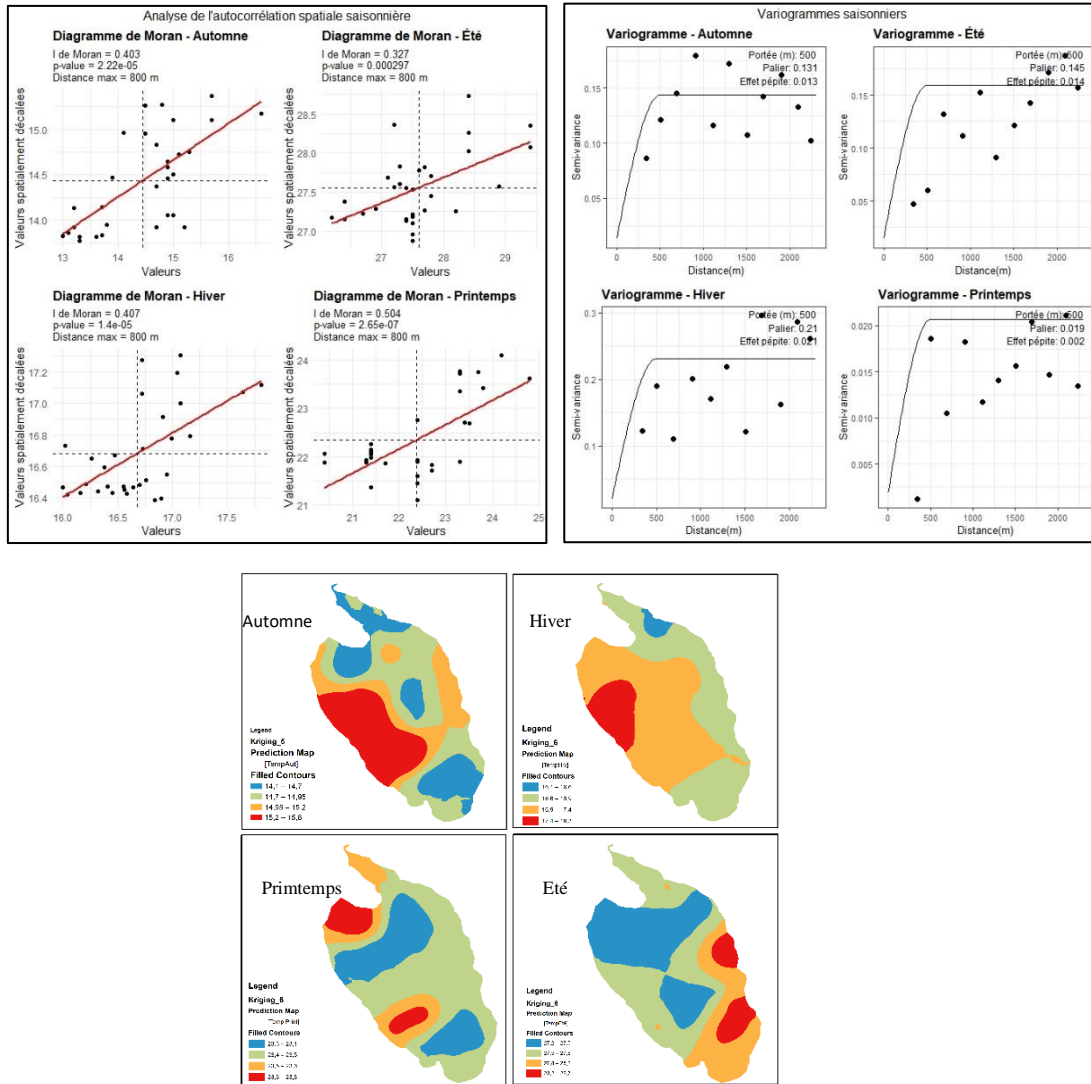


Figure 39. Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour la Température

Le printemps présente la structure spatiale la plus forte ($I = 0,504$) avec une amplitude thermique marquée ($21-25^{\circ}\text{C}$). Cette saison montre clairement des zones "chaudes" et "froides" bien délimitées dans l'espace, formant une mosaïque thermique très organisée.

L'hiver et l'automne montrent des niveaux d'autocorrélation similaires ($I = 0,407$ et $I = 0,403$) malgré des régimes thermiques différents. En hiver, cette structuration est remarquable car elle persiste même avec une faible amplitude thermique ($16-17,5^{\circ}\text{C}$), suggérant des microclimats stables.

L'été présente l'autocorrélation la plus faible ($I = 0,327$) tout en restant significative. Cette relative désorganisation pourrait résulter de perturbations locales plus intenses (convection, brises) qui brouillent les gradients thermiques régionaux.

Toutes les saisons montrent une distance maximale d'autocorrélation identique (800 m), indiquant que les structures thermiques opèrent à la même échelle spatiale tout au long de l'année.

La forte significativité des indices (p-values entre $2,65e-07$ et $0,000297$) confirme la robustesse de ces structures spatiales. Les températures élevées tendent à s'entourer de températures élevées (quadrant I) et les températures basses s'entourent de températures basses (quadrant III), créant des zones thermiquement homogènes.

Ces résultats démontrent l'importance de considérer l'autocorrélation spatiale dans l'analyse et la modélisation des températures, particulièrement pour les études microclimatiques et les évaluations d'impact environnemental.

2. Analyse des Variogrammes saisonniers de la température

La Figure 39 illustre les quatre variogrammes saisonniers obtenus pour la température, révélant une structure spatiale commune à toutes les saisons, bien que l'intensité de la variabilité présente des différences notables.

Deux caractéristiques structurelles constantes émergent de cette analyse : la portée est identique (500 m) pour toutes les saisons, ce qui indique que les processus thermiques opèrent à une échelle spatiale fixe tout au long de l'année ; de plus, l'effet pépité représente systématiquement environ 10 % du palier, traduisant une part stable de variabilité non structurée ou liée à des phénomènes se manifestant à une micro-échelle.

En hiver, le variogramme montre le palier le plus élevé (0,21), indiquant une variabilité thermique maximale durant cette période. L'effet pépité (0,021), bien que proportionnel au palier, reste modéré. Cette forte variabilité hivernale peut être attribuée à des masses d'eau de températures différentes en cours de mélange ou à des apports externes variables, tels que des entrées d'eau douce ou des échanges avec la mer.

Les saisons **d'automne et d'été** se caractérisent par des paliers intermédiaires et relativement similaires (0,131 et 0,145 respectivement). Cette proximité suggère la présence de processus de transition comparables entre les extrêmes saisonniers. La légère augmentation du palier observée en été pourrait refléter l'existence de gradients thermiques locaux, induits notamment par un ensoleillement différentiel entre les différentes zones de la lagune.

Enfin, **le printemps** présente un palier très faible (0,019), révélant une homogénéité thermique remarquable. Cette uniformité printanière pourrait correspondre à une phase d'équilibre thermique, consécutive à l'homogénéisation hivernale et précédant l'établissement des gradients estivaux.

VII. 2. Structure spatiale du pH

1. Autocorrélation spatiale (Indice de Moran)

L'examen des diagrammes de Moran pour le pH révèle des patterns d'autocorrélation spatiale distincts selon les saisons, traduisant des dynamiques biogéochimiques variables au cours de l'année (Fig. 40)

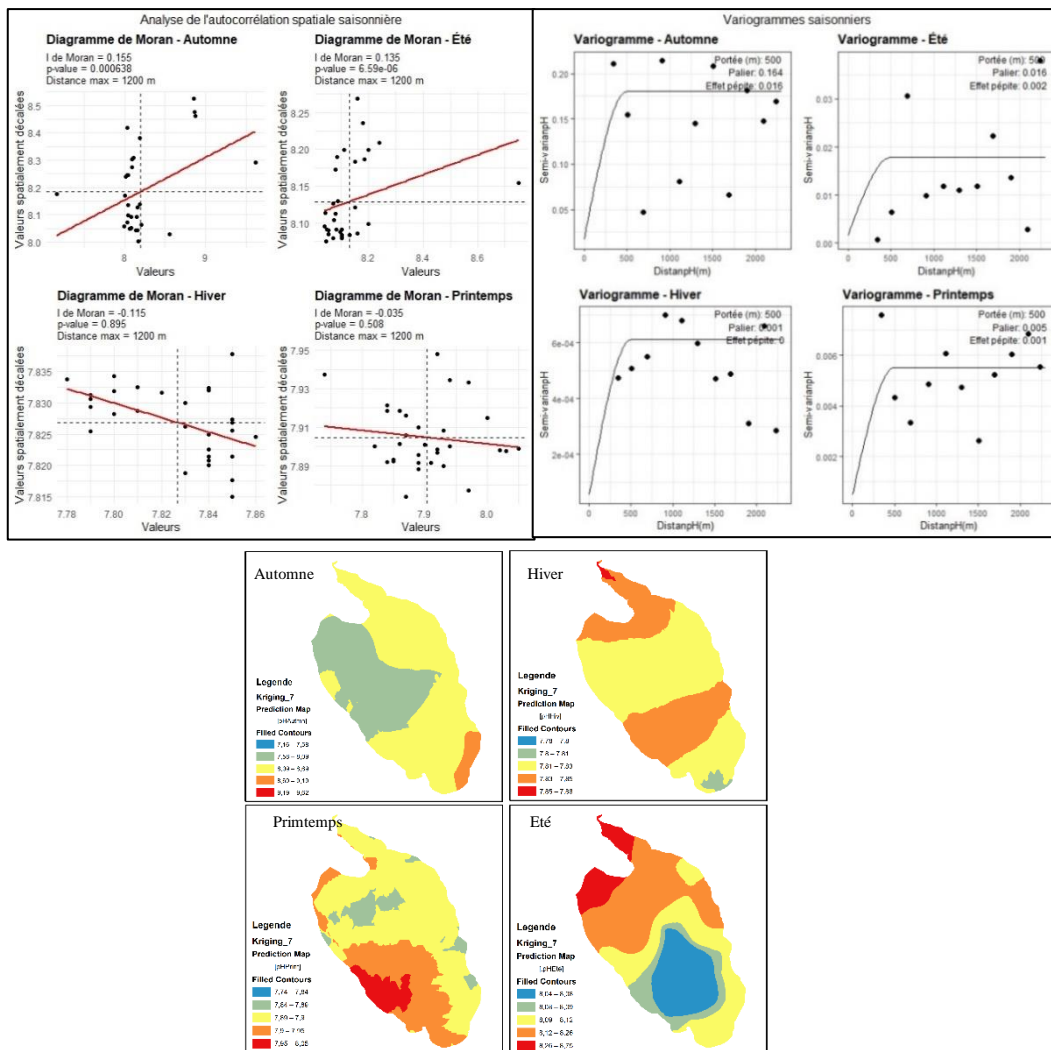


Figure 40. Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour le pH

L'automne présente l'autocorrélation spatiale la plus forte ($I = 0,485$) avec une significativité élevée ($p\text{-value} = 3,14e-06$). La concentration des points dans les quadrants I et III indique une structure spatiale très organisée où les zones à pH similaires forment des ensembles cohérents. Cette structuration marquée pourrait refléter l'influence des processus de décomposition de matière organique qui créent des zones de pH contrastées mais spatialement cohérentes.

Le printemps montre une autocorrélation spatiale modérée ($I = 0,347$, $p\text{-value} = 0,00023$) avec une distribution moins concentrée des points. L'amplitude des valeurs de pH (6,8-7,5) reste limitée mais la structuration spatiale demeure significative, probablement liée à la reprise progressive de l'activité biologique créant des gradients de pH plus diffus qu'en automne.

L'été affiche l'autocorrélation spatiale la plus faible tout en restant significative ($I = 0,315$, $p\text{-value} = 0,00119$). Cette relative désorganisation spatiale, malgré des valeurs de pH contrastées (6,5-8,0), suggère que des processus locaux intenses (photosynthèse, respiration) créent une mosaïque plus complexe et moins prévisible de conditions de pH.

L'hiver présente une situation intermédiaire ($I = 0,372$, $p\text{-value} = 7,85e-05$) avec une autocorrélation significative mais moins organisée qu'en automne. La gamme réduite des valeurs de pH (7,0-7,4) reflète l'homogénéisation des conditions chimiques durant cette saison, tout en maintenant une structure spatiale cohérente.

La distance maximale d'analyse (800 m) reste constante pour toutes les saisons, permettant une comparaison directe de l'intensité des structures spatiales. La variation saisonnière de l'indice de Moran pour le pH, avec un maximum en automne et un minimum en été, illustre comment les processus biologiques et chimiques modifient l'organisation spatiale de cette variable clé des écosystèmes aquatiques.

2. Analyse des variogrammes saisonniers du pH

La Figure 40 présente les quatre variogrammes saisonniers de la variable pH, révélant des variations marquées dans l'amplitude de la variabilité selon les saisons.

Une caractéristique structurelle commune se dégage à travers l'ensemble des saisons : la portée est identique à 500 m, ce qui suggère que les processus régissant la distribution du pH opèrent à une même échelle spatiale tout au long de l'année. De plus, l'effet pépité est généralement proportionnel au palier, représentant environ 10 % de celui-ci, ce qui indique une part constante de variabilité non structurée.

En automne, le palier atteint sa valeur maximale (0,164), traduisant une forte hétérogénéité spatiale du pH. Cette variabilité automnale pourrait refléter l'intensité des processus biogéochimiques en lien avec la décomposition de la matière organique produite durant la saison estivale précédente.

En été, le palier est modéré (0,018), nettement inférieur à celui de l'automne, ce qui suggère une certaine stabilité dans les mécanismes influençant le pH. Cette relative homogénéité peut

résulter d'un équilibre temporaire entre les apports et les transformations chimiques au sein de l'eau lagunaire.

Au printemps, le palier reste faible (0,005), traduisant une homogénéité spatiale relative. Cette configuration peut correspondre à une phase de transition équilibrée, marquant la reprise progressive de l'activité biologique sans créer encore de fortes disparités chimiques.

En hiver, le palier atteint un minimum (0,001), indiquant une homogénéité remarquable du pH. L'absence d'effet pépité suggère une cohérence spatiale complète de cette variable. Cette uniformité hivernale pourrait s'expliquer par la baisse généralisée des processus biologiques et chimiques influençant le pH, en raison des conditions environnementales plus stables et du ralentissement de l'activité métabolique.

VII.3. Structure spatiale de l'Oxygène Dissous (DO)

1. Autocorrélation spatiale (Indice de Moran)

L'examen des diagrammes de Moran révèle une autocorrélation spatiale variable de l'oxygène dissous selon les saisons, avec des structures spatiales allant de fortes à quasiment absentes (**Fig. 41**).

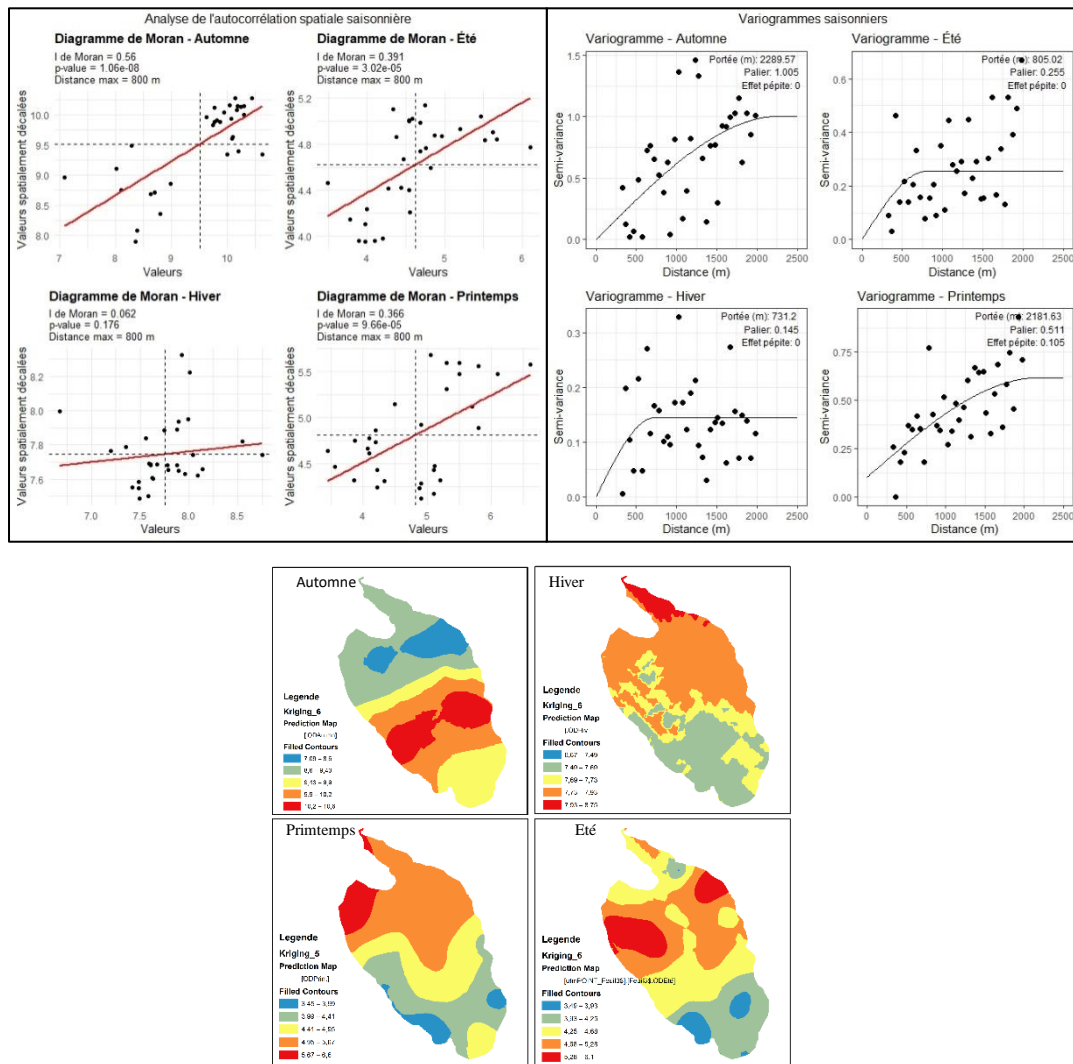


Figure 41. Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour l' Oxygène Dissous

L'automne présente l'autocorrélation spatiale la plus forte ($I = 0,56$) avec une significativité maximale ($p\text{-value} = 1,06e-08$). La concentration marquée des points dans les quadrants I et III indique une structure spatiale très organisée où les zones à forte et faible teneur en oxygène forment des ensembles cohérents et distincts. Les valeurs (7-10 unités) montrent une amplitude importante reflétant probablement des processus de réoxygénation post-estivale variables selon les zones.

L'été montre une autocorrélation spatiale modérée mais significative ($I = 0,391$, $p\text{-value} = 3,02e-05$). La dispersion plus importante des points autour de la droite de régression suggère une structure moins forte qu'en automne, avec des concentrations plus basses (4-6 unités) typiques de la période estivale où la solubilité de l'oxygène diminue avec la température.

Le printemps affiche une autocorrélation similaire à l'été ($I = 0,366$, $p\text{-value} = 9,66e-05$) avec une structure spatiale bien définie. Les valeurs d'oxygène dissous sont comparables à celles de l'été (4-6 unités), suggérant des conditions similaires mais avec une organisation spatiale légèrement différente.

L'hiver constitue l'exception avec une autocorrélation quasi nulle ($I = 0,062$) et non significative ($p\text{-value} = 0,176$). La dispersion aléatoire des points indique l'absence de structure spatiale cohérente. Cette homogénéité de l'oxygène dissous en hiver (7-8,5 unités) pourrait s'expliquer par un brassage plus complet des masses d'eau et une demande biologique en oxygène réduite.

La constance de la distance maximale d'analyse (800 m) permet une comparaison directe entre saisons, révélant que les structures spatiales de l'oxygène dissous sont fortement dépendantes des conditions saisonnières, avec un gradient allant d'une forte organisation spatiale en automne à une distribution quasi aléatoire en hiver.

Ces résultats soulignent l'importance d'adapter les stratégies d'échantillonnage aux structures spatiales spécifiques à chaque saison pour une caractérisation optimale de la distribution de l'oxygène dissous dans les écosystèmes aquatiques.

2. Analyse des Variogrammes saisonniers de l' Oxygène dissous (DO)

La **Figure 39** présente les quatre variogrammes saisonniers pour la variable oxygène dissous, révélant des structures spatiales distinctes selon les saisons, marquées par des différences notables en termes de portée, de palier et d'effet pépité.

Une structure spatiale fortement contrastée est observée entre les saisons :

En automne, la structure spatiale est très étendue et s'accompagne d'une forte variabilité. La portée est exceptionnellement longue (2 289,57 m), indiquant l'existence de corrélations spatiales sur de grandes distances. Le palier élevé (1,005) témoigne d'une variabilité importante des concentrations en oxygène dissous, tandis que l'absence d'effet pépité suggère que l'ensemble de la variabilité est expliqué par des structures spatiales continues. Cette configuration pourrait refléter un état post-stratification estivale, où les masses d'eau sont en phase de mélange, tout en conservant des gradients résiduels d'oxygène.

En été, la structure devient plus localisée. La portée est réduite (805,02 m), ce qui indique des patrons spatiaux restreints. Le palier modéré (0,255) suggère une variabilité globale inférieure à celle observée en automne. L'absence d'effet pépité confirme une organisation spatiale complète de la variabilité. Cette configuration est typique de la stratification thermique estivale,

généralisant des zones contrastées de production et de consommation d'oxygène selon la profondeur et la disponibilité en lumière.

En hiver, la variabilité est faible, avec une structure locale. La portée (731,2 m) est similaire à celle de l'été, mais le palier est le plus faible des quatre saisons (0,145), traduisant une homogénéité relative des concentrations en oxygène dissous. L'absence d'effet pépité indique que cette faible variabilité demeure néanmoins structurée spatialement. Ce patron hivernal s'explique probablement par l'augmentation de la solubilité de l'oxygène dans l'eau froide et par la baisse de l'activité biologique, favorisant une répartition plus uniforme de l'oxygène dans la colonne d'eau.

Au printemps, la structure spatiale s'étend de nouveau, avec une variabilité intermédiaire. La portée (2 181,63 m) est comparable à celle de l'automne, indiquant une influence spatiale à grande échelle. Le palier (0,511) montre une variabilité notable, bien que moins élevée qu'en automne. La présence d'un effet pépité (0,105), seule occurrence parmi les saisons, suggère une composante de variabilité aléatoire ou à micro-échelle. Ce schéma pourrait refléter une période de transition caractérisée à la fois par des processus de mélange à grande échelle et par le redémarrage de l'activité biologique, engendrant des hétérogénéités locales.

VII.4. Structure spatiale de la Salinité

1. Autocorrélation spatiale (Indice de Moran)

L'analyse des diagrammes de Moran révèle une forte variation saisonnière de l'autocorrélation spatiale de la salinité, avec une structure spatiale qui évolue considérablement au cours de l'année (**Fig. 42**).

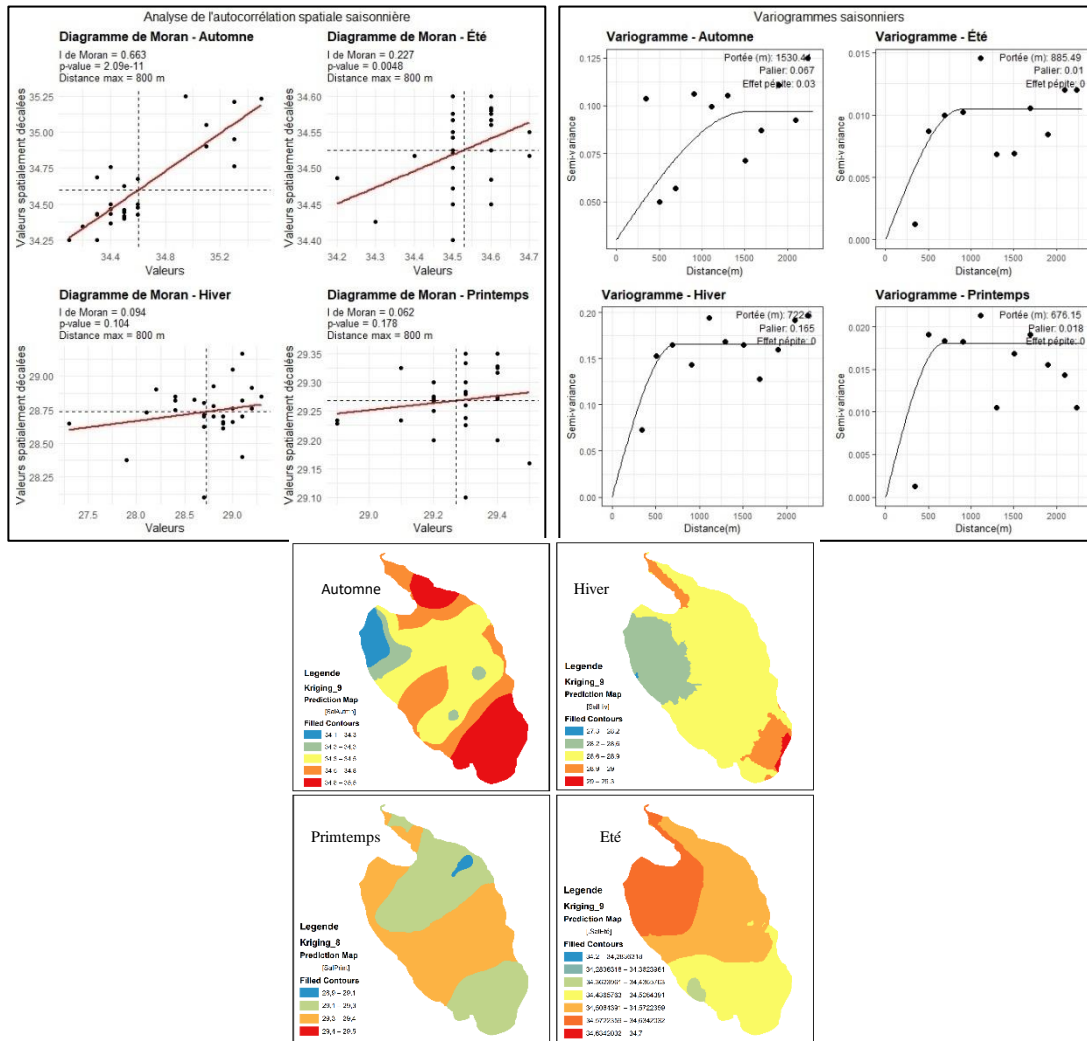


Figure 42. Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour la salinité

L'automne présente l'autocorrélation spatiale la plus forte ($I = 0,663$) avec une significativité exceptionnellement élevée ($p\text{-value} = 2,09e-11$). La concentration remarquable des points autour de la droite de régression et leur répartition dans les quadrants I et III indiquent une structure spatiale très organisée, où les zones de salinité similaire forment des ensembles cohérents et bien délimités. L'amplitude des valeurs (34,4-35,2) montre des différences notables de salinité à travers l'espace étudié.

L'été affiche une autocorrélation spatiale modérée mais significative ($I = 0,227$, $p\text{-value} = 0,0048$). La dispersion plus importante des points autour de la droite de régression suggère une structure spatiale moins forte qu'en automne, mais toujours présente. L'amplitude des valeurs est réduite (34,2-34,7), indiquant une plus grande homogénéité des conditions de salinité durant cette saison.

L'hiver et le printemps présentent des autocorrélations spatiales très faibles et non significatives ($I = 0,094$, $p\text{-value} = 0,104$ et $I = 0,062$, $p\text{-value} = 0,178$ respectivement). La distribution quasi aléatoire des points révèle l'absence de structure spatiale cohérente pour la salinité pendant ces saisons. Les valeurs hivernales (27,5-29,0) sont nettement inférieures aux autres saisons, reflétant probablement l'influence d'apports d'eau douce plus importants.

La distance maximale d'analyse reste constante (800 m) pour toutes les saisons, permettant une comparaison directe de l'intensité des structures spatiales. Le contraste saisonnier extrême de l'indice de Moran, avec une structure fortement organisée en automne et une distribution quasiment aléatoire en hiver et au printemps, démontre l'importance des facteurs saisonniers dans la distribution spatiale de la salinité dans cet écosystème.

Ces résultats suggèrent que les processus hydrodynamiques (stratification, mélange, apports d'eau douce) qui influencent la distribution de la salinité varient considérablement au fil des saisons, avec des implications majeures pour les stratégies d'échantillonnage spatial et la compréhension des processus écologiques dans ce milieu.

2. Analyse des variogrammes saisonniers de la salinité

La Figure 42 (en bas) présente les variogrammes saisonniers de la salinité, révélant des variations marquées dans la portée spatiale, l'amplitude de la variabilité (palier) et la proportion de variabilité non structurée (effet pépité) selon les saisons.

En automne, la structure spatiale est dominée par une portée exceptionnellement longue (1 530,34 m), suggérant une corrélation à grande échelle entre les valeurs de salinité. Le palier modéré (0,087) associé à un effet pépité significatif (0,03) traduit une variabilité partiellement expliquée par des structures spatiales continues, avec une composante résiduelle non structurée. Cette configuration pourrait refléter des gradients de salinité étendus, liés à des échanges d'eau marins et continentaux.

En été, la salinité présente une portée intermédiaire (885,49 m), nettement supérieure à la portée de référence observée pour d'autres variables (500 m). Le palier est très faible (0,01) et aucun effet pépité n'est observé, indiquant une homogénéité relative des valeurs de salinité, bien que ces dernières demeurent spatialement organisées à une échelle plus large.

En hiver, la portée est plus réduite (722,8 m), mais reste supérieure à la moyenne saisonnière. Le palier atteint son maximum (0,165), indiquant une variabilité spatiale marquée. L'absence d'effet pépité suggère que cette variabilité est totalement structurée dans l'espace. Cette hétérogénéité pourrait être liée à des apports variables d'eau douce en provenance du bassin versant, entraînant des gradients locaux de salinité.

Au printemps, la portée est la plus courte des quatre saisons (676,15 m), traduisant une influence spatiale plus limitée. Le palier faible (0,018) et l'absence d'effet pépité indiquent une variabilité restreinte mais néanmoins entièrement structurée spatialement. Ce schéma pourrait correspondre à une phase transitoire, caractérisée par une stabilité hydrologique relative.

VII.5. Structure spatiale de la conductivité électrique (CE)

1. Autocorrélation spatiale (Indice de Moran)

L'examen des diagrammes de Moran révèle une forte variation saisonnière de l'autocorrélation spatiale de la conductivité, avec un gradient prononcé allant d'une structure très organisée en automne à une absence de structure au printemps (Fig. 43).

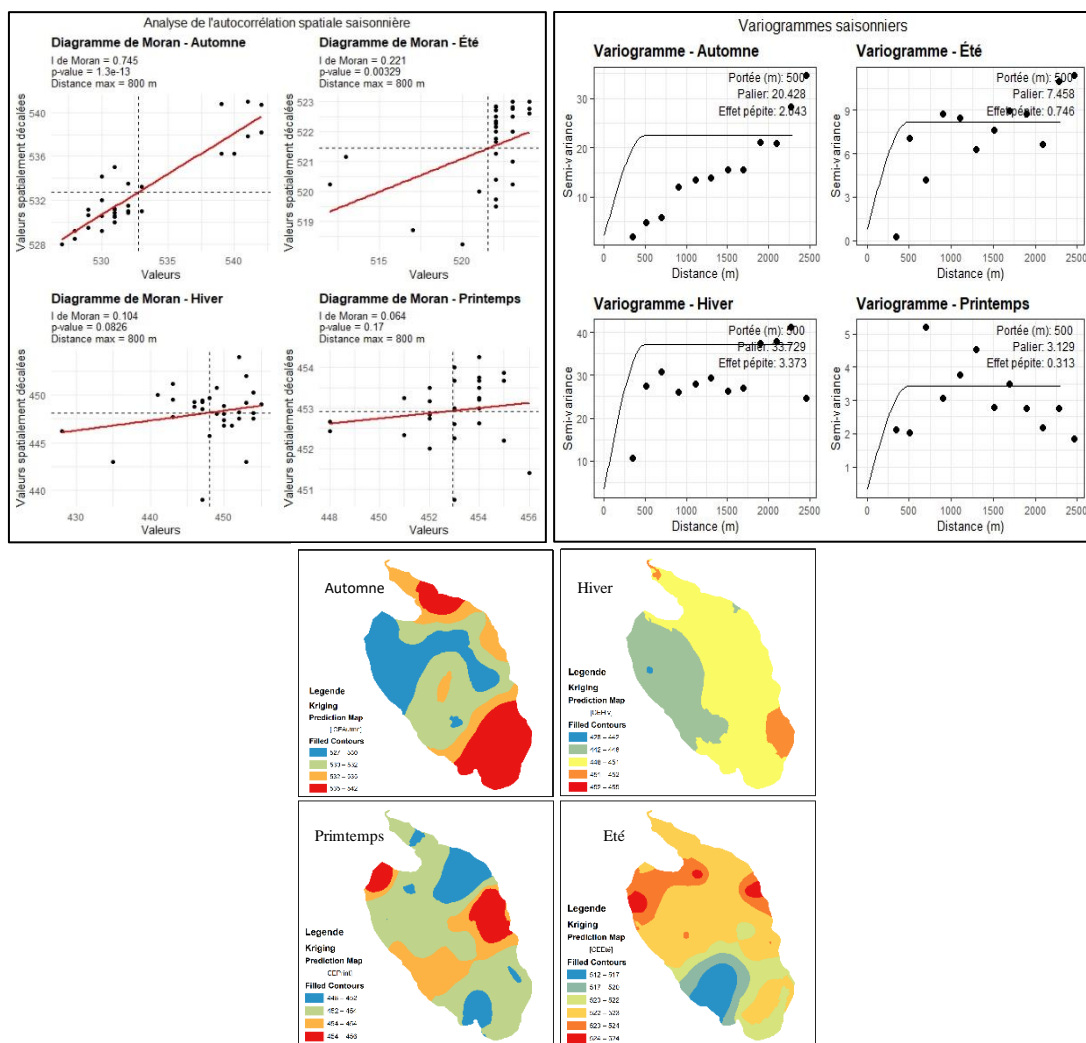


Figure 43. Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour la conductivité électrique. L'automne présente l'autocorrélation spatiale la plus forte ($I = 0,745$) avec une significativité exceptionnellement élevée ($p\text{-value} = 1,3e\text{-}13$). La forte concentration des points le long de la droite de régression et leur répartition nette dans les quadrants I et III indiquent une structure

spatiale très organisée, où les zones de conductivité similaire forment des ensembles cohérents et bien délimités. Les valeurs élevées s'associent fortement aux valeurs élevées, et les valeurs basses aux valeurs basses, sur une amplitude considérable (528-542).

L'été montre une autocorrélation spatiale modérée mais significative ($I = 0,221$, $p\text{-value} = 0,00329$). La dispersion plus importante des points autour de la droite de régression traduit une structure spatiale moins prononcée qu'en automne. La gamme de valeurs est plus restreinte (519-523), suggérant une homogénéisation partielle des conditions de conductivité par rapport à l'automne.

L'hiver présente une autocorrélation spatiale faible et marginalement significative ($I = 0,104$, $p\text{-value} = 0,0826$). La distribution plus dispersée des points et la pente très douce de la droite de régression révèlent une structure spatiale peu marquée. L'amplitude des valeurs (430-455) reste néanmoins importante, indiquant une variabilité de la conductivité sans organisation spatiale forte.

Le printemps affiche une absence d'autocorrélation spatiale ($I = 0,064$, $p\text{-value} = 0,17$). La distribution quasi aléatoire des points autour de la droite presque horizontale démontre que la conductivité se distribue sans structure spatiale significative durant cette saison. Les valeurs restent dans une gamme limitée (448-456), comparable à celle de l'hiver.

La distance maximale d'analyse (800 m) reste constante pour toutes les saisons, permettant une comparaison directe de l'intensité des structures spatiales. Le gradient saisonnier très prononcé de l'indice de Moran, allant d'une organisation spatiale forte en automne à une distribution quasi aléatoire au printemps, souligne l'importance des processus saisonniers dans la structuration spatiale de la conductivité dans cet écosystème.

2. Analyse des variogrammes saisonniers de la conductivité

La figure 43 (en bas) présente les variogrammes saisonniers de la conductivité électrique, mettant en évidence une structure spatiale stable d'une saison à l'autre, bien que l'intensité de la variabilité diffère selon les périodes de l'année.

D'un point de vue structurel, une caractéristique commune est observée : la portée est constante à 500 mètres pour toutes les saisons, ce qui suggère que les processus spatiaux influençant la conductivité opèrent à la même échelle géographique tout au long de l'année. De plus, l'effet pépite représente systématiquement environ 10 % du palier, indiquant une part constante de variabilité non structurée ou attribuable à des phénomènes de micro-échelle.

En hiver, le palier atteint un niveau très élevé (37,729), traduisant une variabilité spatiale maximale de la conductivité. L'effet pépité (3,373) reste proportionnel, confirmant une forte hétérogénéité. Cette situation pourrait résulter de flux variables d'eau douce (pluie, ruissellement), créant des zones fortement contrastées de conductivité.

En automne, le palier demeure élevé (20,428), bien que moins marqué qu'en hiver. Cette variabilité importante pourrait traduire une phase transitoire avec des processus de mélange encore incomplets, induisant une structuration spatiale complexe.

En été, le palier est modéré (7,458), suggérant une variabilité spatiale moins marquée. Cette homogénéité relative serait cohérente avec la stabilisation estivale des masses d'eau due à la stratification thermique.

Au printemps, on observe le palier le plus faible (3,129), témoignant d'une homogénéité spatiale remarquable. Cette régularité pourrait refléter un état d'équilibre consécutif au brassage hivernal et précédant la mise en place des gradients estivaux.

VII.6. Structure spatiale des matières totales dissoutes (TDS)

1. Autocorrélation spatiale (Indice de Moran)

L'examen des diagrammes de Moran pour les Matières totales dissoutes (TDS) révèle une absence presque générale d'autocorrélation spatiale significative, avec une légère exception en été (**Fig. 44**)

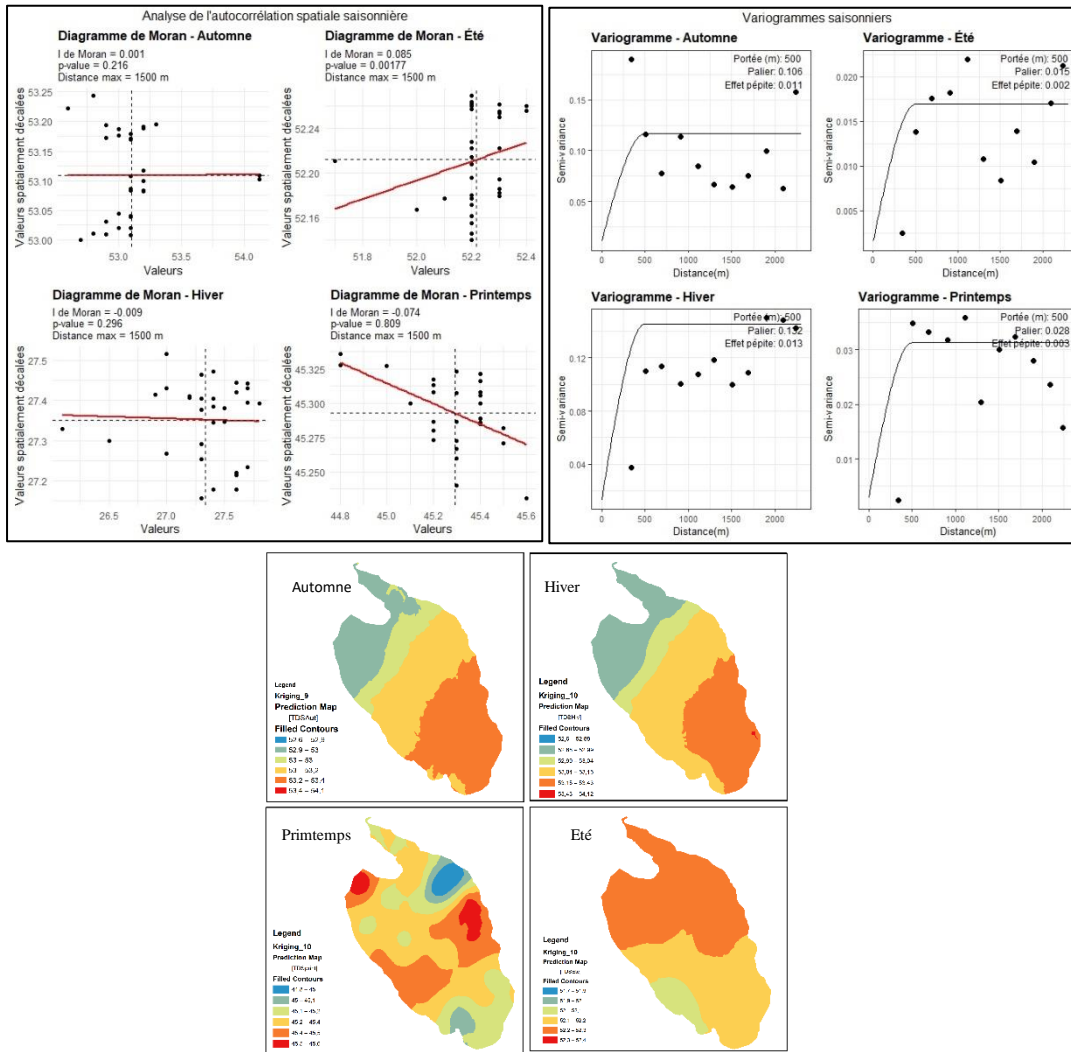


Figure 44. Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour les TDS

L'été présente la seule autocorrélation spatiale statistiquement significative ($I = 0,085$, $p\text{-value} = 0,00177$). Malgré sa faiblesse, cette corrélation positive indique une légère tendance au regroupement spatial des valeurs similaires. La distribution des points montre une pente positive avec des valeurs relativement homogènes (51,8-52,4), suggérant une structuration spatiale modeste mais réelle des solides dissous durant cette saison.

L'automne affiche une absence quasi totale d'autocorrélation spatiale ($I = 0,001$, $p\text{-value} = 0,216$). La droite de régression pratiquement horizontale et la dispersion aléatoire des points autour de celle-ci démontrent que les valeurs de TDS (53,0-54,0) se distribuent sans aucune structure spatiale cohérente.

L'hiver présente une situation similaire avec une autocorrélation légèrement négative mais non significative ($I = -0,009$, $p\text{-value} = 0,296$). Les points se répartissent aléatoirement autour de la droite horizontale, confirmant l'absence de structure spatiale des valeurs de TDS (26,5-27,5), nettement inférieures aux autres saisons.

Le printemps montre une tendance négative plus marquée ($I = -0,074$) mais fortement non significative ($p\text{-value} = 0,809$). La pente négative de la droite de régression suggérerait une tendance à la dispersion des valeurs similaires, mais l'absence de significativité statistique empêche toute conclusion solide sur l'existence d'une réelle structure spatiale.

La distance maximale d'analyse (1500 m), constante pour toutes les saisons, permet une comparaison directe et fiable des structures spatiales. Ce résultat global indique que les processus régissant la distribution du TDS dans cet écosystème sont principalement non spatiaux ou conduisent à une homogénéisation, à l'exception de l'été où des mécanismes localisés semblent créer une faible structure spatiale.

2. Analyse des variogrammes saisonniers des TDS

Les quatre variogrammes saisonniers pour les solides dissous totaux (TDS) révèlent une structure spatiale uniforme mais des variations importantes dans l'intensité de la variabilité (**Fig. 44**).

La portée est constante à 500 m pour toutes les saisons, rejoignant le modèle observé pour plusieurs variables précédentes. L'effet pépite représente environ 10 % du palier pour toutes les saisons, indiquant une proportion constante de variabilité non structurée.

Pour l'**hiver**, le palier le plus élevé (0,132) indique une variabilité spatiale maximale du TDS. Cette forte hétérogénéité hivernale pourrait être liée à des apports variables d'eau (précipitations, ruissellement) influençant différemment la concentration en solides dissous.

En **automne**, le palier est également important (0,105) mais légèrement inférieur à l'hiver ; cette variabilité significative suggère une phase de transition où les processus de mélange sont encore en cours.

Au **printemps**, le palier est modéré (0,028), indiquant une variabilité spatiale réduite. Cette homogénéisation relative pourrait correspondre à une phase d'équilibrage après l'hiver. Enfin, pour l'**été**, le palier est minimal (0,015), révélant la plus grande homogénéité spatiale. Cette uniformité estivale pourrait refléter une stabilisation des masses d'eau et des processus biogéochimiques.

VII.7. Structure spatiale de l'Ammonium (NH₄⁺)

1. Autocorrélation spatiale (Indice de Moran)

L'examen des diagrammes de Moran pour l'ammonium révèle des structures spatiales contrastées selon les saisons, allant d'une autocorrélation positive significative en automne à des patterns non structurés ou légèrement négatifs durant les autres saisons (Fig. 45).

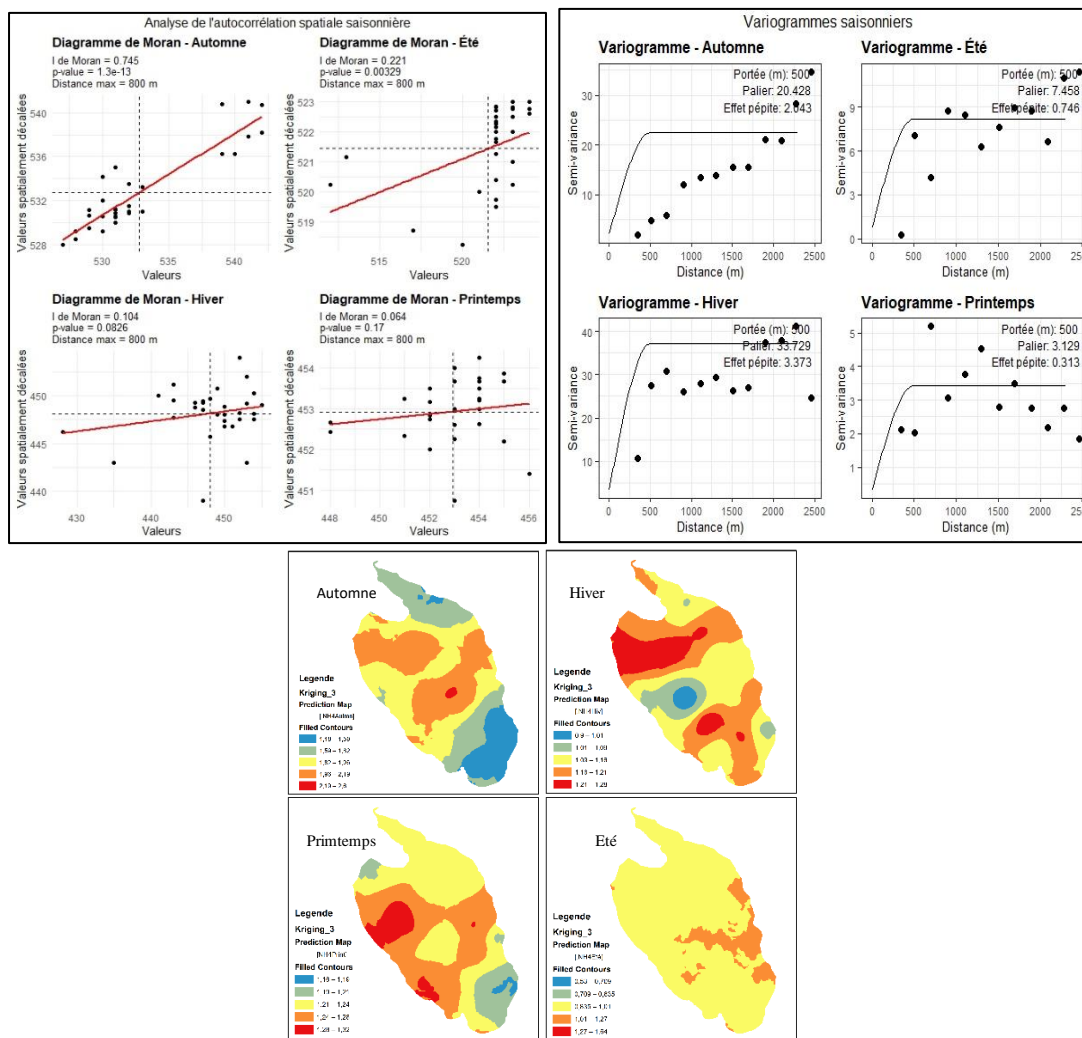


Figure 45. Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour l' Ammonium

L'automne présente l'autocorrélation spatiale positive la plus forte ($I = 0,298$) avec une significativité élevée ($p\text{-value} = 0,000876$). La concentration des points le long de la droite de régression à pente positive et leur distribution dans les quadrants I et III indiquent une structure spatiale cohérente où les zones à forte concentration en ammonium tendent à être regroupées, de même que les zones à faible concentration. Cette structuration spatiale marquée pourrait refléter l'accumulation d'ammonium liée à la décomposition de la matière organique après la période estivale.

L'hiver montre une autocorrélation spatiale positive modérée mais toujours significative ($I = 0,193$, $p\text{-value} = 0,0133$). La pente positive de la droite de régression révèle une tendance au regroupement spatial des valeurs similaires, bien que moins prononcée qu'en automne. Cette structure pourrait être liée à une persistance partielle des patterns automnaux, modifiés par les processus hivernaux de transformation de l'azote ralentis par les basses températures.

Le printemps affiche une autocorrélation spatiale négative faible ($I = -0,163$) mais non significative ($p\text{-value} = 0,887$). La pente négative de la droite de régression suggérerait une tendance à la dispersion des valeurs similaires (valeurs élevées entourées de valeurs basses et inversement), mais l'absence de significativité statistique indique que cette configuration pourrait être due au hasard plutôt qu'à un processus spatial structuré.

L'été présente une quasi-absence d'autocorrélation spatiale ($I = -0,017$) et une non-significativité statistique claire ($p\text{-value} = 0,439$). La droite de régression presque horizontale et la dispersion aléatoire des points démontrent une distribution spatiale sans structure cohérente des concentrations d'ammonium durant cette saison.

La distance maximale d'analyse reste constante (800 m) pour toutes les saisons, permettant une comparaison directe entre elles. Cette évolution saisonnière marquée, avec une structure spatiale significative en automne et hiver puis une désorganisation au printemps et en été, reflète probablement les cycles biogéochimiques de l'azote et les processus de production/consommation d'ammonium qui varient fortement au cours de l'année dans

2. Analyse des variogrammes saisonniers de l'ammonium

L'analyse des variogrammes saisonniers de l'ammonium, illustrée par la figure 45, met en évidence une structure spatiale variable selon les saisons.

En **automne**, la portée atteint 1517,47 m, confirmant une structure spatiale étendue. Le palier de 0,14 et l'effet pépite de 0,021 indiquent une variabilité spatiale bien structurée avec une composante aléatoire modérée. Ces caractéristiques suggèrent un environnement stabilisé après l'été, où les processus spatiaux sont cohérents sur des distances importantes.

En **été**, la portée est limitée à 378,27 m, ce qui confirme une structuration uniquement à petite échelle. Le palier de 0,157 est le plus élevé des quatre saisons, indiquant une forte variabilité entre les sites. L'absence d'effet pépite montre que la variabilité est entièrement expliquée par la composante spatiale. Ces observations corroborent l'hypothèse de processus locaux intenses tels que les blooms algaux ou les gradients thermiques.

En **hiver**, le variogramme présente un palier très faible (0,004), indiquant une variabilité globale minimale. L'effet pépite de 0,003 est proche du palier, ce qui suggère une faible structuration

spatiale. Toutefois, la portée affichée est de 2315,36 m, ce qui semble contredire la caractérisation d'une homogénéité spatiale complète. Cette portée étendue pourrait indiquer que les faibles variations observées persistent sur de grandes distances.

Enfin, au **printemps**, la portée modérée de 541,58 m traduit une structuration spatiale intermédiaire. Le palier très faible (0,003) et l'absence d'effet pépité confirment une variabilité réduite mais bien structurée. Ces caractéristiques appuient l'interprétation d'une phase transitionnelle où les gradients spatiaux commencent à se former.

VII.8. Structure spatiale des Nitrites (NO_2^-)

1. Autocorrélation spatiale (Indice de Moran)

L'examen des diagrammes de Moran pour le nitrite révèle une structure spatiale variable selon les saisons, avec une autocorrélation spatiale plus ou moins marquée et significative (Fig. 46)

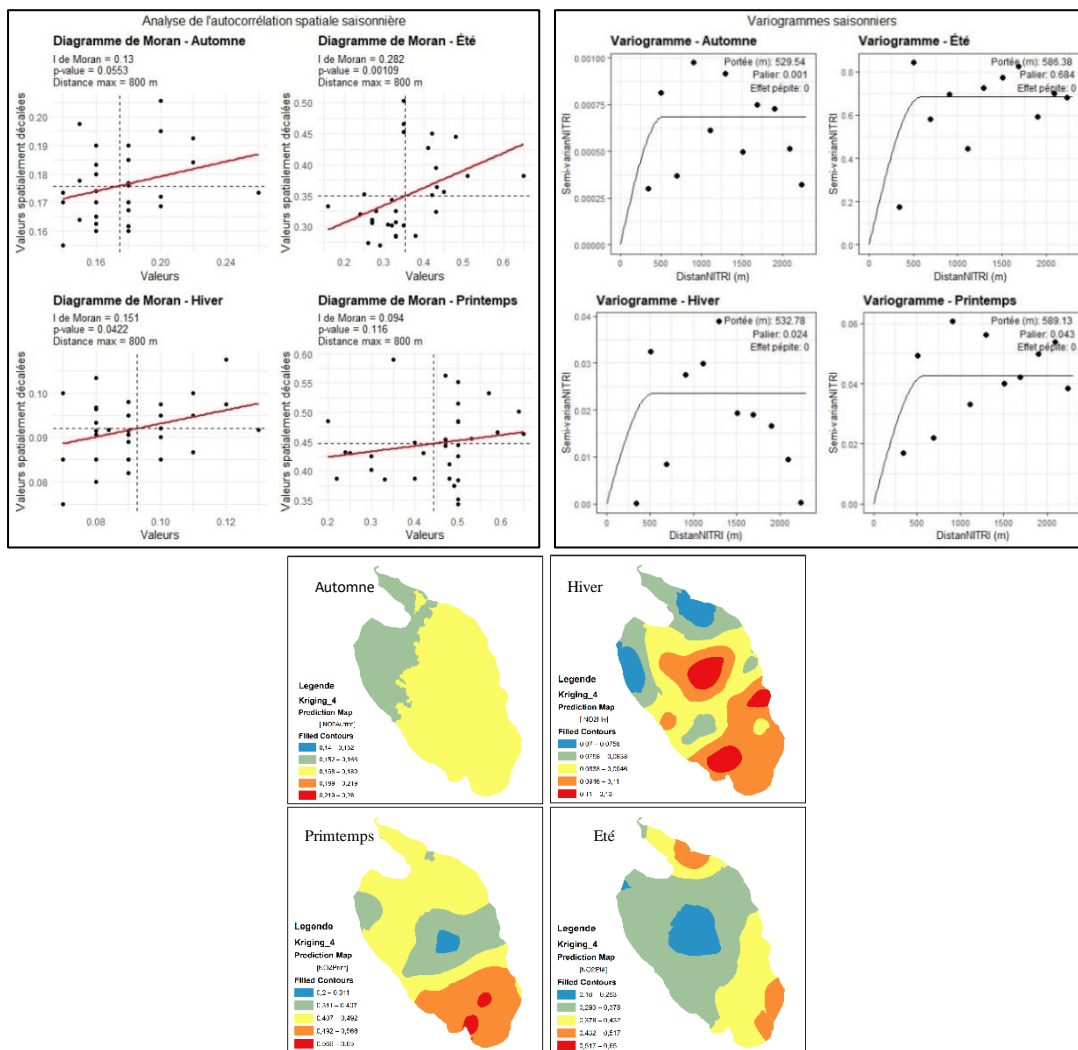


Figure 46. Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour les nitrites

L'été présente l'autocorrélation spatiale positive la plus forte ($I = 0,282$) avec une significativité très élevée ($p\text{-value} = 0,00109$). La distribution des points le long de la droite de régression à pente positive et leur concentration relative dans les quadrants I et III indiquent une structure spatiale cohérente. Les valeurs similaires de nitrite tendent à se regrouper, formant des zones à concentrations homogènes élevées ou basses. Cette structuration marquée pourrait refléter des processus biogéochimiques intenses en été, notamment la nitrification et la dénitrification liées à l'activité biologique.

L'hiver montre une autocorrélation spatiale positive modérée mais statistiquement significative ($I = 0,151$, $p\text{-value} = 0,0422$). La pente positive de la droite de régression traduit une tendance persistante au regroupement spatial des valeurs similaires, bien que moins prononcée qu'en été. Cette structure pourrait être liée à des processus ralentis mais toujours actifs de transformation de l'azote, même durant la saison froide.

L'automne affiche une autocorrélation spatiale positive faible ($I = 0,13$) et marginalement significative ($p\text{-value} = 0,0653$). La dispersion plus importante des points autour de la droite de régression indique une structure spatiale moins définie qu'en été et en hiver, mais toujours présente. Cette configuration pourrait correspondre à une phase de transition où les patterns spatiaux estivaux s'estompent progressivement.

Le printemps présente l'autocorrélation spatiale la plus faible ($I = 0,094$) et non significative statistiquement ($p\text{-value} = 0,116$). La distribution relativement dispersée des points autour de la droite de régression et la pente douce révèlent une faible tendance au regroupement spatial des concentrations similaires, mais cette structure n'est pas suffisamment forte pour être distinguée d'une distribution aléatoire.

La distance maximale d'analyse reste constante (800 m) pour toutes les saisons, permettant une comparaison directe de l'intensité des structures spatiales. Le cycle saisonnier de l'autocorrélation spatiale du nitrite, avec un maximum en été et un minimum au printemps, suggère des mécanismes biologiques et chimiques variables au cours de l'année qui influencent différemment l'organisation spatiale de ce composé azoté dans l'écosystème étudié.

2. Analyse des variogrammes saisonniers des nitrites

La figure 46 (en bas) présente les quatre variogrammes saisonniers des nitrites, permettant d'analyser les structures spatiales à différentes périodes de l'année. Ces variogrammes révèlent une constance remarquable dans les portées, comprises entre 529 m et 589 m selon les saisons, suggérant que les mécanismes fondamentaux gouvernant la distribution spatiale du nitrite opèrent à une échelle spatiale relativement fixe tout au long de l'année. L'absence systématique d'effet pépité traduit une forte dépendance spatiale, sans composante aléatoire, confirmant ainsi que la variabilité observée est entièrement expliquée par la distance. Le contraste saisonnier majeur réside dans l'amplitude de la variabilité (palier), avec un facteur de variation atteignant près de 700 entre l'automne et l'été.

En **été**, la variabilité spatiale est maximale avec un palier très élevé (0,684) et une portée modérée (586,38 m), révélant une forte hétérogénéité des concentrations en nitrite. L'absence d'effet pépité indique que cette variabilité est entièrement structurée. Cette configuration traduit vraisemblablement des processus biogéochimiques intenses, caractérisés par des zones de production et de consommation bien marquées, en lien avec l'activité microbologique et les gradients thermiques.

Au **printemps**, la portée (589,13 m) demeure très proche de celle observée en été, suggérant la persistance de processus similaires. Le palier modéré (0,043) témoigne d'une variabilité nettement inférieure à celle de l'été mais supérieure à l'hiver, et l'absence d'effet pépité confirme une structuration spatiale cohérente. Cette période peut ainsi être interprétée comme une phase de transition où l'intensité des processus biologiques s'accroît progressivement avec le réchauffement saisonnier.

En **hiver**, la variabilité spatiale est faible avec un palier réduit (0,024) et une portée de 532,78 m, toujours dans la même gamme. L'absence d'effet pépité souligne la structuration complète, même pour cette variabilité limitée. Cette homogénéité hivernale reflète probablement un ralentissement marqué des processus biologiques et une meilleure homogénéisation des masses d'eau. Enfin, l'**automne** se distingue par une homogénéité spatiale remarquable, avec un palier extrêmement faible (0,001) et une portée de 529,54 m. L'absence d'effet pépité montre que cette très faible variabilité reste néanmoins spatialement structurée. Cette configuration automnale traduit vraisemblablement une phase de stabilisation post-estivale, au cours de laquelle les processus biogéochimiques ralentissent tandis que le brassage automnal homogénéise efficacement les masses d'eau.

VII.9. Structure spatiale des Nitrates (NO₃⁻)

1. Autocorrélation spatiale (Indice de Moran)

examen des diagrammes de Moran pour les nitrates révèle une structure spatiale fortement dépendante des saisons, avec un gradient marqué allant d'une autocorrélation significative en automne à une absence de structure au printemps (Fig. 47).

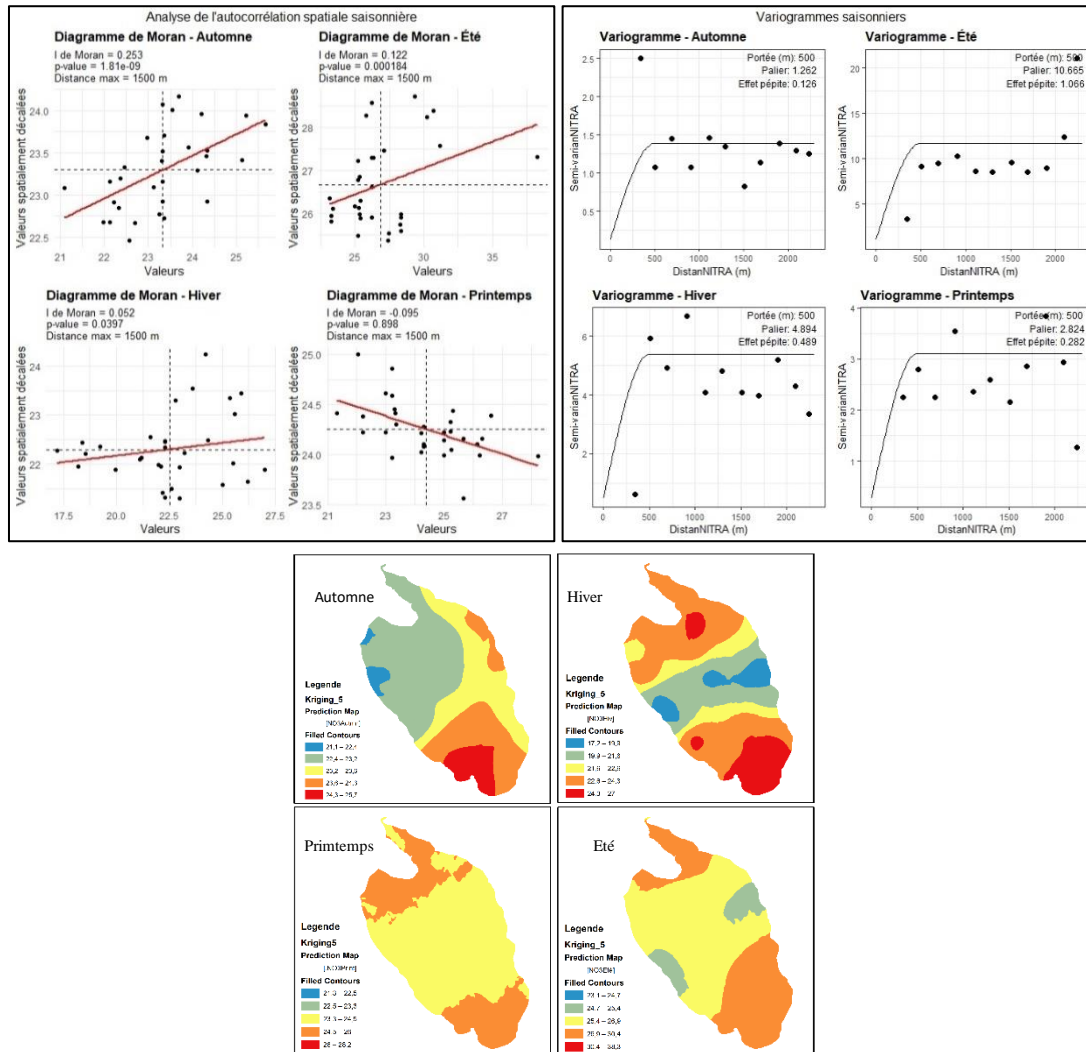


Figure 47. Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour les nitrates

L'automne présente l'autocorrélation spatiale positive la plus forte ($I = 0,253$) avec une significativité exceptionnellement élevée ($p\text{-value} = 1,81e-09$). La concentration des points le long de la droite de régression à pente positive et leur distribution majoritaire dans les quadrants I et III indiquent une structure spatiale cohérente où les zones à forte concentration en nitrate tendent à être regroupées, de même pour les zones à faible concentration. Cette structuration

marquée pourrait refléter des processus de remobilisation ou d'apports post-estivaux créant des gradients spatiaux stables.

L'été montre une autocorrélation spatiale positive plus modérée mais toujours significative ($I = 0,122$, $p\text{-value} = 0,000184$). La pente moins prononcée de la droite de régression et la dispersion plus importante des points suggèrent une structure spatiale moins forte qu'en automne. L'amplitude de valeurs plus large (25-35) indique une variabilité plus importante des concentrations estivales, probablement liée à des processus biologiques hétérogènes de consommation et de minéralisation.

L'hiver présente une autocorrélation spatiale faible mais encore statistiquement significative ($I = 0,052$, $p\text{-value} = 0,0397$). La droite de régression presque horizontale et la large dispersion des points autour de celle-ci révèlent une structure spatiale affaiblie. Cette faible structuration pourrait s'expliquer par un mélange plus homogène des masses d'eau en hiver, atténuant les gradients spatiaux.

Le printemps affiche une autocorrélation spatiale négative ($I = -0,095$) mais non significative ($p\text{-value} = 0,898$). La pente négative de la droite de régression suggérerait théoriquement une tendance à la dispersion (valeurs élevées entourées de valeurs basses et inversement), mais l'absence de significativité statistique indique une distribution essentiellement aléatoire des nitrates dans l'espace durant cette saison.

La distance maximale d'analyse (1500 m) reste constante pour toutes les saisons, permettant une comparaison directe de l'intensité des structures spatiales. Le gradient saisonnier très prononcé de l'indice de Moran, allant d'une organisation spatiale forte en automne à une distribution aléatoire au printemps, souligne l'importance des processus saisonniers dans la structuration spatiale des nitrates dans cet écosystème.

2. Analyse des variogrammes saisonniers des nitrates

La **figure 47** associée présente les variogrammes saisonniers des nitrates, révélant une structure spatiale constante tout au long de l'année, mais une dynamique saisonnière marquée. Comme pour plusieurs autres variables, la portée reste identique à 500 m pour l'ensemble des saisons, indiquant que les mécanismes spatiaux structurant la distribution du nitrate opèrent à une échelle stable. De plus, l'effet pépité demeure proportionnel au palier (environ 10 %) quel que soit le moment de l'année, traduisant une part constante de variabilité non structurée ou à micro-échelle.

En **été**, le palier atteint un maximum (10,665), traduisant une forte hétérogénéité spatiale des concentrations en nitrates. Cette variabilité pourrait résulter d'une consommation différentielle par les producteurs primaires, notamment lors de blooms phytoplanctoniques, ou d'une minéralisation localisée intense de la matière organique. En **hiver**, bien que le palier soit inférieur à celui de l'été (4,894), la variabilité spatiale reste marquée. Elle pourrait s'expliquer par des apports exogènes différenciés, notamment liés au ruissellement des eaux de pluie enrichies en nutriments. Au **printemps**, le palier modéré (2,824) suggère une variabilité intermédiaire, probablement liée au début de l'activité biologique avec l'apparition de gradients spatiaux dus à la consommation progressive des nitrates. Enfin, l'**automne** se caractérise par le palier le plus faible (1,262), traduisant une homogénéité relative. Cette faible variabilité pourrait résulter d'un épuisement des réserves en nitrates à la fin de la saison productive, ou encore d'un brassage plus intense des masses d'eau, contribuant à une homogénéisation des concentrations.

VII.10. Structure spatiale des Phosphates (PO_4^{3-})

1. Autocorrélation spatiale (Indice de Moran)

L'examen des diagrammes de Moran pour le phosphate révèle une forte autocorrélation spatiale pour toutes les saisons, avec des variations significatives d'intensité et de structure (Fig. 48).

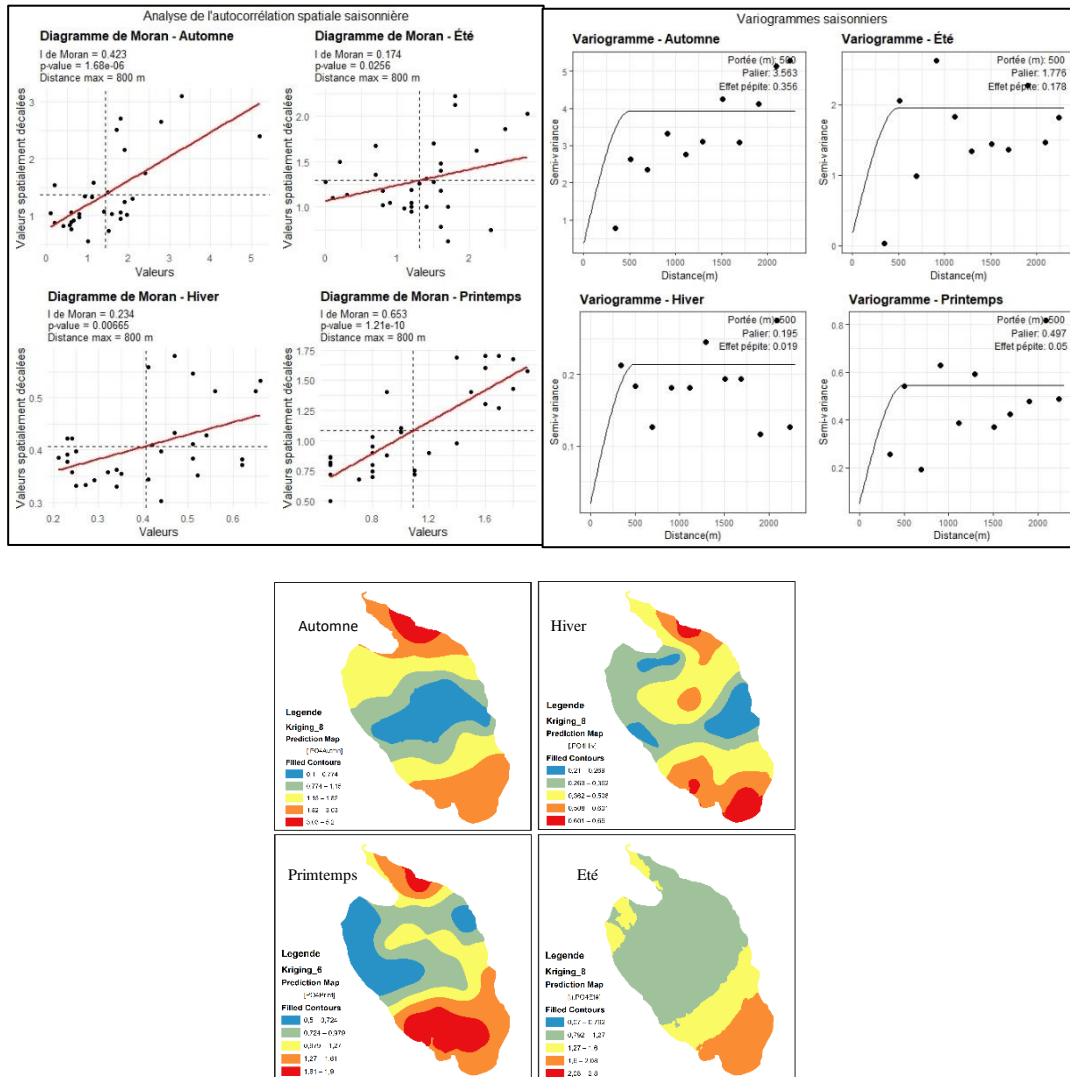


Figure 48. Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour les phosphates

Le printemps présente l'autocorrélation spatiale positive la plus forte ($I = 0,653$) avec une significativité exceptionnellement élevée ($p\text{-value} = 1,21e-10$). La concentration remarquable des points le long de la droite de régression et leur distribution nette dans les quadrants I et III indiquent une structure spatiale très organisée où les zones à concentration similaire de phosphate forment des ensembles cohérents. L'amplitude modérée des valeurs (0,5-1,75)

suggère une distribution équilibrée mais fortement structurée, probablement liée au début des cycles biogéochimiques printaniers.

L'automne montre une autocorrélation spatiale positive importante ($I = 0,423$) et très significative ($p\text{-value} = 1,68e-05$). La distribution des points révèle une structure spatiale bien définie, mais avec une variabilité plus grande qu'au printemps. L'amplitude des valeurs (0-5) est la plus large des quatre saisons, indiquant une forte hétérogénéité des concentrations en phosphate. Cette variabilité pourrait refléter des apports différentiels ou des processus de reminéralisation hétérogènes après la période estivale.

L'hiver présente une autocorrélation spatiale positive modérée ($I = 0,234$) mais significative ($p\text{-value} = 0,00665$). La concentration des points autour de la droite de régression est moins marquée, mais la tendance au regroupement spatial des valeurs similaires persiste. L'amplitude très réduite des valeurs (0,2-0,6) indique une homogénéisation relative des concentrations en phosphate, probablement liée au mélange hivernal des masses d'eau.

L'été affiche l'autocorrélation spatiale la plus faible ($I = 0,174$) tout en restant statistiquement significative ($p\text{-value} = 0,0256$). La dispersion plus importante des points autour de la droite de régression indique une structure spatiale moins organisée qu'aux autres saisons. L'amplitude des valeurs (0-2,5) reste significative, suggérant que malgré une structure spatiale moins forte, des contrastes importants persistent dans les concentrations estivales de phosphate.

La distance maximale d'analyse (800 m) reste constante pour toutes les saisons, permettant une comparaison directe de l'intensité des structures spatiales. L'évolution saisonnière marquée de l'indice de Moran, avec un maximum au printemps et un minimum en été, illustre la dynamique des cycles du phosphore dans cet écosystème, probablement influencée par l'interaction entre processus biologiques, chimiques et physiques variant au cours de l'année.

2. Analyse des variogrammes saisonniers des phosphates

L'image (**Fig. 48**) présente quatre variogrammes saisonniers pour les phosphates, révélant des structures spatiales avec des caractéristiques communes mais aussi des différences marquées selon les saisons.

Tous les variogrammes montrent une portée identique de 500 m, similaire à ce qui a été observé pour la chlorophylle *a*. Cette uniformité de portée suggère que les processus spatiaux liés au phosphate opèrent à une échelle constante tout au long de l'année, indépendamment des conditions saisonnières. Pour l'**automne**, le palier le plus élevé (3,563) indique une variabilité

maximale du phosphate durant cette saison. L'effet pépite (0,356) représente environ 10 % du palier, révélant une structuration spatiale forte mais avec une composante aléatoire significative. Cette forte variabilité pourrait être liée à la remobilisation des sédiments après la stratification estivale ou aux apports terrestres durant cette saison. En **été**, le palier est modéré (1,776) mais reste important, indiquant une variabilité significative. La proportion effet pépite/palier (0,178/1,776) reste similaire à celle de l'automne. Cette configuration suggère des processus de transformation et d'assimilation du phosphate actifs durant la période de forte productivité biologique. Au **printemps**, le palier modéré (0,497) indique une variabilité intermédiaire entre l'été et l'hiver. L'effet pépite (0,05) maintient proportionnellement une valeur similaire aux autres saisons. Cette structure traduit probablement une phase transitoire correspondant à la reprise de l'activité biologique. En **hiver**, le palier le plus faible (0,195) confirme une variabilité minimale du phosphate. L'effet pépite réduit (0,019) conserve approximativement la même proportion par rapport au palier. Cette homogénéité relative reflète vraisemblablement la faible activité biologique et le mélange plus important des masses d'eau.

VII.11. Structure spatiale de la Silice (SiO₂)

1. Autocorrélation spatiale (Indice de Moran)

L'examen des diagrammes de Moran pour la silice révèle une variabilité saisonnière marquée de l'autocorrélation spatiale, allant d'une structure très forte en automne à une absence de structure en été (Fig. 49).

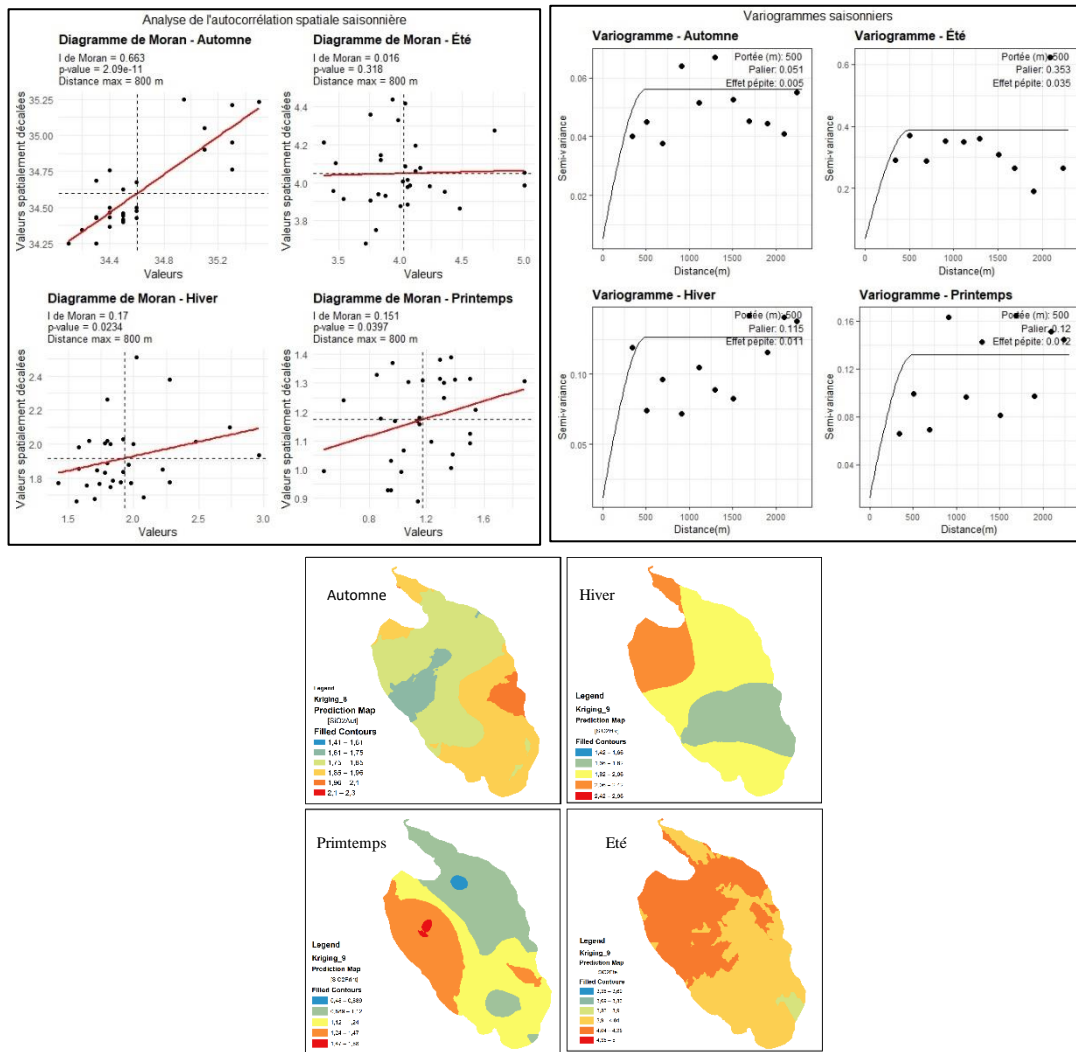


Figure 49. Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour les silicate

L'automne présente l'autocorrélation spatiale positive la plus forte ($I = 0,663$) avec une significativité exceptionnellement élevée ($p\text{-value} = 2,09e-11$). La concentration remarquable des points le long de la droite de régression à pente positive et leur distribution claire dans les quadrants I et III indiquent une structure spatiale très organisée. Les zones à forte concentration en silicates (autour de 35,2) tendent à être entourées de valeurs similaires, de même pour les

zones à plus faible concentration (autour de 34,4). Cette structuration remarquable suggère des processus de transport ou de mélange cohérents qui maintiennent des gradients stables de silicates.

L'hiver montre une autocorrélation spatiale positive modérée ($I = 0,17$) mais statistiquement significative ($p\text{-value} = 0,0234$). La pente moins accentuée de la droite de régression et la dispersion plus importante des points indiquent une structure spatiale moins forte qu'en automne, mais toujours présente. L'amplitude des valeurs (1,5-3,0) est nettement inférieure à celle de l'automne, reflétant probablement un changement dans les sources ou les processus de transformation des silicates.

Le printemps présente une autocorrélation spatiale similaire à l'hiver ($I = 0,151$) et également significative ($p\text{-value} = 0,0397$). La distribution des points et la pente de la droite sont comparables à celles de l'hiver, suggérant une persistance de la structure spatiale. Les valeurs (0,8-1,6) sont cependant plus basses, ce qui pourrait indiquer une consommation biologique progressive des silicates, notamment par les diatomées lors de la reprise printanière.

L'été affiche une absence quasi-totale d'autocorrélation spatiale ($I = 0,016$) et statistiquement non significative ($p\text{-value} = 0,318$). La droite de régression pratiquement horizontale et la dispersion aléatoire des points démontrent que les silicates se distribuent sans structure spatiale cohérente durant cette saison. L'amplitude des valeurs (3,5-5,0) est pourtant importante, suggérant que malgré des concentrations variables, l'organisation spatiale est absente, probablement en raison de processus locaux intenses et hétérogènes (consommation biologique, recyclage).

La distance maximale d'analyse reste constante (800 m) pour toutes les saisons, permettant une comparaison directe de l'intensité des structures spatiales. Le contraste saisonnier remarquable de l'indice de Moran, avec une structure fortement organisée en automne et une distribution aléatoire en été, illustre la dynamique complexe du cycle biogéochimique du silicium dans cet écosystème, probablement influencée par l'interaction entre processus biologiques et physiques variant au cours de l'année.

2. Analyse des variogrammes saisonniers de la silice

Les variogrammes du silicate (**Fig. 49**) montrent également une structure spatiale constante en termes de portée, mais avec un profil saisonnier distinct.

La portée est identique à 500 m pour toutes les saisons, comme cela a été observé pour la température, tandis que l'effet pépité reste proportionnel au palier (environ 10 %) à travers les

saisons. En **été**, le palier nettement plus élevé (0,353) indique une forte hétérogénéité spatiale des silicates. Cette variabilité estivale pourrait refléter la consommation différentielle par les diatomées lors des blooms phytoplanctoniques et/ou la stratification estivale limitant le mélange vertical. Au **printemps et en hiver**, les paliers sont intermédiaires et similaires (0,12 et 0,115 respectivement), suggérant une variabilité modérée qui peut correspondre à des phases de transition dans les cycles biogéochimiques du silicium. En revanche, l'**automne** présente un palier minimal (0,051), indiquant une homogénéité relative des concentrations. Cette uniformité automnale pourrait s'expliquer par l'épuisement des silicates après la saison productive ou par un mélange vertical accru qui homogénéise les concentrations.

VII.12. Structure spatiale de la Chlorophylle *a* (Chl *a*)

1. Autocorrélation spatiale (indice de Moran)

L'examen des diagrammes de Moran pour la chlorophylle *a* révèle des structures d'autocorrélation spatiale contrastées selon les saisons, avec des niveaux de significativité variables (Fig. 50).

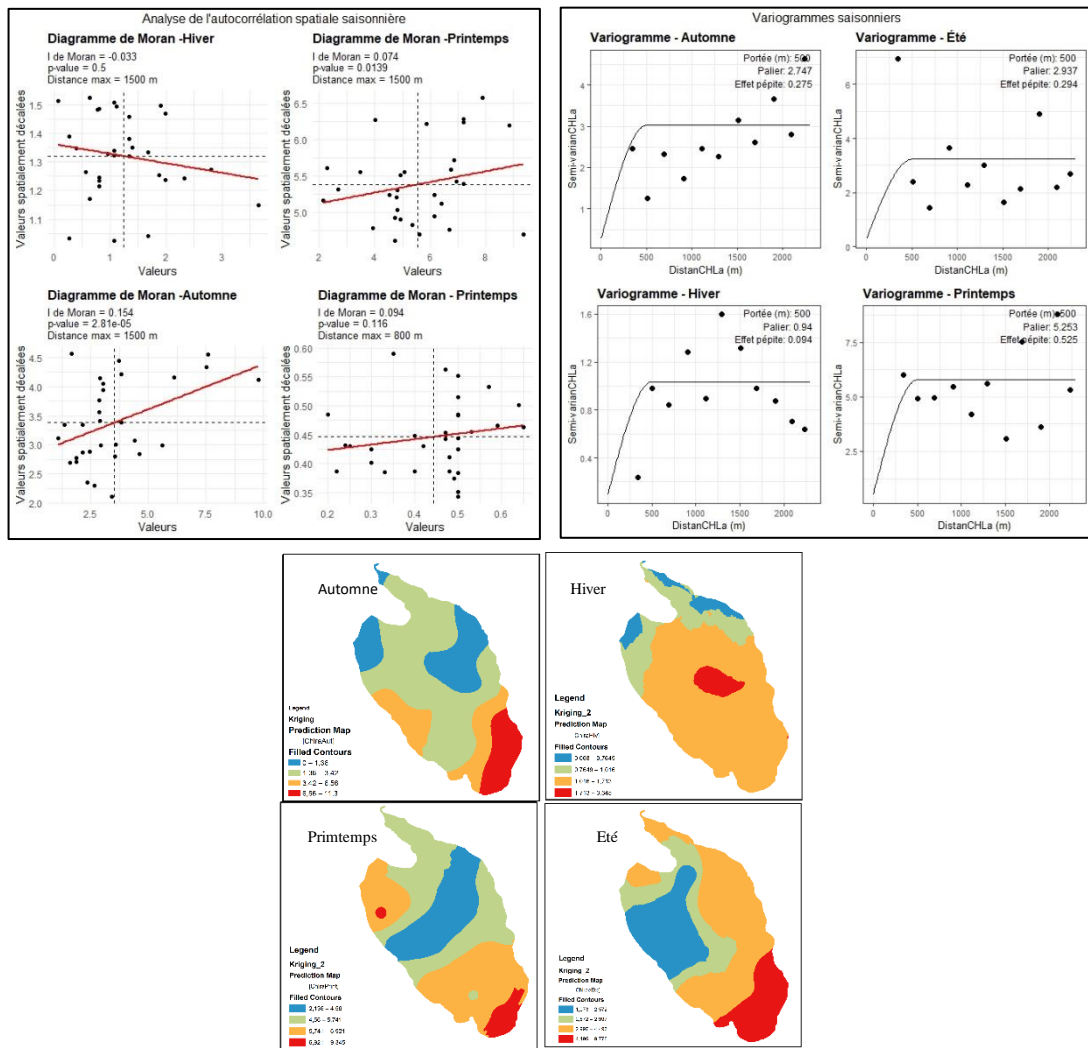


Figure 50. Diagramme de I-Moran pour chaque saison (à gauche). Modèles des Variogrammes expérimentaux (à droite) et Carte du modèle d'interpolation (en bas) pour la Chl *a*

L'automne présente une autocorrélation spatiale positive modérée ($I = 0,154$) et hautement significative ($p\text{-value} = 2,81e-05$). La distribution des points le long de la droite de régression à pente positive et leur concentration relative dans les quadrants I et III indiquent une structure spatiale cohérente. Les valeurs élevées de chlorophylle tendent à s'associer à d'autres valeurs élevées (2,5-10,0), formant des zones d'enrichissement distinctes. Cette organisation spatiale pourrait refléter des processus de remobilisation des nutriments après la stratification estivale.

Le printemps montre deux diagrammes : le premier avec une autocorrélation spatiale positive faible ($I = 0,074$) mais statistiquement significative ($p\text{-value} = 0,0139$). La pente douce de la droite de régression indique une tendance légère mais réelle au regroupement spatial des valeurs similaires de chlorophylle. Le second diagramme pour la même saison présente une autocorrélation similaire ($I = 0,094$) mais non significative ($p\text{-value} = 0,116$), suggérant une variabilité dans la structuration spatiale printanière. Cette configuration pourrait correspondre à la phase initiale des blooms phytoplanctoniques, créant des patches encore peu structurés.

L'hiver affiche une autocorrélation spatiale négative faible ($I = -0,033$) et non significative ($p\text{-value} = 0,5$). La distribution des points et la pente légèrement négative de la droite de régression suggèrent une tendance à la dispersion des valeurs similaires, mais cette structure n'est pas significativement différente d'une distribution aléatoire. Les faibles valeurs de chlorophylle (1,0-1,6) reflètent la production primaire réduite durant cette saison, avec peu de structuration spatiale.

La distance maximale d'analyse reste constante (1500 m pour trois saisons, 800 m pour le second diagramme du printemps), permettant une comparaison directe de l'intensité des structures spatiales. Le gradient saisonnier de l'indice de Moran, avec une organisation spatiale significative en automne et au printemps mais absente en hiver, illustre la dynamique de la production primaire phytoplanctonique. Ces patterns spatiaux reflètent probablement l'interaction entre disponibilité des nutriments, stratification de la colonne d'eau et processus biologiques qui varient fortement au cours du cycle annuel.

2. Analyse des variogrammes saisonniers de la Chlorophylle *a*

Les variogrammes saisonniers pour la chlorophylle *a* (Chl_a), révélés dans la **figure 50**, mettent en évidence des structures spatiales distinctes, avec des caractéristiques significatives.

Tous les variogrammes de Chl *a* montrent une portée identique de 500 m, contrairement aux variogrammes précédents qui présentaient des portées variables. Cette uniformité de portée suggère que les processus spatiaux liés à la chlorophylle *a* opèrent à une échelle constante tout au long de l'année. Pour le **printemps**, le palier le plus élevé (5,253) indique une variabilité maximale de la chlorophylle *a* durant cette saison. L'effet pépite (0,525) représente environ 10 % du palier, montrant une structuration spatiale forte malgré une composante aléatoire significative. Ces observations concordent avec le début des blooms phytoplanctoniques printaniers, créant d'importants gradients spatiaux. Pour l'**été**, le palier reste élevé (2,937) mais inférieur à celui du printemps. Le rapport entre effet pépite (0,294) et palier reste similaire à celui du printemps. La structure spatiale est bien définie jusqu'à 500 m, puis se stabilise. Cette

configuration pourrait refléter des patrons de distribution du phytoplancton plus stables qu'au printemps. Pour l'**automne**, le palier (2,747) est comparable à celui de l'été. L'effet pépité (0,275) maintient une proportion similaire par rapport au palier. Ces similitudes avec l'été suggèrent une certaine continuité dans les processus écologiques liés à la chlorophylle. Pour l'**hiver**, le palier le plus faible (0,94) confirme une variabilité minimale de chlorophylle a. L'effet pépité (0,094) reste proportionnellement similaire aux autres saisons. Ces valeurs réduites correspondent à la faible production primaire hivernale typique. La distribution spatiale de la chlorophylle a révélé un cycle saisonnier distinct : le pic de variabilité printanière correspond probablement aux blooms phytoplanctoniques lors du réchauffement des eaux ; la diminution estivale de variabilité pourrait résulter de la stabilisation des communautés phytoplanctoniques ; la réduction hivernale reflète vraisemblablement la limitation par la lumière et la température. Enfin, la constance de la portée (500 m) suggère que les processus physiques qui structurent la distribution du phytoplancton opèrent à une échelle spatiale fixe, contrairement aux autres variables environnementales.

VII.13. Discussion de la dynamique spatiale saisonnière des paramètres physico-chimiques dans la lagune El Mellah

L'analyse spatiale appliquée à la lagune El Mellah révèle l'existence de structures spatiales marquées pour la majorité des paramètres physico-chimiques étudiés. Ces structures, qui varient selon la saison et la nature des variables, traduisent la complexité des interactions entre les apports exogènes (notamment d'origine continentale), les dynamiques hydrologiques internes et les processus biogéochimiques propres à cet écosystème lagunaire méditerranéen.

L'approche méthodologique combinant l'indice d'autocorrélation spatiale de Moran et l'analyse des variogrammes s'est révélée particulièrement efficace pour détecter des schémas de distribution spatiale cohérents, tout en caractérisant leur portée, leur intensité, ainsi que la part de variabilité aléatoire. Ces outils permettent ainsi d'identifier non seulement l'existence de gradients environnementaux, mais également leur échelle spatiale et leur stabilité saisonnière.

Organisation thermique et dynamiques hydrologiques

Parmi les variables les plus structurées spatialement figure la température, notamment au printemps, où les masses d'eau montrent une organisation thermique homogène, caractéristique des lagunes peu profondes soumises à un ensoleillement printanier accru. Ce comportement reflète une dynamique de réchauffement progressif à large échelle, similaire à celle observée dans la lagune de Bizerte (Aounallah et al., 2021 ; Kallel et al., 2020). En période estivale, la structure spatiale de la température devient plus diffuse, vraisemblablement en raison de la dominance de processus locaux (brises thermiques, convection, échanges verticaux), comme cela a été mis en évidence dans la lagune de Mar Menor (Gilabert, 2002).

Le pH et l'oxygène dissous comme révélateurs de processus biologiques

Le pH présente une structuration saisonnière étroitement liée aux cycles biologiques, avec une organisation plus nette en automne, période correspondant généralement à la décomposition accrue de la matière organique accumulée durant l'été. Ce phénomène est corroboré par des études menées dans la lagune de Nador, où des gradients de pH bien marqués ont été associés à des processus de reminéralisation (Taleb et al., 2006 ; Guelmami et al., 2022). De même, l'oxygène dissous suit une dynamique saisonnière contrastée, avec une structuration prononcée en automne, traduisant probablement des phénomènes différenciés de réoxygénation, alors que la saison hivernale est marquée par une homogénéisation spatiale, résultat d'un brassage plus efficace des masses d'eau (Souchu et al., 1998).

Salinité et conductivité : indicateurs des échanges hydriques. La salinité et la conductivité électrique suivent une organisation spatiale particulièrement marquée en automne, en lien avec

la stabilisation post-estivale des masses d'eau salée. Ce type de structuration est fréquemment observé dans les lagunes peu connectées au milieu marin, où les échanges sont saisonniers et limités (Romdhane et al., 2007). En revanche, en hiver, les apports d'eau douce d'origine continentale tendent à homogénéiser ces paramètres, réduisant les contrastes spatiaux internes.

Nutriments dissous et signatures biogéochimiques

Les nutriments azotés (ammonium, nitrites, nitrates) et phosphorés présentent des patrons spatiaux variables selon les saisons. L'accumulation localisée d'ammonium en automne pourrait être liée à la dégradation de la biomasse produite en été, un phénomène déjà décrit dans la lagune de Thau (Laignel et al., 2004). Les phosphates, quant à eux, montrent une organisation spatiale plus marquée au printemps et à l'automne, périodes correspondant à des phases de reprise biologique ou de reminéralisation (Ayadi et al., 2002 ; Romdhane et al., 2007).

Chlorophylle a et silice : dynamiques phytoplanctoniques

La distribution de la chlorophylle a, bien structurée spatialement au printemps et en automne, est le reflet direct des blooms phytoplanctoniques qui marquent ces périodes de transition écologique. Ces épisodes de production primaire intense sont associés à des gradients bien définis, comme cela a également été constaté dans les lagunes de Mar Menor et de Nador (Gilabert, 2002 ; Taleb et al., 2006 ; Djidel et al., 2023). Parallèlement, la structure spatiale de la silice en automne suggère une consommation différenciée à l'échelle de la lagune, probablement liée aux besoins spécifiques des diatomées, principales consommatrices de cet élément.

Les résultats obtenus démontrent l'importance des outils d'analyse spatiale dans l'étude des écosystèmes lagunaires soumis à l'eutrophisation. La détection de zones critiques, ou hotspots, permet non seulement de cibler les interventions de gestion, mais aussi de prioriser les efforts de surveillance (Legendre & Fortin, 1989 ; Fortin & Dale, 2005). Par ailleurs, l'intégration de l'autocorrélation spatiale dans les analyses permet d'éviter les biais liés à la non-indépendance des données environnementales (Legendre, 1993), tout en améliorant la précision des modèles prédictifs et des scénarios de gestion.

Enfin, cette approche spatialisée s'inscrit pleinement dans les principes d'une gestion intégrée et écosystémique, tels que promus par la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE 2000/60/CE). Elle soutient une allocation raisonnée des efforts de suivi et une meilleure compréhension globale du fonctionnement écologique des lagunes méditerranéennes (Borcard et al., 2018 ; Pérez-Ruzafa et al., 2007).

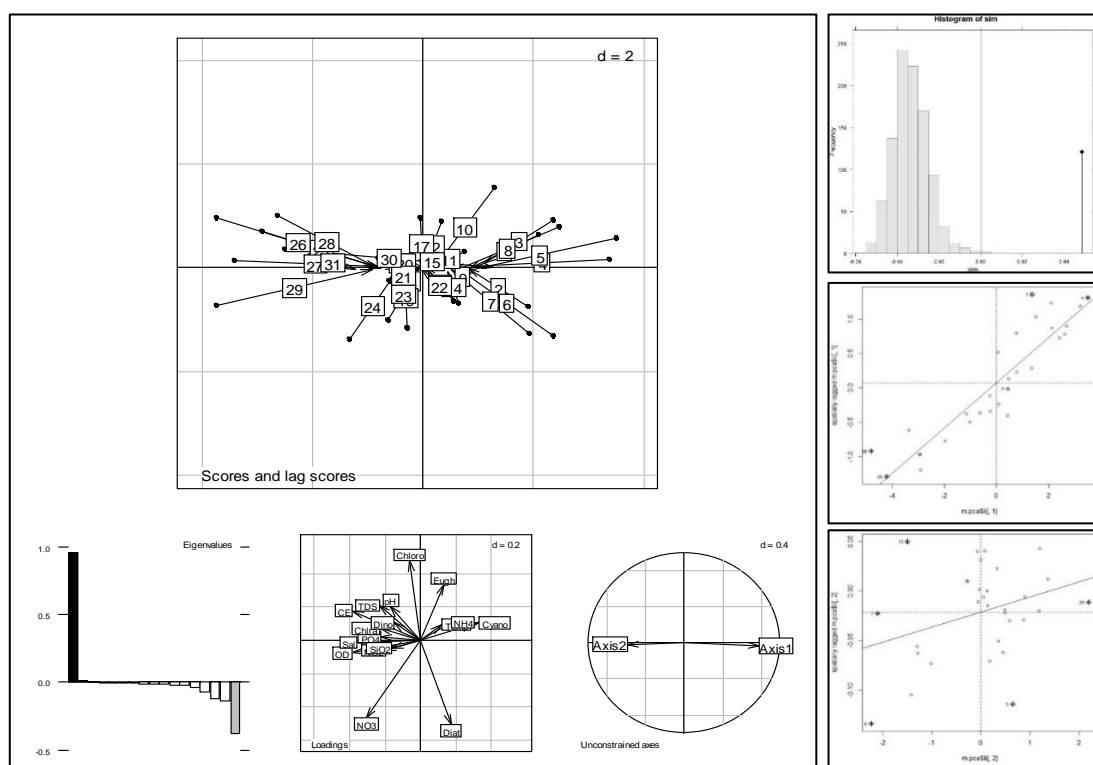
CAPITRE VIII. Analyse intégrée de la qualité de l'eau de la lagune - Approche combinée ACP-WQI

Cette approche repose sur la combinaison de l'analyse en composantes principales (ACP) appliquée aux paramètres physico-chimiques, et de l'indice de qualité de l'eau (WQI).

La première composante principale (F1), représentant le principal gradient de variation des données, est utilisée comme axe synthétique pour le calcul du WQI saisonnier.

VIII.1. Interprétation de l'ACP spatiale de la matrice automnale et des deux composantes principales

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) spatiale appliquée à la matrice automne révèle l'expression de principaux axes (CS1 et CS2) qui structurent l'espace étudié. Les tests statistiques (permutation et Moran) confirment que ces structures ne sont pas dues au hasard : elles reflètent des motifs spatiaux réels et significatifs (**Fig. 51**).



- **Graphique central (en haut à gauche) :** Scores des stations sur le plan factoriel $F1 \times F2$ de l'ACP spatiale
- **Graphique en haut à droite (histogramme) :** Histogramme du test de permutation
- **Graphique milieu droite (Moran composante 1) :** Diagramme de Moran pour la première composante principale (F1)
- **Graphique bas droite (Moran composante 2) :** Diagramme de Moran pour la deuxième composante principale (F2)
- **Graphique en bas à gauche (histogramme des valeurs propres) :** Distribution des valeurs propres :
- **Graphique au centre bas (cercle des corrélations) :** Projection des variables sur le cercle des corrélations (plan $F1 \times F2$)

Figure 51. Projection spatiale des stations et paramètres environnementaux selon les deux premières composantes principales ($F1 \times F2$) de l'ACP Automne. Validation de la structuration spatiale par test de permutation et analyse de l'autocorrélation spatiale par les diagrammes de Moran.

1. Composante Spatiale (CS1) : gradient Nord-Sud majeur

- **Variance expliquée** : 2,29 (valeur propre : 0,433), soit la plus grande part de l'inertie spatiale totale.
- **Autocorrélation spatiale** : forte et significative (Moran = 0,33, $p = 0,001$), indiquant une organisation spatiale cohérente.
- **Structure spatiale** : le gradient nord-sud oppose les stations du sud (27–30) à celles du nord (2–5), avec une zone centrale de transition.

Variables associées à CS1 :

- **Groupe 1** : Température, pH, conductivité, oxygène dissous, salinité, nitrates, nitrites, phosphates, ammonium, silice, chlorophylle *a*, traduisant des conditions eutrophes, salines et potentiellement impactées.
- **Groupe 2** : Euglènes, chlorophycées, cyanophycées, diatomées, dinophycées.

CS1 oppose des zones à fortes concentrations en nutriments et en sels (conditions souvent associées à une pression anthropique et à une eutrophisation) à des zones plus favorables au développement de certaines microalgues. Ce gradient nord-sud traduit des contrastes environnementaux majeurs, probablement liés à des sources diffuses de pollution et à des différences d'hydrodynamisme.

2. Composante Spatiale (CS2) : gradient secondaire Est-Ouest

- **Variance expliquée** : 0,60 (valeur propre : 0,01).
- **Autocorrélation spatiale** : faible mais significative (Moran = 0,022, $p = 0,026$).
- **Structure spatiale** : CS2 distingue principalement les stations de l'est (1–10) de celles de l'ouest (15–16).

Variables associées à CS2 :

- **Groupe 1** : Chlorophycées, Euglènes, Dinophycées.
- **Groupe 2** : Diatomées, nitrates, oxygène dissous.

Cette composante oppose des zones caractérisées par la dominance de certains groupes d'algues à d'autres où la qualité de l'eau semble meilleure, comme en témoigne la présence accrue de diatomées et d'oxygène dissous. Ce gradient est de moindre ampleur comparé à CS1 et semble refléter des variations environnementales locales influencées par des conditions ponctuelles.

3. Analyse de la structure spatiale des deux composantes Automne :

a. Composante principale (CS1)

La première composante (CS1) semble refléter un gradient environnemental marqué selon un axe nord-sud, traduisant des différences majeures entre les stations. (**Fig. 52**)

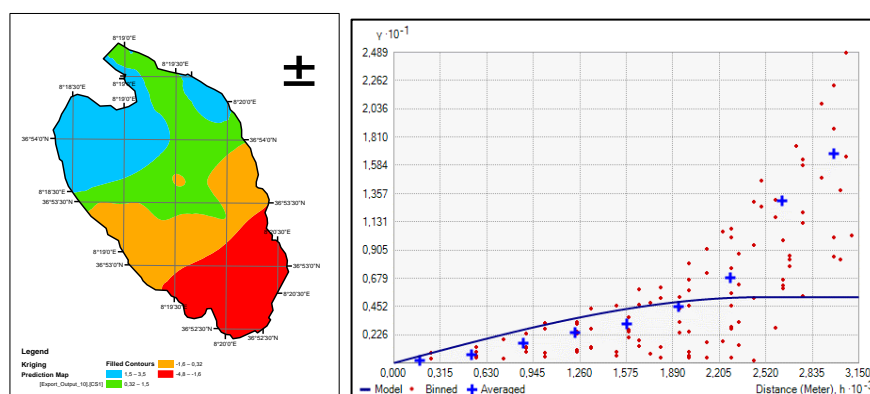


Figure 52. Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS1(à Gauche) Variogramme expérimental et ajustement du modèle CS1 (à droite), période Automne.

D'après la structure spatiale obtenue, l'absence d'effet pépité et la portée relativement courte suggèrent que la variabilité est essentiellement due à des processus locaux spatialement organisés (**Tableau 3**).

Tableau 3. Critères spatiaux du model CS1 (Automne)

Critère	Effet pépité	Portée	Palier	Structure spatiale
Modèle CS1	0 (pas de micro-variabilité)	2500 m (corrélacion longue)	5,274 (variabilité élevée)	Corrélation sur longue distance

Ce gradient oppose des zones caractérisées par une forte charge en nutriments et en sels, conditions généralement considérées comme défavorables et probablement liées à des influences anthropiques, à d'autres zones plus propices au développement de certains groupes d'algues. La variabilité modérée observée pourrait donc être associée à des sources de pollution ponctuelles ou à des différences marquées dans l'usage du sol ou l'hydrologie locale, induisant une structuration nette du territoire.

b. Composante principale (CS2)

La deuxième composante (CS2), quant à elle, met en évidence un gradient plus discret, orienté principalement selon un axe est-ouest (**Fig. 53**).

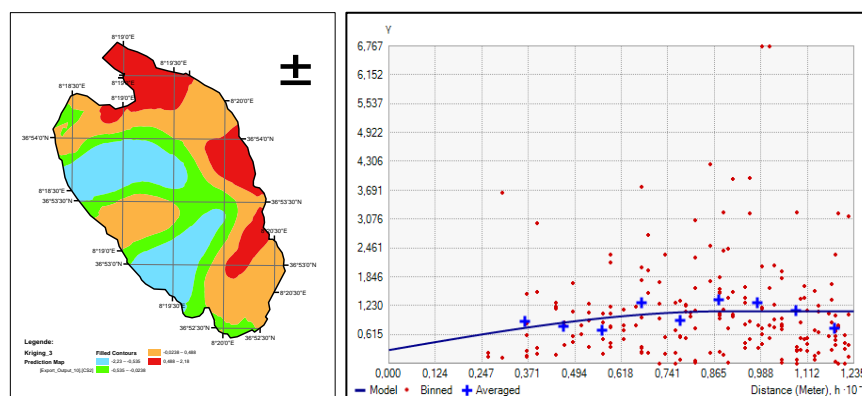


Figure 53. Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS2 (à Gauche)
Variogramme expérimental et ajustement du modèle CS2 (à droite), période Automne

La présence d'un effet pépité révèle une certaine micro-variabilité, traduisant des fluctuations locales peu corrélées spatialement, tandis que la portée plus longue et la faible variabilité globale suggèrent une influence moins structurante à grande échelle (**Tableau 4**).

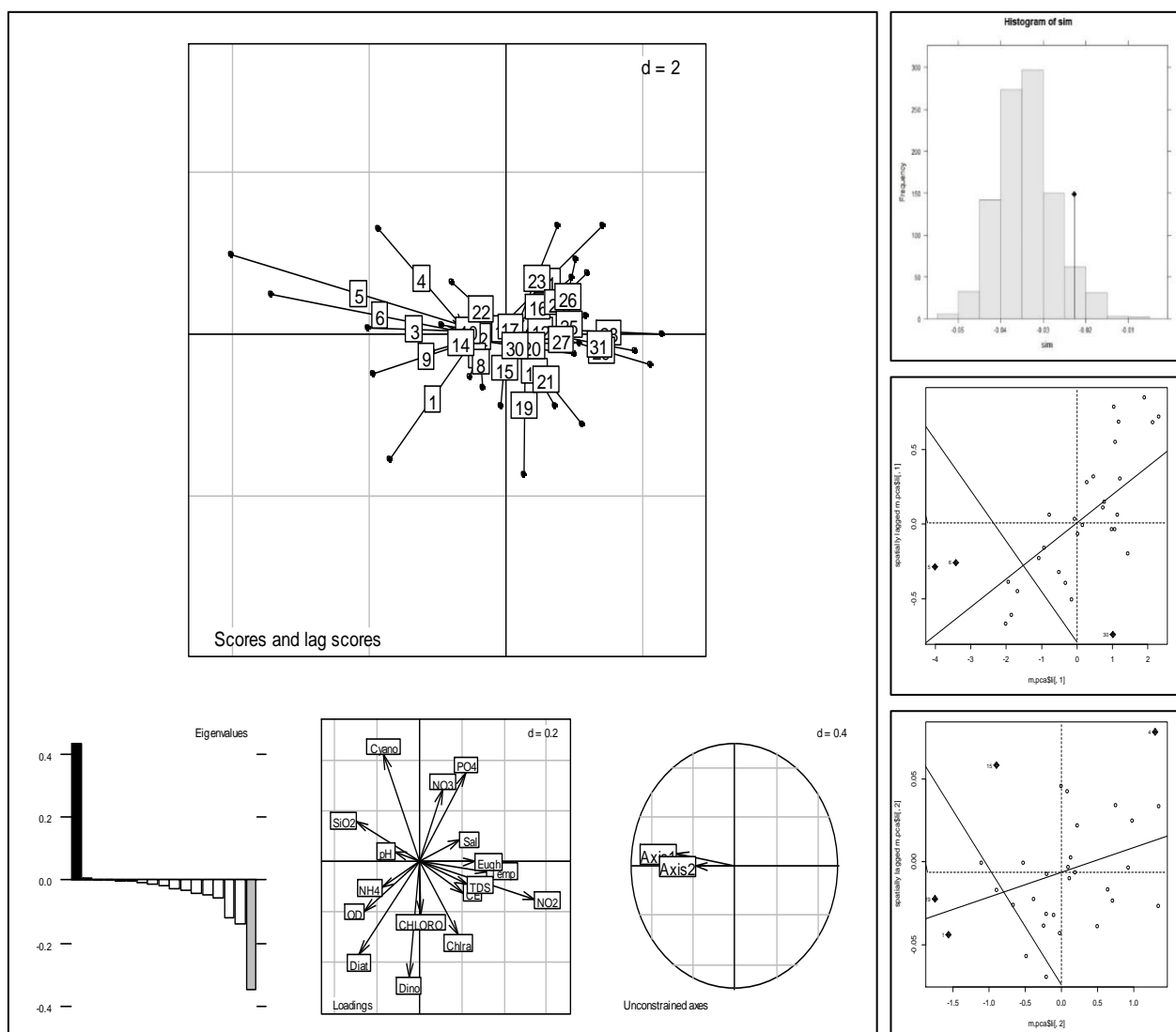
Tableau 4. Critères spatiaux du model CS2 (Automne)

Critère	Effet pépité	Portée	Palier	Structure spatiale
Modèle CS2 (Gaussien)	0,281 (micro-variabilité présente)	896 m (corrélacion courte)	0,827 (variabilité modérée)	Corrélation locale, variations fines

Cette composante semble opposer des stations dominées par certains groupes d'algues à d'autres où la qualité de l'eau est meilleure, comme en témoignent des teneurs plus élevées en diatomées, en oxygène dissous et en nitrates. Il s'agirait donc d'un gradient plus localisé, sans structuration spatiale aussi nette que CS1, possiblement influencé par des facteurs biotiques (compétition, succession algale) ou physico-chimiques ponctuels.

VIII.2. Interprétation de l'ACP spatiale de la matrice hivernale et des deux composantes principales

L'ACP spatiale appliquée aux données hivernales révèle deux composantes principales (CS1 et CS2) structurant l'espace étudié. Les tests statistiques (permutation et Moran) mettent en évidence une organisation spatiale partiellement aléatoire, avec un gradient nord-sud majeur pour CS1 et une faible structuration pour CS2 (Fig. 54).



- **Graphique central (en haut à gauche) :** Scores des stations sur le plan factoriel $F1 \times F2$ de l'ACP spatiale
- **Graphique en haut à droite (histogramme)** Histogramme du test de permutation
- **Graphique milieu droite (Moran composante 1)** Diagramme de Moran pour la première composante principale (F1)
- **Graphique bas droite (Moran composante 2)** Diagramme de Moran pour la deuxième composante principale (F2)
- **Graphique en bas à gauche (histogramme des valeurs propres)** Distribution des valeurs propres :
- **Graphique au centre bas (cercle des corrélations)** Projection des variables sur le plan $F1 \times F2$

Figure 54. Projection spatiale des stations et paramètres environnementaux selon les deux premières composantes principales ($F1 \times F2$) de l'ACP Hiver. Validation de la structuration spatiale par test de permutation et analyse de l'autocorrélation spatiale par les diagrammes de Moran.

1. Composante Spatiale (CS1) : Gradient nord-sud structuré

- **Variance expliquée** : 2.67 (valeur propre : 0.705), captant 68% de l'inertie totale.
- **Autocorrélation spatiale** : Forte (Moran : 0.19, $p = 0.001$), structurant un gradient nord-sud net.
- **Variables associées** :
 - **Groupe 1** : Nitrites (NO_2), phosphates (PO_4), salinité, conductivité électrique, TDS. Indicateurs d'eaux enrichies en nutriments et minéraux, typiques de rejets anthropiques et d'eutrophisation.
 - **Groupe 2** : Diatomées, oxygène dissous, pH, ammonium (NH_4), silicate (SiO_2). Marqueurs d'une meilleure qualité de l'eau et d'un fonctionnement biologique plus stable.

Ce gradient oppose les stations du nord (zones à forte charge en nutriments et sels) aux stations du sud (zones à meilleure qualité d'eau). Il reflète un fonctionnement écologique contrasté entre secteurs plus impactés et zones plus stables sur le plan biologique.

2. Composante Spatiale 2 (CS2) : dynamique locale

- **Variance expliquée** : 0.747 (valeur propre : 0.0109), expliquant une variabilité secondaire.
- **Autocorrélation spatiale** : Faible et non significative (Moran : 0.015, $p = 0.043$), sans gradient clair.
- **Variables associées** :
 - **Groupe 1** : Cyanophycées, nitrates (NO_3), silicate, salinité.
 - **Groupe 2** : Dinophycées, chlorophylle *a*, température, euglènes.

Cette composante exprime des dynamiques environnementales fines, sans structuration géographique nette, probablement liées à des variations locales ou transitoires.

3 Analyse de la structure spatiale des deux composantes Hiver :

a. Composante spatiale 1 (CS1) :

La première composante principale rend compte d'un gradient spatial structuré selon un axe nord-sud, expliquant une part importante de l'inertie totale (68 %). Ce gradient s'appuie sur une autocorrélation spatiale forte (Moran = 0.19, $p = 0.001$), traduisant une organisation géographique nette des conditions environnementales (**Fig. 55**).

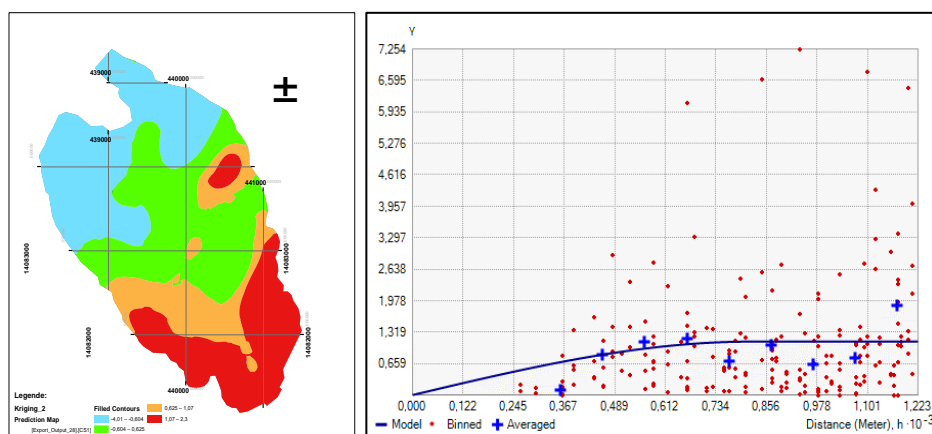


Figure 55. Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS1(à Gauche). Variogramme expérimental et ajustement du modèle CS1 (à droite), période Hivers

Les stations situées au nord du site d'étude se distinguent par des valeurs élevées de nitrites (NO_2), phosphates (PO_4), salinité, conductivité électrique et TDS, paramètres généralement considérés comme des indicateurs de pollution et d'eutrophisation. A l'inverse, les stations du sud présentent des concentrations plus élevées en diatomées, oxygène dissous, ammonium (NH_4), silicate (SiO_2) et un pH plus équilibré, renvoyant à des conditions de meilleure qualité de l'eau et à un fonctionnement biologique plus stable.

Le modèle CS1 décrit une structure spatiale bien définie mais limitée à des distances courtes. L'absence d'effet pépite indique une distribution homogène à petite échelle (**Tableau 5**). Cela pourrait refléter un processus spatial influencé par des facteurs locaux ou régionaux.

Tableau 5. Critères spatiaux du model CS1 (Hivers)

Critère	Effet pépite	Portée	Palier	Interprétation
Modèle CS1	0 (homogénéité locale)	815 m (corrélation courte)	1.118 (variabilité modérée)	Processus locaux homogènes

Cette analyse spatiale suggère donc une opposition nette entre des zones dégradées et anthropisées au nord, et des secteurs plus préservés au sud. Cette structuration s'accompagne d'une zone intermédiaire centrale marquant une transition écologique, probablement soumise à des influences mixtes.

b. Composante spatiale 2 (CS2) :

La deuxième composante capte une part beaucoup plus réduite de la variance (environ 19 %), avec une autocorrélation spatiale faible et marginalement significative ($\text{Moran} = 0.015$, $p =$

0.043). Contrairement à CS1, elle ne met pas en évidence de motif géographique clair, les variations apparaissant plus diffuses et localisées (**Fig. 56**).

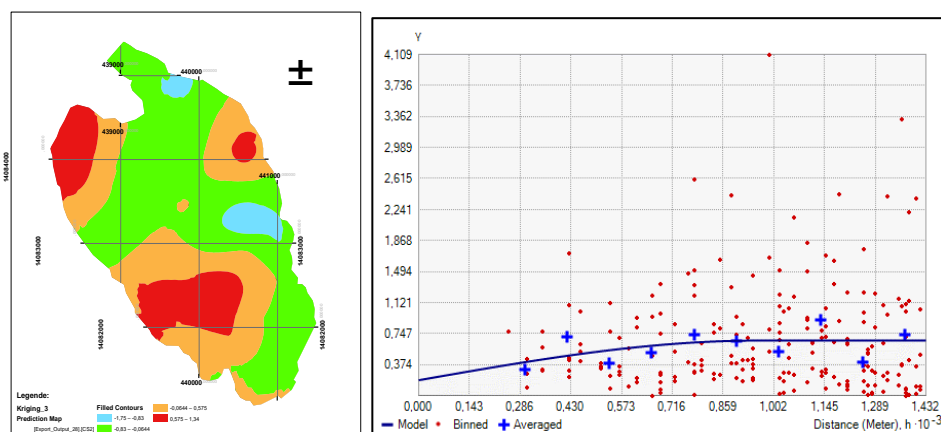


Figure 56. Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS2(à Gauche). Variogramme expérimental et ajustement du modèle CS2 (à droite), période Hivers

Cette composante oppose deux groupes de variables. Le premier, composé de cyanophycées, nitrates (NO₃), silicate et salinité, pourrait être associé à des apports nutritifs localisés ou à des conditions spécifiques de stratification hivernale. Le second groupe, incluant dinophycées, chlorophylle a, température et euglènes, reflèterait davantage une production biologique résiduelle ainsi que des micro-variations thermiques.

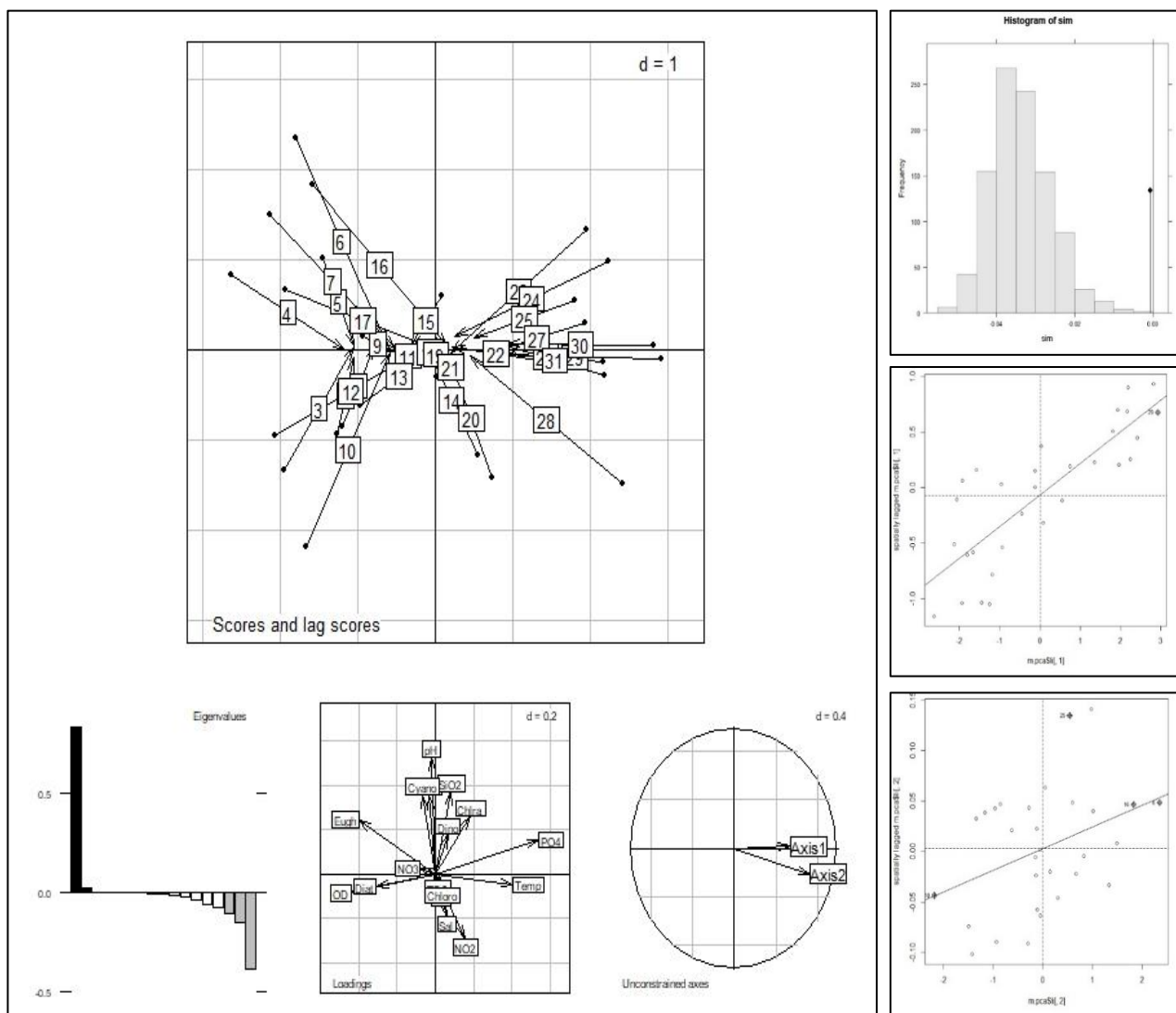
Tableau 6. Critères spatiaux du model CS2 (Hivers)

Critère	Effet pépite	Portée	Palier	Structure spatiale
Modèle CS2	0.185 (micro-variabilité)	955 m (corrélation étendue)	0.477 (variabilité faible)	Mix de facteurs locaux et globaux

Le modèle CS2 décrit un phénomène spatial avec une variabilité locale importante (effet pépite élevé) et une corrélation modérée sur des distances légèrement plus longues (**Tableau 6**). Cela pourrait refléter un processus influencé par des facteurs locaux et globaux. La cartographie associée à cette composante révèle une dispersion aléatoire des valeurs, sans organisation géographique manifeste. Ces observations laissent penser que CS2 exprime des dynamiques environnementales fines, liées à des facteurs locaux et potentiellement transitoires, sans structuration spatiale persistante.

VIII.3. Interprétation de l'ACP spatiale de la matrice printanière et des deux composantes principales

L'ACP spatiale appliquée aux données printanières révèle deux composantes principales (CS1 et CS2) structurant l'espace étudié. Les tests statistiques (permutation et Moran) confirment une organisation spatiale non aléatoire, avec des gradients environnementaux marqués et des corrélations spécifiques entre variables (**Fig.57**).



- **Graphique central (en haut à gauche) :** Scores des stations sur le plan factoriel $F1 \times F2$ de l'ACP spatiale
- **Graphique en haut à droite (histogramme) :** Histogramme du test de permutation
- **Graphique milieu droite (Moran composante 1) :** Diagramme de Moran pour la première composante principale (F1)
- **Graphique bas droite (Moran composante 2) :** Diagramme de Moran pour la deuxième composante principale (F2)
- **Graphique en bas à gauche (histogramme des valeurs propres) :** Distribution des valeurs propres :
- **Graphique au centre bas (cercle des corrélations) :** Projection des variables sur le cercle des corrélations (plan $F1 \times F2$)

Figure 57. Projection spatiale des stations et paramètres environnementaux selon les deux premières composantes principales ($F1 \times F2$) de l'ACP **Printemps**. Validation de la structuration spatiale par test de permutation et analyse

1. Composante Spatiale 1 (CS1) : Gradient nord-sud majeur

- **Variance expliquée** : 2.90 (valeur propre : 0.83), captant 68% de la variabilité spatiale totale.
- **Autocorrélation spatiale** : Forte (Moran : 0.28571, $p = 0.001$), structurant un gradient nord-sud.
- **Variables associées** :
 - **Groupe 1 (scores positifs)** : Phosphates (PO_4), Température, Chlorophylle *a*, Nitrites (NO_2), pH, Conductivité, Salinité, Chlorophycées. Indicateurs de conditions eutrophes, chaudes et salines, généralement associées à une pression anthropique.
 - **Groupe 2 (scores négatifs)** : Oxygène dissous, Nitrates (NO_3), Ammonium (NH_4), Cyanophycées. Indicateurs de meilleure qualité de l'eau.
- **Structure spatiale** :
 - Opposition nette entre le sud (stations 28 à 31) et le nord (stations 3 à 12), reflétant un gradient de pollution et de conditions physico-chimiques contrastées.
 - Présence de flèches longues sur le plan factoriel : forte hétérogénéité entre sites voisins.

2. Composante Spatiale 2 (CS2) : Gradient secondaire est-ouest

- **Variance expliquée** : 1.034 (valeur propre : 0.022), expliquant une variabilité secondaire.
- **Autocorrélation spatiale** : Faible mais significative (Moran : 0.0215, $p = 0.025$), organisée est-ouest.
- **Variables associées** :
 - **Groupe 1** : pH, Silicates (SiO_2), Cyanophycées, Ammonium, Chlorophylle *a*, Euglènes, Dinophycées, Phosphates. Associés à la productivité biologique locale et à la disponibilité en nutriments.
 - **Groupe 2** : Diatomées, Nitrites, Salinité, Oxygène dissous. Indicateurs de conditions plus stables et moins eutrophes..
- **Structure spatiale** :
 - Gradient est-ouest modéré, opposant principalement les stations de l'est (1 à 10) à celles de l'ouest (15 à 16).
 - Flèches courtes sur le plan factoriel : homogénéité spatiale au sein des groupes de stations.

3 Analyse de la structure spatiale des deux composantes Printemps :

a. Composante spatiale (CS1) :

Il a été observé que la majeure partie de la variabilité spatiale est structurée autour d'un gradient nord-sud marqué. Cette organisation est renforcée par une forte autocorrélation spatiale, traduisant une cohérence géographique des phénomènes mesurés (**Fig.58**).

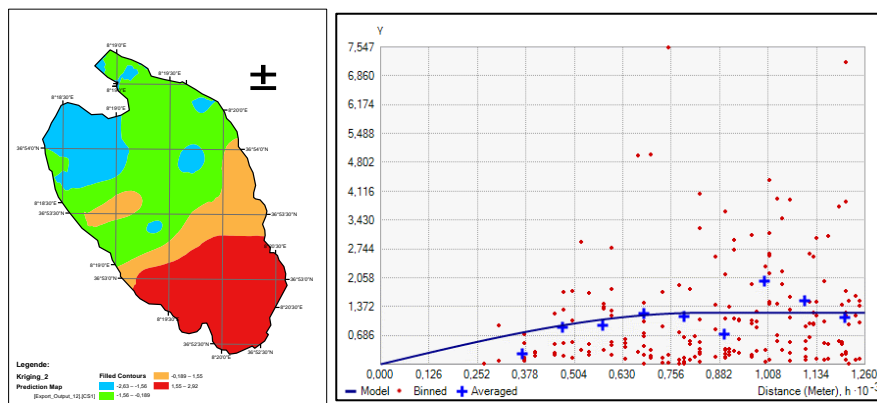


Figure 58. Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS1(à Gauche). Variogramme expérimental et ajustement du modèle CS1 (à droite), période Printemps

Les variables fortement corrélées à cette composante indiquent deux ensembles contrastés : d'un côté, des concentrations élevées en phosphates, température, chlorophylle a, nitrites, salinité et autres indicateurs associés à des eaux chaudes et eutrophes, généralement observés au sud de la zone d'étude (stations 28-31), et de l'autre, des teneurs plus importantes en oxygène dissous et en nitrates, caractéristiques d'une meilleure qualité de l'eau, plutôt présentes au nord (stations 3-12).

Tableau 7. Critères spatiaux du model CS1 (Printemps)

Critère	Effet pépite	Portée	Palier	Interprétation
CS1	0 (homogénéité locale)	839.86 m (corrélacion courte)	1.2241 (variabilité modérée)	Gradient progressif et homogène

Ce schéma spatial, appuyé par une structure de Variogramme indiquant une corrélation courte mais homogène (portée ~840 m, effet pépite nul), suggère une transition progressive entre zones contrastées, avec une forte hétérogénéité entre certains sites voisins, probablement liés à des apports différenciés ou à des dynamiques hydrologiques locales (**Tableau 7**).

b. Composante spatiale (CS2) :

La CS2 bien que n'expliquant qu'une part mineure de la variabilité, met en évidence un gradient secondaire est-ouest. Ce gradient, moins structurant mais néanmoins significatif (autocorrélation plus faible), serait associé à des processus plus localisés, en lien avec la productivité biologique et la disponibilité en nutriments. Des variables telles que les silicates, l'ammonium ou les euglènes s'opposent à d'autres comme les diatomées ou l'oxygène dissous (Fig. 59).

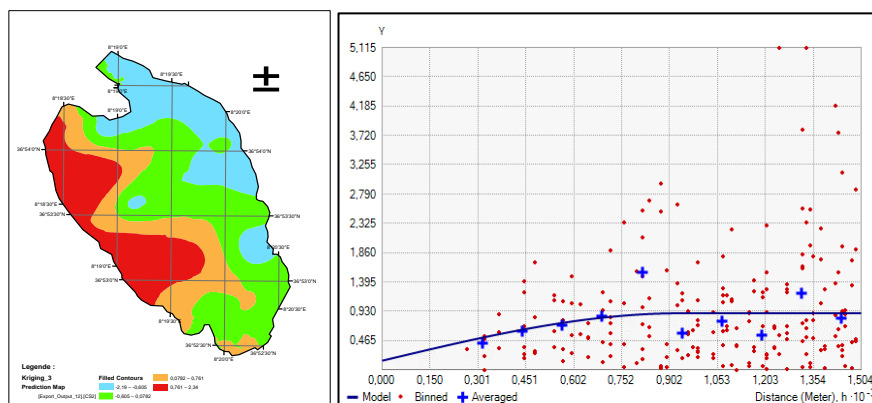


Figure 59. Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS 2 (à Gauche). Variogramme expérimental et ajustement du modèle CS2 (à droite), période Printemps

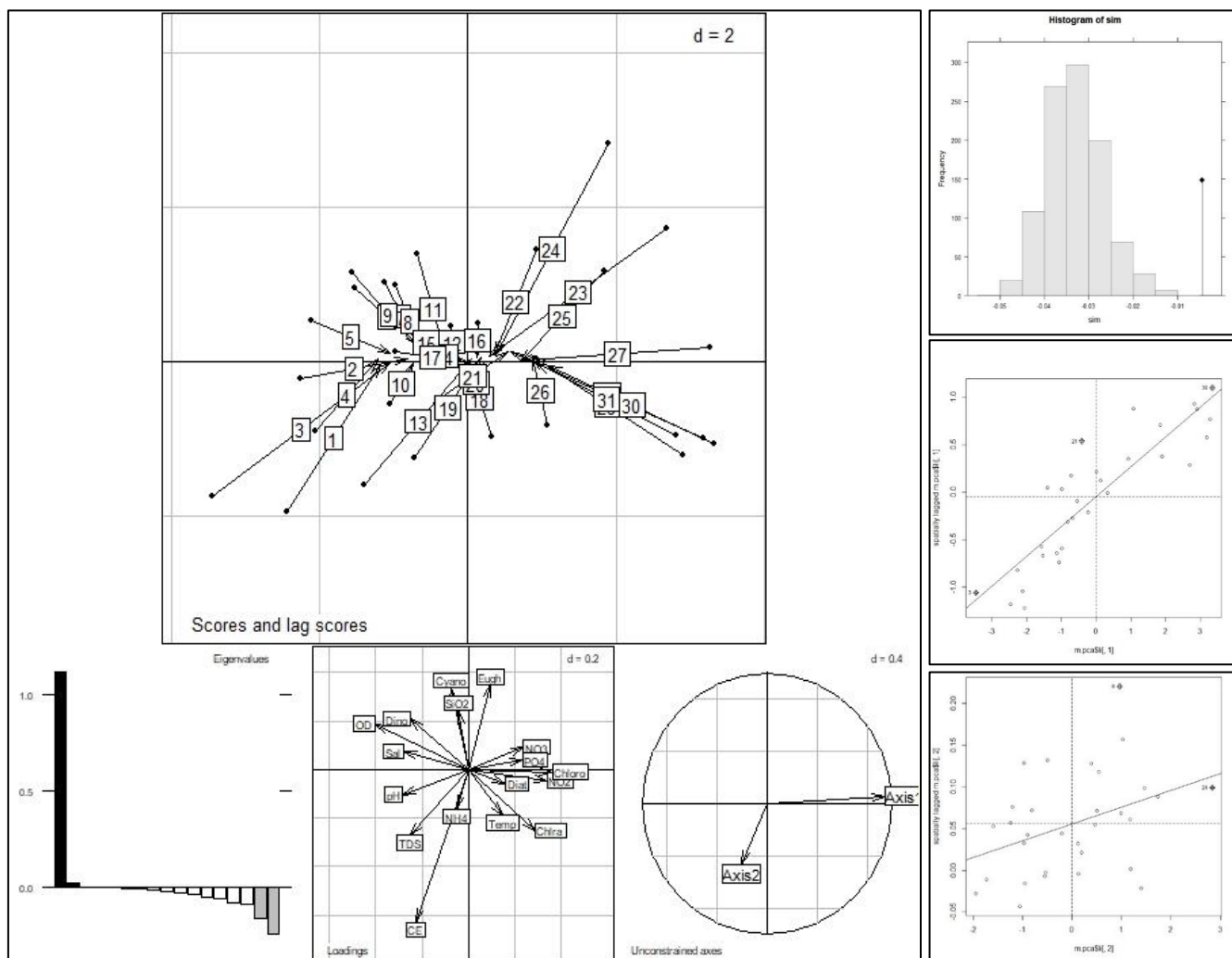
Tableau 8. Critères spatiaux du model CS2 (Printemps)

Critère	Effet pépite	Portée	Palier	Interprétation
CS2	0.1427 (micro-variabilité présente)	935.1 m (corrélation moyenne)	0.75305 (variabilité faible)	Phénomène hétérogène à échelle fine

Le Variogramme associé, caractérisé par une portée légèrement plus grande (~935 m) et la présence d'un effet pépite (0.1427), témoigne d'une variabilité plus fine, traduisant une hétérogénéité à échelle locale et une moins grande continuité spatiale. Ce second axe permet ainsi d'identifier des sous-structures spatiales dans la distribution des paramètres environnementaux, avec une opposition modérée entre stations de l'est (1-10) et quelques stations de l'ouest (15-16) (Tableau 8).

VIII.4. Interprétation de l'ACP spatiale de la matrice estivale et des deux composantes principales

L'ACP spatiale appliquée aux données estivales révèle deux composantes principales (CS1 et CS2) structurant l'espace étudié. Les tests statistiques (permutation et Moran) confirment une organisation spatiale significative, avec des gradients environnementaux marqués et des corrélations spécifiques entre variables (**Fig. 60**).



- **Graphique central (en haut à gauche) :** Scores des stations sur le plan factoriel $F1 \times F2$ de l'ACP spatiale
- **Graphique en haut à droite (histogramme)** Histogramme du test de permutation
- **Graphique milieu droite (Moran composante 1)** Diagramme de Moran pour la première composante principale ($F1$)
- **Graphique bas droite (Moran composante 2)** Diagramme de Moran pour la deuxième composante principale ($F2$)
- **Graphique en bas à gauche (histogramme des valeurs propres)** Distribution des valeurs propres :
- **Graphique au centre bas (cercle des corrélations)** Projection des variables sur le cercle des corrélations (plan $F1 \times F2$)

Figure 60. Projection spatiale des stations et paramètres environnementaux selon les deux premières composantes principales ($F1 \times F2$) de l'ACP Été. Validation de la structuration spatiale par test de permutation et analyse

1 Composante Spatiale 1 (CS1) : Gradient thermique et eutrophisation

- **Variance expliquée** : 3.54 % (valeur propre : 1.114), captant la majeure partie de la variabilité spatiale.
- **Autocorrélation spatiale** : Forte (Moran : 0.248, $p = 0.001$), structurant un gradient nord-sud.
- **Variables associées** :
 - **Groupe 1** : Chlorophycées, nitrites (NO_2), chlorophylle *a*, nitrates (NO_3), phosphates (PO_4), diatomées, température. Indicateurs d'eaux chaudes et eutrophes, souvent associés à des apports agricoles ou urbains en période estivale.
 - **Groupe 2** : Oxygène dissous, pH, salinité, ammonium (NH_4). Marqueurs de conditions plus stables et moins perturbées.
- **Structure spatiale** :
 - Opposition marquée entre les stations du nord (2 à 5) et celles du sud (27 à 30), traduisant un gradient thermique et trophique.
 - Flèches longues sur le plan factoriel : forte hétérogénéité entre stations proches, notamment dans les zones de transition.

2. Composante Spatiale 2 (CS2) : Dynamique algale localisée

- **Variance expliquée** : 1.30 % (valeur propre : 0.0261), expliquant une variabilité secondaire.
- **Autocorrélation spatiale** : Faible mais significative (Moran : 0.022, $p = 0.026$), organisée est-ouest.
- **Variables associées** :
 - **Groupe 1** : Euglènes, Cyanophycées, Dinophycées, oxygène dissous, nitrates, salinité. Indicateurs de proliférations algales ponctuelles liées à des apports nutritifs localisés.
 - **Groupe 2** : Conductivité, TDS, chlorophylle *a*, température, ammonium, pH. Variables associées à une stabilité physico-chimique et à une production biologique soutenue.
- **Structure spatiale** :
 - Gradient est-ouest, avec des « hotspots » localisés à l'est (stations 19 à 22) et des zones plus stables à l'ouest (stations 7 à 11).
 - Flèches courtes sur le plan factoriel : homogénéité spatiale au sein des groupes.

3 Analyse de la structure spatiale des deux composantes Été :

a. Composante spatiale (CS1) :

La CS1 rend compte d'un gradient thermique et d'eutrophisation structuré selon un axe nord-sud, captant une part significative de la variabilité spatiale (**Fig. 61**).

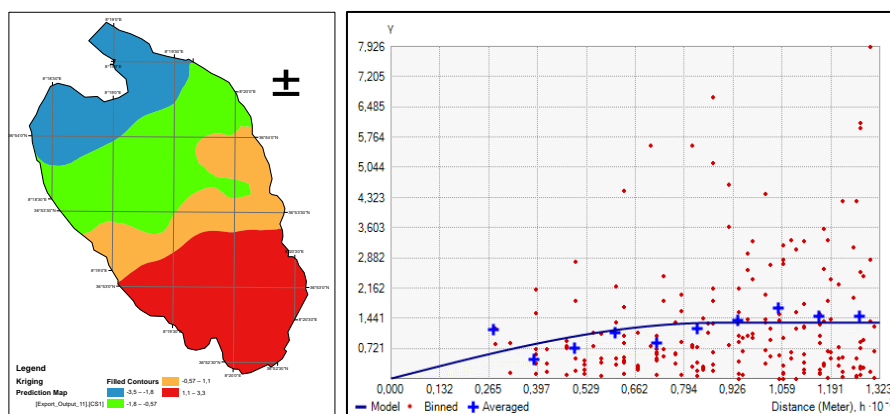


Figure 61. Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS1 (à Gauche). Variogramme expérimental et ajustement du modèle CS1 (à droite), période Été

Ce gradient est appuyé par une forte autocorrélation spatiale, traduisant une organisation nette du phénomène sur le territoire. Les variables corrélées positivement (chlorophycées, nitrites, chlorophylle a, nitrates, phosphates, diatomées, température) décrivent des eaux chaudes, riches en nutriments, souvent liées à des rejets agricoles ou urbains caractéristiques de la période estivale. A l'inverse, les variables négativement corrélées (oxygène dissous, pH, salinité, ammonium) sont typiques de conditions de meilleure qualité, moins perturbées. L'analyse spatiale révèle une opposition marquée entre les stations du nord (2-5) et celles du sud (27-30), évoquant une disparité dans les sources de pollution ou l'intensité des apports.

Tableau 9. Critères spatiaux du model CS1 (Eté)

Critère	Effet pépite	Portée	Palier	Interprétation
CS1 (Modèle sphérique)	0 (pas de micro-variabilité)	882 m (corrélacion locale)	1.3315 (variabilité modérée)	Phénomène localisé (ex. : rejets)

Le Variogramme montre une portée d'environ 882 m sans effet pépite, ce qui suggère un phénomène localisé mais homogène, compatible avec des sources de pollution ponctuelles ou canalisées. Les flèches longues sur le plan factoriel témoignent d'une hétérogénéité importante entre sites voisins, notamment dans les zones de transition (**Tableau 9**).

b. Composante spatiale (CS2) :

La CS2 elle met en évidence une variabilité secondaire d'ordre est-ouest, expliquant 1,30 % de la variabilité, avec une autocorrélation faible mais significative (**Fig. 62**).

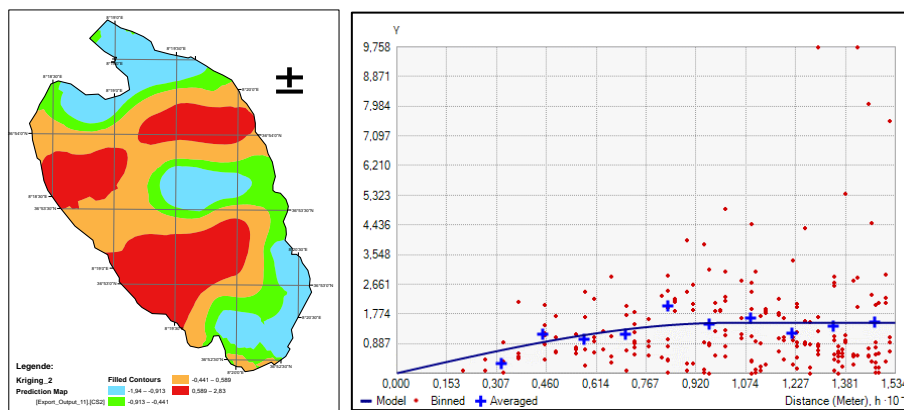


Figure 62. Carte du modèle d'interpolation des valeurs de la CS 2(à Gauche) Variogramme expérimental et ajustement du modèle CS2 (à droite), période Été

Cette composante révèle une dynamique plus diffuse, possiblement régionale, comme en témoigne la portée spatiale étendue (~1022 m) et une variabilité plus élevée selon le Variogramme (**Tableau 10**).

Tableau 10. Critères spatiaux du model CS2 (Eté)

Critère	Effet pépite	Portée	Palier	Interprétation
CS2 (Modèle sphérique)	0 (pas de micro-variabilité)	1022 m (corrélation étendue)	1.5064 (variabilité élevée)	Processus régionaux (ex. : climat)

Les variables associées (euglènes, cyanophycées, *Dinophycées*, oxygène dissous, nitrates, salinité) suggèrent la présence de proliférations algales localisées, souvent en lien avec des apports nutritifs spécifiques. En opposition, des paramètres tels que la conductivité, les solides dissous (TDS), la température ou encore l'ammonium et le pH sont associés à des conditions physico-chimiques stables. Ce second axe met en lumière une organisation est-ouest, avec des « hotspots » localisés dans les stations de l'est (19-22) et des zones plus stables à l'ouest (7-11). L'homogénéité des clusters spatiaux, confirmée par des flèches courtes sur le plan factoriel, renforce l'idée d'une répartition spatiale plus lisse à cette échelle.

VIII.5. L'analyse comparative des résultats saisonniers de l'ACP spatiale

L'analyse comparative des résultats saisonniers de l'ACP spatiale révèle un cycle annuel structuré en quatre phases, marqué par des gradients environnementaux et des mécanismes distincts (**Tableau 11**).

Tableau 11. Dynamique saisonnière des variables clés

Saison	Variables dominantes (CS1)	Processus associés
Printemps	Phosphates, nitrates, chlorophycées	Ruissellement agricole, blooms précoces
Eté	Température, chlorophylle <i>a</i> , cyanophycées	Stratification thermique, hypoxie
Automne	Salinité, nutriments résiduels, diatomées	Dégradation de la biomasse, mélange partiel
Hiver	Nitrites, phosphates, conductivité	Accumulation sédimentaire, faible activité

Au printemps et en été, la lagune présente une intensification marquée des phénomènes d'eutrophisation, se traduisant par l'apparition de blooms algaux massifs dans certaines zones. En revanche, durant l'automne et l'hiver, elle semble entrer dans une phase de latence écologique, caractérisée par une accumulation de nutriments non accompagnée d'une activité biologique significative, notamment en termes de production phytoplanctonique. 1 Structures spatiales et échelles d'impact

1. Gradients dominants :

- **Printemps/Été** : Gradients nord-sud à large portée (1800–2500 m), liés à des processus régionaux (ruissellement, climat).
- **Automne/Hiver** : Structures locales (portée < 900 m), influencées par l'hétérogénéité des sédiments et rejets ponctuels.

2. Modèles géostatistiques :

- **Saisons chaudes** : Modèles sphériques sans pépite → homogénéité des apports diffus.
- **Saisons froides** : Effet pépite marqué (0.14–0.28) → micro-variabilité accrue (ex. : rejets urbains).

3. Mécanismes clés du cycle annuel

L'eutrophisation dans la lagune présente une dynamique saisonnière marquée, avec des phases d'intensité variable selon les périodes de l'année.

a. Saisons où l'eutrophisation est la plus forte

En été, on observe un pic maximal d'eutrophisation, largement attribuable à l'élévation des températures et à la stratification des eaux. Ces conditions favorisent l'apparition de blooms algaux importants, principalement composés de cyanobactéries et de chlorophycées, ainsi que le développement de zones hypoxiques. Plusieurs facteurs clés contribuent à ce phénomène : une limitation critique des nutriments, notamment l'azote et le phosphore, un recyclage accéléré des nutriments par les sédiments sous conditions anoxiques, et des concentrations très élevées en chlorophylle *a*, pouvant atteindre jusqu'à 300 µg/L.

Au printemps, la période marque le début des blooms algaux, avec un redémarrage de l'activité biologique stimulé par les apports en nutriments issus du ruissellement hivernal. Cette saison est également caractérisée par un gradient nord-sud prononcé, résultant des rejets agricoles et de la hausse progressive des températures.

b. Saisons où l'eutrophisation est la moins forte

En hiver, l'activité biologique ralentit considérablement. Les basses températures et la réduction de la lumière limitent la photosynthèse, bien que les concentrations en nutriments, notamment en nitrites et phosphates, restent élevées. Durant cette période, les structures spatiales sont moins marquées, avec une prédominance de processus physiques comme le mélange des eaux, qui tend à homogénéiser les conditions environnementales.

En automne, la lagune entre dans une phase de transition, marquée par une diminution progressive des blooms algaux. Toutefois, des gradients résiduels persistent, en particulier en ce qui concerne la salinité et certains nutriments, conséquence directe de leur accumulation durant l'été.

VIII.6. Variation saisonnière de l'indice de qualité (WQI) des eaux de la Lagune

1 Approche multidimensionnelle d'estimation du WQI :

L'approche multidimensionnelle appliquée dans cette étude repose sur l'idée que la qualité de l'eau ne peut être représentée de manière fiable par un seul paramètre, mais résulte de l'interaction complexe de multiples variables physico-chimiques et biologiques. Pour intégrer cette complexité, une analyse en composantes principales (ACP) a été utilisée comme méthode de réduction dimensionnelle (**Fig. 63**).

Parmi les composantes extraites, la première composante principale (F1), qui résume la plus grande part de la variance des données initiales, a été interprétée comme un gradient synthétique de qualité de l'eau. Cette composante agrège les contributions des variables fortement corrélées à la dégradation de la qualité (nutriments, oxygène dissous, salinité, etc.), ce qui en fait un indicateur pertinent pour refléter les conditions globales du milieu.

Ainsi, au lieu d'attribuer manuellement des poids à chaque paramètre dans le calcul du Water Quality Index (WQI), les coordonnées des variables sur F1 ont été utilisées comme pondérations empiriques. Cette méthode présente l'avantage de :

- Refléter la structure statistique réelle des données,
- S'adapter aux variations saisonnières ou spatiales,
- Intégrer implicitement les interdépendances entre les paramètres.

L'indice WQI ainsi obtenu combine la rigueur d'un traitement statistique multivarié et l'intérêt opérationnel d'un indicateur synthétique de la qualité de l'eau.

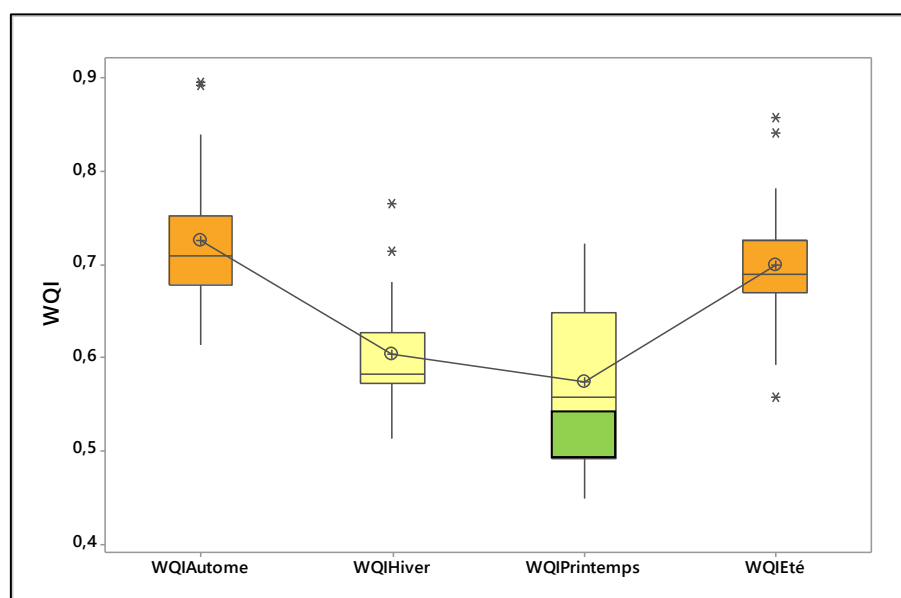


Figure 63. Boxplot des valeurs de l'indice WQI. Comparaisons entre saisons

L'analyse de la variance (ANOVA) réalisée sur les valeurs saisonnières du WQI a révélé une différence significative entre les saisons ($F = 33,68$; $p < 0,001$), expliquant environ 45,7 % de la variabilité totale de l'indice. Les comparaisons post-hoc (test de Tukey) ont permis d'identifier deux groupes distincts : l'automne et l'été, caractérisés par des WQI élevés indiquant une mauvaise qualité de l'eau (moyennes respectives de 72,54 et 70) et l'hiver et le printemps, présentant des WQI plus faibles (60,40 et 57,47). Ces résultats suggèrent que la qualité de l'eau est significativement meilleure qu'en automne et en été, probablement en lien avec les conditions hydrologiques, la température et l'activité biologique saisonnière.

Afin de renforcer l'interprétation de cet indice, les coordonnées des variables sur F1 (c'est-à-dire leurs contributions aux variations majeures) sont utilisées comme poids empiriques. La représentation graphique de ces poids nous a permis d'étudier le profil « variables » des saisons (Fig. 64).

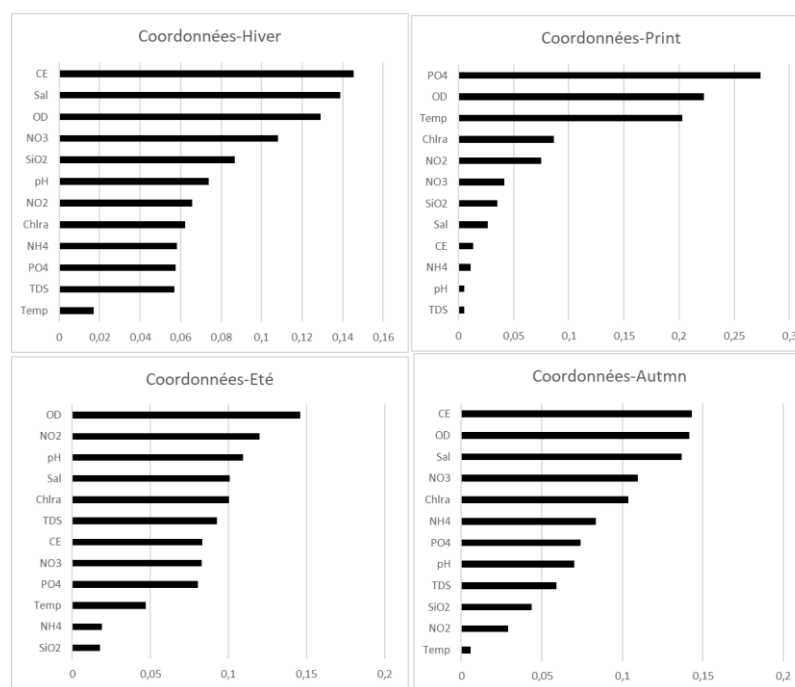


Figure 64. Histogrammes des coordonnées des variables sur la première composante. Comparaisons entre saisons

- En **hiver** et en **automne**, la qualité de l'eau est principalement contrôlée par la minéralisation, représentée par des valeurs élevées de conductivité électrique (CE), de salinité et de teneurs en oxygène dissous (DO).
- Au **printemps**, l'axe principal de variation est dominé par la concentration en phosphates (PO_4^{3-}), suivie du DO et de la température, traduisant une période marquée par des processus de recyclage des nutriments et de réactivation biologique.

- En **été**, l'oxygène dissous (DO) et les nitrites (NO_2^-) deviennent prédominants, indiquant une forte influence des processus biologiques actifs sous des températures élevées, associés à une consommation d'oxygène et des transformations azotées.

Globalement, cette analyse révèle que les facteurs de contrôle de la qualité de l'eau varient sensiblement selon les saisons, traduisant des dynamismes hydrologiques et biogéochimiques distincts dans la lagune étudiée.

2 Structure spatiale du WQI par saisons :

L'analyse cartographique du WQI saisonnier semble indiquer des variations spatiales et temporelles du niveau de qualité des eaux de la lagune (**Fig. 65**).

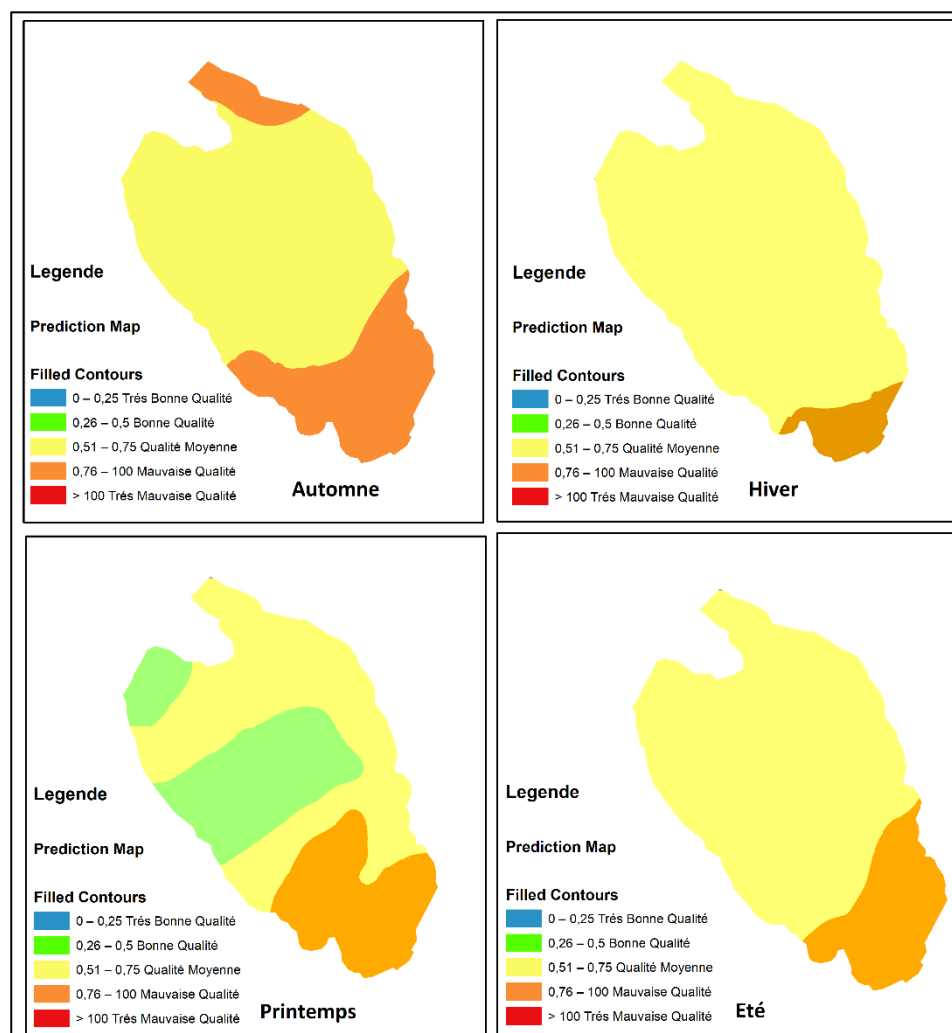


Figure 65. Cartes de distributions des motifs représentant les classes de qualité

A l'**automne**, la distribution montre une prédominance de zones de qualité moyenne, accompagnée par l'émergence de secteurs présentant des indices suggérant une qualité plus

dégradée, notamment au sud et au nord de la lagune. Cette répartition pourrait être associée à une intensification des apports externes en fin de cycle hydrologique.

En hiver, la carte laisse apparaître une qualité globalement moyenne sur l'ensemble du plan d'eau, bien que certaines zones localisées, principalement au sud, semblent présenter une tendance vers une qualité plus médiocre. Cette homogénéité spatiale pourrait résulter d'une diminution de l'activité biologique et d'un brassage hydrodynamique plus important.

Au printemps, la distribution spatiale du WQI semble devenir plus contrastée. Des secteurs localisés au nord et au centre montrent des indices correspondant à une qualité meilleure, tandis que des zones dégradées persistent au sud. Cette hétérogénéité spatiale pourrait refléter des dynamiques de production biologique accrues, associées à la remontée des températures et à une utilisation différentielle des nutriments.

En été, une distribution relativement semblable à celle de l'automne est observée, avec une dominance de la qualité moyenne et des dégradations ponctuelles sur les bords sud. Les conditions estivales, favorables à la production primaire et à l'accumulation de nutriments, pourraient expliquer la persistance de cette configuration.

VIII.7. Discussion de l'analyse intégrée de la qualité de l'eau dans la lagune El Mellah

L'évaluation de la qualité des eaux lagunaires, notamment dans des systèmes complexes comme la lagune El Mellah, nécessite des outils d'analyse capables de prendre en compte la variabilité spatiale, la saisonnalité et les interactions multiples entre facteurs physico-chimiques et biologiques. L'approche combinée basée sur l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et l'indice de qualité de l'eau (WQI) s'est révélée particulièrement adaptée pour répondre à cet objectif.

L'indice WQI, dérivé de la première composante principale de l'ACP, s'est révélé être un outil synthétique et efficace pour la cartographie des zones à risque. En transformant des données environnementales complexes en un indicateur facilement interprétable, il permet d'appuyer la surveillance et d'orienter les actions de gestion (Pesce & Wunderlin, 2000 ; Lumb et al., 2011). Cette approche combinée, validée dans d'autres écosystèmes lagunaires (Dassenakis et al., 2010 ; Pérez-Ruzafa et al., 2007), renforce la fiabilité du diagnostic.

Dans cette étude, le WQI a clairement distingué les saisons à qualité d'eau dégradée (été et automne) des périodes plus favorables (hiver et printemps), conformément aux dynamiques hydrologiques et biologiques observées. Les cartes de distribution du WQI ont mis en évidence la présence de hotspots persistants de dégradation, notamment aux extrémités nord et sud de la lagune, zones soumises à des apports exogènes (rejets agricoles, urbains ou diffuses). Cette spatialisation permet une gestion différenciée, ciblant prioritairement les zones critiques.

Une approche multidimensionnelle adaptée aux systèmes lagunaires

Afin de mieux comprendre les structures sous-jacentes au WQI, l'analyse détaillée des composantes principales (CS1 et CS2) s'avère indispensable. La méthode intégrée ACP-WQI offre plusieurs avantages méthodologiques. D'une part, elle permet une réduction efficace de la complexité inhérente aux jeux de données environnementaux multivariés. L'ACP isole les axes majeurs de variation, conservant ainsi l'essentiel de la structure écologique des données tout en éliminant les redondances (Borcard et al., 2018 ; Legendre & Legendre, 2012). D'autre part, elle facilite l'identification de gradients spatiaux dominants, souvent masqués dans les analyses univariées classiques.

Des gradients spatiaux significatifs : CS1 et CS2

Dans le cas de la lagune El Mellah, cette analyse a révélé que la première composante principale (CS1) explique à elle seule une large part de la variance, traduisant un gradient spatial nord-sud fortement structurant, récurrent au fil des saisons. Ce gradient oppose des zones du nord

relativement stables, caractérisées par des concentrations élevées en oxygène dissous, en diatomées et en nutriments assimilables, à des zones du sud où prédominent les sels, les nutriments réactifs (NO_2^- , PO_4^{3-}) et les espèces algales indicatrices d'eutrophisation, telles que les chlorophycées et les cyanophycées. Cette structuration est cohérente avec les observations faites dans d'autres lagunes méditerranéennes telles que celles de Bizerte (Romdhane et al., 2007), de Nador (Taleb et al., 2006) ou de Mar Menor (Gilabert, 2002).

Une structure spatiale secondaire, orientée est-ouest, a également été identifiée par la deuxième composante principale (CS2). Cette structure révèle un gradient opposant des zones oxygénées et riches en silice à d'autres plus chargées en sels et chlorophylle, comme observé dans les lagunes de Ria Formosa (Gamito et al., 2005) ou d'Orbetello (Bernardi Aubry et al., 2006). Ces gradients sont étroitement liés à la répartition du phytoplancton : les diatomées se concentrent dans les zones riches en silice et bien oxygénées, tandis que les chlorophycées et cyanophycées prédominent dans les eaux eutrophes riches en azote et phosphore.

Ces structures environnementales influencent aussi indirectement la composition des communautés biologiques supérieures (zooplancton, macroinvertébrés), comme cela a été montré dans les lagunes de Nador ou de Ghar El Melh, où les zones pauvres en oxygène sont souvent corrélées à un appauvrissement de la biodiversité benthique.

Dynamiques saisonnières de l'eutrophisation

L'ACP permet aussi d'identifier des structures spatiales stables ou changeantes selon les saisons, ce qui constitue un atout majeur pour anticiper les périodes à risque (notamment en été et automne) et adapter les stratégies de suivi. L'analyse comparative des résultats saisonniers a mis en évidence un cycle écologique annuel structuré en quatre phases. Au printemps, les apports nutritifs liés au ruissellement hivernal favorisent la reprise de l'activité biologique, souvent marquée par les premiers blooms algaux. En été, la lagune atteint un pic d'eutrophisation, caractérisé par une stratification thermique, une forte production primaire (chlorophylle a élevée), et l'apparition fréquente de zones hypoxiques. Ce schéma est typique des systèmes à faible renouvellement hydrique sous climat méditerranéen (Djidjel et al., 2023). En automne, une phase de transition se manifeste par la persistance des nutriments dans l'eau et une baisse progressive de l'activité biologique. L'hiver est marqué par une homogénéisation relative des conditions (due au brassage), mais aussi par l'accumulation de sels et de nutriments minéralisés. Une dynamique saisonnière comparable a été décrite pour la lagune de Thau (Laignel et al., 2004), soulignant l'intérêt de l'analyse temporelle intégrée dans la gestion des lagunes.

Analyse géostatistique et gestion spatialisée

L'analyse géostatistique des composantes principales (portée, effet pépité) a révélé des structures à grande portée (>800 m), traduisant une homogénéité des gradients saisonniers, ainsi que des structures à fort effet pépité, illustrant une micro-variabilité accrue en hiver et automne. Ces résultats, comparables à ceux obtenus dans les lagunes de Marano-Grado (Tomasino et al., 2019) et Mar Menor (Gilabert, 2002), offrent des informations clés pour localiser les zones sensibles à surveiller en priorité (Fortin & Dale, 2005).

Vers une gestion intégrée et écosystémique

Au-delà de son intérêt scientifique, cette démarche combinée s'inscrit pleinement dans une logique de gestion intégrée des zones côtières. Elle permet une lecture holistique du fonctionnement lagunaire, en intégrant les dimensions physiques, chimiques et biologiques dans l'évaluation de la qualité de l'eau. De plus, elle s'aligne avec les exigences de la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE 2000/60/CE), qui promeut une évaluation spatio-temporelle intégrée pour atteindre le bon état écologique des masses d'eau.

L'approche ACP-WQI s'inscrit dans une démarche reproductible, déjà testée dans d'autres lagunes telles que Mar Menor, Orbetello ou Thau, et constitue un outil adaptable à l'évaluation des zones humides confrontées à l'eutrophisation. La mise en œuvre de cette approche dans la lagune El Mellah ouvre la voie à une surveillance renforcée, adaptée à la variabilité spatiale et saisonnière des pressions environnementales. Elle peut également servir de modèle pour d'autres systèmes lagunaires du bassin méditerranéen confrontés à des enjeux similaires de pollution diffuse, de prolifération algale et de gestion durable des ressources.

Partie 2 : Analyse de la diversité phytoplanctonique

CHAPITRE IX. Interprétation des paramètres de la diversité alpha

IX.1. Interprétation de la richesse spécifique phytoplanctonique et de sa structuration spatiale

L'évaluation de la diversité alpha constitue un indicateur fondamental pour appréhender l'état écologique d'un écosystème aquatique. Dans le cas de la lagune El Mellah, cette approche permet de mieux comprendre les dynamiques spatio-temporelles du phytoplancton, principal compartiment productif et bioindicatif des milieux lagunaires. Cette évaluation repose sur l'analyse intégrée de quatre descripteurs complémentaires de la diversité : la richesse spécifique, indicateur du nombre total de taxons présents ; l'abondance, traduisant la densité des cellules phytoplanctoniques ; l'indice de Shannon qui combine la richesse et la répartition relative des individus entre les espèces et l'équitabilité qui mesure le degré d'uniformité dans la distribution des abondances au sein des communautés.. L'interprétation de ces indicateurs permet non seulement de mettre en évidence les gradients saisonniers de diversité, mais aussi de détecter la structuration spatiale des communautés à travers des tests d'autocorrélation (Global Moran's I). Ces analyses offrent ainsi une lecture approfondie de la réponse du phytoplancton aux fluctuations environnementales, en lien avec les apports nutritifs, les facteurs hydrodynamiques et les conditions climatiques. Le présent chapitre détaille successivement les résultats relatifs à chacun de ces paramètres, en insistant sur les contrastes saisonniers, les zones de forte diversité (hotspots), et la structuration spatiale des assemblages phytoplanctoniques au sein de la lagune.

1. Distribution spatiale saisonnière

L'analyse spatiale de la richesse spécifique du phytoplancton dans la lagune El Mellah révèle des variations saisonnières notables, tant en termes d'intensité que de structuration spatiale (**Fig. 66**)

- **En automne**, la richesse spécifique est globalement modérée à élevée, avec des valeurs comprises entre 26 et 40 taxons. Les maximas sont observés dans les zones nordiques et centrales, traduisant des conditions encore favorables à la diversité.
- **En hiver**, on enregistre les valeurs les plus faibles (de 10 à 27 taxons), avec une distribution relativement homogène sur l'ensemble de la lagune. Cette homogénéité et la diminution générale de la richesse traduisent l'effet combiné du refroidissement, de la faible luminosité et du ralentissement de l'activité biologique.

- **Au printemps**, la richesse augmente sensiblement, oscillant entre 15 et 32 taxons, et la structuration spatiale devient plus contrastée. Plusieurs zones de forte diversité apparaissent, notamment au nord et au centre, en réponse à la reprise de l'activité biologique stimulée par la remontée des températures et les apports en nutriments issus du ruissellement.
- **En été**, la richesse atteint son niveau maximal, avec des valeurs pouvant aller jusqu'à 31 taxons, particulièrement concentrées dans les régions nordiques et centrales. Ce pic est probablement associé à des conditions estivales favorables telles qu'une température élevée, et une forte disponibilité en nutriments, favorisant une multiplication des taxons phytoplanctoniques.

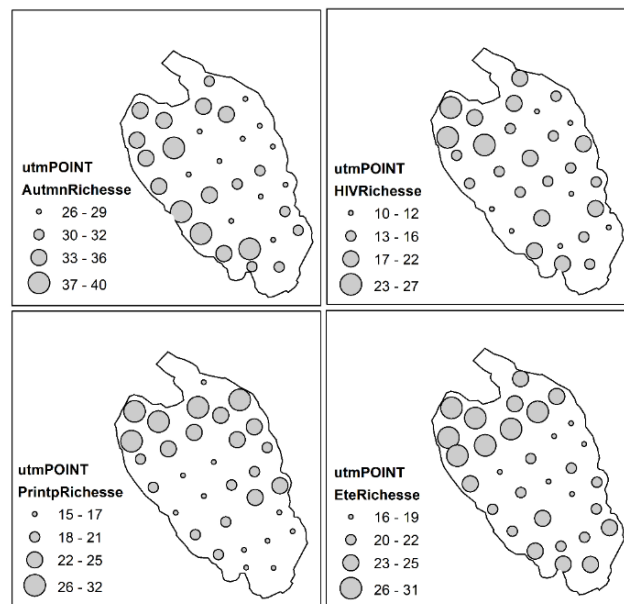


Figure 66. Distribution spatiale des valeurs de richesse spécifiques

2. Résultats du test de Moran global (Global Moran's I)

Le tableau 12 présente les résultats du test de Moran permettant d'évaluer l'autocorrélation spatiale de la richesse spécifique du phytoplancton à l'échelle saisonnière.

Tableau 12. Test de Moran appliqué à la richesse spécifique saisonnière du phytoplancton

Saison	Moran's I	z-score	p-value	Interprétation
Automne	0,2009	1,60	0,1095	Faible autocorrélation, non significative
Hiver	0,2027	1,64	0,1015	Faible autocorrélation, non significative
Printemps	0,4437	3,29	0,0010	Autocorrélation spatiale significative
Eté	0,6854	4,97	0,000001	Autocorrélation spatiale très forte et significative

Ces résultats montrent une évolution saisonnière claire de la structuration spatiale de la richesse spécifique du phytoplancton :

Niveau de richesse :

- Hiver : minimum de richesse et faible structuration spatiale.
- Automne : richesse moyenne, début de structuration spatiale.
- Printemps : nette augmentation de la richesse et émergence de regroupements spatiaux.
- Été : richesse maximale, forte agrégation spatiale (zones riches géographiquement proches).

Structuration spatiale :

- En hiver et automne, la distribution de la richesse est relativement aléatoire ($p > 0,1$).
- Au printemps, la richesse commence à se structurer spatialement ($p = 0,001$).
- En été, la structuration spatiale est très marquée ($p < 0,000001$), traduisant des regroupements d'espèces dans des habitats favorables.

La richesse spécifique présente un cycle saisonnier marqué, avec un minimum hivernal, une remontée au printemps et un maximum estival, accompagné d'une structuration spatiale de plus en plus forte. Cela reflète l'influence des conditions environnementales et des cycles biologiques sur la biodiversité locale, avec des zones « points chauds » de richesse qui se concentrent et s'agrègent au printemps et surtout en été

IX.2. Interprétation et comparaison saisonnière de l'abondance et de sa structuration spatiale

1. Distribution spatiale saisonnière

L'analyse de la distribution spatiale de l'abondance phytoplanctonique au fil des saisons met en évidence des variations notables tant en termes d'intensité que de répartition spatiale (**Fig. 65**).

- **Automne** : L'abondance est modérée à élevée, avec plusieurs zones situées au nord et au centre de la lagune présentant des cercles de grande taille, traduisant des valeurs relativement importantes (jusqu'à 1970). La distribution est contrastée, avec une forte hétérogénéité entre les sites.
- **Hiver** : L'abondance est globalement la plus faible (maximum de 2833), la majorité des cercles étant de petite à moyenne taille. La distribution spatiale est relativement homogène, les différences entre sites étant peu marquées.

- **Printemps** : Une forte augmentation de l'abondance est observée (jusqu'à 34 335), notamment dans certaines zones du nord et du centre, qui affichent des valeurs exceptionnellement élevées (grands cercles). La variabilité spatiale est très marquée.
- **Eté** : L'abondance reste relativement élevée (maximum de 5855), mais la distribution est plus homogène que celle observée au printemps, avec des cercles de taille moyenne à grande répartis de manière plus uniforme.

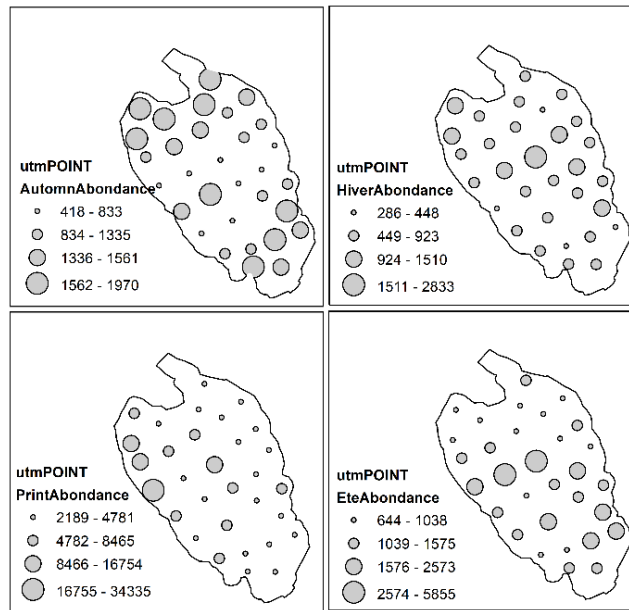


Figure 67. Distribution spatiale des valeurs de l'abondance phytoplanctonique

2. Structuration spatiale de l'abondance phytoplanctonique : résultats du test de Moran global

Le test de Moran global a été appliqué pour évaluer la structuration spatiale de l'abondance phytoplanctonique selon les saisons (Tableau 13). Ce test permet de détecter la présence d'autocorrélation spatiale.

Tableau 13. Test de Moran appliqué à l'abondance phytoplanctonique

Saison	Moran's I	z-score	p-value	Interprétation
Automne	0,325	2,46	0,0137	Autocorrélation spatiale significative (agrégation de l'abondance)
Hiver	0,055	0,75	0,455	Pas d'autocorrélation spatiale significative (distribution aléatoire)
Printemps	0,273	2,82	0,0048	Autocorrélation spatiale significative (agrégation de l'abondance)
Eté	-0,036	-0,92	0,356	Pas d'autocorrélation spatiale significative (distribution aléatoire)

Ces résultats permettent d'établir une comparaison saisonnière :

Intensité de l'abondance :

- Hiver : Abondance la plus faible et la moins contrastée spatialement.
- Automne : Abondance modérée, avec des regroupements spatiaux significatifs.
- Printemps : Abondance maximale, très forte variabilité spatiale et regroupements significatifs.
- Été : Abondance élevée mais moins contrastée, sans structuration spatiale marquée.

Structuration spatiale :

- **Automne et printemps** : Présence d'agrégations spatiales significatives ($p < 0,05$), indiquant que les sites à forte abondance sont géographiquement proches.
- **Hiver et été** : Absence de structuration spatiale significative ($p > 0,05$), l'abondance semble distribuée de façon plus aléatoire.

Dans l'ensemble, l'abondance phytoplanctonique suit un cycle saisonnier bien défini, marqué par un minimum hivernal, une augmentation en automne, un maximum au printemps, puis une stabilisation élevée en été. Les périodes de transition (automne et printemps) sont caractérisées par une structuration spatiale significative, traduisant l'influence de conditions environnementales particulièrement favorables ou d'un regroupement des populations. À l'inverse, les périodes hivernale et estivale présentent une distribution plus homogène ou aléatoire, probablement liée à des contraintes écologiques ou à une dispersion accrue des organismes.

IX.3 Analyse saisonnière de la diversité phytoplanctonique (indice de Shannon) et de sa structuration spatiale

1. Distribution spatiale de la diversité selon les saisons

L'analyse spatiale de l'indice de Shannon met en évidence des variations saisonnières notables en termes d'intensité et de répartition géographique de la diversité phytoplanctonique (**Fig. 68**).

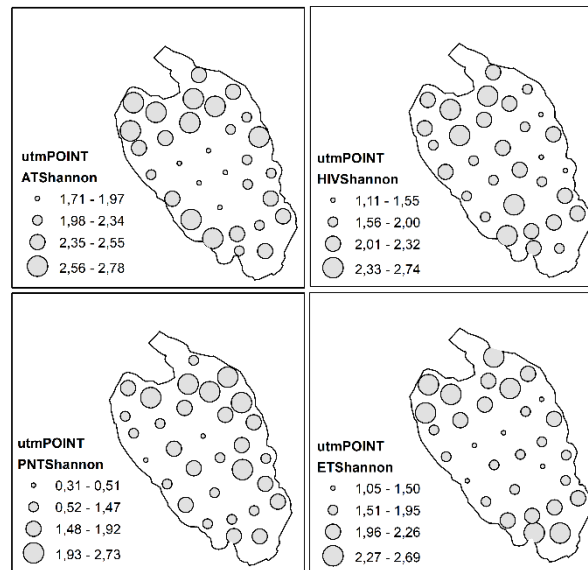


Figure 68. Distribution spatiale des valeurs de l'indice de diversité de Shannon

- **Automne :**

La diversité de Shannon en automne présente des valeurs relativement élevées (1,71-2,78) avec une distribution spatiale bien marquée. Les valeurs les plus élevées (2,56-2,78) sont observées principalement sur les bordures nord et sud de la zone d'étude, ainsi que dans certaines zones centrales.

- **Hiver :**

En hiver, l'amplitude des valeurs de Shannon reste importante (1,11-2,74) mais avec une légère diminution des valeurs minimales. La distribution spatiale montre quelques points à forte diversité, notamment dans la partie sud-est où l'on observe un point de valeur maximale (2,33-2,74).

- **Printemps :**

Le printemps présente la plus grande amplitude de valeurs de Shannon (0,31-2,73), avec les valeurs minimales les plus basses de toutes les saisons. Cependant, on note également plusieurs sites à forte diversité (1,93-2,73) répartis de façon assez homogène sur le territoire.

- **Été :**

En été, l'indice de Shannon varie de 1,05 à 2,69, avec une distribution qui montre plusieurs zones de forte diversité, particulièrement dans la partie sud de la région étudiée.

2. Structuration spatiale de la diversité : résultats du test de Moran

L'application du test de Moran global à l'indice de Shannon permet d'évaluer le degré de structuration spatiale de la diversité phytoplanctonique au cours des différentes saisons. Les résultats sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 14. Résultats du test de Moran appliqué à l'indice de Shannon

Saison	Indice de Moran	z-score	p-value	Interprétation
Automne	0,40179	3,02	0,002544	Autocorrélation spatiale significative
Hiver	0,21951	1,87	0,060873	Autocorrélation faible, marginalement significative
Printemps	0,27629	2,20	0,028161	Autocorrélation spatiale significative
Été	0,30940	2,40	0,016564	Autocorrélation spatiale significative

Niveau de diversité (indice de Shannon)

- Les valeurs maximales de diversité restent relativement constantes entre les saisons, oscillant entre 2,69 et 2,78.
- La variabilité la plus marquée est observée au printemps, avec des valeurs minimales très basses (jusqu'à 0,31), traduisant une forte hétérogénéité des communautés phytoplanctoniques.
- L'automne se distingue par la diversité minimale la plus élevée (1,71), suggérant une distribution plus homogène et équilibrée des espèces.

Structuration spatiale (indice de Moran)

- L'automne présente l'autocorrélation spatiale la plus forte ($I = 0,40$), indiquant un regroupement significatif des sites ayant des niveaux de diversité similaires.
- En hiver, la structuration spatiale est la plus faible, avec un résultat marginalement significatif ($p \approx 0,06$), ce qui suggère une distribution plus aléatoire de la diversité.
- Le printemps et l'été révèlent des autocorrélations spatiales significatives mais d'intensité modérée, traduisant des regroupements non négligeables mais moins marqués que ceux observés en automne.

Ces résultats suggèrent un cycle annuel de diversité avec :

- Une diversité bien établie et fortement structurée spatialement en automne
- Une légère diminution de la structuration spatiale en hiver, tout en maintenant des valeurs de diversité relativement élevées
- Une grande hétérogénéité au printemps (certains sites très pauvres, d'autres très riches) avec une restructuration spatiale
- Une consolidation de la diversité et de sa structuration spatiale en été

La distance seuil étant constante (576,52 mètres) pour toutes les analyses, ces variations reflètent probablement des processus écologiques saisonniers affectant la composition et la distribution des communautés dans la zone d'étude

IX.4. Interprétation et comparaison saisonnière de l'équitabilité et de sa structuration spatiale

1. Distribution spatiale saisonnière

L'analyse de la distribution spatiale de l'équitabilité phytoplanctonique au fil des saisons révèle des dynamiques contrastées (Fig. 69).

- **Automne** : L'abondance observée est relativement élevée et répartie de manière homogène, ce qui suggère une équitabilité modérément élevée, traduisant une répartition relativement équilibrée des espèces au sein des communautés.
- **Hiver** : La faible abondance, associée à une distribution homogène, pourrait refléter une équitabilité globalement stable. Toutefois, si une ou deux espèces dominent, cela pourrait indiquer une équitabilité plus faible.
- **Printemps** : La forte augmentation de l'abondance, accompagnée de disparités marquées entre les sites, peut engendrer une baisse locale de l'équitabilité, notamment dans les zones où certaines espèces deviennent particulièrement dominantes.
- **Été** : Bien que l'abondance demeure élevée, sa distribution plus uniforme entre les stations peut favoriser une équitabilité intermédiaire, caractéristique d'une composition spécifique relativement équilibrée.

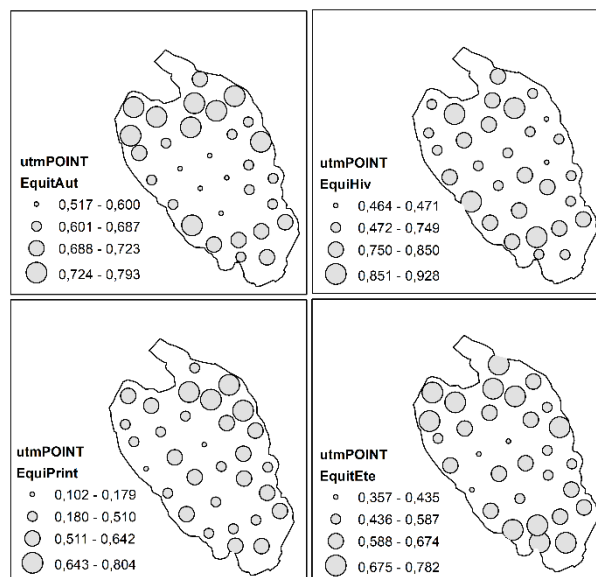


Figure 69. Distribution spatiale des valeurs de l'équitabilité

2. Structuration spatiale de l'équitabilité (Global Moran's I)

La structuration spatiale de l'équitabilité phytoplanctonique a été évaluée à l'aide de l'indice de Moran global, afin de déterminer si des regroupements spatiaux significatifs existent au cours des différentes saisons. Les résultats sont présentés dans le tableau 15.

Tableau 15. Résultats du test de Moran appliqué à l'équitabilité.

Saison	Moran's I	z-score	p-value	Interprétation
Automne	0,3977	3,00	0,0027	Autocorrélation spatiale significative : l'équitabilité est agrégée
Hiver	0,2715	2,16	0,0304	Autocorrélation spatiale significative mais plus faible
Printemps	0,2053	1,71	0,0875	Autocorrélation spatiale non significative (distribution plus aléatoire)
Été	0,1639	1,39	0,1648	Pas d'autocorrélation spatiale significative

L'analyse saisonnière de l'équitabilité du phytoplancton met en évidence des dynamiques écologiques distinctes, reflétant les variations dans la structuration spatiale et l'équilibre des communautés phytoplanctoniques au cours de l'année :

- **Automne** : L'équitabilité est élevée et spatialement structurée. Les sites voisins présentent des niveaux d'équitabilité similaires, suggérant des conditions écologiques homogènes ou des communautés équilibrées.
- **Hiver** : L'équitabilité reste structurée mais de façon moins marquée. Il existe encore des regroupements spatiaux, mais la dynamique communautaire est plus sensible à la dominance de quelques espèces.
- **Printemps** : La structuration spatiale de l'équitabilité s'atténue, probablement en raison de l'arrivée massive de nouvelles espèces ou d'un déséquilibre temporaire dans la répartition des abondances.
- **Été** : L'équitabilité est la moins structurée spatialement, indiquant une grande variabilité locale dans la répartition des espèces, sans regroupement géographique marqué.

Les variations saisonnières de l'équitabilité traduisent des dynamiques écologiques contrastées au sein de la lagune El Mellah. Elle atteint son maximum en automne, période durant laquelle elle est également la plus fortement structurée spatialement, traduisant un équilibre relatif au sein des communautés phytoplanctoniques.

En hiver, l'équitabilité diminue légèrement tout en conservant une certaine structuration, avant de devenir plus aléatoire au printemps et en été, en lien avec des phases de recolonisation et une activité biologique accrue. Ce cycle saisonnier témoigne d'un passage progressif d'un état communautaire stable à une plus grande hétérogénéité et instabilité, sous l'effet combiné des fluctuations environnementales et des processus écologiques affectant la répartition des espèces.

IX.5. Diversité alpha et diagnostic de l'état écologique de la lagune El Mellah

L'analyse de la diversité alpha du phytoplancton dans la lagune El Mellah met en évidence un cycle saisonnier bien marqué, révélateur de l'état de santé de l'écosystème. Ce cycle s'exprime par une richesse spécifique maximale en été et minimale en hiver, reflétant l'influence directe des conditions environnementales sur la dynamique des communautés biologiques.

En période estivale, la diversité alpha atteint ses plus hauts niveaux, accompagnée d'une structuration spatiale fortement significative. Cette configuration traduit des habitats fonctionnels et interconnectés, caractérisés par une grande stabilité écologique. Une telle diversité, combinée à une équitabilité satisfaisante, constitue un indicateur de résilience face aux perturbations, notamment les variations climatiques ou les pressions anthropiques.

Le printemps se distingue par une remontée marquée de la diversité, mais aussi par une grande variabilité spatiale entre les sites (écarts entre minima et maxima). Cette hétérogénéité suggère une recolonisation inégale des habitats, potentiellement liée à des apports différenciés en nutriments ou à des perturbations locales. La structuration spatiale significative observée au printemps témoigne toutefois d'un début de réorganisation fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques.

En revanche, la période hivernale présente une diversité alpha nettement réduite, associée à une absence de structuration spatiale significative. Cette situation reflète un état de latence biologique, où l'écosystème, soumis à des conditions climatiques défavorables (basse température, faible luminosité), tend vers une homogénéisation des communautés dominées par quelques espèces généralistes. L'automne, quant à lui, se caractérise par une diversité intermédiaire et une équitabilité modérée (indice de Piélou), indiquant une certaine stabilité dans la répartition des espèces, typique d'un stade de transition ou de maturité écologique.

Dans l'ensemble, la dynamique saisonnière de la diversité alpha dans la lagune El Mellah constitue un indicateur écologique pertinent. Les périodes de haute diversité et de structuration spatiale marquée (printemps/été) traduisent des phases de bon fonctionnement écosystémique,

tandis que les phases de diversité faible ou désorganisée (automne/hiver) signalent un état de vulnérabilité ou de transition. Le suivi spatio-temporel de la richesse spécifique, de l'équitabilité et de leur organisation spatiale permet ainsi de diagnostiquer précocement les déséquilibres écologiques et d'orienter les actions de gestion et de conservation dans cet écosystème lagunaire méditerranéen.

IX. 6. Discussion de la diversité alpha du phytoplancton dans la lagune El Mellah

L'étude de la diversité alpha dans la lagune El Mellah met en évidence une dynamique saisonnière marquée, caractéristique des écosystèmes lagunaires méditerranéens soumis à de fortes fluctuations environnementales. Les variations observées de la richesse spécifique, de la diversité (indice de Shannon) et de l'équitabilité reflètent l'influence combinée des facteurs abiotiques (température, luminosité, salinité, apports nutritifs) et des interactions biotiques, ainsi que la connectivité avec les milieux marins adjacents.

La richesse spécifique suit un cycle saisonnier typique, avec un minimum hivernal et un maximum estival. L'augmentation observée du printemps vers l'été s'explique par la hausse de la température, l'allongement de la photopériode et l'apport en nutriments liés au ruissellement et aux échanges hydrologiques. Ce schéma a été largement rapporté dans d'autres lagunes méditerranéennes, comme Thau (Lemée et al., 2002 ; Lambert et al., 2022), Mar Menor (Gilabert, 2001) ou Ghar El Melh (Romdhane et al., 2012), où les conditions estivales favorisent un pic de diversité. La structuration spatiale, détectée par les analyses d'autocorrélation, montre une tendance à l'agrégation au printemps et en été, traduisant la formation de gradients écologiques, phénomène également observé dans la lagune de Venise (Bernardi Aubry et al., 2017, 2020) et dans celle de Bizerte (Sakka Hlaili et al., 2008), où des « hotspots » de diversité apparaissent souvent près des exutoires et des zones de mélange.

L'indice de Shannon met en évidence une forte hétérogénéité saisonnière et spatiale. L'automne se caractérise par des valeurs relativement stables et élevées, traduisant une phase de stabilisation post-estivale des communautés, comme cela a été décrit dans les lagunes d'Orbetello (Italie) et de Karavasta (Albanie) (Vollenweider et al., 1998). En revanche, le printemps révèle une grande variabilité entre les stations, avec coexistence de sites riches et pauvres en diversité, reflétant une recolonisation différenciée des habitats. Ce phénomène a été rapporté dans les lagunes espagnoles (Garmendia et al., 2013) et confirmé par des observations récentes dans la lagune de Thau, où les hivers exceptionnellement doux accélèrent la reprise biologique et modifient la succession des communautés phytoplanctoniques (Lambert et al., 2022).

L'équitabilité montre également des contrastes saisonniers marqués. En automne, les communautés phytoplanctoniques tendent vers une répartition équilibrée des abondances, suggérant une stabilisation post-bloom, comme observé dans la lagune de Nador (Benazzouz et

al., 2011). En revanche, au printemps et en été, la dominance de certains taxons, favorisés par la disponibilité en nutriments et la stabilité hydrodynamique, conduit à une baisse de l'équitabilité. Ce phénomène est typique des blooms phytoplanctoniques dans les systèmes eutrophes (Bec et al., 2005) et s'inscrit dans la logique du mandala de Margalef, qui décrit la succession de communautés r-stratégiques opportunistes vers des communautés K-stratégiques plus stables (Libralato et al., 2019).

Sur le plan écologique, la diversité alpha apparaît comme un indicateur sensible de l'état de santé des lagunes. En été, la diversité élevée et spatialement structurée reflète un bon fonctionnement écologique, caractérisé par une disponibilité de niches variées et une résilience face aux perturbations. A l'inverse, la période hivernale se distingue par une diversité réduite et une absence de structuration significative, traduisant une homogénéisation des communautés dominées par des espèces généralistes, phénomène signalé dans la lagune de Burano (Italie) et dans plusieurs lagunes algériennes (Abdenmour et al., 2000 ; Boudinar et al., 2020).

Ainsi, la lagune El Mellah présente un fonctionnement cohérent avec celui de lagunes méditerranéennes relativement peu perturbées, où alternent phases de haute diversité (printemps-été) et phases de repli biologique (automne-hiver). Toutefois, la variabilité printanière et les contrastes spatiaux parfois marqués incitent à une vigilance particulière. Dans un contexte de réchauffement climatique, marqué par des hivers plus doux et des étés plus longs, et face à la pression anthropique croissante sur les zones côtières, la surveillance continue de la diversité alpha constitue un outil indispensable pour anticiper les risques d'eutrophisation et d'homogénéisation biologique, processus fréquemment associés à la dégradation des lagunes méditerranéennes (Orfanidis et al., 2011 ; Lambert et al., 2022).

CHAPITRE X. Analyse de la bêta-diversité spatiale des diatomées et de ses composantes

La compréhension des mécanismes régissant la structuration spatiale des communautés biologiques constitue un enjeu central en écologie des écosystèmes lagunaires. Dans ce contexte, la bêta-diversité, qui décrit les variations de composition spécifique entre les sites, représente un outil particulièrement pertinent pour analyser les processus de différenciation écologique à la fois spatiale et saisonnière. Elle permet notamment de distinguer les mécanismes de remplacement d'espèces (*turnover*) de ceux liés à l'emboîtement des communautés (*nestedness*), traduisant respectivement des gradients environnementaux actifs ou des processus de perte progressive de diversité. Ce chapitre est consacré à l'analyse de la bêta-diversité spatiale des diatomées planctoniques dans la lagune El Mellah, en considérant l'ensemble des quatre saisons de l'année, afin de caractériser les dynamiques de renouvellement, de structuration et de hiérarchisation des communautés et leurs déterminants écologiques.

Les diatomées ont été retenues comme groupe biologique cible en raison de leur forte valeur bioindicatrice, de leur sensibilité aux variations des conditions environnementales (salinité, nutriments, température et lumière) et de leur réactivité rapide aux perturbations écologiques. Leur abondance, leur distribution ubiquiste dans les milieux côtiers et lagunaires, ainsi que leur cycle de vie court, en font des indicateurs fiables pour l'évaluation spatio-temporelle de la diversité biologique et de l'état écologique des systèmes lagunaires soumis à des pressions naturelles et anthropiques variables.

L'analyse repose sur la décomposition de la bêta-diversité en composantes écologiquement informatives, incluant les pertes spécifiques (B), les gains spécifiques (C) et la dissimilarité totale (D). Ces indicateurs permettent de discriminer les processus de turnover, associés au remplacement d'espèces le long de gradients environnementaux, des processus de *nestedness*, caractérisés par des assemblages appauvris constituant des sous-ensembles de communautés plus riches. Cette décomposition offre ainsi un cadre interprétatif permettant d'identifier les mécanismes dominants de structuration des communautés de diatomées selon les saisons, qu'ils relèvent de dynamiques de colonisation–extinction équilibrées ou de pertes de diversité plus unidirectionnelles.

Dans un premier temps, une analyse comparative saisonnière de la bêta-diversité spatiale et de ses composantes met en évidence des configurations écologiques contrastées entre les périodes automnale, hivernale, printanière et estivale, révélant une alternance entre des phases dominées par le turnover et d'autres marquées par des patrons d'emboîtement, traduisant des déséquilibres fonctionnels ou des contraintes environnementales accrues. L'examen des relations entre pertes et gains permet ensuite de préciser les régimes dynamiques saisonniers, d'identifier des mécanismes de compensation partielle et de mettre en évidence l'existence potentielle de seuils de résilience écologique, notamment au printemps.

La structuration spatiale de la bêta-diversité et de ses composantes est ensuite abordée à travers l'analyse des autocorrélations spatiales, des variogrammes et des cartes d'interpolation, permettant de caractériser les échelles spatiales d'organisation des pertes, des gains et de la dissimilarité globale, ainsi que la distribution spatiale des processus de turnover et de nestedness. Cette approche met en évidence des zones de forte différenciation écologique et souligne le caractère non statique des patrons spatiaux au cours de l'année.

L'analyse est complétée par l'examen de la contribution spécifique à la bêta-diversité spatiale (SCBD), qui permet d'identifier les taxons jouant un rôle déterminant dans la différenciation entre les sites. Cette approche met en évidence l'existence d'un noyau d'espèces ubiquistes, faiblement contributrices et associées à des patrons d'emboîtement, ainsi que l'alternance saisonnière d'un nombre restreint d'espèces bioindicatrices, dont les contributions élevées traduisent plus finement les contrastes environnementaux et les processus de turnover.

Enfin, l'analyse de la contribution locale à la bêta-diversité (LCBD) met en évidence l'originalité écologique des sites et l'existence de hotspots spatiaux variables selon les saisons. La distribution changeante de ces zones à forte contribution locale reflète l'alternance entre des situations de différenciation par remplacement d'espèces et des configurations d'emboîtement liées à des pertes locales de diversité, soulignant ainsi la nécessité d'intégrer explicitement la dimension saisonnière dans les stratégies de gestion et de conservation de la biodiversité lagunaire.

X.1 Analyse comparative de la bêta-diversité spatiale des diatomées et de ses composantes

L'analyse des variations saisonnières des composantes de la bêta-diversité des diatomées a mis en évidence des configurations écologiques différenciées selon les périodes de l'année. Les approches statistiques et descriptives appliquées révèlent plusieurs tendances majeures (Fig. 70).

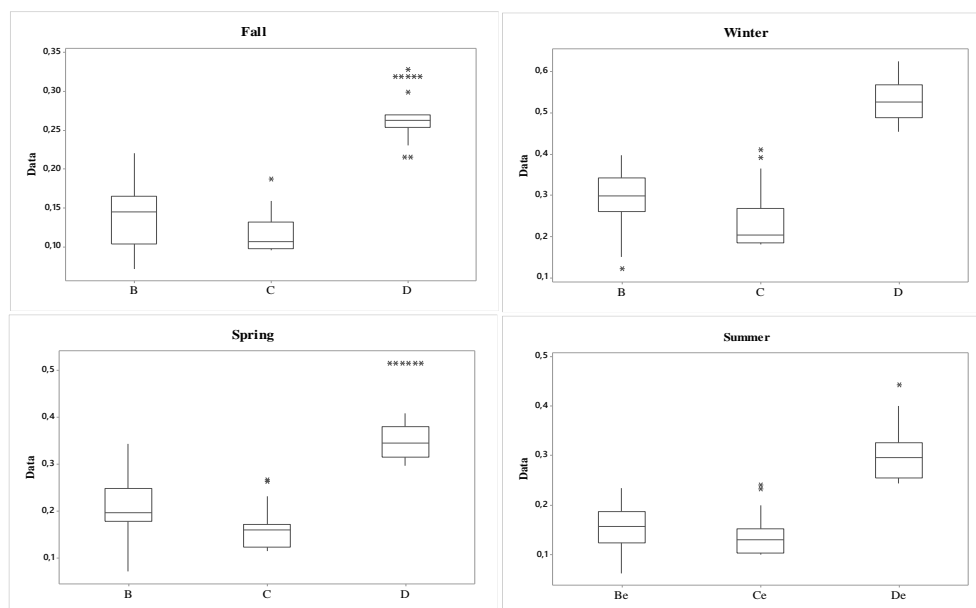


Figure 70. Boxplot comparaison de la Beta diversité spatiale et ses composantes intra et inter saisons

1. Périodes automnale et hivernale : Les tests comparatifs mettent en évidence une prédominance significative des valeurs de pertes (B) par rapport aux gains (C) ($p < 0,05$). Cette asymétrie s'accompagne de valeurs élevées de diversité totale (D), suggérant un renouvellement d'espèces principalement orienté vers des extinctions locales non compensées. Ces observations pourraient refléter l'impact cumulé de facteurs de stress environnementaux durant ces saisons.

2. Période printanière : Bien que le déséquilibre entre pertes et gains persiste ($p < 0,05$), l'analyse révèle une relation complexe entre ces composantes. La structure polynomiale de la relation suggère l'existence de mécanismes compensateurs partiels pour certains niveaux de perturbation, tandis que les situations de perturbations importantes montrent un effondrement des capacités de recolonisation.

3. Période estivale : Aucune différence significative n'est détectée entre les distributions des pertes et des gains ($p > 0,05$). Cette observation, combinée à des valeurs maintenues de diversité

totale, indique un équilibre dynamique entre les processus d'extinction et de colonisation durant cette saison.

X.2. Analyse de la relation entre pertes et gains

Les modèles statistiques apportent un éclairage complémentaire sur les interactions entre les composantes **B** (pertes) et **C** (gains) de la bêta-diversité spatiale (**Fig. 71**).

1. **Automne et hiver** : Les relations linéaires négatives obtenues ($R^2 = 52,5\text{--}56,1\%$) confirment une corrélation inverse entre pertes et gains. Ces résultats suggèrent que l'intensité des extinctions locales limite proportionnellement les capacités de recolonisation.
2. **Printemps** : Le modèle quadratique ($R^2 = 76\%$) révèle une dynamique non monotone. Il met en évidence, d'une part, une phase de compensation relative aux perturbations intermédiaires et, d'autre part, un régime critique sous fortes perturbations, où les processus de pertes et de gains tendent à se découpler.
3. **Été** : L'absence de relation significative ($R^2 = 10,4\%$, $p = 0,076$) traduit une indépendance relative entre pertes et gains, indiquant une dynamique saisonnière moins contrainte par les processus d'extinction ou de recolonisation.

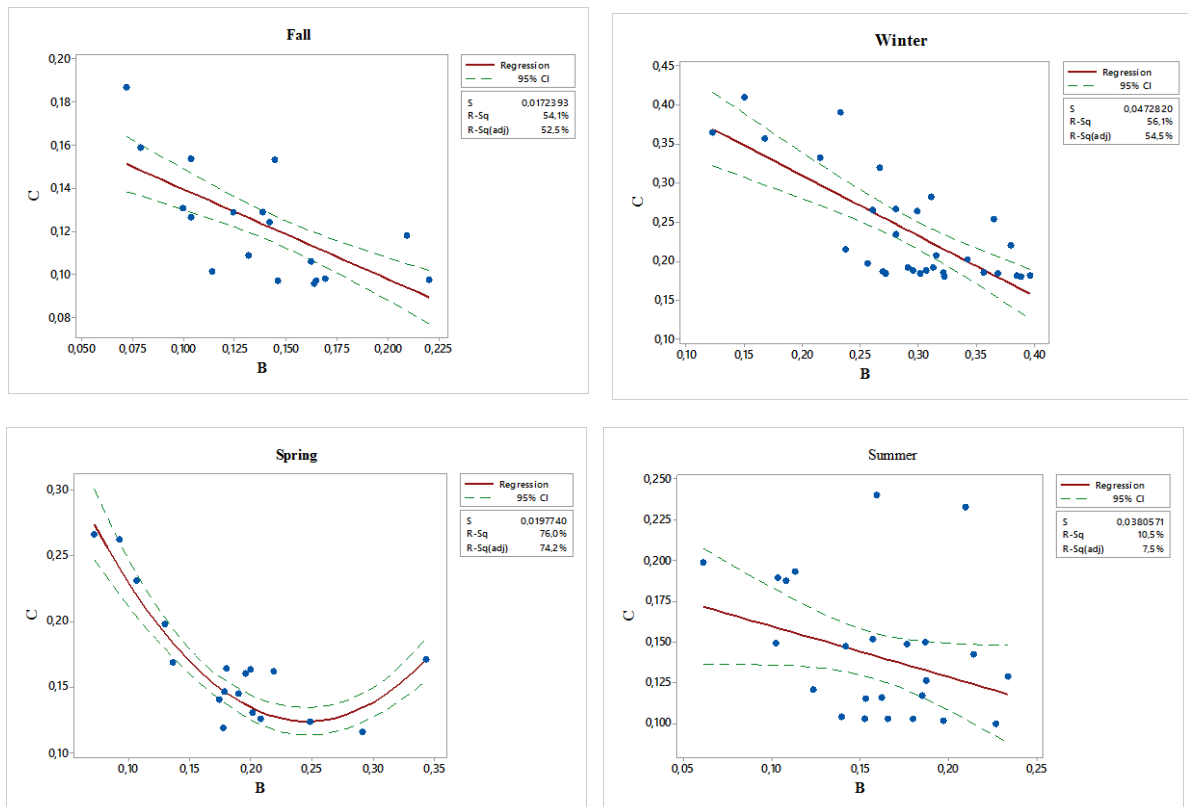


Figure 71. Modèles d'expression de la relation entre B et C. comparaison entre saison

L'analyse des variations saisonnières suggère que plusieurs mécanismes pourraient expliquer les dynamiques observées, incluant notamment des modifications des conditions environnementales (intensité des stress abiotiques, disponibilité des ressources et interactions biotiques), des changements dans les dynamiques méta-communautaires (connectivité fonctionnelle, pools d'espèces et capacités de dispersion) ainsi que l'existence potentielle de seuils de résilience, particulièrement visible au printemps où une relation polynomiale indique des réponses différentielles selon l'intensité des perturbations. Ces résultats soulignent la nécessité de recherches complémentaires pour mieux caractériser les facteurs environnementaux clés, les traits biologiques impliqués et les échelles spatiales pertinentes, tout en mettant en évidence l'importance d'adapter les stratégies de conservation aux variations saisonnières, notamment en ciblant les périodes critiques et en optimisant les interventions en fonction des phases de plus forte connectivité. L'ensemble de ces observations révèle la complexité des dynamiques de bêta-diversité spatiale, marquée par une alternance entre périodes de déséquilibre prononcé et phases d'équilibre relatif, ce qui plaide pour une approche intégrant explicitement la dimension temporelle dans l'étude et la gestion de la biodiversité.

X.3 Structures spatiales saisonnières de la bêta-diversité spatiale et de ses composantes

L'analyse spatiale de la bêta-diversité des diatomées et de ses composantes met en évidence des patrons saisonniers contrastés, révélant que les processus écologiques influençant la structuration des communautés varient selon les périodes de l'année.

1. Analyse des autocorrélations spatiales

Les indices d'autocorrélation spatiale montrent que les pertes de diversité (B) et la dissimilarité globale (D) des assemblages de diatomées présentent généralement une organisation spatiale plus marquée que les gains (C).

Cette tendance est particulièrement nette en automne, où les valeurs élevées de l'indice de Moran (0,66 pour B et D) indiquent une forte similarité des communautés entre sites proches. A l'inverse, les gains présentent une structuration spatiale plus faible, traduisant un caractère plus aléatoire de l'apparition de nouvelles espèces (**Tableau 16**).

Tableau 16. Valeurs saisonnières de l'indice de Moran et de sa significativité dans l'analyse de la structuration spatiale des diatomées

		B	C	D
Automne	IM	0,66	0,35	0,66
	p-value	2,37E-11	0,00016	2,26E-11
Hiver	IM	0,244	0,33	0,415
	p-value	4,60E-03	3,30E-04	1,29E-05
Printemp	IM	0,45	0,25	0,43
	p-value	2,42E-06	0,0046	8,04E-06
Eté	IM	0,074	0,232	0,452
	p-value	2,42E-06	0,00587	8,04E-06

Cette tendance est particulièrement nette durant la période automnale, où les valeurs élevées d'indice de Moran (0,66 pour B et D) indiquent une forte similarité entre sites proches. À l'inverse, les gains apparaissent moins structurés spatialement, avec des indices significativement plus faibles (0,35 en automne).

2. Analyse des Variogrammes

Les paramètres des variogrammes affinent cette interprétation en mettant en évidence des différences d'échelle spatiale entre les composantes (**Tableau 17**).

Tableau 17. Paramètres saisonniers des modèles de Variogramme empirique décrivant la structuration spatiale des diatomées (effet pépite, palier et portée)

		Nugget (effet pépite)	Sill (palier)	Range (portée)
Automne	B	1,70E-04	7,00E-04	8,54E+02
	C	1,00E-04	1,40E-04	1,52E+03
	D	0,00E+00	5,00E-04	1,01E+03
Hivers	B	6,60E-04	5,60E-04	1,96E+03
	C	8,60E-04	3,70E-04	9,04E+02
	D	1,64E-04	2,40E-04	2,06E+03
Printemps	B	2,10E-03	8,20E-04	8,54E+02
	C	3,50E-04	2,20E-04	2,87E+03
	D	1,30E-03	1,70E-03	8,54E+02
Eté	B	1,20E-04	3,50E-04	1,60E+03
	C	3,00E-04	2,60E-04	2,87E+03
	D	3,20E-04	1,60E-04	1,16E+03

- Les pertes de diversité (B) et la dissimilarité globale (D) des communautés de diatomées sont généralement organisées à des portées comprises entre 800 et 1000 m.

- Les gains (C) présentent une structuration plus variable, avec des portées réduites (environ 900 m en hiver) ou, au contraire, très étendues (environ 2800 m au printemps).
- L'effet pépète est plus marqué pour les gains, traduisant une variabilité non expliquée à petite échelle, probablement liée à des mécanismes stochastiques.

Ces résultats suggèrent que les pertes de diversité au sein des assemblages de diatomées sont gouvernées par des facteurs locaux (conditions physico-chimiques, interactions biotiques) agissant à des échelles restreintes. A l'inverse, les gains semblent refléter davantage des processus opérant à plus large échelle, tels que la dispersion, l'ouverture aux apports allochtones ou l'influence de gradients environnementaux régionaux.

3. Variabilité saisonnière de la structuration spatiale de la bêta-diversité des diatomées

La comparaison inter-saisonnière révèle par ailleurs que ces structures spatiales ne sont pas statiques. La période estivale se distingue particulièrement par une absence de structuration spatiale significative des gains, ce qui pourrait refléter l'action de processus de colonisation plus aléatoires durant cette saison. À l'inverse, l'automne et le printemps montrent des organisations spatiales plus nettes, probablement en relation avec des conditions environnementales plus stables et homogènes.

D'un point de vue appliqué, ces observations soulignent la nécessité d'adapter les stratégies de conservation en fonction des saisons. Les zones identifiées comme présentant systématiquement des valeurs élevées de dissimilarité (notamment dans les secteurs sud-est et centre-sud de la lagune) pourraient constituer des cibles prioritaires pour les mesures de protection. La variabilité saisonnière des structures spatiales plaide en faveur d'une gestion dynamique qui tienne compte de ces fluctuations temporelles.

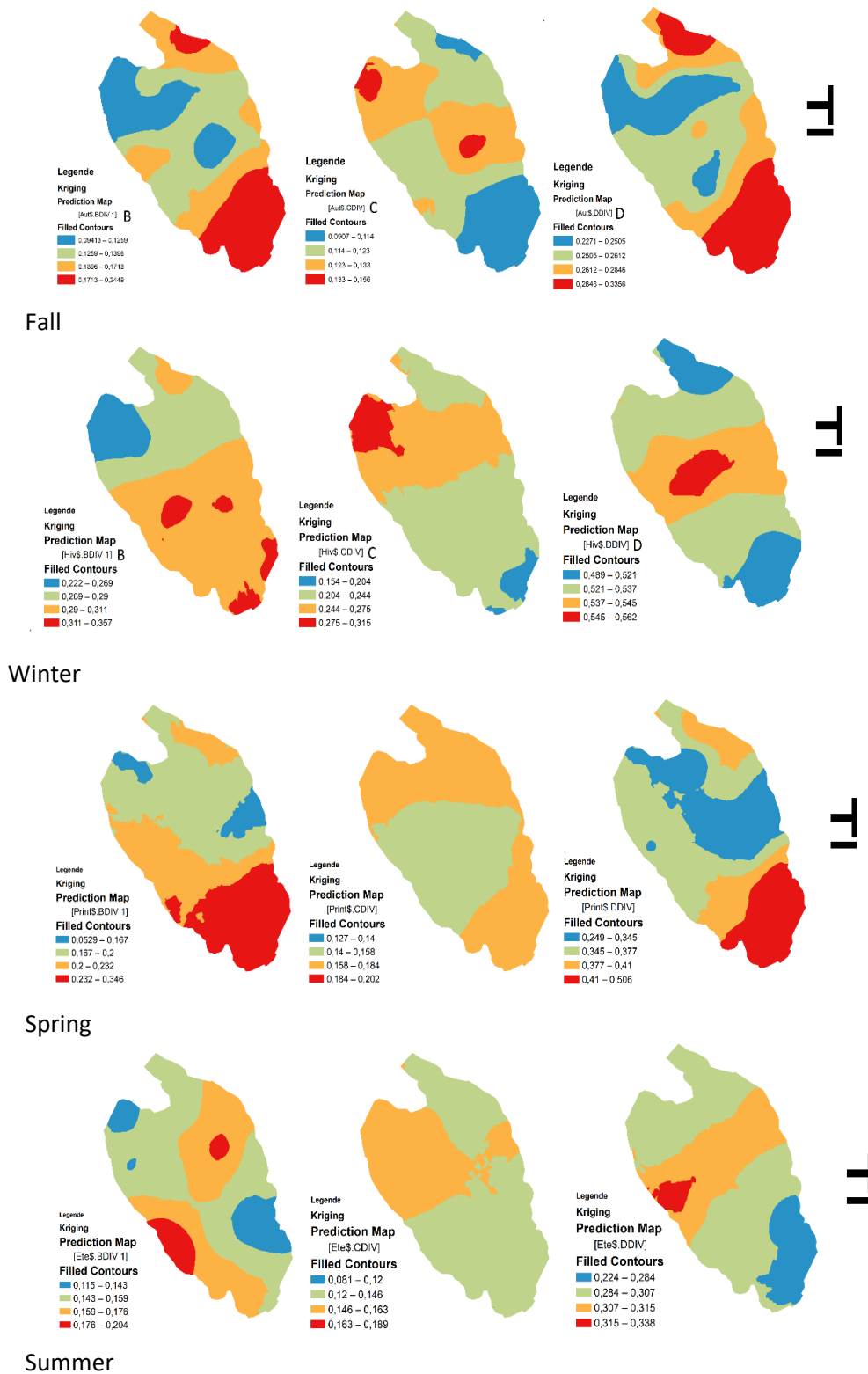


Figure 72. Cartes d'interpolations représentant le modèle d'expression spatial de la bêta diversité totale spatiale et ses composantes à chaque saison

La comparaison inter-saisonnière révèle par ailleurs que ces structures spatiales ne sont pas statiques (Fig 72.). La période estivale se distingue particulièrement par une absence de

structuration spatiale significative des gains, ce qui pourrait refléter l'action de processus de colonisation plus aléatoires durant cette saison. À l'inverse, l'automne et le printemps montrent des organisations spatiales plus nettes, probablement en relation avec des conditions environnementales plus stables et homogènes.

D'un point de vue appliqué, ces observations soulignent la nécessité d'adapter les stratégies de conservation en fonction des saisons. Les zones identifiées comme présentant systématiquement des valeurs élevées de dissimilarité (notamment dans les secteurs sud-est et centre-sud de la lagune) pourraient constituer des cibles prioritaires pour les mesures de protection. La variabilité saisonnière des structures spatiales plaide en faveur d'une gestion dynamique qui tienne compte de ces fluctuations temporelles.

X.4 Contribution spécifique à la Beta diversité spatiale (SCBD)

L'analyse des contributions spécifiques à la bêta-diversité (SCBD) met en évidence des patrons saisonniers distincts dans la structuration des communautés de diatomées. Les résultats montrent que la différenciation spatiale est principalement liée à un nombre restreint d'espèces fortement contributrices ($SCBD > 0,1$), tandis que la majorité des taxons présentent de faibles contributions ($SCBD < 0,05$), traduisant une distribution ubiquiste (**Fig 73**).

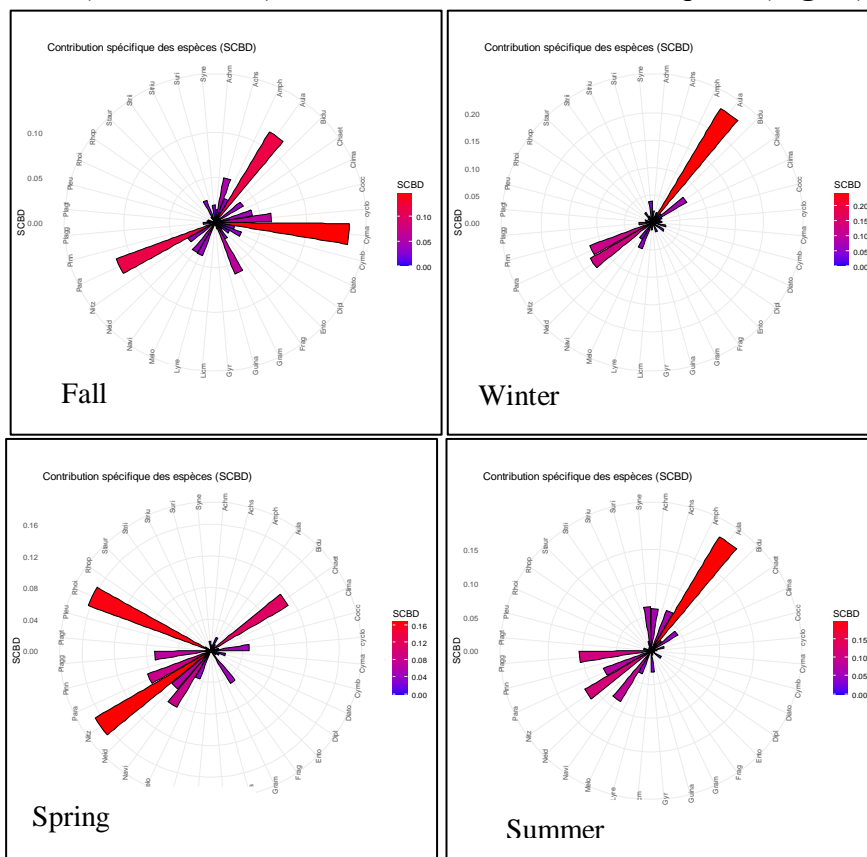


Figure 73. Graphique en rose illustrant la contribution des espèces de Diatomées à la bêta-diversité (SCBD) selon les saisons

Variations saisonnières des profils de contribution

En période automnale, il est observé que trois genres (*Paralia*, *Aulacoseira* et *Cymatopleura*) émergent comme principaux contributeurs à la différenciation spatiale. Ces taxons, caractérisés par des valeurs SCBD élevées, pourraient être associés à des conditions environnementales particulières ou à des perturbations saisonnières. A l'inverse, la majorité des espèces, notamment *Lyrella* et *Pinnularia*, montrent des contributions négligeables, suggérant une large distribution spatiale peu sensible aux variations environnementales.

La période hivernale présente un schéma similaire, avec *Paralia*, *Nitzschia* et *Aulacoseira* comme principaux bioindicateurs. Il est à noter que ces espèces semblent particulièrement sensibles aux paramètres abiotiques caractéristiques de cette saison, tels que les apports en nutriments ou les variations de salinité.

Au printemps, une modification notable du profil des contributeurs est constatée, avec l'émergence de genres différents (*Plagiogramma*, *Navicula*, *Chaetoceros* et *Rhopalodia*) présentant des SCBD élevés. Ce changement pourrait refléter les dynamiques de recolonisation et les phénomènes de bloom caractéristiques de cette période.

En saison estivale, le retour de certains genres bioindicateurs (*Paralia*, *Navicula*, *Aulacoseira*) est observé, probablement en réponse aux stress environnementaux spécifiques à cette période (température élevée, variations de salinité).

L'analyse comparative des quatre saisons met en évidence plusieurs constats majeurs. La différenciation spatiale apparaît systématiquement portée par un nombre limité d'espèces (généralement 3 à 5 genres par saison). Une proportion importante des taxons (fréquemment supérieure à 70%) présente des contributions faibles ($SCBD < 0,05$), formant ainsi un fond commun stable. Les espèces à contribution intermédiaire ($0,05 < SCBD < 0,1$) semblent jouer un rôle de transition écologique entre les bioindicateurs et le pool ubiquiste.

Ces observations suggèrent que la structuration des communautés de Diatomées dans cet écosystème lagunaire repose sur un double mécanisme :

- D'une part, la présence constante d'un noyau d'espèces ubiquistes assurant une stabilité de base
- D'autre part, l'alternance saisonnière d'espèces spécialisées répondant aux variations des conditions environnementales

Les résultats obtenus permettent de formuler plusieurs hypothèses concernant le fonctionnement de l'écosystème. La persistance d'un fond ubiquiste important pourrait constituer un facteur de résilience face aux perturbations. La variation saisonnière des espèces bioindicatrices reflète probablement des adaptations spécifiques aux conditions environnementales changeantes. La présence récurrente de certains genres (comme *Paralia* et *Aulacoseira*) comme contributeurs majeurs suggère leur importance particulière dans la structuration des communautés

X.5 Contribution locale à la Beta diversité (LCBD)

L'analyse des contributions locales à la bêta-diversité révèle une structuration spatiale et temporelle marquée des communautés diatomiques dans la lagune El Mellah. Les résultats mettent en évidence des variations significatives dans l'originalité écologique des sites au cours des différentes saisons (**Fig. 74**).

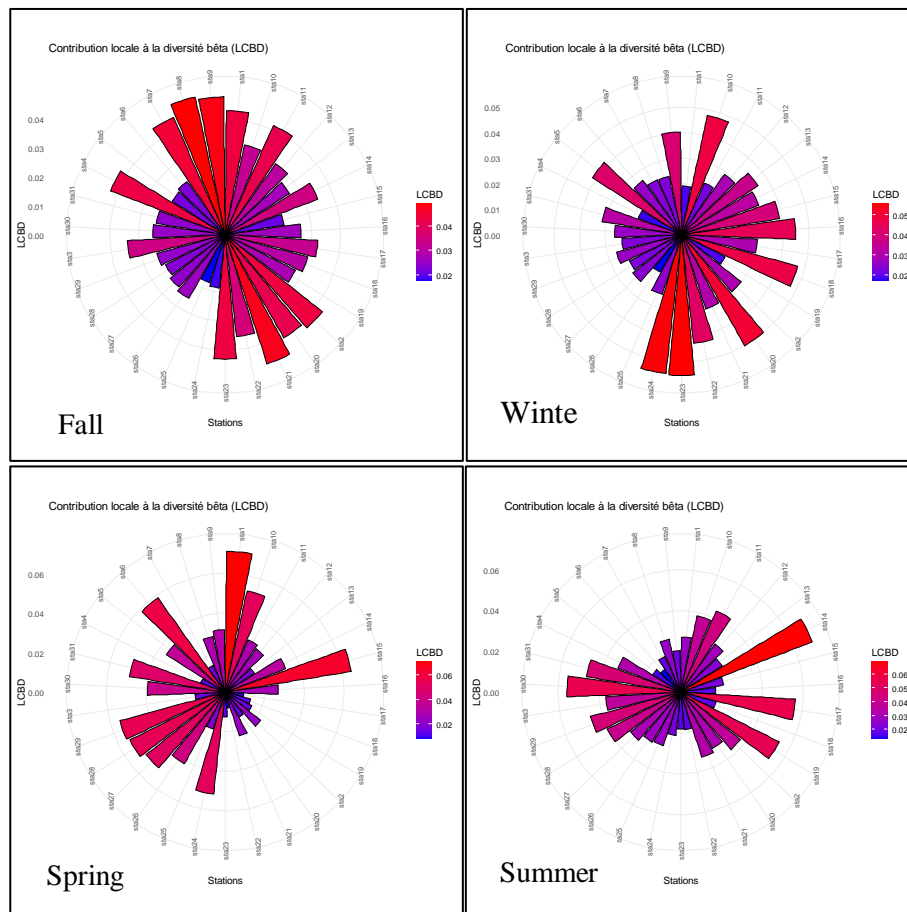


Figure 74. Graphique en rose illustrant la contribution des stations à la bêta-diversité (LCBD) selon les saisons

Distribution spatiale des valeurs LCBD

Il est observé que la majorité des stations présentent des valeurs LCBD relativement faibles (généralement comprises entre 0,015 et 0,04), indiquant une certaine homogénéité dans la composition des communautés à l'échelle de la lagune. Cependant, certaines stations se distinguent systématiquement par des valeurs élevées ($>0,045$), suggérant une composition spécifique atypique.

Ces stations à forte contribution locale apparaissent distribuées de manière hétérogène dans l'espace lagunaire, avec une localisation variable selon les saisons. Par exemple, les stations 9, 8 et 21 présentent des valeurs élevées en automne, tandis que les stations 23 et 24 se distinguent en hiver. Cette variabilité spatiale pourrait refléter l'influence différentielle des facteurs environnementaux selon les secteurs de la lagune.

L'examen des profils saisonniers permet de dégager plusieurs constatations :

- En période automnale, les stations à forte LCBD se concentrent principalement dans les secteurs sud et centre de la lagune. Ces sites pourraient correspondre à des zones soumises à des apports terrigènes ou à des variations de salinité marquées.
- Durant l'hiver, une redistribution spatiale des hotspots est observée, avec l'émergence de stations localisées dans la partie nord-ouest du système. Cette modification pourrait être liée aux changements hydrodynamiques caractéristiques de cette saison.
- Au printemps, les stations à forte originalité écologique se situent principalement dans les zones de transition entre les parties centrale et orientale de la lagune, possiblement en relation avec les dynamiques de bloom phytoplanctonique.
- En été, les valeurs LCBD les plus élevées sont enregistrées dans des stations dispersées, sans organisation spatiale claire, ce qui pourrait traduire l'effet de stress thermique ou halin localisés.

La persistance de stations à faible LCBD tout au long de l'année suggère l'existence d'un noyau commun d'espèces largement distribuées, constituant la base des communautés de diatomées lagunaires. En revanche, l'alternance saisonnière des stations à forte LCBD met en évidence le caractère dynamique de l'originalité écologique, modulée par les variations des conditions environnementales. La localisation changeante des hotspots selon les saisons indique que les stratégies de conservation devraient intégrer cette variabilité temporelle afin d'accroître leur efficacité.

Ces observations soulignent l'importance d'une approche spatio-temporelle intégrée pour la compréhension des mécanismes gouvernant la biodiversité dans les écosystèmes lagunaires. Elles mettent également en évidence la nécessité de considérer la dimension saisonnière dans l'élaboration des plans de gestion et de conservation. C'est l'objectif de l'analyse suivante.

X.6. Discussion de l'analyse de la bêta-diversité spatiale des diatomées et de ses composantes dans la lagune El Mellah

L'analyse de la bêta-diversité spatiale des diatomées dans la lagune El Mellah révèle une variabilité saisonnière marquée, confirmant que les lagunes côtières sont des écosystèmes particulièrement sensibles et instables. Leur faible profondeur, leur confinement hydrodynamique et leur forte dépendance aux apports continentaux expliquent la réactivité des communautés phytoplanctoniques face aux fluctuations environnementales (Guelorget & Perthuisot, 1992; Pérez-Ruzafa et al., 2011).

L'approche basée sur la contribution spécifique à la bêta-diversité (SCBD) a permis d'identifier deux groupes écologiques majeurs : d'une part, des espèces indicatrices caractérisées par des SCBD élevées et reflétant des conditions environnementales précises, et d'autre part, des espèces ubiquistes, à faible SCBD, traduisant une tolérance élevée aux gradients lagunaires et jouant un rôle stabilisateur.

En automne, les apports terrigènes et la remise en suspension des sédiments liés aux premières pluies favorisent une différenciation spatiale marquée. Les espèces à forte SCBD telles que *Paralia sulcata*, *Aulacoseira spp.* et *Cymatopleura spp.* traduisent cette instabilité : *P. sulcata* est associée à des eaux turbides et remaniées (McQuoid & Nordberg, 2003), *Aulacoseira* à des apports riches en nutriments (Morales et al., 2011) et *Cymatopleura* à un enrichissement organique (Catherine et al., 2010). A l'inverse, des genres tels que *Cocconeis*, *Achnanthes* ou *Cyclotella* témoignent d'une plasticité écologique large (Basset et al., 2006), tandis que des espèces ubiquistes comme *Pinnularia* et *Entomoneis* traduisent une homogénéité de fond (Trobajo et al., 2009). Cette dynamique reflète le fonctionnement des lagunes méditerranéennes en début de cycle hivernal, caractérisées par une forte turbidité et des apports exogènes (Revelante & Gilmartin, 1983; Basset et al., 2012).

En hiver, le brassage vertical intensif homogénéise la colonne d'eau et réduit la différenciation spatiale. *Paralia sulcata* reste dominante, accompagnée de *Nitzschia spp.* et *Aulacoseira spp.*, traduisant des eaux brassées, froides et riches en nutriments (Davidson et al., 2014; Morales et al., 2011). Les genres ubiquistes comme *Melosira* ou *Cyclotella* confirment leur tolérance aux conditions hivernales contraignantes. La faible différenciation observée traduit une structuration basée sur un petit groupe d'espèces indicatrices et sur un noyau ubiquiste.

Au printemps, l'augmentation de la température, de la photopériode et des nutriments déclenche une floraison phytoplanctonique rapide. Des espèces comme *Chaetoceros*, *Navicula*, *Epithemia*

et *Rhopalodia* traduisent des environnements productifs spécifiques : blooms phytoplanctoniques (Lassus et al., 2001), zones riches en azote ammoniacal (Wehr & Sheath, 2003) ou eaux silicatées peu brassées (Cáceres et al., 2020). Ces taxons structurent la bêta-diversité, tandis que des espèces ubiquistes comme *Melosira* et *Synedra* assurent la continuité. La dynamique printanière illustre un processus de compensation partielle entre gains et pertes d'espèces, schéma caractéristique de lagunes proches de seuils de résilience (Lancelot et al., 2002; Souchu et al., 2010).

En été, les conditions écologiques deviennent sélectives en raison de la stratification thermique, de la salinité élevée, de l'évaporation et du déficit nutritif. La communauté est dominée par quelques taxons tolérants tels que *Aulacoseira*, *Rhopalodia*, *Navicula* et *Nitzschia* (Trobajo et al., 2009; Cáceres et al., 2020). Les autres espèces présentes, comme *Amphora* ou *Synedra*, contribuent faiblement à la différenciation. Ce filtrage écologique limite la diversité indicatrice, phénomène également observé dans les lagunes de Bizerte et Mar Menor (Lasserre et al., 1984; Gasol et al., 2016). La stabilité estivale repose ainsi sur un cortège réduit d'espèces hautement adaptées.

La comparaison saisonnière met en évidence que la bêta-diversité spatiale de la lagune El Mellah est modulée par des filtres environnementaux successifs. L'automne et l'hiver sont marqués par une prédominance des pertes spécifiques, traduisant une fragilité accrue des communautés (Daghrir et al., 2013; Lefebvre et al., 2016). Le printemps introduit une phase de compensation dynamique, tandis que l'été reflète une stabilité apparente reposant sur peu d'espèces tolérantes. Ces mécanismes, déjà décrits dans d'autres lagunes méditerranéennes (Gilabert, 2001; Caroppo et al., 2012; Pérez-Ruzafa et al., 2019), traduisent l'alternance entre instabilité transitoire et résilience de fond.

L'identification d'espèces bioindicatrices, comme *Paralia*, *Aulacoseira* et *Navicula*, ainsi que de stations à forte originalité écologique (LCBD), souligne l'importance de cibler les zones et périodes critiques dans les stratégies de gestion (Legendre & De Cáceres, 2013). Le maintien d'un noyau ubiquiste, associé à la préservation des taxons indicateurs, conditionne la résilience globale de l'écosystème. Dans un contexte de changement climatique et de pressions anthropiques croissantes, ces résultats plaident pour une gestion adaptative, intégrant la variabilité saisonnière et spatiale des communautés, afin de limiter la vulnérabilité des lagunes méditerranéennes (Solidoro et al., 2010).

CHAPITRE XI. Analyse de la bêta-diversité temporelle des diatomées et de ses composantes

L'analyse de la bêta-diversité temporelle constitue une approche essentielle pour comprendre les dynamiques de changement des communautés biologiques au fil des saisons. Dans cette étude, l'attention est portée spécifiquement sur les diatomées, groupe majeur du phytoplancton, en raison de leur sensibilité aux variations environnementales et de leur pertinence comme bioindicateurs. L'objectif est d'évaluer les fluctuations saisonnières de la composition spécifique à travers les composantes de perte et de gain d'espèces, ainsi que la contribution relative de chaque site aux changements observés. L'approche adoptée repose sur l'indice TBI (Temporal Beta-diversity Index), permettant de quantifier et de spatialiser les transformations au sein de la lagune El Mellah sur un cycle annuel complet (automne, hiver, printemps, été). Cette analyse vise à identifier les périodes de stabilité ou de transition écologique marquée, ainsi qu'à détecter les éventuels signaux de perturbation ou de recolonisation naturelle.

XI.1. Dynamique saisonnière des pertes et gains d'espèces de diatomées

L'analyse de la bêta-diversité temporelle des diatomées dans la lagune El Mellah met en évidence des dynamiques saisonnières contrastées, révélant des patrons écologiques distincts selon les périodes de l'année. Les résultats, issus à la fois des approches descriptives et inférentielles, permettent de distinguer plusieurs régimes caractéristiques dans la structuration temporelle des communautés diatomiques (**Fig 75**).

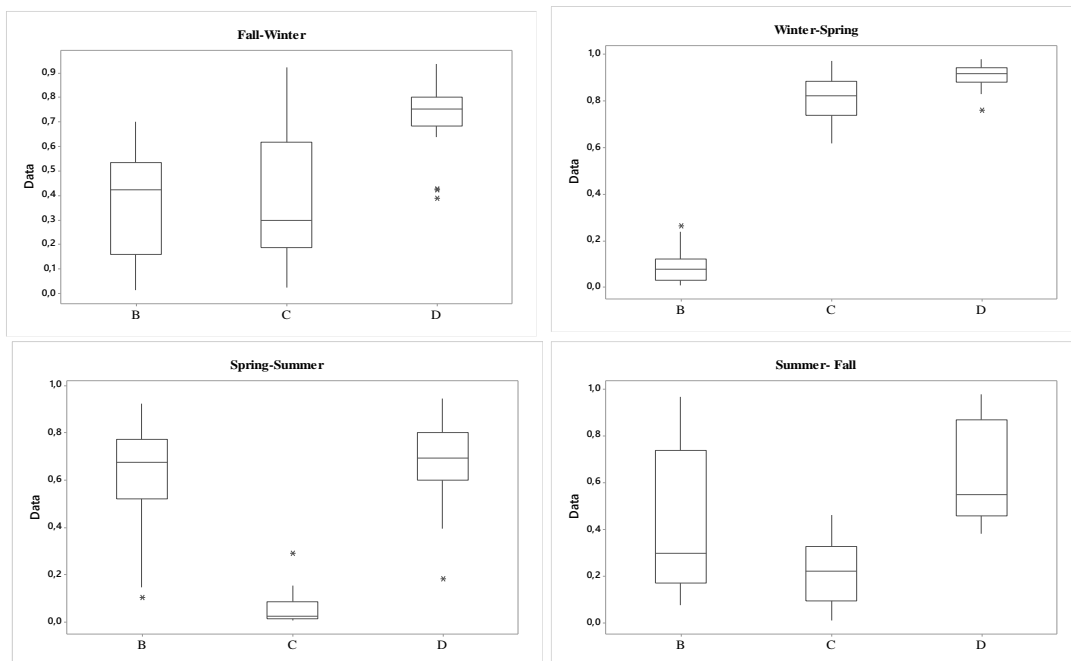


Figure 75. Boxplots comparant la bêta-diversité temporelle totale des diatomées et ses composantes, entre et au sein des saisons.

1. Dynamique temporelle des pertes et gains d'espèces de diatomées entre l'automne et l'hiver

L'analyse de la bêta-diversité temporelle des diatomées entre l'automne et l'hiver, réalisée à l'aide de l'indice **TBI** (*Temporal Beta-diversity Index*), met en évidence une dynamique de compensation temporelle au sein des communautés entre les saisons automne et hiver. En effet, le test t apparié effectué sur les composantes de perte (B) et de gain (C) indique une différence moyenne non significative entre ces deux composantes ($p_{\text{perm}} = 0,977$; $p \leq 0,05 = 0,967$), suggérant que les communautés diatomiques subissent des modifications spécifiques équilibrées entre disparition et apparition d'espèces. Cette symétrie globale des changements traduit une stabilité relative de la composition spécifique à l'échelle de la lagune El Mellah au cours de cette transition saisonnière.

2. Dynamique temporelle des pertes et gains d'espèces de diatomées entre l'hiver et le printemps

Les résultats issus de l'analyse TBI (*Temporal Beta-diversity Index*) mettent en lumière un phénomène caractérisé par une prédominance des acquisitions d'espèces diatomiques entre l'hiver et le printemps. L'application d'un test t apparié aux composantes de perte (B) et de gain (C) permet d'obtenir une disparité moyenne statistiquement significative entre ces deux éléments ($p_{\text{perm}} = 0,001$; $p \leq 0,05 = *$), indiquant ainsi une asymétrie globale des altérations spécifiques à l'échelle régionale, avec une prépondérance évidente des gains.

3. Dynamique temporelle des pertes et gains d'espèces de diatomées entre le printemps et l'été

Les résultats dérivés de l'analyse de l'indice temporel de bêta-diversité (TBI) indiquent une dynamique caractérisée par une perte prononcée d'espèces survenant entre les périodes printanière et estivale. Plus précisément, le test t apparié exécuté sur les composantes perte (B) et gain (C) révèle une disparité moyenne statistiquement significative entre ces deux composantes ($p_{\text{perm}} = 0,001$; $p \leq 0,05 = *$), ce qui suggère une asymétrie globale des altérations spécifiques au niveau régional, mettant en évidence une nette prédominance des pertes.

4. Dynamique temporelle des pertes et gains d'espèces de diatomées entre l'été et l'automne

Les résultats issus de l'analyse TBI suggèrent une dynamique marquée par une dominance des pertes d'espèces entre les saisons été et automne. En effet, le test t apparié effectué sur les composantes de perte (B) et de gain (C) indique une différence moyenne significative entre ces

deux composantes ($p_{perm} = 0,011$; $p \leq 0,05 = *$), ce qui implique une asymétrie globale des changements spécifiques à l'échelle régionale, avec une nette prépondérance des pertes.

XI. 2. Analyse de la relation entre de pertes et de gains

Les approches de modélisation permettent d'approfondir la compréhension des relations entre les composantes de perte (B) et de gain (C) de la bêta-diversité temporelle des communautés diatomiques. Les résultats mettent en évidence plusieurs dynamiques clés, traduisant l'importance variable des processus de disparition et d'apparition des taxons au cours des différentes saisons dans la lagune El Mellah (**Fig. 76**).

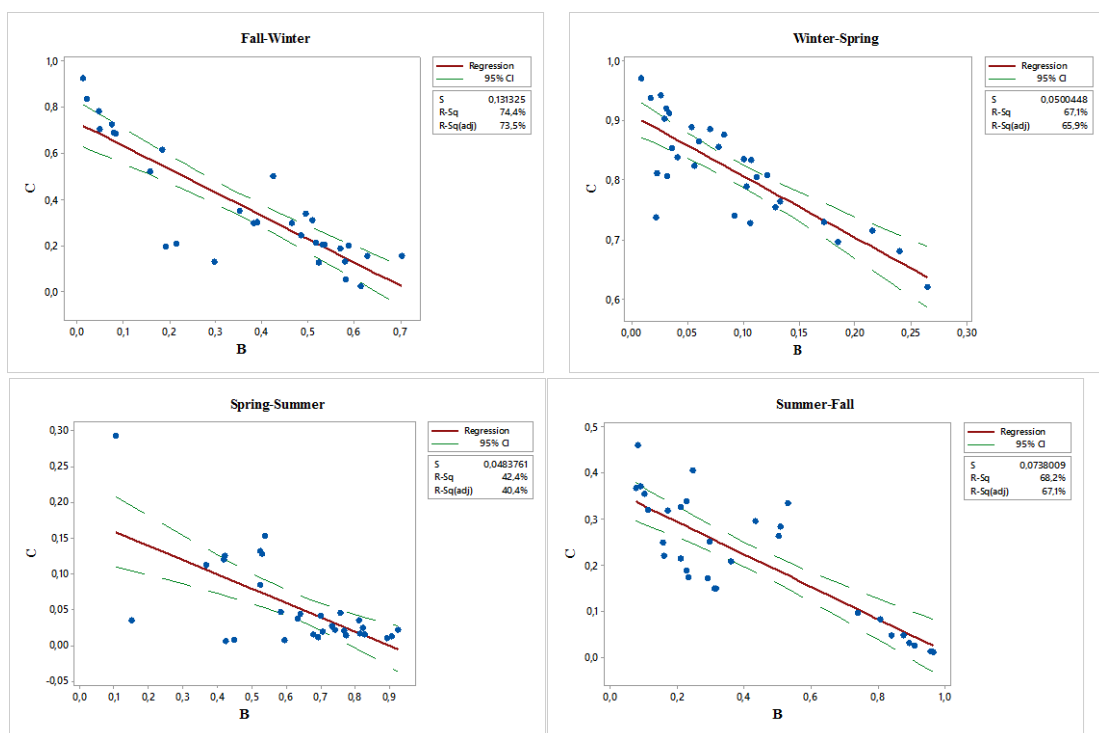


Figure 76. Modèles d'expression de la relation entre B et C de la bêta-diversité temporelle des diatomées. Comparaison entre saison

1. Période Automne - Hiver

L'analyse de la relation entre les proportions normalisées de pertes et de gains (B vs C) met en évidence une forte corrélation négative, avec un coefficient de détermination ($R^2 = 74\%$). Cette tendance suggère un mécanisme de compensation spatiale : les sites présentant des pertes spécifiques élevées tendent à enregistrer peu de gains, et inversement. Cette structure antagoniste des trajectoires locales indique que, bien que la diversité des diatomées demeure

globalement stable à l'échelle de la lagune, son maintien repose sur des dynamiques opposées opérant au niveau local.

2. Période Hiver-Printemps

L'examen de la corrélation entre les ratios normalisés de pertes et de gains (Bvs C) révèle une importante corrélation négative ($R^2 = 67,1 \%$), qui implique une compensation spatiale : les sites présentant un degré élevé de perte spécifique ont tendance à manifester des gains minimes, et inversement (Fig.). Ce cadre contradictoire de trajectoires locales suggère que, malgré la prédominance globale des gains au niveau régional (comme l'illustre sans équivoque le Boxplot comparatif), il existe une hétérogénéité spatiale notable marquée par des dynamiques opposées au niveau spécifique du site. Par conséquent, cette prolifération printanière, emblématique des écosystèmes méditerranéens, se manifeste de manière hétérogène en fonction des conditions environnementales locales.

3. Période Printemps - Eté

Néanmoins, un examen de la corrélation entre les proportions normalisées de pertes et de gains (B contre C) révèle une corrélation négative modérée ($R^2 = 42,4 \%$), indiquant la présence d'une compensation spatiale partielle : les emplacements présentant une perte spécifique élevée ont tendance à correspondre à des gains minimes, et vice versa. Ce cadre antagoniste de trajectoires locales signifie que, malgré la prédominance globale des pertes à l'échelle régionale (comme l'illustre sans équivoque le boxplot comparatif où $B/(B+C) = 0,92$ contre $C/(B+C) = 0,08$), il existe une hétérogénéité spatiale caractérisée par des dynamiques contrastées au niveau spécifique au site. Ce déclin typique observé pendant l'été dans les écosystèmes lagunaires méditerranéens peut refléter l'influence de conditions environnementales contraignantes (températures élevées, disponibilité réduite des nutriments et augmentation de la salinité) sur les communautés de diatomées tout au long de la saison

4. Période Eté -Automne

Toutefois, l'analyse de la relation entre les proportions normalisées de pertes et de gains (Bvs C) révèle une corrélation négative forte ($R^2 = 68,2\%$), suggérant une compensation spatiale : les sites présentant une perte spécifique élevée tendent à présenter peu de gains, et inversement. Cette structure antagoniste des trajectoires locales indique que, malgré la dominance globale des pertes à l'échelle régionale (comme le montre clairement le boxplot comparatif où $B/(B+C) = 0,655$ contre $C/(B+C) = 0,345$), il existe une variabilité spatiale importante caractérisée par des dynamiques opposées au niveau des sites. Cette transition été-automne typique des écosystèmes lagunaires méditerranéens pourrait refléter une redistribution spatiale des

assemblages de diatomées sous l'influence de l'évolution saisonnière des conditions environnementales.

XI.3. Synthèse des dynamiques saisonnières des pertes et gains d'espèces de diatomées

Les résultats présentés dans le **Tableau 18** résument les principales tendances écologiques observées entre les saisons, en mettant en évidence les processus sous-jacents aux variations de la bêta-diversité temporelle des diatomées au sein de la lagune El Mellah.

Tableau 18. Résumé des variations saisonnières des composantes de la bêta-diversité temporelle des diatomées et des processus écologiques associés dans la lagune El Mellah

Période	Dominance	R ²	Significativité (p)	Processus écologique
Automne-Hiver	Équilibre $B \approx C$	74,4 %	0,967	Compensation spatiale antagoniste.
Hiver-Printemps	Gains ($C > B$)	67,1 %	0,001	Colonisation printanière généralisée.
Printemps-Été	Pertes ($B \gg C$)	42,4 %	0,001	Effondrement estival sous contraintes.
Été-Automne	Pertes ($B > C$)	68,2 %	0,011	Résilience variable post-été.

Chaque transition saisonnière est caractérisée par un schéma dominant de pertes (B) et de gains (C) d'espèces, une force de corrélation (R²), et une significativité statistique (p).

- **Automne-Hiver** : stabilité écologique, avec un équilibre entre pertes et gains, traduisant une compensation spatiale antagoniste.
- **Hiver-Printemps** : dominance des gains, signalant une colonisation printanière généralisée.
- **Printemps-Été** : augmentation marquée des pertes, témoignant d'un effondrement estival sous contraintes environnementales.
- **Été-Automne** : maintien d'un niveau élevé de pertes, mais avec un début de résilience post-été, plus ou moins marqué selon les sites.

XI.4. Structures spatiales saisonnières de la bêta-diversité temporelle et de ses composantes

L'analyse des structures spatiales permet de mieux comprendre comment les dynamiques de la bêta-diversité et de ses composantes se distribuent dans l'espace au fil des saisons. L'utilisation de l'indice de Moran permet de tester l'existence d'autocorrélations spatiales, traduisant soit des regroupements significatifs de sites présentant des dynamiques similaires, soit au contraire une distribution aléatoire. Cette approche met ainsi en évidence les variations saisonnières de la structuration spatiale des diatomées dans la lagune El Mellah.

XI.4. 1. Analyse des autocorrélations spatiales

L'autocorrélation spatiale, mesurée par l'indice de Moran (IM), permet de déterminer si les pertes, les gains et la dissimilarité temporelle des communautés de diatomées présentent des patrons de distribution ordonnés dans l'espace ou si elles sont aléatoires. Un IM significatif et positif traduit une similarité spatiale entre sites proches, alors qu'une absence de significativité suggère une distribution aléatoire.

Tableau 19. Valeurs saisonnières de l'indice de Moran et de sa significativité (probabilité associée)

		B	C	D
Automne–Hiver	IM	0,46765	0,364905	-0,082853
	p-value	0,000634	0,006055	0,722024
Hiver–Printemps	IM	0,115884	0,004859	-0,105679
	p-value	0,294269	0,791642	0,607448
Printemps–Été	IM	0,005066	0,002293	0,11623
	p-value	0,787476	0,783165	0,289456
Été–Automne	IM	0,448199	0,285386	0,452801
	p-value	0,000952	0,028873	0,000934

L'analyse par indice de Moran révèle une structuration spatiale contrastée selon les saisons (**Tableau 19**). Durant la période automne-hiver, des autocorrélations spatiales significatives sont observées pour les pertes (IM = 0,47, $p < 0,001$) et les gains (IM = 0,36, $p = 0,006$), tandis que la dissimilarité globale ne présente pas de structuration significative (IM = -0,08, $p = 0,72$).

À l'inverse, les périodes hiver-printemps et printemps-été montrent des indices non significatifs ($p > 0,05$) avec des valeurs proches de zéro (IM compris entre -0,11 et 0,12), indiquant une distribution aléatoire des communautés. La période été-automne se distingue à nouveau par des autocorrélations significatives pour les pertes (IM = 0,45, $p < 0,001$) et la dissimilarité (IM = 0,45, $p < 0,001$), et marginalement significative pour les gains (IM = 0,29, $p = 0,03$).

XI.4. 2. Structuration spatiale saisonnière révélée par les variogrammes

Les paramètres des variogrammes confirment cette variabilité saisonnière. En automne-hiver, les pertes montrent une portée de 993 m avec un nugget nul, tandis que les gains présentent une portée plus réduite (854 m) et un faible nugget (8×10^{-5}) (**Tableau 20**).

Tableau 20. Paramètres des modèles de Variogramme empirique selon les saisons (Effet pépite, palier et portée)

		Effet pépite (Nugget)	Palier (Sill)	Portée (Range)
Automne–Hiver	B	0,00E+00	5,20E-02	9,93E+02
	C	8,01E-05	8,00E-02	8,54E+02
	D	7,71E-03	1,30E-02	9,08E+02
Hiver–Printemps	B	3,80E-03	1,40E-03	1,77E+03
	C	5,70E-03	2,30E-03	2,14E+03
	D	1,80E-03	6,90E-04	1,39E+03
Printemps–Été	B	4,06E-02	2,06E-03	2,87E+03
	C	0,00E+00	4,90E-03	9,35E+02
	D	2,40E-02	7,10E-03	2,87E+03
Été–Automne	B	0,00E+00	9,60E-02	9,84E+02
	C	0,00E+00	1,70E-02	8,54E+02
	D	0,00E+00	4,30E-02	9,30E+02

La période hiver-printemps révèle des portées étendues pour les pertes (1772 m) et gains (2139 m), mais avec des nuggets modérés ($3,8 \times 10^{-3}$ et $5,7 \times 10^{-3}$ respectivement). Au printemps-été,

on observe les portées les plus importantes (>2800 m pour les pertes et dissimilarité), associées à des nuggets élevés (>0,02). Enfin, la période été-automne se caractérise par des portées intermédiaires (850-1000 m) et l'absence totale d'effet pépite pour les trois composantes.

Ces résultats suggèrent que Les processus de perte opèrent principalement à moyenne/grande échelle (portées de 850 à >2800 m selon les saisons), avec une structuration spatiale particulièrement marquée en périodes automne-hiver (IM = 0,47) et été-automne (IM = 0,45). Les mécanismes de gain présentent des échelles spatiales plus variables (portées de 854 à 2139 m) et une structuration généralement moins marquée (IM maximal de 0,36). La dissimilarité globale montre des valeurs intermédiaires, avec une organisation spatiale particulièrement nette en été-automne (IM = 0,45, portée 930 m)

Cette variabilité saisonnière pourrait refléter les changements dans les facteurs de contrôle environnementaux, avec une homogénéisation estivale (nuggets élevés >0,02, IM non significatifs) contrastant avec des périodes de transition plus structurées (nuggets nuls, IM significatifs). Les différences d'échelle spatiale entre composantes suggèrent que les pertes seraient davantage influencées par des facteurs régionaux, tandis que les gains répondraient plus à des conditions locales.

La **Figure 77** illustre la distribution spatiale intra-lagunaire de l'Indice de Bêta-diversité Totale (TBI) et de ses composantes (turnover et nestedness) au cours des différentes transitions saisonnières. Les cartes obtenues par interpolation spatiale mettent en évidence les variations de structuration entre les périodes automne–hiver, hiver–printemps, printemps–été et été–automne. Cette représentation cartographique permet ainsi de distinguer les zones de forte hétérogénéité de celles marquées par une relative stabilité, révélant la dynamique spatio-temporelle de la bêta-diversité des communautés de diatomées dans la lagune.

L'analyse de ces cartes affine l'interprétation en révélant des patrons spatiaux contrastés selon les saisons. Les transitions automne–hiver et été–automne se caractérisent par des concentrations spatiales bien définies, en particulier pour les composantes de perte, qui s'organisent suivant des orientations préférentielles (NW–SE en automne–hiver, E–W en été–automne). A l'inverse, les phases hiver–printemps et printemps–été présentent des distributions plus homogènes, sans structuration géographique marquée. Ces observations visuelles s'accordent avec les résultats quantitatifs issus des autres approches analytiques, renforçant la robustesse de l'interprétation.

La mise en parallèle des différentes méthodes permet dès lors de proposer un cadre interprétatif intégré. La structuration spatiale des communautés apparaît comme le produit d'une interaction

complexe entre facteurs locaux et régionaux, dont l'importance relative varie selon les saisons. Les périodes de transition semblent dominées par des processus locaux bien définis, tandis que les saisons plus stables se traduisent par une organisation spatiale plus diffuse, probablement liée à l'homogénéisation des conditions environnementales.

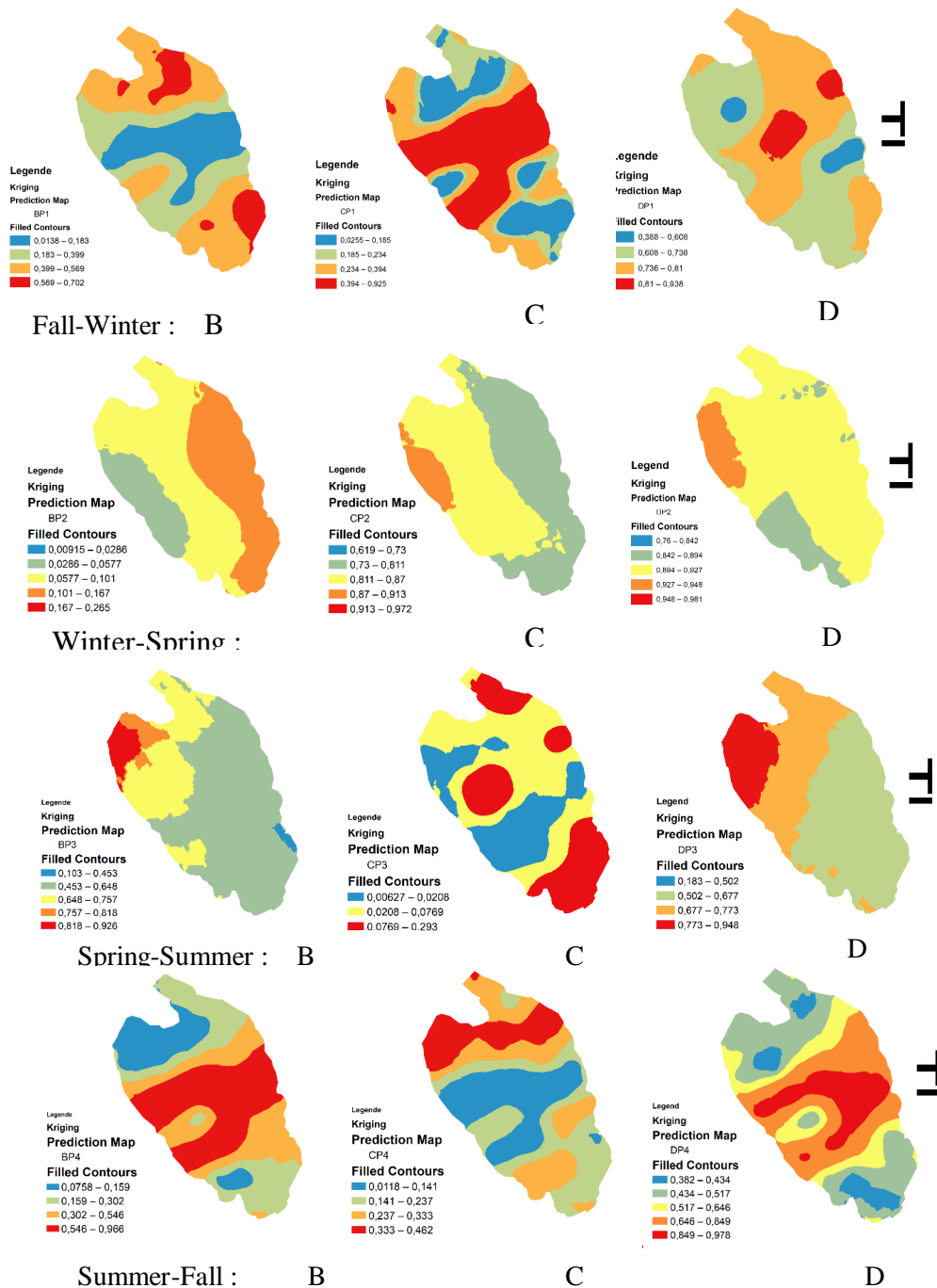


Figure 77. Cartes d'interpolations représentant le modèle d'expression spatiale de la TBI et de ses composantes au cours des différentes transitions saisonnières.

L'analyse des contributions spécifiques saisonnières met en évidence des dynamiques temporelles contrastées dans la structuration des communautés de diatomées (**Fig. 78**).

Automne–Hiver. Les contributions les plus marquées (SCBD > 0,05) proviennent des genres *Cymatopleura* (0,057) et *Plagiogramma* (0,056), suivis par *Nitzschia* et *Achnanthes* (0,054). Cette configuration reflète une communauté dominée par des taxons adaptés aux conditions de transition automnale, sensibles aux variations de température et de disponibilité en nutriments.

Hiver–Printemps. Cette période se caractérise par l'émergence d'une forte dominance de *Rhoicosphenia* (0,124), dépassant nettement les autres genres. *Fragilaria* (0,074) et *Neidium* (0,073) contribuent secondairement, traduisant une communauté associée aux conditions hivernales rigoureuses et au début du réchauffement printanier.

Printemps–Été. *Rhoicosphenia* conserve sa position dominante (0,129), accompagnée de *Chaetoceros* (0,092) et *Fragilaria* (0,077). Cette triple dominance traduit des conditions optimales de croissance, favorisant la coexistence de stratégies écologiques complémentaires.

Été–Automne. Le retour de *Plagiogramma* (0,086), associé à *Paralia* (0,079) et *Cymatopleura* (0,067), suggère une réorganisation de la communauté face aux contraintes estivales (températures élevées, salinité accrue) et à l'amorce des conditions automnales.

L'analyse met en évidence plusieurs différences notables dans la dynamique des contributions spécifiques à la bêta-diversité temporelle.

Tout d'abord, on observe un passage d'une dominance partagée en automne–hiver vers une situation d'ultra-dominance, caractérisée par la prépondérance de *Rhoicosphenia* en hiver–printemps puis au printemps–été, avant un retour à une structure plus équilibrée en été–automne. Ensuite, les amplitudes maximales de SCBD apparaissent plus élevées durant les transitions hiver–printemps et printemps–été (atteignant 0,129), comparativement aux périodes automne–hiver et été–automne (maximum 0,086). Enfin, la composition des genres contributifs révèle un turnover marqué selon les saisons, à l'exception de *Fragilaria*, dont la contribution se maintient de façon significative sur plusieurs cycles saisonniers.

Ces résultats soulignent le rôle déterminant des variations environnementales dans la structuration temporelle des communautés phytoplanctoniques. La coexistence d'un petit nombre de genres récurrents (*Fragilaria*) et d'espèces à dominance saisonnière illustre une dynamique combinant stabilité et renouvellement, essentielle au maintien de la diversité spécifique.

XI.6. Discussion de la Bêta-diversité temporelle des diatomées et de ses composantes dans la lagune El Mellah

L'analyse temporelle de la bêta-diversité dans la lagune El Mellah met en évidence une dynamique saisonnière marquée, traduisant l'alternance entre phases de stabilité, colonisation et déclin des communautés phytoplanctoniques. L'examen des variations de pertes, gains et contributions spécifiques (SCBD), couplé à l'étude de la structuration spatiale, permet d'interpréter les mécanismes écologiques à l'origine de cette variabilité et de situer le fonctionnement de la lagune dans le contexte plus large des écosystèmes lagunaires méditerranéens (Legendre & De Cáceres, 2013 ; Whittaker, 1972).

La comparaison automne–hiver révèle un équilibre entre pertes et gains, suggérant une relative stabilité de la composition spécifique. Cette compensation, qui reflète davantage une redistribution spatiale des espèces qu'un renouvellement profond, traduit un état d'équilibre écologique typique de la saison froide. La lagune, soumise alors à des conditions hydrologiques plus homogènes, semble maintenir une structure fonctionnelle stable. Des résultats similaires ont été rapportés dans d'autres lagunes méditerranéennes, où l'automne marque une période de transition douce, sans perturbations majeures de la composition phytoplanctonique (Guelorget & Perthuisot, 1983).

La transition hiver–printemps est en revanche caractérisée par une forte dominance des gains, traduisant une colonisation active des communautés. Cette dynamique témoigne de la reprise végétative et de l'augmentation de la productivité liée à l'allongement de la photopériode, à l'élévation progressive des températures et à la disponibilité accrue en nutriments issus du ruissellement hivernal. L'apparition et la dominance de genres opportunistes tels que *Rhoicosphenia* et *Fragilaria* confirment le rôle de ces conditions favorables dans l'installation de nouvelles espèces. Ce phénomène de recolonisation printanière a été largement documenté dans des lagunes comme celle de Thau (Leruste et al., 2019), où le printemps correspond à un pic de diversité phytoplanctonique.

A l'inverse, la saison estivale se distingue par un effondrement marqué de la diversité spécifique, avec une prévalence nette des pertes par rapport aux gains. Cette tendance traduit la contrainte écologique exercée par les conditions estivales : augmentation des températures, forte évaporation, élévation de la salinité et mise en place d'une stratification thermique qui limite le renouvellement vertical des nutriments. Ce stress environnemental, bien documenté dans les lagunes méditerranéennes (Perez-Ruzafa et al., 2011), entraîne une réduction drastique de la diversité phytoplanctonique et accentue la vulnérabilité des écosystèmes lagunaires aux

déséquilibres trophiques. Dans le cas d'El Mellah, cette perte de diversité illustre la fragilité estivale d'un système soumis à des pressions climatiques intenses.

La transition été–automne révèle quant à elle un processus de résilience partielle. Bien que les pertes demeurent supérieures aux gains, l'existence d'une compensation spatiale significative suggère une réorganisation progressive des communautés. Certaines espèces, telles que *Plagiogramma* et *Cymatopleura*, adaptées à des conditions plus modérées, amorcent leur recolonisation, traduisant une dynamique hétérogène fortement dépendante des micro-habitats. Cette réorganisation automnale est conforme aux observations faites dans d'autres lagunes où le retour des conditions hydrologiques plus clémentes favorise un redémarrage biologique progressif (Perez-Ruzafa et al., 2011).

L'analyse de la structuration spatiale confirme le rôle différencié des processus locaux selon les saisons. Ainsi, en automne–hiver et en été–automne, une structuration spatiale marquée a été mise en évidence, traduisant l'influence des gradients environnementaux liés aux apports fluviaux, aux intrusions marines et aux variations de salinité. À l'inverse, l'absence de structuration significative en hiver–printemps et printemps–été suggère une homogénéisation des conditions environnementales, due respectivement au brassage hivernal et à la stratification estivale. Cette alternance entre homogénéisation et hétérogénéité confirme que la dynamique spatio-temporelle de la lagune est fortement conditionnée par les fluctuations saisonnières de ses paramètres hydrologiques (Mouillot et al., 2006 ; Khelifa et al., 2017).

L'étude de la contribution spécifique des taxons (SCBD) apporte un éclairage complémentaire sur le rôle fonctionnel des différentes espèces. Certains genres, tels que *Fragilaria*, apparaissent comme un noyau stable, présents tout au long de l'année et participant faiblement aux variations spatiales, ce qui souligne leur rôle de taxons ubiquistes. D'autres, tels que *Rhoicosphenia*, *Chaetoceros* ou *Plagiogramma*, présentent une occurrence saisonnière plus marquée et contribuent davantage à la différenciation spatiale, illustrant leur fonction de bioindicateurs sensibles aux variations des conditions hydrologiques (Legendre & De Cáceres, 2013). Cette complémentarité entre stabilité et opportunisme traduit l'équilibre entre résilience et adaptation au sein des communautés phytoplanctoniques.

D'un point de vue écologique, la lagune El Mellah présente un fonctionnement saisonnier typique des lagunes méditerranéennes, caractérisé par une alternance entre phases de stabilité (automne–hiver), de colonisation (hiver–printemps) et de déclin (printemps–été). Toutefois, la forte prévalence estivale des pertes, associée à l'envasement progressif du chenal qui limite les échanges hydriques avec la mer, renforce le risque d'eutrophisation et de dégradation de la qualité écologique du système (2006 ; Khelifa, 2017). Dans ce contexte, le suivi des

communautés de diatomées et l'analyse de la bêta-diversité temporelle apparaissent comme des outils sensibles et pertinents pour le diagnostic écologique et la gestion de la lagune.

DISCUSSION GENERALE
CONCLUSION

DISCUSSION GENERALE

Les résultats obtenus dans la lagune El Mellah mettent en évidence un écosystème lagunaire méditerranéen typique, caractérisé par une forte variabilité saisonnière et spatiale, une structure phytoplanctonique dynamique et des signaux ponctuels d'eutrophisation. L'approche multidisciplinaire adoptée, combinant modèles LME, ACP–WQI, analyses spatiales, indices de diversité alpha, SCBD et bêta-diversité, a permis d'intégrer les dimensions temporelles, spatiales et biologiques du fonctionnement écologique de la lagune.

Les variations saisonnières de la température, de la salinité, du pH, de l'oxygène dissous et des nutriments (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SiO_2) sont comparables à celles décrites dans d'autres lagunes méditerranéennes, telles que Thau (Fiandrino et al., 2012), Mar Menor (Menéndez et al., 2002) et Nador (Sabouni et al., 2013). L'été se distingue par des conditions extrêmes (températures élevées, salinité accrue, hypoxie), favorisant l'accumulation de nutriments et les risques d'eutrophisation, comme observé dans les lagunes de Bizerte et de Ghar El Melh (Romdhane et al., 2012). Les processus de stratification estivale et de stagnation hydraulique, typiques de ces systèmes, induisent des déséquilibres biogéochimiques similaires à ceux enregistrés à El Mellah.

La diversité alpha du phytoplancton révèle un cycle saisonnier marqué, avec une richesse spécifique minimale en hiver et maximale au printemps et en été, sous l'effet de la photopériode, de la hausse thermique et de l'enrichissement trophique. Ces conditions favorisent l'essor de diatomées centriques telles que *Chaetoceros*, *Cyclotella* ou *Aulacoseira*, reconnues pour leur croissance rapide et leur tolérance aux fluctuations environnementales. Ce schéma rejoint les observations effectuées dans d'autres lagunes méditerranéennes, notamment Thau (Lemée et al., 2002), Mar Menor (Gilabert, 2001), Nador (Benazzouz et al., 2011) et Ghar El Melh (Romdhane et al., 2012). Les indices de Shannon et d'équitabilité confirment l'hétérogénéité des communautés, marquée par des phases de recolonisation printanière, de dominance estivale de taxons opportunistes et de stabilisation automnale.

La diversité bêta temporelle met en évidence l'alternance entre des phases de recolonisation (printemps), de stabilisation (automne) et de filtrage écologique (été), traduisant la capacité de la lagune à se réorganiser après les perturbations saisonnières. Ce cycle, également décrit dans les lagunes d'Orbetello (Vollenweider et al., 1998) et du bassin d'Arcachon (Bec et al., 2005), illustre à la fois la résilience structurelle et la vulnérabilité des systèmes lagunaires soumis à des forçages climatiques extrêmes.

L'analyse de la diversité bêta spatiale souligne, à travers la géostatistique (indice de Moran, variogrammes), une organisation non aléatoire des variables environnementales, avec des « hotspots » à forte concentration de chlorophylle *a* ou de nutriments en aval des exutoires. Ces zones actives, influencées par les apports continentaux et les échanges hydriques réduits, rappellent les schémas décrits dans la lagune de Venise (Bernardi Aubry et al., 2004) et le complexe lagunaire de Marano-Grado (Tomasino et al., 2019). L'étude des contributions spécifiques (SCBD) distingue des espèces bioindicatrices sensibles (*Paralia sulcata*, *Aulacoseira*, *Cymatopleura*) et des espèces ubiquistes, assurant la continuité écologique. Cette dualité entre taxons indicateurs et stabilisateurs reflète la plasticité écologique et les processus de sélection environnementale (Sakka Hlaili et al., 2008).

Ces résultats prolongent les travaux réalisés à El Mellah par Chibane et al. (2005), Drardja et al. (2010, 2013), Boudiaf et al. (2016) et Touati et al. (2021), qui avaient déjà souligné la sensibilité du phytoplancton aux gradients de salinité et aux apports terrigènes. Ils confirment également les constats de Mebarki et al. (2013) concernant le déséquilibre du rapport N/P et les tendances vers l'eutrophisation, ainsi que la présence d'éléments traces métalliques dans les zones influencées par les apports fluviaux.

L'intégration d'approches classiques et innovantes (ACP-WQI, indices de diversité, géostatistique) s'est révélée pertinente pour caractériser les dynamiques intra-lagunaires et identifier les seuils critiques. Ces outils rejoignent les recommandations de la Directive-Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) et de la Convention de Ramsar (1983), en offrant des bases opérationnelles pour la gestion différenciée et ciblée de la lagune. L'identification de périodes sensibles, notamment l'été, et de gradients spatiaux marqués (zones nord oxygénées et diversifiées vs zones sud plus salines et eutrophes) constitue un levier pour la gestion adaptative.

Dans un contexte de changement climatique et de pressions anthropiques accrues, les résultats obtenus soulignent la double facette de la lagune El Mellah : un système encore fonctionnel et riche en biodiversité, mais vulnérable aux déséquilibres hydrologiques et trophiques. Ce constat, partagé avec d'autres lagunes méditerranéennes (Pérez-Ruzafa et al., 2011 ; Orfanidis et al., 2011), confirme l'importance de stratégies de surveillance à long terme et de gestion préventive pour préserver la multifonctionnalité écologique de ces écosystèmes côtiers.

CONCLUSION GENERALE

La lagune El Mellah, intégrée au Parc National d'El Kala (PNEK), se distingue comme un écosystème complexe et dynamique, marqué par une forte variabilité spatio-temporelle liée à l'influence combinée des facteurs climatiques, hydrologiques et anthropiques. Les résultats obtenus démontrent que la structure et la composition des communautés phytoplanctoniques, ainsi que les variables environnementales associées, sont conditionnées par l'alternance saisonnière et l'hétérogénéité spatiale. Ces fluctuations reflètent des mécanismes communs aux lagunes méditerranéennes, tout en soulignant des spécificités locales qui renforcent à la fois l'intérêt écologique et la vulnérabilité particulière de la lagune El Mellah.

L'utilisation d'indicateurs écologiques intégrés, tels que la diversité alpha, la bêta-diversité spatiale et temporelle, l'indice SCBD et les analyses géostatistiques, a permis d'identifier des espèces bioindicatrices sensibles aux gradients environnementaux (ex. *Paralia sulcata*, *Aulacoseira*, *Chaetoceros*) et de mettre en évidence la plasticité écologique des communautés phytoplanctoniques. Cette résilience, qui traduit une capacité de réorganisation fonctionnelle après perturbation, reste toutefois menacée par l'accroissement des pressions climatiques (réchauffement, épisodes extrêmes) et anthropiques (apports nutritifs, réduction des échanges marins).

Un des apports majeurs de ce travail réside dans la mise en évidence des périodes et zones à risque d'eutrophisation, notamment en été, lorsque la conjonction de fortes températures, de stagnation hydrique et d'accumulation de nutriments favorise la prolifération d'espèces opportunistes. Ces dynamiques rejoignent les observations faites dans d'autres lagunes méditerranéennes (Thau, Mar Menor, Bizerte), confirmant le caractère universel de certains mécanismes tout en rappelant la nécessité d'une gestion différenciée, adaptée aux spécificités locales.

L'étude souligne également la multifonctionnalité écologique et patrimoniale de la lagune El Mellah, reconnue comme site Ramsar et réserve de biosphère, et met en avant l'urgence d'une préservation fondée sur des stratégies de gestion adaptatives, inspirées des bonnes pratiques de conservation des zones humides. Dans un contexte de changements globaux, l'expérience d'autres lagunes (Ghar El Melh, Oristano) montre que des mesures de gestion hydrologique raisonnée (ouverture/fermeture contrôlée des passes) peuvent contribuer à restaurer la résilience et maintenir les fonctions écologiques. Ces éléments offrent des pistes opérationnelles précieuses pour la gestion durable de la lagune El Mellah.

La démarche adoptée dans cette thèse, combinant l'étude des communautés phytoplanctoniques, l'analyse des paramètres physico-chimiques et l'application d'outils statistiques avancés (modèles linéaires mixtes, analyses spatiales, ACP-WQI), a permis une compréhension intégrée du fonctionnement du système. Les résultats montrent que la lagune El Mellah conserve un état écologique globalement satisfaisant, caractérisé par une diversité phytoplanctonique relativement élevée, une productivité primaire modérée et une variabilité saisonnière conforme aux tendances décrites pour les lagunes méditerranéennes. L'alternance entre phases de diversification printanière/estivale et phases de repli automnale/hivernale illustre un équilibre dynamique entre productivité, résilience et contraintes environnementales. La présence conjointe d'espèces ubiquistes stabilisatrices et d'espèces indicatrices sensibles témoigne de la fonctionnalité encore préservée de l'écosystème.

Cependant, certains signaux de fragilité doivent être soulignés. Les épisodes de baisse estivale de l'oxygène dissous, l'accumulation saisonnière de nutriments, la dominance temporaire de taxons opportunistes et la forte hétérogénéité spatiale observée dans certaines stations révèlent une vulnérabilité persistante aux déséquilibres écologiques. Ces résultats s'inscrivent dans les constats établis pour d'autres lagunes méditerranéennes, où le réchauffement climatique, l'évaporation estivale et la réduction des échanges hydriques renforcent les risques d'eutrophisation, d'homogénéisation biologique et de perte de résilience (Pérez-Ruzafa et al., 2011 ; Orfanidis et al., 2011).

L'apport méthodologique majeur de cette recherche réside dans l'intégration d'approches classiques et innovantes. L'usage de l'analyse spatiale et de l'ACP-WQI a permis de caractériser les gradients écologiques persistants et de localiser des zones critiques de vulnérabilité, fournissant ainsi des outils directement exploitables pour la gestion différenciée. Ces résultats confirment que les indicateurs intégrés (diversité alpha, bêta-diversité, indices de qualité de l'eau) constituent des leviers robustes pour le suivi et la gestion des écosystèmes lagunaires.

Sur le plan scientifique, cette thèse contribue à enrichir la connaissance des lagunes méditerranéennes en apportant des données inédites sur la lagune El Mellah, encore peu étudiée malgré son importance écologique. Elle confirme le rôle central du phytoplancton comme indicateur précoce de variations environnementales et démontre l'intérêt des diatomées comme bioindicateurs sensibles aux gradients trophiques et hydrologiques. Elle met en valeur la pertinence d'approches interdisciplinaires et intégrées pour appréhender la complexité des systèmes lagunaires.

Sur le plan appliqué, l'étude met en évidence la nécessité d'une gestion adaptative et préventive. En tant que réservoir de biodiversité et espace socio-économique vital (pêche, tourisme, usages récréatifs), la lagune El Mellah requiert une surveillance continue et une gestion raisonnée des apports exogènes (rejets agricoles, envasement du chenal). Les outils et approches proposés dans ce travail offrent une base solide pour la mise en place de programmes de suivi écologique à long terme et pour l'application des objectifs de la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE 2000/60/CE).

En définitive, cette recherche met en évidence la dualité propre aux lagunes méditerranéennes des systèmes à la fois riches en biodiversité et productifs, mais particulièrement vulnérables aux pressions multiples. La lagune El Mellah illustre pleinement ce paradoxe. Sa préservation passe par une approche intégrée, associant recherche scientifique, gestion environnementale et participation locale, afin d'assurer la pérennité de ses fonctions écologiques et socio-économiques dans un contexte de pressions croissantes.

Perspectives

Bien que cette étude ait couvert un cycle saisonnier complet et combiné plusieurs approches analytiques, elle présente certaines limites. Les observations réalisées sur une seule année ne permettent pas de mettre en évidence les tendances interannuelles ni d'évaluer pleinement l'impact des événements extrêmes (sécheresses prolongées, crues exceptionnelles, blooms toxiques).

A l'avenir, des suivis pluriannuels et à plus haute résolution temporelle, mobilisant des outils modernes tels que la télédétection, les capteurs automatiques ou les analyses métagénomiques, permettraient d'affiner la compréhension des réponses phytoplanctoniques aux forçages climatiques et anthropiques. L'intégration des indices de contribution spécifique (SCBD) dans des protocoles de biomonitoring, déjà reconnus en Europe (Rimet et al., 2019), renforcerait la sensibilité et la pertinence des dispositifs de surveillance environnementale.

Par ailleurs, le croisement des approches fonctionnelles (métabolisme, flux biogéochimiques, bilans de carbone et de nutriments) avec les analyses taxonomiques consoliderait la robustesse des diagnostics écologiques. De telles démarches contribueraient à anticiper les déséquilibres et à soutenir une gestion proactive et durable.

Enfin, ces perspectives s'inscrivent dans une vision intégrée de conservation et de valorisation des lagunes méditerranéennes, en cohérence avec les engagements internationaux (Convention de Ramsar, Réserves de biosphère de l'UNESCO) et dans une logique de résilience face aux changements globaux. La lagune El Mellah, de par son état de relative préservation et son rôle

écologique majeur, constitue ainsi un site modèle pour expérimenter et développer des approches de surveillance et de gestion transférables à d'autres systèmes lagunaires.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2011). Water quality indices based on bioassessment : The biotic indices. *Journal of Water and Health*, 9(2), 330–348. <https://doi.org/10.2166/wh.2011.133>
2. Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). *Water quality indices* (1re éd.). Elsevier Science. <https://doi.org/10.1016/C2010-0-69472-7>
3. Abdennour, C., Ouali, H., & Benaissa, A. (2019). Application de l'analyse multivariée pour l'évaluation de la qualité des eaux de surface dans le nord-est algérien. *Journal of Water and Land Development*, 42(VII–IX), 11-19. <https://doi.org/10.2478/jwld-2019-0044>
4. Abdennour, C., Boukhenafou, A., Bensouilah, M., & Djabour, A. (2000). Ecologie du phytoplancton dans les zones humides algériennes. *Bulletin des Sciences Hydrobiologiques*, 16, 45–56.
5. Abdennour, C., Grimes, S., & Lemoalle, J. (2000). Fonctionnement écologique des lagunes algériennes. *Oceanologica Acta*, 23(1), 19–30.
6. Aina, M. P., Aina, M. O., Mama, D., & Edoth, P. A. (2012). Impact of nitrogen pollution on the proliferation of toxic cyanobacteria in Lake Nokoué in Benin. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, 4(6), 633–641.
7. Alfred Wegener Institute. (n.d.). *Plankton Net : A global plankton image and taxonomic database*. <https://planktonnet.awi.de>
8. Anderson, D. M. (2009). Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Ocean & Coastal Management*, 52(7), 342–347. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2009.04.006>
9. Anderson, D. M., Glibert, P. M., & Burkholder, J. M. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication : Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25(4), 704–726. <https://doi.org/10.1007/BF02804901>
10. Anderson, D. M. (2014). HABs in a changing world : A perspective on harmful algal blooms, their impacts, and research and management in a dynamic era of climatic and environmental change. *Harmful Algae*, 6, 3–17. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.02.017>
11. Anthony, E. J. (2008). Sediment dynamics and morphodynamics of the shoreface and inner shelf in the vicinity of embayed beaches. *Marine Geology*, 254(1–2), 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2008.05.005>
12. Aounallah, H., Ktita, A., & Bouaziz, S. (2021). Seasonal variability of hydrographic conditions in Bizerte Lagoon (Tunisia). *Regional Studies in Marine Science*, 45, 101836. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101836>
13. ASTM International. (2002). *Annual book of ASTM standards : Water and environmental technology*. American Society for Testing and Materials.
14. ASTM International. (2015). *Manual of water and environmental technology – Section 11*. American Society for Testing and Materials.
15. Aune, T., & Yndestad, M. (1993). Diarrhetic shellfish poisoning. In I. R. Falconer (Ed.), *Algal toxins in seafood and drinking water* (pp. 87–104). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-247990-8.50012-1>
16. Ayadi, H., Elloumi, J., Bouain, A., & Sakka Hlaili, A. (2002). Distribution des éléments nutritifs dans la lagune de Bizerte (Tunisie). *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer*, 29, 79–89.
17. Balch, W. M. (2018). Re-evaluation of the physiological ecology of coccolithophores. *Limnology and Oceanography*, 63(S1), S132–S142. <https://doi.org/10.1002/lno.10749>

18. Ballais, J.-L. (1991). Le rôle de l'homme dans l'évolution géomorphologique des milieux humides méditerranéens. *Méditerranée*, 72(3), 23–29. <https://doi.org/10.3406/medit.1991.2825>
19. Barnaud, G. (1991). *Géographie des zones humides littorales*. CNRS Editions.
20. Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
21. Basset, A., Sangiorgio, F., Sabetta, L., & Mouillot, D. (2006). Typology in Mediterranean transitional waters : New challenges and perspectives. *Marine Pollution Bulletin*, 53(1–4), 8–16. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.11.028>
22. Basset, A., Barbone, E., Borja, Á., Elliott, M., Jona-Lasinio, G., Marques, J. C., Novelli, E., Petruzzelli, G., Radic, V., & Rosati, I. (2013). Seasonal phytoplankton dynamics and diversity in Mediterranean transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 117, 123–131. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.10.004>
23. Bec, B., Collos, Y., Souchu, P., & Vaquer, A. (2005). Phytoplankton seasonal dynamics in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62(1–2), 69–77. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.08.003>
24. Bec, B., Collos, Y., Souchu, P., Vaquer, A., Lautier, J., Fiandrino, A., & Benau, L. (2005). Nitrogen uptake regulation in phytoplankton communities under contrasting nitrogen availability: Lagoon of Arcachon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62(2), 261–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.08.030>
25. Bec, B., Collos, Y., & Vaquer, A. (2011). Phytoplankton seasonal dynamics in Mediterranean coastal lagoons : Nutrient limitation and physical forcing. *Hydrobiologia*, 673, 157–172. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0772-3>
26. Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., & Weinstein, M. P. (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, 51(8), 633–641. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)
27. Behrenfeld, M. J., & Falkowski, P. G. (1997). Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration. *Limnology and Oceanography*, 42(1), 1–20. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.1.0001>
28. Behrenfeld, M. J., Prasil, O., Kolber, Z. S., Babin, M., & Falkowski, P. G. (1996). Compensatory changes in photosystem II electron turnover rates protect photosynthesis from photoinhibition. *Photosynthesis Research*, 48(1–2), 259–268. <https://doi.org/10.1007/BF00041011>
29. Behrenfeld, M. J., O'Malley, R. T., Siegel, D. A., McClain, C. R., Sarmiento, J. L., Feldman, G. C., & Boss, E. S. (2006). Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature*, 444, 752–755. <https://doi.org/10.1038/nature05317>
30. Benazzouz, A., Orbi, A., Hilmi, K., & Lluís, F. (2011). Phytoplankton dynamics in relation to environmental factors in the Nador lagoon (Mediterranean coast, Morocco). *African Journal of Marine Science*, 33(2), 123–133. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2011.572336>
31. Benazzouz, A., Sabouni, F., Mouhoub, R., & Bouchouicha, A. (2011). Etude du phytoplancton de la lagune de Nador (Maroc oriental). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Vie*, 33, 57–65.
32. Benazzouz, M., El-Hadj, S., & Bensaid, R. (2011). Distribution spatio-temporelle du phytoplancton dans la lagune de Nador. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Vie*, 33, 123–134.

33. Benoit, E., Coste, M., & Boutry, S. (2022). Using diatoms for water quality assessment: New developments and future challenges. *Ecological Indicators*, 142, 109247. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109247>
34. Benrabah, S., Bensahla-Talet, A., & Derridj, A. (2016). Suivi spatio-temporel de la qualité physico-chimique de l'eau de la lagune El Mellah (nord-est algérien). *European Scientific Journal*, 12(24), 276–291. <https://doi.org/10.19044/esj.2016.v12n24p276>
35. Bensafia, N., Djabourabi, A., Touati, H., Rachedi, M., & Belhaoues, S. (2020). Evolution of physicochemical parameters and trophic state of three Park National of El-Kala water bodies (North-east Algeria). *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 24(2), 249–263. <https://doi.org/10.21608/ejabf.2020.84659>
36. Berg, P., Glud, R. N., Hume, A., Stahl, H., Oguri, K., & Kitazato, H. (2014). Eddy correlation measurements of oxygen uptake in deep ocean sediments. *Limnology and Oceanography : Methods*, 12(3), 170–182. <https://doi.org/10.4319/lom.2014.12.170>
37. Bergström, A. K., Faithfull, C. L., Karlsson, D., & Karlsson, J. (2013). Nitrogen deposition and warming : Effects on phytoplankton nutrient limitation in subarctic lakes. *Global Change Biology*, 19(9), 2557–2568. <https://doi.org/10.1111/gcb.12234>
38. Berman, T., Parparov, A., & Gal, G. (2005). Primary production and phytoplankton in Lake Kinneret : A long-term record. *Freshwater Biology*, 50(6), 1039–1050. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01391.x>
39. Bernardi Aubry, F., Acri, F., Bastianini, M., Bianchi, F., Camatti, E., Pugnetti, A., & Socal, G. (2004). Seasonal variations of phytoplankton community structure in relation to environmental variables in a coastal lagoon of the North Adriatic Sea. *Journal of Plankton Research*, 26(9), 1049–1065. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbh095>
40. Bernardi Aubry, F., Berton, A., Bastianini, M., & Socal, G. (2004). Phytoplankton communities in the Venice Lagoon : Seasonal variability and ecological implications. *Marine Ecology Progress Series*, 271, 103–114. <https://doi.org/10.3354/meps271103>
41. Bernardi Aubry, F., Berton, A., Bastianini, M., Socal, G., & Acri, F. (2004). Phytoplankton succession in a coastal area of the NW Adriatic (Italy) : Comparison between the present and the past decade. *Continental Shelf Research*, 24(1), 97–110. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2003.10.003>
42. Bernardi Aubry, F., Berton, A., Acri, F., & Bastianini, M. (2006). Plankton communities in the Orbetello Lagoon (Tuscany, Italy) : Temporal evolution and spatial distribution. *Hydrobiologia*, 555(1), 67–74. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1100-3>
43. Bernardi Aubry, F., Acri, F., Bastianini, M., Pugnetti, A., Socal, G., & Solidoro, C. (2017). Plankton communities in a changing ecosystem : The Venice Lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 198, 169–183. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.002>
44. Bernardi Aubry, F., Camatti, E., Berton, A., Acri, F., & Pugnetti, A. (2020). Phytoplankton community structure in a transitional ecosystem : Venice Lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 241, 106790. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106790>
45. Billen, G., Garnier, J., Barles, S., Benoit, P., & Thieu, V. (2017). L'eutrophisation : Synthèse des connaissances scientifiques. *HAL-INRAE*. <https://hal.inrae.fr/hal-02791790>
46. Blanchet, H., de Montaudouin, X., Lucas, A., & Chardy, P. (2004). Heterogeneity of macrozoobenthic structure and function in the Arcachon Bay (France) : The role of *Zostera noltii* seagrass bed. *Marine Ecology Progress Series*, 283, 105–117.
47. Blauw, A. N., Los, F. J., Huisman, J., & Peperzak, L. (2015). Nuisance foam events and *Phaeocystis globosa* blooms in Dutch coastal waters analyzed with fuzzy logic. *Journal of Marine Systems*, 147, 63–71.
48. Boivin-Rioux, A., Frenette, J. J., & Lapierre, J. F. (2022). Stratification and cyanobacterial blooms in a changing world : Interacting effects of climate and eutrophication. *Science of the Total Environment*, 828, 154312. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154312>

49. Bold, H. C., & Wynne, M. J. (1985). *Introduction to the algae: Structure and reproduction* (2nd ed.). Prentice-Hall.
50. Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2018). *Numerical ecology with R* (2nd ed.). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>
51. Borges, A. V., Laufkötter, C., Henson, S., & Le Quéré, C. (2025). Projected changes in global phytoplankton productivity under CMIP6 climate scenarios. *Nature Climate Change*, *15*(2), 134–142. <https://doi.org/10.1038/s41558-025-01987-3>
52. Borja, A., Dauer, D. M., Elliott, M., & Simenstad, C. A. (2012). Medium- and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems : Patterns, rates and restoration effectiveness. *Estuaries and Coasts*, *33*(6), 1249–1260.
53. Borja, Á., Elliott, M., Andersen, J. H., Cardoso, A. C., Carstensen, J., Ferreira, J. G., Heiskanen, A. S., Marques, J. C., Neto, J. M., Teixeira, H., & Uusitalo, L. (2016). Overview of integrative assessment of marine systems: The ecosystem approach in practice. *Frontiers in Marine Science*, *3*, 20. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00020>
54. Borowitzka, M. A. (2013). High-value products from microalgae. Their development and commercialisation. *Journal of Applied Phycology*, *25*(3), 743–756. <https://doi.org/10.1007/s10811-013-9983-9>
55. Bortleson, G. C., & Lee, G. F. (1989). Nutrient loading and eutrophication of lakes : A literature review. *Lake and Reservoir Management*, *5*(2), 1–13.
56. Bortleson, G. C., & Lee, G. F. (1989). Phosphorus availability in Lake Washington. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, *41*(4), 657–666.
57. Boucekima, B. (1998). La biodiversité et la conservation des zones humides d’Algérie : Cas de la lagune El Mellah. *Sécheresse*, *9*(3), 193–201.
58. Boudiaf, B., Boutiba, Z., & Belabed, B. E. (2016). Water quality assessment of El Mellah lagoon, northeastern Algeria. *Marine Pollution Bulletin*, *111*(1–2), 401–409. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.101>
59. Boudiaf, B., Touati, L., & Derridj, A. (2016). Structure du peuplement phytoplanctonique dans une lagune côtière de l’est algérien : Cas de la lagune El Mellah. *Bulletin de l’Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Vie*, *38*, 81–91.
60. Boudiaf, M., Chibane, M., Arab, A., & Djebbar, A. B. (2016). Etude comparative de la structure et de la dynamique du phytoplancton dans deux lagunes méditerranéennes : Mellah (Algérie) et Bizerte (Tunisie). *Mediterranean Marine Science*, *17*(2), 425–436. <https://doi.org/10.12681/mms.1437>
61. Boudiaf, N., Toudert, A., & Taleb, S. (2016). Suivi de la qualité de l’eau dans la lagune El Mellah. *Revue des Sciences de l’Eau*, *29*(2), 159–170.
62. Boudinar, A., Bensouilah, M., Bensouilah, R., et al. (2020). Phytoplankton community structure in Algerian coastal lagoons. *African Journal of Aquatic Science*. <https://doi.org/10.2989/16085914.2020.1807266>
63. Boudinar, A., Kherici, N., & Kara, H. (2020). Seasonal dynamics of phytoplankton in Algerian lagoons under anthropogenic pressures. *Mediterranean Marine Science*, *21*(1), 59–73.
64. Boyce, D. G., Lewis, M. R., & Worm, B. (2010). Global phytoplankton decline over the past century. *Nature*, *466*(7306), 591–596. <https://doi.org/10.1038/nature09268>
65. Boyd, P. W., Jickells, T., Law, C. S., et al. (2007). Mesoscale iron enrichment experiments. *Science*, *315*(5812), 612–617. <https://doi.org/10.1126/science.1130769>
66. Boyer, T. P., Levitus, S., Garcia, H. E., Locarnini, R. A., Stephens, C., & Antonov, J. I. (2005). Objective analyses of annual, seasonal, and monthly temperature and salinity for the world ocean on a 0.25° grid. *International Journal of Climatology*, *25*(7), 931–945. <https://doi.org/10.1002/joc.1173>

67. Bouzid, S., Benslama, M., & Benyahia, H. (2020). Analyse géostatistique de la variabilité spatio-temporelle de la qualité des eaux souterraines en milieu semi-aride. *Arabian Journal of Geosciences*, 13(18), 947. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-05863-7>
68. Brechtel, F., & Rohmer, J. (1969). Etude pédologique de la région d'El Kala. *Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer (ORSTOM)*.
69. Brett, M. T., & Müller-Navarra, D. C. (1997). The role of highly unsaturated fatty acids in aquatic food web processes. *Freshwater Biology*, 38(3), 483–499. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00220.x>
70. Brzezinski, M. A. (1985). The Si :C : N ratio of marine diatoms : Interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology*, 21(3), 347–357.
71. Brzezinski, M. A., Krause, J. W., & Bundy, R. M. (2003). The silicon cycle in the ocean : A review. *Deep Sea Research Part II : Topical Studies in Oceanography*, 50(22–26), 1557–1595.
72. Burkholder, J. M., Tomasko, D. A., & Touchette, B. W. (2007). Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1–2), 46–72.
73. Cáceres, C., Nascimento, S. M., & Torgan, L. C. (2020). Ecological traits of *Rhopalodia* spp. in brackish ecosystems. *Diatom Research*, 35(2), 127–138. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2020.1762199>
74. Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems : A global assessment. *Environment International*, 32(6), 831–849.
75. Canfield, D. E., Kristensen, E., & Thamdrup, B. (2021). *Aquatic geomicrobiology*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2018-0-00495-9>
76. Capone, D. G., Zehr, J. P., Paerl, H. W., Bergman, B., & Carpenter, E. J. (1997). *Trichodesmium*, a globally significant marine cyanobacterium. *Science*, 276(5316), 1221–1229.
77. Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
78. Carlier, A., Riera, P., Amouroux, J. M., Bodiou, J. Y., & Grémare, A. (2008). Food web structure of two intertidal benthic communities : A stable isotope analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78(2), 267–282.
79. Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
80. Carpenter, S. R., Ludwig, D., & Brock, W. A. (2001). Managing eutrophication for ecosystem resilience. *Ecological Applications*, 11(4), 1009–1011. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1009:MefER\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1009:MefER]2.0.CO;2)
81. Catherine, A., Escoffier, N., Belhocine, A., Nasri, A. B., & Bernard, C. (2010). Phytoplankton functional groups response to the changes of hydrology and trophic state in a shallow urban lake. *Hydrobiologia*, 634, 91–103. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9872-6>
82. Caumette, P., Matheron, R., Reynier, P., & Duran, R. (2012). *Microbiologie des milieux extrêmes*. Paris : Dunod. ISBN 978-2-10-057419-3
83. Cellamare, M., Facca, C., & Sfriso, A. (2010). Seasonal dynamics of phytoplankton in Mediterranean lagoons : Comparison across gradients. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88(1), 145–156. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.03.025>

84. Chapelle, A., Menesguen, A., Deslous-Paoli, J. M., Souchu, P., Mazouni, N., Vaquer, A., & Millet, B. (2001). Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of oysters farming and inputs from the watershed. *Ecological Modelling*, *140*(1–2), 33–52. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00257-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00257-6)
85. Charpy-Roubaud, C., & Sournia, A. (1990). The comparative estimation of phytoplanktonic, microphytobenthic and macrophytobenthic primary production in the oceans. *Marine Microbial Food Webs*, *4*(1), 31–57. [Pas de DOI disponible]
86. Chassot, E., Bonhommeau, S., Dulvy, N. K., Mélin, F., Watson, R., Gascuel, D., & Le Pape, O. (2010). Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecology Letters*, *13*(4), 495–505. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01443.x>
87. Chibane, M., Arab, A., Boudiaf, M., & Djebbar, A. B. (2005). Structure et dynamique du phytoplancton de la lagune Mellah (Algérie nord-est). *Comptes Rendus Biologies*, *328*(10–11), 961–972. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2005.08.004>
88. Chibane, M., Ghaffour, N., & Yelles-Chaouche, A. (2005). Trace metal distribution in surface sediments from the El Mellah Lagoon, Annaba (Algeria). *Environmental Monitoring and Assessment*, *107*(1–3), 75–89. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-2011-7>
89. Chisti, Y. (2007). Biodiesel from microalgae. *Biotechnology Advances*, *25*(3), 294–306. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.02.001>
90. Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, *210*, 223–253. <https://doi.org/10.3354/meps210223>
91. Cloern, J. E., Canuel, E. A., & Harris, D. (2002). Stable carbon and nitrogen isotope composition of aquatic and terrestrial plants of the San Francisco Bay estuary. *Limnology and Oceanography*, *47*(3), 713–729. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.3.0713>
92. Cloern, J. E., & Jassby, A. D. (2010). Patterns and scales of phytoplankton variability in estuarine–coastal ecosystems. *Estuaries and Coasts*, *33*(2), 230–241. <https://doi.org/10.1007/s12237-009-9195-3>
93. Cloern, J. E., Abreu, P. C., Carstensen, J., Chauvaud, L., Elmgren, R., Grall, J., Greening, H., Johansson, J. O. R., Kahru, M., Sherwood, E. T., Xu, J., & Yin, K. (2014). Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine–coastal ecosystems. *Global Change Biology*, *20*(7), 2191–2208. <https://doi.org/10.1111/gcb.12673>
94. Cloern, J. E., Foster, S. Q., & Kleckner, A. E. (2016). Phytoplankton primary production in the world's estuarine–coastal ecosystems. *Biogeosciences*, *11*(9), 2477–2501. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2477-2014>
95. Cloern, J. E., Jassby, A. D., Schraga, T. S., Nejad, E., & Martin, C. (2017). Eutrophication of South San Francisco Bay and the role of sediments in nutrient dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *185*, 259–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.11.001>
96. Cloern, J. E., Jassby, A. D., Thompson, J. K., & Hieb, K. A. (2017). A cold phase of the East Pacific triggers new phytoplankton blooms in San Francisco Bay. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *114*(17), 4286–4291. <https://doi.org/10.1073/pnas.1703154114>
97. Collos, Y., Vaquer, A., Laabir, M., Abadie, E., Laugier, T., Pastoureaud, A., & Souchu, P. (2007). Oligotrophication and emergence of toxigenic phytoplankton in Thau lagoon, southern France. *Marine Pollution Bulletin*, *54*(2), 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.11.018>
98. Cornell, S., Rendell, A., & Jickells, T. (1995). Atmospheric inputs of dissolved organic nitrogen to the oceans. *Nature*, *376*(6542), 243–246. <https://doi.org/10.1038/376243a0>
99. Côte, M. (2002). *Paysages et territoires en Algérie*. CNRS Éditions. ISBN 9782271059041

100. Cotner, J. B., & Biddanda, B. A. (2002). Small players, large role : Microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 5(2), 105–121. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0059-3>
101. CSIRO. (2000). *Marine phytoplankton guide*. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation.
102. Cullen, J. J., & MacIntyre, H. L. (1998). Behavior, physiology and the niche of depth-regulating phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 20(8), 1583–1605. <https://doi.org/10.1093/plankt/20.8.1583>
103. Davidson, T. A., Sayer, C. D., Perrow, M. R., Bramm, M. E., & Jeppesen, E. (2014). The role of *Nitzschia* and other benthic diatoms in nutrient cycling in eutrophic coastal lagoons. *Journal of Sea Research*, 91, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.03.006>
104. Day, J. W., Rybczyk, J., Scarton, F., Rismondo, A., Are, D., & Cecconi, G. (2007). Influence of agricultural practices on nutrient dynamics in the Venice Lagoon, Italy. *Ecological Engineering*, 29(3), 200–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.017>
105. Desrosiers, M., Planas, D., & Mucci, A. (2013). Is the distribution of benthic diatoms in northern Lake Saint-Pierre (Québec, Canada) driven by water depth, water quality or sediment characteristics ? *Aquatic Sciences*, 75, 305–317. <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0285-8>
106. Desrosiers, C., Lefebvre, A., & Goffart, A. (2013). Phytoplankton as an indicator of ecological status in transitional waters: Methodological challenges and future directions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132, 17–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.04.014>
107. Diatom Base. (n.d.). *A global database of diatom taxonomy*. Flanders Marine Institute (VLIZ). <https://www.diatombase.org>
108. Diaz, R. J., & Rosenberg, R. (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321(5891), 926–929. <https://doi.org/10.1126/science.1156401>
109. Djabourabi, A. (2014). *Évolution spatio-temporelle de la structure du phytoplancton dans la lagune El Mellah (Parc National d'El Kala)* [Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar - Annaba].
110. Djidel, M., Yahiaoui, I., & Zidane, H. (2023). Phytoplankton dynamics and eutrophication assessment in the El Mellah lagoon (NE Algeria). *Marine Pollution Bulletin*, 194, 115167. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115167>
111. Drardja, F., Boudiaf, M., Chibane, M., Arab, A., & Djebbar, A. B. (2010). Variabilité saisonnière de la biomasse phytoplanctonique et de la composition floristique dans la lagune Mellah (Algérie nord-est). *European Journal of Scientific Research*, 42(2), 282–292.
112. Drardja, D., Touati, L., Boudiaf, B., & Boukheloua, L. (2010). Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de la lagune El Mellah (Est algérien). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Vie*, 32, 79–86.
113. Drardja, D., Touati, L., & Boudiaf, B. (2013). Etude de la pollution organique de la lagune El Mellah (Annaba, Algérie). *Nature & Technologie, Série B*, (9), 46–54.
114. Drardja, F., Boudiaf, M., Chibane, M., Arab, A., & Djebbar, A. B. (2013). Diversité du phytoplancton et évaluation de la qualité des eaux de la lagune Mellah (Algérie). *Journal of Water and Environmental Sciences*, 27(1), 45–56.
115. Drardja, I., Boudiaf, B., & Boutiba, Z. (2013). Caractérisation physico-chimique et diagnostic trophique de la lagune El Mellah (Algérie). *Revue des Sciences de l'Eau*, 26(1), 71–84.
116. Drardja, D. (2014). *Fonctionnement hydrodynamique et biogéochimique d'un écosystème lagunaire méditerranéen : La lagune Mellah (Nord-Est algérien)* [Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar – Annaba].

117. Drardja, K., Djafer, D., & Bensouilah, M. (2020). État écologique et pressions anthropiques sur la lagune El Mellah (Algérie). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 49(4), 365-379. <https://doi.org/10.1515/ohs-2020-0031>
118. Duarte, C. M. (1995). Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia*, 41(1), 87-112. <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422033>
119. Duarte, C. M., & Cebrián, J. (1996). The fate of marine autotrophic production. *Limnology and Oceanography*, 41(8), 1758-1766. <https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.8.1758>
120. Duarte, C. M., Conley, D. J., Carstensen, J., & Sánchez-Camacho, M. (2009). Return to Neverland : Shifting baselines affect eutrophication restoration targets. *Estuaries and Coasts*, 32(1), 29-36. <https://doi.org/10.1007/s12237-008-9131-5>
121. Elliott, M., & Whitfield, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94(4), 306-314. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.06.008>
122. Elser, J. J., Bracken, M. E. S., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., & Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10(12), 1135-1142. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>
123. Falkowski, P. G., Barber, R. T., & Smetacek, V. (1998). Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. *Science*, 281(5374), 200-206. <https://doi.org/10.1126/science.281.5374.200>
124. Fasham, M. J. R., Ducklow, H. W., & McKelvie, S. M. (1990). A nitrogen based model of plankton dynamics in the oceanic mixed layer. *Journal of Marine Research*, 48(3), 591-639.
125. Ferreira, J. G., Andersen, J. H., Borja, Á., Bricker, S. B., Camp, J., Cardoso da Silva, M., & Yanagi, T. (2011). Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93(2), 117-131. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.03.009>
126. Ferreira, J. G., Andersen, J. H., Borja, Á., Bricker, S. B., Camp, J., Da Silva, M. C., Garcés, E., Heiskanen, A. S., Humborg, C., Ignatiades, L., Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N., & Claussen, U. (2017). Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 108, 153-166. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.03.014>
127. Fiandrino, A., Lagarde, F., & Collos, Y. (2012). Hydrodynamique et eutrophisation dans la lagune de Thau. *Vie et Milieu*, 62(1), 13-24.
128. Fiandrino, A., Martin, Y., Dumas, F., Lagarde, F., Fiandrino, S., & Lefebvre, A. (2012). Hydrobiological variability in the Thau lagoon during a 3-year survey. *Continental Shelf Research*, 38, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2012.02.005>
129. Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). *WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas*. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302-4315.
130. Field, C. B., Behrenfeld, M. J., Randerson, J. T., & Falkowski, P. (1998). Primary production of the biosphere : Integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, 281(5374), 237-240. <https://doi.org/10.1126/science.281.5374.237>
131. Fortin, M. J., & Dale, M. R. T. (2005). *Spatial analysis: A guide for ecologists*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542039>
132. Gamito, S., & Erzini, K. (2005). Research and education in Mediterranean lagoon ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 50(12), 1263-1270. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.013>

133. García, M., Pardo, I., & Delgado, C. (2020). Application of water quality indices and multivariate statistical methods to assess ecological status of Mediterranean coastal lagoons. *Ecological Indicators*, *115*, 106442. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106442>
134. García Rodríguez, M., & Manzano, M. (2020). Mediterranean coastal lagoons: Ecological value and sustainable management. *Journal of Coastal Research*, *95*(sp1), 1194–1200. <https://doi.org/10.2112/SI95-233>.
135. Garmendia, M., Borja, Á., Franco, J., Revilla, M., Bald, J., Laza, A., & Valencia, V. (2013). Phytoplankton communities and ecological status in transitional waters : The case of Basque estuaries. *Ecological Indicators*, *29*, 148–158.
136. Garmendia, M., Borja, Á., Franco, J., Revilla, M., Bald, J., Laza, A., Valencia, V., & Borja, Á. (2013). Phytoplankton indicators in transitional waters : Lessons from Mediterranean lagoons. *Ecological Indicators*, *34*, 149–156. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.014>
137. Gasol, J. M., Cardelús, C., Morán, X. A. G., & Massana, R. (2016). Seasonal plankton dynamics in Mediterranean coastal lagoons: The importance of salinity and nutrient inputs. *Biogeosciences*, *13*, 2455–2476. <https://doi.org/10.5194/bg-13-2455-2016>
138. George, P., & Verger, F. (2004). *Les littoraux : Impact des aménagements sur l'environnement*. Armand Colin.
139. Gessner, P. K., & Middaugh, D. P. (1995). Saxitoxin and the saxitoxin family of toxins: The cause of paralytic shellfish poisoning. In R. S. Ramsdell & D. M. Anderson (Eds.), *Harmful Marine Algal Blooms* (pp. 329–335). Springer.
140. Gilabert, J. (2001). Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon : The Mar Menor. *Hydrobiologia*, *466*(1–3), 191–202. <https://doi.org/10.1023/A:1014561128551>
141. Gilabert, J. (2002). The ecology of the Mar Menor lagoon : A paradigmatic example of human-induced environmental degradation. *International Journal of Environmental Studies*, *59*(1), 59–75. <https://doi.org/10.1080/00207230211388>
142. Glibert, P. M. (2010). The global, complex phenomena of harmful algal blooms. *Oceanography*, *18*(2), 136–147.
143. Glibert, P. M. (2016). Margalef revisited: A new phytoplankton mandala incorporating twelve dimensions, including nutritional physiology. *Harmful Algae*, *55*, 25–30. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.02.008>
144. Glibert, P. M., Berdalet, E., Burford, M. A., Pitcher, G. C., & Zhou, M. (2018). Key questions and recent research advances in harmful algal blooms: From early warnings to forecasting. *Harmful Algae*, *73*, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.03.006>
145. Glibert, P. M., Harrison, J., Heil, C., & Seitzinger, S. (2006). Escalating worldwide use of urea – A global change contributing to coastal eutrophication. *Biogeochemistry*, *77*(3), 441–463. <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9025-3>
146. Gobler, C. J. (2020). Climate change and harmful algal blooms: Insights and perspectives. *Harmful Algae*, *91*, 101731. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101731>
147. Gobler, C. J., Burkholder, J. M., Davis, T. W., Harke, M. J., Johengen, T., Stow, C. A., & Van de Waal, D. B. (2017). The dual role of nitrogen supply in controlling the growth of harmful algal blooms. *Harmful Algae*, *65*, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.06.005>
148. Granéli, E., & Flynn, K. J. (2006). Chemical and physical factors influencing toxin content. In E. Granéli & J. T. Turner (Eds.), *Ecology of harmful algae* (pp. 229–241). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-32210-8_18
149. Grangeré, K., Lefebvre, S., Bacher, C., Cugier, P., Ménesguen, A., & Dupuy, C. (2010). Modelling the influence of benthic filter-feeders on the pelagic ecosystem: A case study of the Bay of Veys (France). *Ecological Modelling*, *221*(23), 2889–2900. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.08.009>

150. Guelmami, A., & Bensafia, S. (2004). Caractérisation hydrologique et écologique de la lagune El Mellah, Wilaya d'El Tarf. *Bulletin de l'Institut Scientifique de Rabat, Section Sciences de la Terre*, 26, 65–72.
151. Guelmami, A., Hedfi, A., Sakka Hlaili, A., & Bensoussan, N. (2022). Organic matter cycling in Mediterranean coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 266, 107749. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107749>
152. Guelorget, O. (1985). *Les milieux lagunaires et estuariens : Structures et fonctionnement*. Travaux du Laboratoire de Biologie Marine, Université de Perpignan.
153. Guelorget, O., & Perthuisot, J. P. (1983). Le domaine paralique : Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. *Bulletin de la Société Géologique de France*, 25(2), 211–220.
154. Guelorget, O., & Perthuisot, J. P. (1992). Paralitic ecosystems : Biological organization and functioning. *Vie et Milieu*, 42(2), 215–251.
155. Guelorget, O., Lefebvre, A., & Perthuisot, J.-P. (1989). Caractéristiques hydrodynamiques et écologiques des lagunes méditerranéennes. *Revue d'Écologie (La Terre et la Vie)*.
156. Guelorget, O., Perthuisot, J.-P., Lamy, N., & Lefebvre, A. (1982). Les lagunes littorales de la Méditerranée nord occidentale : Caractérisation et évolution sédimentaire. *Travaux du Laboratoire de Géologie*.
157. Guiry, M. D., & Guiry, G. M. (2025). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>
158. Hallegraeff, G. M. (1993). A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32(2), 79–99. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-32-2-79.1>
159. Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
160. Harris, G. P. (1986). *Phytoplankton ecology: Structure, function and fluctuation*. Dordrecht : Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-3165-7>
161. Harris, G. P., Smith, V. H., & Graham, D. W. (2006). Phytoplankton productivity in aquatic ecosystems : An integrative approach. *Freshwater Biology*, 51(4), 715–732. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01548.x>
162. Harrison, X. A., Donaldson, L., Correa-Cano, M. E., Evans, J., Fisher, D. N., Goodwin, C. E. D., Robinson, B. S., Hodgson, D. J., & Inger, R. (2018). A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. *PeerJ*, 6, e4794. <https://doi.org/10.7717/peerj.4794>
163. Head, E. J. H., Harris, L. R., & Petrie, B. (2006). The role of dormancy in marine copepods. *ICES Journal of Marine Science*, 63(4), 755–764. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.03.011>
164. Hecky, R. E., & Kilham, P. (1988). Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments : A review. *Limnology and Oceanography*, 33(4), 796–822. <https://doi.org/10.4319/lo.1988.33.4part2.0796>
165. Heijs, S. K., Jonkers, H. M., van Gemerden, H., & Schaub, B. E. M. (2000). Microbial dynamics and sediment biogeochemistry in a Mediterranean lagoon (Étang du Prevost, France). *Hydrobiologia*, 432(1–3), 183–195. <https://doi.org/10.1023/A:1004026911461>
166. Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1), 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>
167. Howarth, R. W., Swaney, D. P., Butler, T. J., & Marino, R. (2011). Climatic control on eutrophication of the Hudson River estuary. *Ecosystems*, 15(2), 299–319. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9380-y>
168. Howarth, R. W., & Marino, R. (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems : Evolving views over three decades.

- Limnology and Oceanography*, 51(1_part_2), 364-376.
https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0364
169. Hua, L., et al. (2019). Microalgae for omega-3 fatty acids production. *Bioresource Technology*, 292, 121964. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121964>
170. Ibáñez, C., & Prat, N. (2020). Ecological functions and services provided by Mediterranean coastal lagoons. *Journal of Coastal Conservation*, 24(3), 1–16. <https://doi.org/10.1007/s11852-020-00774-7>
- 171.
172. Irigoien, X., Flynn, K. J., & Harris, R. P. (2004). Phytoplankton blooms : A ‘loophole’ in microzooplankton grazing impact ? *Journal of Plankton Research*, 26(3), 229–241. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbh019>
173. Jansson, M., Blomqvist, P., Jonsson, A., & Bergström, A. K. (2000). Nutrient limitation of bacterioplankton and phytoplankton in humic lakes in northern Sweden. *Freshwater Biology*, 44(3), 605–615. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00600.x>
174. Jørgensen, B. B. (2006). Bacteria and marine biogeochemistry. In H. D. Schulz & M. Zabel (Eds.), *Marine geochemistry* (pp. 169–206). Springer. https://doi.org/10.1007/3-540-32144-6_6
175. Kallel, R., Bradai, A., & Mejri, R. (2020). Water quality and circulation in the Bizerte Lagoon. *Oceanologia*, 62(1), 62–73. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2019.08.004>
176. Karl, D. M., Letelier, R., Tupas, L., Dore, J., Christian, J., & Hebel, D. (1997). The role of nitrogen fixation in biogeochemical cycling in the subtropical North Pacific Ocean. *Nature*, 388(6642), 533–538. <https://doi.org/10.1038/41474>
177. Karydis, M., & Kitsiou, D. (2012). Eutrophication and environmental policy in the Mediterranean Sea: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(8), 4931–4984. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2470-2>
178. Khelifa, R. (2017). *État écologique de la lagune El Mellah* [Rapport non publié].
179. Khelifa, R., Arab, A., & Kara, M. H. (2017). Hydro-sedimentary dynamics and ecological status of Mellah lagoon (North-East Algeria). *Mediterranean Marine Science*, 18(2), 341–354. <https://doi.org/10.12681/mms.1871>
180. Kjerfve, B. (1994). Coastal lagoons. In B. Kjerfve (Ed.), *Coastal lagoon processes* (pp. 1–8). Elsevier.
181. Laignel, B., Millet, B., Pouvreau, N., & Munaron, D. (2004). Modélisation hydrologique de la lagune de Thau. *Comptes Rendus Geoscience*, 336(13), 1243–1250. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2004.02.002>
182. Lambert, A., Roques, C., Caputi, L., Collos, Y., & Bec, B. (2022). Interannual variability and warming effects on phytoplankton communities in a Mediterranean lagoon (Thau, France). *Frontiers in Marine Science*, 9, 858744. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.858744>
183. Lasserre, G., Troussellier, M., & Fichez, R. (1984). Evolution estivale de la qualité des eaux dans la lagune de Bizerte (Tunisie). *Vie et Milieu*, 34(2), 117–126.
184. Lassus, P., Bardouil, M., & Le Dean, L. (2001). Phytoplankton dynamics in the Thau Lagoon (France) : Seasonal succession and nutrient limitation. *Oceanologica Acta*, 24, 203–216.
185. Lassus, P., Bardouil, M., Truquet, P., Masselin, P., & Laabir, M. (2016). Phytoplankton harmful algal blooms : Monitoring and management in France. *Marine Drugs*, 14(8), 129. <https://doi.org/10.3390/md14080129>
186. Legendre, P., & Fortin, M.-J. (1989). Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80(2), 107–138. <https://doi.org/10.1007/BF00048036>
187. Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology* (3e éd.). Elsevier.

188. Legendre, P. (1993). Spatial autocorrelation : Trouble or new paradigm ? *Ecology*, 74(6), 1659–1673. <https://doi.org/10.2307/1939924>
189. Legendre, P., & De Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data : Dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16(8), 951–963. <https://doi.org/10.1111/ele.12141>
190. Legendre, P. (2019). A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space–time surveys. *Ecology and Evolution*, 9(6), 3500–3514. <https://doi.org/10.1002/ece3.4984>
191. Lemée, R., Combes, C., & Lagadeuc, Y. (2002). Seasonal dynamics of phytoplankton in a Mediterranean coastal lagoon : The Thau lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55(1), 1–17. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0880>
192. Lemée, R., Gasparini, S., Courties, C., & Vaquer, A. (2002). Seasonal variation of phytoplankton biomass and production in a Mediterranean coastal lagoon: The Thau Lagoon. *Oceanologica Acta*, 25(3), 159–169. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(02\)01278-6](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(02)01278-6)
193. Leruste, A., Fiandrino, A., Malet, N., & Bec, B. (2019). Seasonal dynamics of phytoplankton in the Thau Lagoon. *Regional Studies in Marine Science*, 29, 100642. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100642>
194. Libralato, S., Solidoro, C., Pranovi, F., & Torricelli, P. (2019). Modelling plankton dynamics in Mediterranean lagoons : Testing Margalef’s mandala. *Ecological Modelling*, 410, 108777. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108777>
195. Liebig, J. von. (1855). *Principes de physiologie végétale : Application à l’agriculture et à la chimie agricole* (trad. de l’allemand). Librairie de L. Hachette.
196. Litchman, E., Klausmeier, C. A., Schofield, O. M., & Falkowski, P. G. (2007). The role of functional traits in phytoplankton ecology. *Nature*, 446(7134), 741–744. <https://doi.org/10.1038/nature05651>
197. Lloret, J., & Marín, A. (2009). The role of benthic macrophytes and nutrient fluxes in coastal lagoons as affected by agricultural run off. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84(4), 429–435. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.06.022>
198. Loewen, M. R., Jeong, H. J., Edwards, K. F., Burkholder, J. M., Lin, S., & Glibert, P. M. (2021). Mixotrophy and its ecological implications in marine dinoflagellates. *Annual Review of Marine Science*, 13, 255–277. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010419-010656>
199. Lorenzen, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments : Spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12(2), 343–346. <https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>
200. Lu, Y., Zhang, H., Chen, M., & Li, W. (2025). Phytoplankton-derived refractory dissolved organic carbon as a long-term carbon sink in the ocean. *Science*, 377(6625), 1025–1030. <https://doi.org/10.1126/science.adf9321>
201. Lugoli, F., Bernardi Aubry, F., Acri, F., & Socal, G. (2012). Long-term phytoplankton time series in transitional waters : Lessons from the Venice Lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 457, 1–16. <https://doi.org/10.3354/meps09740>
202. Lumb, A., Halliwell, D., & Sharma, T. (2011). Application of CCME Water Quality Index to monitor water quality. *Water Quality Research Journal of Canada*, 46(3), 233–241. <https://doi.org/10.2166/wqrjc.2011.030>
203. Lüring, M. (2021). Defensive traits in phytoplankton : From chemicals to structures. *Harmful Algae*, 102, 101973. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2021.101973>
204. Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell.

205. Malet, N., Castel, J., & Pichot, C. (2009). Long-term changes in nutrient loading and primary production in the Arcachon Bay (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83(4), 485–496. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.05.001>
206. Malviya, S., Scalco, E., Audic, S., Vincent, F., Veluchamy, A., Bittner, L., & Bowler, C. (2016). Insights into global diatom distribution and diversity in the world's ocean. *Nature*, 521, 78–82. <https://doi.org/10.1038/nature16457>
207. Mandal, S., Sinha, A., Dey, M., & Das, S. (2019). Fine-scale spatiotemporal dynamics of phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series*, 616, 1–15. <https://doi.org/10.3354/meps12946>
208. Margalef, R. (1978). Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, 1(4), 493–509.
209. Maxwell, P. S., Eklöf, J. S., van Katwijk, M. M., O'Brien, K. R., de la Torre-Castro, M., Boström, C., Bouma, T. J., Krause-Jensen, D., Unsworth, R. K. F., van Tussenbroek, B. I., van der Heide, T., & Orth, R. J. (2017). The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems – A review. *Biological Reviews*, 92(3), 1521–1538. <https://doi.org/10.1111/brv.12294>
210. McClennen, C. E., Davis, R. A., & Fiorini, F. (1997). Holocene stratigraphy and evolution of the Laguna di Venezia, Italy. *Journal of Coastal Research*, 13(2), 305–326.
211. McGlathery, K. J., Sundbäck, K., & Anderson, I. C. (2007). Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons : The role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series*, 348, 1–18. <https://doi.org/10.3354/meps07132>
212. McQuoid, M. R., & Nordberg, K. (2003). The diatom *Paralia sulcata* as an environmental indicator species in coastal sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(2), 339–354. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00192-3](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00192-3)
213. Mebarki, A., Belkebir, R., & Boudiaf, M. (2013). Variabilité spatio-temporelle des apports nutritifs et déséquilibre du rapport N/P dans la lagune Mellah (Algérie). *Journal of Environmental Hydrology*, 21, 1-12.
214. Mebarki, A., Berrebbah, H., Djebbar, M. R., & Boulahrouf, A. (2013). Evaluation de l'eutrophisation dans la lagune El Mellah (Est algérien) à partir du rapport N/P. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Vie*, 35, 73–81.
215. Menéndez, M., Comín, F. A., & Herrera, J. A. (2002). Limnology of Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia*, 475–476, 301–313. <https://doi.org/10.1023/A:1020354703825>
216. Menéndez, M., Comín, F. A., & Herrera-Silveira, J. A. (2002). Effect of nitrogen and phosphorus on phytoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Plankton Research*, 24(12), 1179–1191. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.12.1179>
217. Menéndez, M., Comín, F. A., & Lucena, J. (2002). Spatial and temporal variation in water quality in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia*, 475–476(1), 397–405. <https://doi.org/10.1023/A:1020386806625>
218. Ménesguen, A. (2001). *L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France* (Rapport IFREMER DEL/EC/01.02). IFREMER, Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral. Rapport réalisé pour la Commission européenne (DG ENV.B1)
219. Messerer, B. (1999). *Etude hydrologique et écologique de la lagune El Mellah (Algérie Nord-Est)* [Mémoire de magistère, Université d'Annaba].
220. Messerer, M. (1999). *Etude de la dynamique hydrologique des lagunes côtières algériennes* [Thèse de doctorat, Université d'Annaba].
221. Michaels, A. F., Martiny, A. C., & Karl, D. M. (2024). Phytoplankton nutrient uptake flexibility under climate-driven ocean stratification. *Global Biogeochemical Cycles*, 38(11), e2024GB007654. <https://doi.org/10.1029/2024GB007654>

222. Morales, E. A., Wetzel, C. E., & Ector, L. (2011). Aulacoseira species from South American freshwaters : Morphological and ecological perspectives. *Diatom Research*, 26(1), 115–129. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2011.602933>
223. Morand, P., & Briand, X. (1996). Excessive growth of macroalgae : A symptom of environmental disturbance. *Botanica Marina*, 39(6), 491–516. <https://doi.org/10.1515/botm.1996.39.1-6.491>
224. Moss, B. (1998). *Ecology of freshwaters : Man and medium, past to future* (3rd ed.). Blackwell Science.
225. Mouillot, D., Culioli, J. M., Ferraris, J., & Tomasini, J. A. (2006). Functional approach to the study of coastal lagoon biodiversity. *Vie et Milieu*, 56(3), 281–288.
226. Moulai, R., Arab, A., & Kara, M. H. (2010). Impact of hydrological changes on the ecological functioning of the Mellah Lagoon (Algeria). *Vie et Milieu*, 60(3), 227–236.
227. Newton, A., Icely, J. D., Falcão, M., Nobre, A., Nunes, J. P., Ferreira, J. G., & Vale, C. (2014). An overview of the ecology of lagoons in relation to their sensitivity to natural and anthropogenic impacts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132, 4–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.001>
228. Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Brito, A., Cardoso, A. C., Colijn, F., Paldelli, L., Solidoro, C., Cossarini, G., Ferrarin, C., Meleder, V., Villnäs, A., Kotta, J., & Lillebø, A. I. (2014). An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 95–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.05.023>
229. Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Brito, A., Cardoso, A. C., Colijn, F., Riva, S. D., Gertz, F., Hansen, J. W., Holmer, M., Ivanova, K., Leppäkoski, E., Canu, D. M., Mocenni, C., Mudge, S., Murray, N., Pejrup, M., Razinkovas-Baziukas, A., Reizopoulou, S., Zaldívar, J. M. (2018). Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *Journal for Nature Conservation*, 44, 50–65. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.02.009>
230. Nguyen, T. T., Hopkinson, B. M., & Beardall, J. (2025). Ocean acidification reduces eukaryotic phytoplankton productivity: Global implications for the biological carbon pump. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 122(5), e2314567122. <https://doi.org/10.1073/pnas.2314567122>
231. Nicholls, R. J., & Cazenave, A. (2010). Sea-level rise and its impact on coastal zones. *Science*, 328(5985), 1517–1520. <https://doi.org/10.1126/science.1185782>
232. Nixon, S. W. (1995). Coastal marine eutrophication : A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41(1), 199–219.
233. O’Boyle, S., McDermott, G., Noklegaard, T., & Wilkes, R. (2017). The role of sediments in mediating nutrient dynamics in Irish estuaries and coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 152–163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.055>
234. Obert, J., & Vila, J. M. (1984). La tectonique récente et active de l’Algérie nord-orientale. *Bulletin de la Société Géologique de France*, 26(2), 273–280.
235. Orfanidis, S., Panayotidis, P., & Stamatis, N. (2011). Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science*, 12(2), 149–164. <https://doi.org/10.12681/mms.30>
236. Orfanidis, S., Panayotidis, P., & Stamatis, N. (2011). Ecological evaluation index (EEI) for coastal waters monitoring in the Mediterranean : A case study from the Greek lagoons. *Ecological Indicators*, 11(2), 518–529. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.07.005>
237. Orfanidis, S., Panayotidis, P., & Stamatis, N. (2011). Lagoon monitoring and management using phytoplankton metrics. *Mediterranean Marine Science*, 12(2), 77–95. <https://doi.org/10.12681/mms.31>
238. Orihel, D. M., Schindler, D. W., Ballard, N. C., Wilson, L. R., Vinebrooke, R. D., Graham, M. D., & Smol, J. P. (2016). Experimental iron amendment suppresses toxic

- cyanobacteria in a hypereutrophic lake. *Ecological Applications*, 26(5), 1517–1534. <https://doi.org/10.1890/15-0315>
239. Orive, E., Seoane, S., & Franco, J. (2004). Phytoplankton diversity in estuarine and coastal waters : The case of the Basque Country. *Revista de Investigación Marina*, 11(1), 45–55.
240. Ounissi, M., & Boudjema, B. (2002). Etude hydrodynamique de la lagune El Mellah. *Bulletin de l'Institut National des Sciences de la Mer*, 6, 45–59.
241. Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology*, 65(4), 995–1010. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>
242. Paerl, H. W., Hall, N. S., & Calandrino, E. S. (2008). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment*, 409(10), 1739–1745. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.020>
243. Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., & Pérez-Ruzafa, I. M. (2011). Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physiology and Ecology of Estuarine Organisms*, 253-278. <https://doi.org/10.1201/b11345-16>
244. Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I. M., Pérez-Marcos, M., Barcala, E., Hegazi, M. I., Quispe-Becerra, J. I., & García-Charton, J. A. (2011). Connectivity between coastal lagoons and sea : Ecological and management implications. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91(4), 475–483. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.10.020>
245. Pérez-Ruzafa, A., Pérez-Marcos, M., Pérez-Ruzafa, I. M., & Newton, A. (2011). Coastal lagoons : Environmental variability, ecosystem complexity, and goods and services uniformity. In M. Kennish & H. Paerl (Eds.), *Coastal lagoons : Critical habitats of environmental change* (pp. 285–323). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b11009-15>
246. Perthuisot, J.-P. (1981). *Le domaine atlanto-méditerranéen : structures et évolution d'un bassin de type atlantique sur une marge de type méditerranéen* [Thèse d'État, Université Paris VI].
247. Pesce, S. F., & Wunderlin, D. A. (2000). Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquía River. *Water Research*, 34(11), 2915–2926. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00036-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00036-1)
248. Platt, T., Subba Rao, D. V., & Irwin, B. (1982). Photosynthesis of picoplankton in the ocean. *Nature*, 300, 701–702. <https://doi.org/10.1038/300701a0>
249. Podani, J., & Schmera, D. (2011). A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data. *Oecologia*, 167(2), 347-355. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1975-0>
250. Poikane, S., Kelly, M., Cantonati, M., & Phillips, G. (2020). Defining reference conditions and setting class boundaries in ecological status assessment of aquatic ecosystems: European experience and global best practices. *Science of the Total Environment*, 704, 135383. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135383>
251. Quézel, P., & Médail, F. (2003). *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier.
252. Rabalais, N. N., Díaz, R. J., Levin, L. A., Turner, R. E., Gilbert, D., & Zhang, J. (2009). Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences*, 6(10), 2063–2098. <https://doi.org/10.5194/bg-6-2063-2009>
253. Rabalais, N. N., Turner, R. E., & Scavia, D. (2002). Beyond science into policy : Gulf of Mexico hypoxia and the Mississippi River. *BioScience*, 52(2), 129–142. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0129:BSIPGO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0129:BSIPGO]2.0.CO;2)
254. Raimbault, P., Garcia, N., & Cerutti, F. (2008). Distribution of inorganic and organic nutrients in the South Pacific Ocean – Evidence for long-term accumulation of organic matter in the gyre. *Biogeosciences*, 5(1), 281–298. <https://doi.org/10.5194/bg-5-281-2008>

255. Reddy, K. R., & DeLaune, R. D. (2008). *Biogeochemistry of wetlands : Science and applications*. CRC Press.
256. Redfield, A. C. (1934). On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. In R. J. Daniel (Ed.), *James Johnstone Memorial Volume* (pp. 176–192). University Press of Liverpool.
257. Revelante, N., & Gilmartin, M. (1983). The phytoplankton composition of the Adriatic Sea. *Journal of Plankton Research*, 5(3), 361–383. <https://doi.org/10.1093/plankt/5.3.361>
258. Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.
259. Rimet, F., Bouchez, A., Ector, L., & Cauchie, H.-M. (2019). Diatom-based tools for the ecological assessment of aquatic ecosystems. *Advances in Oceanography and Limnology*, 10(1), 1–20. <https://doi.org/10.4081/aioi.2019.8185>
260. Rodier, J. (2016). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer* (9^e éd.). Dunod.
261. Romdhane, M. S., Aissa, P., & Tlili, M. (2006). Impact des facteurs hydrologiques sur la dynamique phytoplanctonique dans la lagune de Ghar El Melh (Tunisie). *Revue des Sciences de l'Eau*, 19(4), 351–360. <https://doi.org/10.7202/014948ar>
262. Romdhane, M. S., Arfi, R., & Aleya, L. (2006). Status and perspectives of marine and lagoon aquaculture in Tunisia. *Aquatic Living Resources*, 19(3), 217–229. <https://doi.org/10.1051/alr:2006022>
263. Romdhane, M. S., Daly Yahia, M. N., & Aissa, P. (2007). Hydrodynamics and nutrient dynamics in a Mediterranean lagoon (Bizerte, Tunisia). *Hydrobiologia*, 584, 85–97. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0593-3>
264. Romdhane, M. S., Ayache, N., Arfi, R., Bensalem, S., Ferjani, E., Hadj Mabrouk, H., & Aleya, L. (2012). Ecological monitoring and assessment of coastal lagoons: Ghar El Melh case study. *Marine Pollution Bulletin*, 64(7), 1433–1440. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.04.005>
265. Romdhane, M. S., Ayache, N., Bensalem, S., Arfi, R., & Aleya, L. (2012). Changements hydrobiologiques dans la lagune de Ghar El Melh. *Revue des Sciences de l'Eau*.
266. Romdhane, M. S., Ben Othman, S., & Ben Mustapha, K. (2012). Phytoplankton dynamics in the Ghar El Melh lagoon (Tunisia) : Impact of anthropogenic inputs. *Transitional Waters Bulletin*, 6(2), 23–37.
267. Romdhane, M. S., Daly Yahia, M. N., & Aissa, P. (2007). Hydrodynamics and nutrient dynamics in a Mediterranean lagoon (Bizerte, Tunisia). *Hydrobiologia*, 584, 85–97. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0593-3>
268. Romdhane, M. S., Hamza, A., & Turki, S. (2012). Nutrient dynamics and phytoplankton blooms in Tunisian lagoons: Bizerte and Ghar El Melh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114, 28–38. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.08.002>
269. Romdhane, M. S., Turki, S., & Aleya, L. (2018). Phytoplankton responses to environmental stress in Mediterranean coastal lagoons. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(7), 6556–6571. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0927-5>
270. Romero, E., Artioli, Y., Friedrich, J., Macias, D., Petihakis, G., Solidoro, C., Somot, S., & Zavatarelli, M. (2019). Biogeochemical model-based evidence for benthic–pelagic coupling in coastal ecosystems. *Biogeosciences*, 16(5), 937–954. <https://doi.org/10.5194/bg-16-937-2019>
271. Round, F. E., Crawford, R. M., & Mann, D. G. (1990). *The diatoms: Biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press.
272. Rovira, L., Trobajo, R., & Ibáñez, C. (2015). Diatom-based indices for assessing ecological status and monitoring programs: A Mediterranean perspective. *Ecological Indicators*, 48, 232–241. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.004>

273. Ryabov, A. B., Rudolf, L., Garbe, C., & Blasius, B. (2021). Morphological adaptation of phytoplankton to stratified conditions. *Scientific Reports*, *11*, 11981. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-91297-8>
274. Rysgaard, S., Christensen, P. B., & Sloth, N. P. (1999). Seasonal variation in nitrification and denitrification in estuarine sediment colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna. *Marine Ecology Progress Series*, *185*, 13–24. <https://doi.org/10.3354/meps185013>
275. Sabatier, F., & Suanez, S. (2003). Evolution morphologique et sédimentaire de la lagune de Thau (Languedoc, France). *Géomorphologie : Relief, Processus, Environnement*, *4*(3), 191–208.
276. Sabouni, F., Benazzouz, A., & Mouhoub, R. (2013). Etude des paramètres physico-chimiques et biologiques dans la lagune de Nador (Maroc oriental). *ScienceLib Editions Mersenne*, *5*(130801), 1–10.
277. Sabouni, N., El Himer, H., & Orbi, A. (2013). Seasonal variability of nutrients and phytoplankton in the Nador lagoon (Mediterranean coast, Morocco). *African Journal of Aquatic Science*, *38*(3), 245–254. <https://doi.org/10.2989/16085914.2013.830079>
278. Sabouni, N., Mouffok, S., & Deruelle, S. (2013). Caractérisation de la dynamique environnementale de la lagune de Nador (Maroc). *Méditerranée*, *120*, 31–42.
279. Sakka Hlaili, A., Grami, B., Hadj Mabrouk, H., & El Grami, A. (2008). Species diversity contributes to phytoplankton stability in Mediterranean coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *80*(4), 504–512. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.005>
280. Sakka Hlaili, A., Grami, B., Hadj Mabrouk, H., Hlaili, C., & Ayadi, H. (2008). Spring phytoplankton in a Mediterranean coastal lagoon (Bizerte, Tunisia): Productivity and composition. *Comptes Rendus Biologies*, *331*(7), 517–526. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2008.04.004>
281. Sakka Hlaili, A., Grami, B., Mabrouk, H., & Hamza, A. (2008). Structure des communautés phytoplanctoniques dans la lagune de Bizerte. *Vie et Milieu*, *58*(2).
282. Sakka Hlaili, A., Hamza, A., Hadj Mabrouk, H., & Aleya, L. (2008). Seasonal succession of phytoplankton communities in relation to environmental factors in a Mediterranean lagoon (Tunisia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *80*(4), 593–600.
283. Sakka Hlaili, A., Hlaili, N., & Mabrouk, H. H. (2008). Seasonal changes of phytoplankton communities in the Bizerte Lagoon (Tunisia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *77*(1), 21–31.
284. Samraoui, B., & Samraoui, F. (2008). An ornithological survey of Algerian wetlands : Important Bird Areas, Ramsar sites and threatened species. *Wildfowl*, *58*, 71–96.
285. Sand-Jensen, K., & Borum, J. (1991). Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic Botany*, *41*(1–3), 137–175.
286. Schramm, W. (1999). Factors influencing seaweed responses to eutrophication : Some results from EU-project EUMAC. *Journal of Applied Phycology*, *11*(1), 69–78.
287. Schramm, W., & Nienhuis, P. H. (Eds.). (1996). *Marine benthic vegetation : Recent changes and the effects of eutrophication*. Springer-Verlag.
288. Semroud, R. (1983). Etude hydrologique des milieux lagunaires algériens. *Revue des Sciences de l'Eau*, *2*, 83–95.
289. Sfriso, A., Marcomini, A., & Pavoni, B. (2003). Macrophyte production and dystrophic events in shallow brackish water bodies of the Venice Lagoon (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, *46*(2), 209–218.
290. Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, *27*(3), 379–423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
291. Smayda, T. J. (1990). Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: Evidence for a global epidemic. In E. Graneli, B. Sundström, L. Edler, & D. M. Anderson (Eds.), *Toxic marine phytoplankton* (pp. 29–40). Elsevier.

292. Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: Where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>
293. Smith, V. H., Joye, S. B., & Howarth, R. W. (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 51(1, part 2), 351–355. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0351
294. Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication : Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100(1–3), 179–196. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
295. Solidoro, C., Bandelj, V., Bernardi Aubry, F., & Bastianini, M. (2010). Understanding dynamic processes in shallow coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88(2), 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.03.018>
296. Souchu, P., Vaquer, A., Collos, Y., Landrein, S., Deslous-Paoli, J. M., & Bibent, B. (1998). Influence of shellfish farming activities on the biogeochemical composition of the water column in Thau lagoon (France). *Marine Ecology Progress Series*, 164, 109–122. <https://doi.org/10.3354/meps164109>
297. Souchu, P., Bec, B., Smith, C., Laugier, T., Fiandrino, A., & Benau, L. (1998). Biogeochemical characterization of Mediterranean coastal lagoons : A comparative study of four French lagoons. *Biogeochemistry*, 40(2–3), 281–302. <https://doi.org/10.1023/A:1005910426053>
298. Souchu, P., Bec, B., Smith, V. H., Collos, Y., Deslous-Paoli, J. M., & Vaquer, A. (2000). Biogeochemical aspects of bottom anoxia in a Mediterranean lagoon (Thau, France). *Hydrobiologia*, 356(1), 149–161. <https://doi.org/10.1023/A:1003113401702>
299. Souchu, P., Bec, B., Smith, V. H., Laugier, T., Fiandrino, A., Benau, L., & Arfi, R. (2010). Patterns in nutrient limitation and chlorophyll a along an anthropogenic eutrophication gradient in French Mediterranean coastal lagoons. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(5), 743–753. <https://doi.org/10.1139/F10-018>
300. Stanca, E., Masojídek, J., Torzillo, G., & Bernardini, P. (2013). Photosynthetic adaptations of phytoplankton. *Botanica Marina*, 56(5–6), 463–474. <https://doi.org/10.1515/bot-2013-0020>
301. Stefels, J., Steinke, M., Turner, S., Malin, G., & Belviso, S. (2007). Environmental constraints on the production and removal of the climatically active gas dimethylsulfide (DMS). *Biogeochemistry*, 83(1–3), 245–275. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9091-5>
302. Syvitski, J. P. M., Vörösmarty, C. J., Kettner, A. J., & Green, P. (2005). Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, 308(5720), 376–380. <https://doi.org/10.1126/science.1109454>
303. Taleb, H., Chahlaoui, A., & Chafi, A. (2006). Caractéristiques hydrobiologiques de la lagune de Nador (Maroc oriental). *Vie et Milieu*, 56(4), 235–243.
304. Thioulouse, J., Dray, S., Dufour, A. B., Siberchicot, A., Jombart, T., & Pavoine, S. (2018). *Multivariate analysis of ecological data with ade4*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-8850-1>
305. Thomas, R. W., Laffitte, R., & Faye, A. (1973). Etude morpho-bathymétrique et sédimentaire de la lagune El Mellah. *Bulletin de la Société géologique d'Algérie*, 20(1), 115–130.
306. Tilman, D. (1982). *Resource competition and community structure* (Monographs in Population Biology, Vol. 17). Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9780691209654>
307. Tilman, D. (1990). Mechanisms of plant competition for nutrients : The elements of a predictive theory of competition. In J. B. Grace & D. Tilman (Eds.), *Perspectives on Plant*

- Competition* (pp. 117–141). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-294452-9.X5001-2>
308. Tilman, D., Lehman, C. L., & Thomson, K. T. (1997). Plant diversity and ecosystem productivity : Theoretical considerations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94(5), 1857–1861. <https://doi.org/10.1073/pnas.94.5.1857>
309. Tomasino, M. P., Orlando-Bonaca, M., Lipej, L., & Mozetič, P. (2019). Phytoplankton variability in the Marano and Grado lagoons (northern Adriatic Sea) in relation to environmental pressures. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(3), Article 161. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7271-2>
310. Tomasino, M. P., Rossetti, G., Finotto, S., & Basset, A. (2019). Oxygen depletion and nutrient release in Mediterranean lagoons : The key role of sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 227, Article 106326. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106326>
311. Tomasino, M., Solidoro, C., & Bastianini, M. (2019). Phytoplankton dynamics in a transitional lagoon ecosystem : The Marano-Grado lagoon (Northern Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 218, 152-163. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.12.013>
312. Touati, A., Taleb, S., & Toudert, A. (2021). Etude des paramètres physico-chimiques dans la lagune El Mellah (Algérie). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Vie*, 43(1), 87–96.
313. Touati, H., Boudiaf, M., & Chibane, M. (2021). Evaluation de l'état trophique de la lagune Mellah (Algérie nord-est) à partir du phytoplancton et des nutriments. *Mediterranean Marine Science*, 22(1), 114-126. <https://doi.org/10.12681/mms.2453>
314. Touati, L., Boudiaf, B., & Drardja, D. (2021). Dynamique spatio-temporelle du phytoplancton dans la lagune El Mellah (Nord-est algérien). *Journal Algérien des Régions Arides*, 17, 105–115.
315. Trobajo, R., Acs, E., & Ector, L. (2009). Morphological and ecological variability in *Navicula* spp. (Bacillariophyceae) from Mediterranean brackish coastal lagoons. *Diatom Research*, 24(2), 185–199. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2009.9705790>
316. Trobajo, R., Rovira, L., & Mann, D. G. (2013). The use of diatoms in ecological status assessment: A review of Mediterranean case studies. *Hydrobiologia*, 702(1), 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1314-y>
317. U.S. Environmental Protection Agency. (1983). *Methods for chemical analysis of water and wastes* (EPA/600/4-79/020). Environmental Monitoring and Support Laboratory, Office of Research and Development.
318. Viaroli, P., Bartoli, M., Giordani, G., Naldi, M., Azzoni, R., Nizzoli, D., & Castaldelli, G. (2008). Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons : A brief overview. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(S1), S105–S117. <https://doi.org/10.1002/aqc.956>
319. Viaroli, P., Bartoli, M., Bondavalli, C., Christian, R. R., Giordani, G., Naldi, M., & Nizzoli, D. (2010). Primary productivity, biogeochemical buffers and factors controlling trophic status and ecosystem processes in Mediterranean coastal lagoons : A synthesis. *Advances in Oceanography and Limnology*, 1(1), 19–40. <https://doi.org/10.1080/19475721.2010.491656>
320. Vignes, M., Bec, B., Collos, Y., & Souchu, P. (2010). Effets des blooms phytoplanctoniques sur l'oxygène dissous dans les lagunes côtières méditerranéennes. *Vie et Milieu -Life and Environment*, 60(2), 127–137.
321. Vila, J. M. (1980). *La chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins algéro-tunisiens* [Doctoral dissertation, Université Pierre et Marie Curie].
322. Vitousek, P. M., & Howarth, R. W. (1991). Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry*, 13(2), 87–115. <https://doi.org/10.1007/BF00002772>

323. Vollenweider, R. A., & Kerekes, J. J. (1980). Background and summary results of the OECD Cooperative Programme on Eutrophication. *Water Research*, 14(1), 5–17. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90047-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90047-9)
324. Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., & Rinaldi, A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea : Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9(3), 329-357. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-095X\(199805/06\)9:3<329::AID-ENV308>3.0.CO;2-9](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-095X(199805/06)9:3<329::AID-ENV308>3.0.CO;2-9)
325. Wang, Y., Gao, J., Zhang, X., Jin, Q., & Wang, Q. (2022). Nutrient dynamics and sediment-water interactions in coastal lagoons : A case study in the Pearl River Estuary, China. *Environmental Pollution*, 306, 119421. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119421>
326. Wehr, J. D., & Sheath, R. G. (2003). *Freshwater algae of North America : Ecology and classification*. Academic Press.
327. Wetzel, R. G. (2001). *Limnology : Lake and river ecosystems* (3rd ed.). Academic Press.
328. Winder, M., & Cloern, J. E. (2010). The annual cycles of phytoplankton biomass. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1555), 3215–3226. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0125>
329. Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2–3), 213–251.
330. WoRMS Editorial Board. (n.d.). *World Register of Marine Species (WoRMS)*. Flanders Marine Institute (VLIZ). <https://www.marinespecies.org>
331. Zarrouk, S., & Chenchouni, H. (2010). Evaluation de la qualité des eaux de la lagune El Mellah (Wilaya d'El Tarf, Algérie). *Hydrobiologia*, 656(1), 179–191. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0444-3>
332. Zehr, J. P., Bench, S. R., Carter, B. J., Hewson, I., Niazi, F., Shi, T., Church, M. J., & Karl, D. M. (2001). Nitrogen fixation in the North Pacific Ocean. *Nature*, 412(6847), 635–638. <https://doi.org/10.1038/35088063>
333. Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

ANNEXES

Annexe 1

Grille SEQ-EAU (version 2 .2003)

Matières organiques et oxydables					
classe de qualité	Très bonne	Bonne	Moyenne	Mauvaise	Très Mauvaise
Oxygène dissous (mg/L)	8	6	4	3	
Taux sat. O ₂ (%)	90	70	50	30	
M.E.S. (mg/l)	5	25	38	50	
DBO5 (mg/L O ₂)	3	6	10	25	
DCO (mg/L O ₂)	20	30	40	80	
KMnO ₄ (mg/L O ₂)	3	5	8	10	
COD (mg/L C)	5	7	10	12	
NH ₄ ⁺ (mg/L -NH ₄)	0.5	1.5	2.8	4	
NKJ (mg/L -N)	1	2	4	6	

Matières azotées					
classe de qualité	Très bonne	Bonne	Moyenne	Mauvaise	Très Mauvaise
NH ₄ ⁺ (mg/L -NH ₄)	0.1	0.5	2	5	
NKJ (mg/L -N)	1	2	4	10	
NO ₂ ⁻ (mg/L -NO ₂)	0.03	0.1	0.5	1	

Nitrates					
classe de qualité	Très bonne	Bonne	Moyenne	Mauvaise	Très Mauvaise
NO ₃ ⁻ (mg/L -NO ₃)	2	10	25	50	

Matières phosphorées					
classe de qualité	Très bonne	Bonne	Moyenne	Mauvaise	Très Mauvaise
Phosphore total (mg/L)	0.05	0.2	0.5	1	
PO ₄ ³⁻ (mg/L -PO ₄)	0.1	0.5	1	2	

Phytoplancton					
classe de qualité	Très bonne	Bonne	Moyenne	Mauvaise	Très Mauvaise
Taux de saturation en O ₂ (%) (1)	110	130	150	200	
pH (1)	8	8.5	9	9.5	
Chlorophylle a + Phéopigments (ug/L)	10	60	120	240	

(1) : Ph et taux de saturation doivent être pris en compte simultanément.

QUALITE BACTERIOLOGIQUE

classe de qualité	Très bonne	Bonne	Moyenne	Mauvaise	Très Mauvaise
Escherichia coli	20	100	1 000	2 000	
Entérocoques	20	100	250	400	

Annexe 2

Grille d'évaluation de la qualité des des eaux marines et saumâtres selon les indicateurs d'eutrophisation (d'après Ménesguen, 2001 – IFREMER)

Paramètre	Etat Très Bon	Etat Bon	Etat Moyen	Etat Médiocre	Etat Mauvais
Turbidité (TUR, NTU)	0	10	20	30	40
Phosphate (PO_4^{3-} , $\mu\text{mol/L}$)	0	0,3	1	1,5	4
Azote Inorganique Dissous (NID, $\mu\text{mol/L}$)	0	15	20	40	60
Nitrite (NITRI, $\mu\text{mol/L}$)	0	0,5	1	5	10
Nitrate (NITRA, $\mu\text{mol/L}$)	0	7	10	20	30
Ammonium (AMMO, $\mu\text{mol/L}$)	0	7	10	20	30
Chlorophylle <i>a</i> (Chl <i>a</i> , mg/m^3)	0	5	7	10	30
Chlorophylle <i>a</i> + phéopigments (Chl <i>a</i> phe, mg/m^3)	0	7	10	15	40
Azote Total (NT, $\mu\text{mol/L}$)	0	50	75	100	120
Phosphore Total (PT, $\mu\text{mol/L}$)	0	1	2	5	8

Annexe 3. Phytoplancton recensé dans la lagune El Mellah

<p>1. Diatomées (Bacillariophyta)</p> <p>➤ Centriques</p> <p><i>Paralia sulcata</i> <i>Chaetoceros</i> sp. <i>Biddulphia</i> sp. <i>Melosira</i> sp. <i>Coscinodiscus</i> sp. <i>Guinardia</i> sp. <i>Aulacoseira</i> sp. <i>Leptocylindrus</i> sp. <i>Cyclotella</i> sp. <i>Rhizosolenia</i> sp. <i>Odontella</i> sp.</p> <p>➤ Pennales</p> <p><i>Gyrosigma</i> sp. <i>Pleurosigma</i> sp. <i>Nitzschia</i> sp. <i>Navicula</i> sp. <i>Navicula distans</i> <i>Cymbella</i> sp. <i>Amphora</i> sp. <i>Achnanthes</i> sp. <i>Climacosphenia</i> sp. <i>Diploneis</i> sp. <i>Licmophora</i> sp. <i>Hantzschia</i> sp. <i>Striatella unipunctata</i> <i>Striatella interrupta</i> <i>Tabellaria</i> sp. <i>Grammatophora</i> sp. <i>Cocconeis</i> sp. <i>Synedra</i> sp. <i>Plagiogramma</i> sp. <i>Achnantheidium straubianum</i> <i>Rhopalodia</i> sp. <i>Plagiotropis</i> sp. <i>Diatoma</i> sp. <i>Pseudo-nitzschia</i> sp. <i>Cylindrotheca closterium</i> <i>Fragilaria</i> sp. <i>Cymatopleura</i> sp. <i>Entomoneis</i> sp. <i>Gomphonema</i> sp. <i>Stauroneis</i> sp. <i>Bacillaria</i> sp. <i>Surirella</i> sp. <i>Pinnularia</i> sp. <i>Lyrella</i> sp. <i>Campylodiscus echeneis</i> <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> <i>Neidium binodis</i></p>	<p>2. Dinoflagellés (²Dinophyta)</p> <p><i>Prorocentrum lima</i> <i>Prorocentrum micans</i> <i>Prorocentrum compressum</i> <i>Prorocentrum gracile</i> <i>Dinophysis acuminata</i> <i>Dinophysis sacculus</i> <i>Dinophysis ovum</i> <i>Gonyaulax</i> sp. <i>Scrippsiella trochoidea</i> <i>Gyrodinium</i> sp. <i>Gymnodinium</i> sp. <i>Akashiwo sanguinea</i> <i>Lingulodinium</i> sp. <i>Polykrikos kofoidii</i> <i>Alexandrium tamarense</i> <i>Peridinium</i> sp. <i>Oblea</i> sp. <i>Amphidinium</i> sp. <i>Protoperidinium</i> sp. <i>Karenia</i> sp.</p> <p>3. Cyanobactéries (Cyanobacteria)</p> <p><i>Merismopedia</i> sp. <i>Pseudanabaena</i> sp. <i>Lyngbya</i> sp. <i>Microcystis</i> sp. <i>Oscillatoria</i> sp. <i>Spirulina</i> sp. <i>Synechococcus</i> sp. <i>Synechococcus</i> sp.</p> <p>4. Chlorophycées (Chlorophyta)</p> <p><i>Chroococcus</i> sp. <i>Gloeotrichia</i> sp. <i>Chlorella</i> sp. <i>Monoraphidium</i> sp. <i>Pediastrum simplex</i> <i>Staurastrum</i> sp. <i>Scenedesmus</i> sp. <i>Oocystis</i> sp. <i>Dictyosphaerium</i> sp. <i>Tetraedron</i> sp. <i>Strombomonas</i> sp.</p> <p>5. Euglenophytes</p> <p><i>Euglena</i> sp</p> <p>6. Haptophytes</p> <p><i>Prymnesium parvum</i></p>
---	--

Annexe 4. L'article

Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries Zoology
 Department, Faculty of Science,
 Ain Shams University, Cairo, Egypt. ISSN 1110
 –6131
 Vol. 28(5): 331– 354 (2024)
 www.ejabf.journals.ekb.eg



Spatial Resilience of a Lagoon Ecosystem: The Case of the El Mellah Lagoon (Northeastern Algeria)

Nedjma LAROUCI^{*1,2}, Mohamed Faouzi SAMAR², Mourad BENSOUILAH²

¹Laboratory on Biodiversity Research and Ecosystem Pollution, Chadli Bendjedid El-Tarf University, BP :73, EL Tarf ,36000, El Tarf, Algeria

²Laboratory of Marine Ecobiology and Coastal Environments, Badji Mokhtar Annaba University, 17 Hassen Chaouche, 23000, Annaba, Algeria

*Corresponding Author: nedjma_sam@yahoo.fr

ARTICLE INFO

Article History:

Received: March 27, 2024

Accepted: April 21, 2024

Online: Sep. 9, 2024

Keywords:

Ecosystem functioning,
 Eutrophication,
 Resilience,
 Spatial structure,
 STATIS

ABSTRACT

Mediterranean lagoons face a significant threat due to the prevalent risks of eutrophication and dystrophy, particularly in sectors with limited water renewal. The El Mellah Lagoon in northeastern Algeria represents a crucial ecosystem. Our study focused on assessing its operational state by examining the seasonal variability of spatial patterns indicative of eutrophication. Our primary hypothesis posited that a lack of fluctuation in spatial pattern expression reflects ecosystem dysfunction in the face of eutrophication-related disturbances. Our objective was to establish that the El Mellah Lagoon maintains robust health, capable of recovering or sustaining dynamic equilibrium following periods of instability induced by external or internal disruptions. To achieve this, we employed a methodology combining multidimensional analysis (utilizing STATIS from the K-TABLE family) and spatial analysis (employing Moran's I and ordinary Kriging interpolation). Statistical analyses of physicochemical and biological measurements revealed seasonal variations in key eutrophication parameters. The first principal components derived from the STATIS analysis underwent spatial analysis techniques. Consequently, the spatial models constructed unveiled the dynamics characterizing the operational states of the El Mellah Lagoon. This comprehensive approach aimed to demonstrate the lagoon's resilience and ability to withstand disturbances, fostering a dynamic equilibrium crucial for its long-term viability.

The Mediterranean lagoons are coastal ecosystems of great importance due to their exceptional biodiversity and crucial role in regulating numerous ecological processes. They are semi-enclosed coastal wetlands characterized by their connection to the sea through narrow inlets. These ecosystems are of great importance as they host a wide variety of animal and plant species adapted to specific environmental conditions, such as variations in salinity, tides, and freshwater inflow (Kosyan, 2017; El Mahrad *et al.*, 2022).



INTRODUCTION

The El Mellah Lagoon is located in eastern Algeria. It is part of the El Kala National Park, recognized as a biosphere reserve by UNESCO (**RAMSAR, 2020**). The lagoon is surrounded by lush vegetation and offers a picturesque landscape of marshes, seagrass beds, and sand dunes. This coastal ecosystem is home to a rich and diverse biodiversity. It is home to various migratory birds, fish, crustaceans, and other marine species. The lagoon also serves as a breeding and nesting site for many bird species, making it a site of ecological and ornithological importance (**Samraoui et al., 2011; Telailia et al., 2017**).

Mediterranean lagoons play a crucial role in the functioning of coastal ecosystems. They act as natural filters by retaining sediments and nutrients and regulating water flows between the marine environment and adjacent lands. Moreover, these ecosystems contribute to the protection of coastal areas against storms and erosion. However, these ecosystems face several threats, of which eutrophication is one of the most worrying (**Leone et al., 2020; Ligorini et al., 2022**). Eutrophication is when an excess of nutrients such as nitrates and phosphates enter the lagoons, usually from human activities such as intensive agriculture and waste water discharges (**Kennison & Fong, 2014; Padedda et al., 2019**). This leads to excessive proliferation of algae and aquatic plants, disrupting the ecological balance of the lagoon. The decomposition of these excess organisms depletes oxygen levels in the water, causing hypoxia and threatening the survival of other species, including fish and crustaceans (**Jones et al., 2022**).

We have adopted a spatial approach to study the effects of these disturbances on the ecosystem's resilience and stability. By mapping and analyzing the distribution of habitats within an ecosystem, it is possible to identify key areas for biodiversity, understand the relationships between the different habitat compartments, and assess the impact of anthropogenic and environmental changes on their distribution (**Menció et al., 2023**).

The spatial patterns of nutrient cycling within ecosystems are crucial for assessing their overall health and functioning. The spatial connectivity of different habitats determines the availability and accessibility of nutrients to organisms (**Olin et al., 2023**). Studying the spatial distribution of trophic levels can provide insights into nutrient cycling dynamics and its impact on ecosystem productivity. Spatial analysis is a tool for sustainable management of natural resources. It offers the advantage of a global assessment that makes it possible to identify priority areas for conservation, assess the potential impact of human activities on ecosystems, and develop appropriate protection measures.

The spatial approach to ecosystem resilience focuses on understanding and analyzing ecosystems' spatial characteristics, patterns, and processes to assess and enhance their resilience (**Ligorini et al., 2022**). It recognizes that spatial factors, such as landscape structure, connectivity, and heterogeneity, play a crucial role in determining the capacity of ecosystems to withstand and

recover from disturbances or environmental changes.

We adopted a strategy based on multidimensional K-table analysis and geostatistical analysis to identify the ecosystem's functionality (**Thioulouse et al., 2018; Dray et al., 2023**). These methods provide an opportunity for the study of the dynamic aspect, which

reveals the functional aspect that characterizes the spatial resilience of the ecosystem (**Sankaran et al., 2019; Masik, 2022; Zhang, 2023**). The first principal components of the analysis in Table K, which summarizes the expression of eutrophication that characterize each season, were used as the basis for the spatial analysis (**Dray et al., 2023**). Based on Moran's I statistics and kriging interpolation, the second stage allowed us to establish the ecosystem organization model as a function of the level of expression of eutrophication (**Legendre, 1993**). The results show the amplitude of spatial variations per season in the trophic gradient. These variations are evidence that the ecosystem is functioning in a way that promotes stability and resilience.

To delve into the issue addressed in our study, we devised a strategy grounded in the analysis of multidimensional data using the K-Tableaux (K-Tab) method (**Thioulouse et al., 2018; Dray et al., 2023**), coupled with spatial analysis techniques (**Dray et al., 2023**). The components derived from the K-Tab analysis were employed as new variables summarizing the various states of eutrophication expression. By mapping these new variables using kriging, we were able to shed light on the spatial expression of resilience. Our findings uncovered the seasonal fluctuations experienced by eutrophication at the spatial scale. Mapping the patterns that symbolize eutrophication expression proved to be a valuable means of tracking the effects of disturbances on the proper functioning of our lagoon ecosystem. We were able to demonstrate these results using two powerful tools: The ArcGIS 10.2.2 software (**ESRI, 2011**) for spatial analysis, and the R software and its ade4 package (**R Core Team, 2022**) for conducting the K-Tab method.

MATERIALS AND METHODS

This study aimed to assess the level of functioning and resilience of a lagoon ecosystem exposed to eutrophication-related disturbances. Physicochemical and phytoplanktonic metrics expressing eutrophication were examined for spatial structure using multidimensional paired K-table analysis and spatial analysis tools.

1. Presentation of the study area

El Mellah Lagoon is located in the El-Kala National Park in the Wilaya of El Tarf in Algeria's far north-east (8° 20'E and 36° 54'N).

El Mellah, also known as "Garaat El-Melha," extends 4 kilometers north to south and 2 kilometers east to west, covering an area of around 865 hectares (Fig.1). It is a rather deep paralic basin that extends roughly perpendicular to the coast (**Guelorget & Perthuisot, 1983**). It communicates with the sea by a roughly 870 meters long and 15 meters' broad waterway. It also obtains fresh water from the Wadis El Mellah and Bouaroug in the south and the WadiR'kibet in the west. Its swampy extensions are primarily found in the north, toward the channel's origin, and in the south, near the mouth of the Bouarougwadi. The lagoon's bathymetry reveals the presence of an axial gutter with a depth of about 5m. Two shallow plateaus (up to 2m deep) extend along the banks on either side of

this depression.

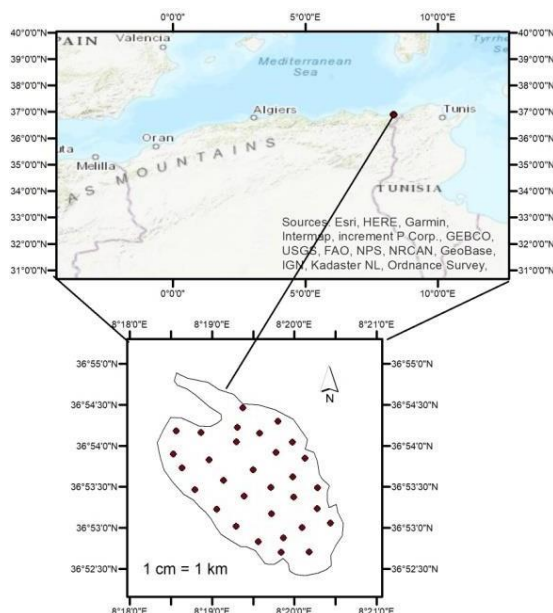


Fig. 1. Location of the study area

2. Methodology

For this study, we adopted a spatial sampling protocol that consists of a systematically dispersed seeding point on a 700m grid (**Baghdadi et al., 2018**). Implementing the sampling plan required considering a certain number of material and scientific constraints, which led us to implement 36 sites (Fig. 1). The fieldwork companions were spread out over the four seasons of 2015/2016. Physical and chemical parameters (temperature, dissolved oxygen, hydrogen potential, electrical conductivity, total dissolved solids, and dissolved oxygen) were measured for each campaign using a multiparametric probe (HoribaU50). We collected one liter (1L) bottle of water in the euphotic zone to research phytoplankton biomass. These samples were again utilized to calculate the trophic level's chemical characteristics (PO_4 , NO_3 , NO_2 , NH_4 , SiO_4 , Chlorophyll-*a*). The nutrients were determined using an automatic photometer (Hanna Instruments TM Multiparameter Photometer) following the principles of photometric techniques (**Eaton et al., 2005**). After filtration, the spectrophotometric determination of chlorophyll-*a* and concentration calculations were performed using **Lorenzen (1967)** method. We employed the method established by Standard NF EN 15204 (**AFNOR, 2006**) for phytoplankton counting based on Utermöhl's sedimentation methodology. The obtained data are temporal and spatially organized in two dimensions. This characteristic frequently leads to analysis tools for longitudinal data or repeated measurements over time (seasons) (**Islam & Chowdhury, 2017**). The observations obtained at different periods on a given individual (station) are dependent and necessitate the inclusion of a "covariance structure" in the analytic models 'expression. Under these circumstances, an analysis of variance for repeated data or a linear mixed model (MLM) analysis is applicable (**Dagnelie, 2013**). This model explains the change in the response variable over time

using both fixed-effects and random-effects elements (stations).

In order to evaluate the main hypothesis formulated around the dynamics, functioning, and resilience of the El Mellah Lagoon ecosystem in response to pollution and eutrophication phenomena, we utilized the widely known K-Tab methods, well-established in the fields of ecology and hydrology (**Lavitet *et al.*, 1994**). Among these methods, we chose the STATIS method. This method provides the opportunity to analyze multiple paired tables jointly. The theoretical foundations of the K-Tab methods were developed by **Escoufier (1973, 1980, 1985)**. The principle of this analysis is based on evaluating the variation of all K-tables relative to an average structure (compromise). The magnitude of discrepancies serves as tangible evidence of the dynamism of resilience and ecosystem functioning. The K-Tab analysis is based on a series of principal component analyses (PCA), and the mapping of the first component of each PCA is the principle that revealed the spatial structure of resilience (**Dray, 2011; Bauman *et al.*, 2018; Dray *et al.*, 2023**).

To investigate the dynamics of spatial resilience, a spatial analysis approach was utilized in which the coordinate values of station points were projected onto the plane of the first two components.

The process of analysis encompassed the following steps:

- Firstly, a spatial structure analysis was conducted to evaluate the spatial arrangement of the data. This involved examining the autocorrelations and spatial relationships between samples using the Moran's I statistic (IM) (**Legendre & Legendre, 1987**).
- Next, a variogram model was fitted to estimate the spatial variability and correlation structure.
- Following that, kriging interpolation was applied to predict the values of unsampled points. This technique involved using a linear combination of known values weighted by their distance and spatial covariance.
- Finally, a variable map was created using the values of the estimated points, following the approaches outlined by **Fortin *et al.* (1989)** and **Thioulouse *et al.* (1995)**.

RESULTS

1. Physicochemical and biological parameters of the El Mellah lagoon

The descriptive and inferential results from measurements of physical and chemical parameters are listed in Table (1). The surface water temperature readings vary significantly across seasons. The average seasonal temperature is roughly 21°C, with the maximum (29°C) occurring during the summer season and the minimum (15°C) occurring during the autumn-winter season. This oscillation type is linked to the region's Mediterranean climate, supporting continuous biological activity. The pH value identifies alkaline water, with an average pH=8 that varies between minimum values in the autumn

(pH=7.16) and highest values (8.75) in the summer. The pH changes reflect the importance of photosynthetic activity, which reduces CO₂ concentrations and favors pH increases.

Table 1. Descriptive and inferential statistics of physicochemical parameters characterizing the surface waters of the El Mellah Lagoon

Physicochemical parameters	Mean	P test	Median	Min	Max	CV
T°C	21	<2.2e-16 ***	20.78	14.1	28.7	24.53
pH	8	<2.4e-16 ***	8.0165	7.16	9.615	3.27
EC (µs/cm ²)	48	<2.2e-16 ***	48.65	42.8	54.2	7.98
DO (mg/L)	6.68	<2.3e-16 ***	6.635	3.44	10.63	32.83
TDS (mg/L)	44.48	<2.2e-16 ***	48.65	26.1	54.12	23.37
Salinity (g/L)	31.77	<2.2e-16 ***	31.8	27.3	35.5	8.79
NO ₃ (mg/L)	21	<2.2e-16 ***	24	21	40	11.93
NO ₂ (mg/L)	1,01	<2.2e-16 ***	0.22	0.07	6.5	139.56
PO ₄ (mg/L)	1,8	<2.2e-16 ***	1.2	0.2	8.2	88.49
NH ₄ (mg/L)	1,28	<2.2e-16 ***	1.22	0.33	2.6	35.59
SiO ₂ (mg/L)	2,23	<2.2e-16 ***	1.875	0.48	5.00	50.58
Chlr- <i>a</i> (µg/L)	2,6	<2.2e-16 ***	1.869	0.14	12.282	96.2

Temperature (T°C), dissolved oxygen (DO), hydrogen potential (pH), electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), dissolved oxygen (DO), nitrate (NO₃), nitrite (NO₂), phosphate(PO₄), ammonium (NH₄), silicate (SiO₂), Chlorophyll-*a* (Chlr-*a*).

As it explains the degree of marinization and confinement, salinity provides key indications on the hydrology of the lagoon analyzed. The seasonal average salinity of the lagoon El Mellah's surface waters is 32.5g/L, with the highest values (35g/L) recorded during the summer-autumn period and minimum values (29g/L) recorded during the winter-spring period. These values indicate the influence of sea-lagoon interactions and differentiate two major haline phases: a decreasing phase from autumn to winter and an increasing phase from spring to summer. A low mineral load and poor mineralization are characterized by seasonal changes in electrical conductivity values around an average of 49µs/cm. Waters with a high concentration of dissolved solids are called highly mineralized because dissolved solids are mostly inorganic. The seasonal average TDS concentration of surface waters (44.5mg/L), as well as its highest and minimum ranges (54.12-27.8mg/L), define low mineralization (Table 1).

Dissolved oxygen is a measure that indicates eutrophication levels. Over saturation is a symptom of excessive primary production. The decomposition of significant amounts of organic materials, such as algae, causes under-saturation. High values define this parameter's seasonal oscillations in the autumn-winter period (9.57 and 7.75mg/L) and low levels in the spring-summer period (4.76 and 4.66mg/L) (Table 1). Temperature and salinity expression levels are associated with these fluctuations.

The three nitrogenous salts required for the growth of the trophic chain producers are included in dissolved inorganic nitrogen. Nitrate is the most common type of dissolved inorganic nitrogen. It varies between 24.7mg/L on a seasonal basis. The first peak (26.7mg/L) was observed in summer, favored by the mineralization conditions, while the second, less important peak (24.1mg/L) appeared in winter. It was favored by external contribution flows. Nitrites have properties comparable to nitrates but are less common. Nitrite expression levels swing around an average of 1.01mg/L. A high summer peak (3mg/L) (Table 1) implies a significant inflow of the main effluents. Ammoniacal nitrogen, often known as ammonium, is a mineral nitrogen source required for aquatic habitats' biological functioning. Phytoplankton and macrophytes use it as a nitrogen source. Ammonium has a significant role in eutrophication processes.

The average seasonal concentration is predicted to be 1.28mg/L, with a peak over the summer-autumn period (2.12-2.6mg/L). These high concentrations are caused by the inflow from the northern region's wadis (Oued Reguibet and Oued Boumalek) and the southern region's wadis (Oued El-Aroug and Oued El Mellah), as well as the discharge from the wastewater treatment plant. Phosphate is the most important element in eutrophication processes. Significant seasonal fluctuations characterize El Mellah Lake's dynamics; 1.8mg/L is the seasonal average. During the summer and autumn, phosphorus contents in surface water rise (6.4-8.2mg/L). Temperature and the anoxic conditions that characterize these periods affect these quantities. Furthermore, wastewater treatment station discharges amplify the accumulation effect and accelerate the development of eutrophication.

The role of silica in the eutrophication of lagoons is insignificant. It is a metric that indicates the dominant status of phytoplanktonic groupings (**Beklioglu et al., 2007**). Low silicates at Lake El Mellah can be noted for winter, spring, and autumn seasons, with averages of 2.96-1.88-2.34mg/L. Increased values to approach the maximum (5mg/L) are observed during summer. The most likely source of this rising value is endogenous from diatom frustules destruction (**Osadchyyet al., 2016**). The chlorophyll-*a* parameter measures the level of eutrophication by expressing the intensity of chlorophyll biomass (**Beklioglu et al., 2007**). The values recorded overall and over the study period show fluctuations, with the highest values corresponding to the spring and summer seasons (12.3- 8.81g/L) (Table 1). The chlorophyll biomass values of the El Mellah Lagoon are compared to some lagoons of the Mediterranean basin in Table (2).

Table 2. The concentration of chlorophyll biomass values of El Mellah Lagoon and some Mediterranean basin lagoons

Lagoons and Ponds	Chlorophyll- <i>a</i> (µg/L)	Reference
Thau (France)	0.01-14.04	DeCasabianca <i>et al.</i> , 1997
Gialova (Greece)	0.10-11.70	Triantafyllou <i>et al.</i> , 2000
Mellah (Algeria)	1-3	Semroud, 1983
Mellah (Algeria)	2.5-3	Guelorget <i>et al.</i> , 1989
Mellah (Algeria)	0.10-8.72	Draredja, 2007
Mellah (Algeria)	0.14- 12.3	This study

Among the 5 classes that compose the phytoplankton of El Mellah Lagoon, only two dominate the seasonal number profile: *Bacillariophyceae* and *Dynophyceae*. *Cyanophyceae*, *Chlorophyceae*, and *Euglenophyceae* are marginally represented.

The diversity of diatoms is mainly represented by species of the genera *Paralia* sp., *Nitzshia* sp., *Navicula* sp., *Chaetoceros* sp., and *Melosira* sp. The dinoflagellates present a more significant occurrence during the autumn period. The species that predominate this group belong to the genus *Scriptiella* sp., *Gymnodinium* sp., *Prorocentrum* sp., and *Peridinium* sp. The Cyanobacteria encountered in winter are represented mainly by the genus *Oscillatorilla*. *Euglenophyceae* are mainly represented in the lagoon by the genus *Euglena*. For the Chlorophyceae, their occurrence is noted, especially in summer.

2. Functional aspect: STATIS analysis results

This analysis aims to highlight the dynamics of changes that affect the spatial organization of the eutrophication phenomenon and the intensity of its expression described by the combination of physicochemical and biological variables. In simpler terms, we tried to demonstrate the following:

- Is the spatial expression of eutrophication represented by spatial patterns structured or random?
- Whether the intensity of eutrophication expression is stable or variable across seasons?

The specific organization of the data in this study (Fig. 2) requires a block structure of k-season tables. These tables are paired (dependency) and arranged according to a data cube with three indices: stations (spatial entities), variables, and time (seasons). The reasoning is symmetrical between column pairing and row pairing. This allowed us to perform a STATIS-VQ to study the dynamics of the variables common to all-season tables

(the intensity of eutrophication expression) and a STATIS-WD to study the dynamics of the spatial organization of the stations common to all-season tables (the spatial expression of eutrophication). The dynamic and functional aspect is interpreted from the following stages: inter-structure, compromise, and intra-structure.

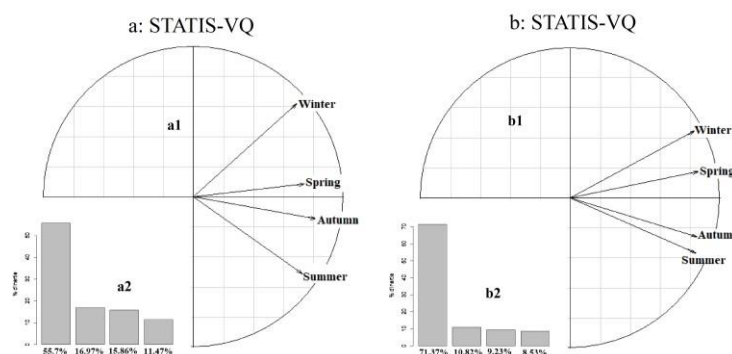


Fig. 2. Correlations circle. Euclidean representation of season tables (a1-b1) and Histograms of the eigenvalues (a2-b2) of the Inter-structure PCA for the case of (a) STATIS-WD and (b) STATIS-VQ

2.1. Inter-structure

A PCA-type analysis provides the projection of the objects (table periods). The results of this analysis are favorable and reveal the importance of the first component in both cases of inter-structure analysis. Fig. (2) represents the Eigenvectors and gives an Euclidean picture of the level of similarity between tables measured by the RV values resulting from calculating the vector correlations.

- The STATIS-VQ inter-structure distinguishes two levels of similarity (Fig. 2b). The first correlation links summer and autumn (RV: 0.63), and the second links winter and spring (RV: 0.64).
- The STATIS-WD inter-structure reveals three levels of similarities represented by Fig. (2a). The first correlation distinguishes autumn and spring (RV: 0.50), while the second distinguishes the summer structure, which is close to autumn (0.49). The last one is the winter structure which is close to the autumn one.

The Eigenvalues of the first inter-structure PCA components, STATIS-VQ (2.85–71.31%) and STATIS-WD (2.23–55.7%), and the size effect, which is clearly distinguishable on the planes of the two PCAs (Fig. 2), confirm the existence of a mean structure (Compromise). The coordinates of the season tables on the first component provide the weighting coefficients for calculating the average matrices (Compromise).

2.1.1. Compromise (STATIS-VQ)

The first two-axis plane of the compromise PCA explains 29.21% of the total variability (Fig. 3b).

- The first component, with a rate of inertia of 18.67%, represents an expression that opposes on one side the set of variables that express the salinity and conductivity (TDS. Ce. Sal. DO. Dino) to the variables that define the productivity and eutrophication on the other side (PO₄. NH₄. NO₃. Chloro. Diatom. Eugl. Chlr-*a*) (Fig. 3a).

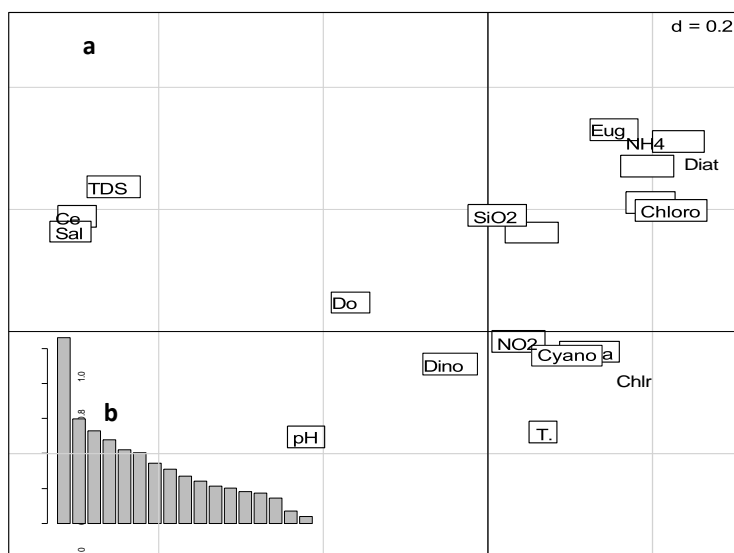


Fig. 3. (a) First plane (Comp1xComp2) of the compromise PCA; **(b)** Eigenvalues barplot. STATIS-VQ

- The second component accumulates a rate of 10.54% of the variability. It defines an expression that opposes mainly phytoplanktonic groups and some physicochemical variables (Eug: Euglenes. Diat: Diatoms. Chloro: Chlorophycees. NH₄. PO₄) to other phytoplanktonic groups and other physicochemical variables (Cyano: Cyanophycees. Dino: Dinophycees. T°. pH. NO₂). (Fig.3b). Exploration of the first plane of the compromise PCA (variables) reveals the expression of the two gradients globally. On the first axis is the gradient of eutrophication and salinity, and on the second axis is the phytoplankton composition gradient.

2.1.2. Compromise analysis (STATIS-WD)

The first PCA plane of the STATIS-WD compromise matrix analysis explains 26.15% of the total variability. The first component accounts for 16.10% of overall variability and has an expression that contrasts the southern stations (sta28-sta29-sta30) with those in the northern area (sta5-sta6-sta4-sta3). The central zone stations (sta17-sta18- sta22-sta13-sta14) can distinguish these two scenarios. The second component accounts for 10.05% of total variability and has an expression that contrasts the central region (sta18-sta17-sta14) with the southern and northern regions (Fig. 4).

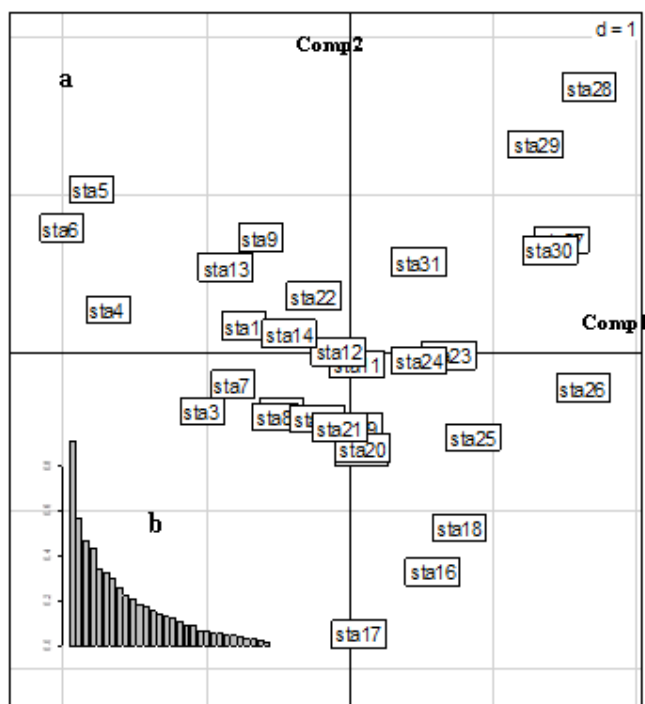


Fig. 4. (a) The first plane (Comp1xComp2) of the compromise PCA and (b) Eigenvalues barplot). STATIS-WD.

Using Moran's, I statistic, a geostatistical investigation was done on the data of the PCA compromise's first component (STATIS-WD) to determine this component's spatial structuring level. The test result is highly significant (I: 0.737 Pr: 0.00***) and validates the type of spatial structure gradient in the expression of this component. This finding enabled the creation of a spatial reference model to investigate the dynamic aspect.

Table 3. Statistics of error from selected spatial model

Mean	Root-Mean-Square	Mean Standardized	Root-Mean-Square Standardized	Average Standard Error
-0.00020439	0.452	-0.00081836	0.905	0.522

The cross-validation and error statistics results (Table 3) indicate that the spherical model, frequently employed in this environment, is the best. The standard kriging interpolation allows us to generalize the empirical model's statement. The mapping of the model defined by the first component displays the patterns that structure the eutrophication gradient's organization. This geographical reference pattern distinguishes four zones; the degree of production and salinity in two extreme zones (north and south) and two intermediate zones of moderate expression are shown in (Fig. 4). The results of the

following intra-structure analysis, which discloses the deviations and variability of the functional component of resilience, are used to examine seasonal oscillations within this

average typology.

2.2. Intra-structure

The structural framework applied in this part of the analysis to measure levels of fluctuation showcases a trade-off. Every table reproduces the mean typology, with variations in the reproduction observed across different time periods. The variability in the seasonal frameworks encompassing the compromised structure is characterized by two metrics, illustrating the dynamics of expression. Specifically, these metrics are the Table Weight (TabW) and the Cosine squared (Cos2) values presented in Table (4), indicating the extent of resemblance between each seasonal table and the compromised table.

Table 4. Typology parameters values

	STATIS-VQ		STATIS-WD:	
	Cos2	TabW	Cos2	TabW
Autumn	0.73	0.55	0.66	0.51
Spring	0.55	0.50	0.67	0.51
Summer	0.50	0.49	0.63	0.50
Winter	0.55	0.46	0.69	0.49

- The inter-structure analysis (STATIS-VQ) results (Table 4) suggest a typology with three structures: autumn, spring, winter, and summer. The output of the inter-structure (STATIS-WD) (Table 4) displays a typology that distinguishes three structures: winter, autumn-spring, and summer.

The distortion elements characterizing the variability of the point clouds are illustrated by the trajectory-type k-plot representation of the stations (STATIS-VQ) and variables (STATIS-WD) for each season table (Fig. 5).

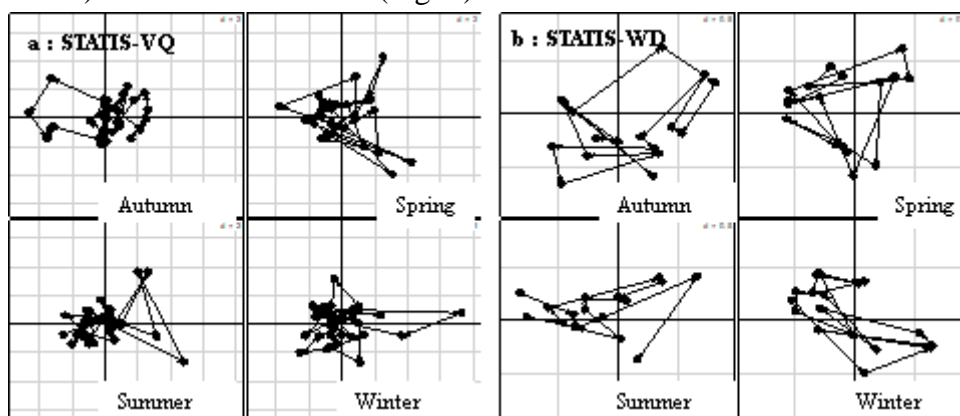


Fig. 5. Trajectory-type k-plot of the intra-structure analysis. (a) STATIS-VQ and (b) STATIS-WD representation of point cloud deformations over seasons

The eutrophication-salinity gradient's expression dynamics are characterized by distortions of the variable point cloud (Fig.5a. STATIS-VQ). The fluctuation in the spatial structure of the eutrophication-salinity gradient is characterized by distortions of

the station point cloud (Fig. 5b. STATIS-WD). The two analyses, STATIS-WD infrastructure and STATIS-VQ infrastructure, facilitate the examination of both spatial variation and fluctuations in eutrophication intensity across different seasons. The kriging mapping of the first components relative to each season best exemplifies this result.

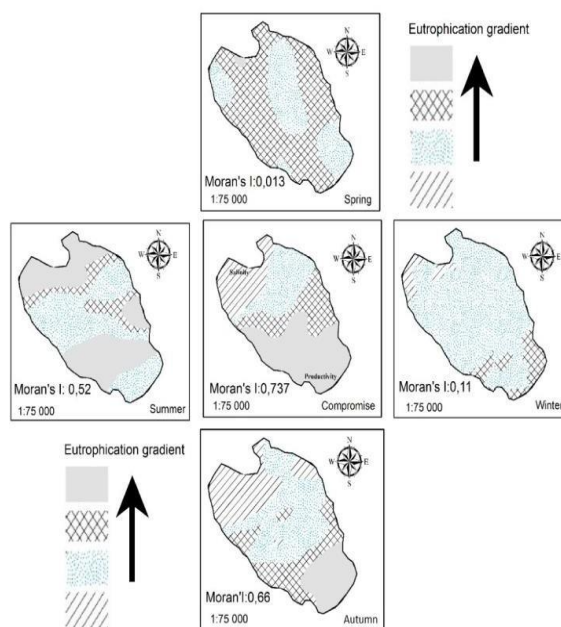


Fig. 6. Seasonal variations in spatial structure indicate spatial resilience in response to eutrophication

Through the emergence of spatial patterns that characterize the spatial models, analysis of seasonal interpolation maps indicates the dynamic cyclicity of the eutrophication phenomena. The pattern shape, dispersion, and connection offer evidence of this variability, quantified by Moran's I parameter values (Fig. 6). The eutrophication gradient's pattern level is at its highest during the summer and autumn phases and then lowers throughout the winter and spring phases. These cycles also represent features of functioning and resilience to the disruption problem.

DISCUSSION

In most cases, the seasonal changes in the parameters that indicate the trophic level of the El Mellah Lagoon are typical Mediterranean, especially for the temperature, salinity, and dissolved oxygen variables. Temperature changes with strong seasonal thermal amplitudes of roughly 20°C influence specific taxonomic groups' biological processes. Salinity is an essential indicator of the lagoon's hydrology, precisely its degree of marinization and confinement. According to **Venice classification (1958)**, El Mellah

Lagoon is one of the mixopolyhalline lakes (**Semroud, 1983**). The exchanges with the sea and the freshwater influx of the various affluents directly influence haline changes in El Mellah Lagoon. The lagoon's accumulation basin receives limited external input due to water variations for agricultural uses. The channel's management in 1988 enabled it to be widened to 20m (wetted portion) and deepened to 2m to facilitate water exchanges. In comparison to some Mediterranean lagoons, this action has favored an average salinity (31.77g/L) comparable to that of the sea and a wide range of viability (**Tuchkovenko et al., 2019**).

Fluctuations in the dissolved oxygen saturation level are caused by biological activities involved in production and consumption and are primarily determined by climatic conditions, particularly during the warm season. El Mellah Lagoon has a lower amplitude of fluctuation in dissolved oxygen (10.66 - 3.44mg/L) than other lagoons such as Thau

Lagoon (3.10 and 16mg/l) (**Laugier et al., 1999**). This is likely due to the lagoon's poor hydrodynamics and water exchange (**Osadchyy et al., 2016**).

The Mellah Lagoon receives fresh water from a watershed with little anthropogenic activity. The terrain is dominated by a forest cover, regressing due to clearing and urbanization. This has saved the lagoon from the severe eutrophication that most lagoons are experiencing in the Mediterranean region (**IFREMER, 2000; Padedda et al., 2019**). Nevertheless, seasonal changes in the concentrations of the main parameters are concerning.

Nitrate concentrations surpass during the summer due to the remineralization activity of the benthic biomass damaged by anoxia, which defines this hot season (**Altieri & Diaz, 2019**). Exogenous inflows are more critical in the winter and spring and are represented by the waters of the Wadis Souk Reguibet and Wadis El Mellah on the western side. The southern section receives wastewater treatment plant waters containing significant mineral and organic loads. During the summer-autumn season, ammonium concentrations rise. They benefit from the conditions of a reductive environment (**Padedda et al., 2019**).

During the summer, the primary phosphorus inputs into the lagoon are connected to the particle phase, primarily from surface leaching or runoff during heavy rainfall. Phosphates concentrate in sediments, primarily mixed in mineral and particle forms. When reductive circumstances set up and/or occur, sediments can release many phosphates into the water (disappearance of dissolved oxygen and drop in pH). It happens specifically during the summer when the water temperature is high, thus causing the sediment to rise (**Osadchyy et al., 2016; Berthold & Schumann, 2020**). The sewage treatment station also contributes to the enrichment of this parameter, which increases the risk of lagoon eutrophication. According to various quality grids, chlorophyll biomass swings with seasonal values indicating low to medium trophic levels (**Ofori et al., 2022**).

Silicates are a source of nutrition for siliceous phytoplankton (*Diatoms, Chrysophyceae, and Silicoflagellates*). In general, silicates originate in both watershed inputs and

sediments. Diatom frustules, which dissolve at the interface of water and sediment, constitute a significant source of silicates, especially when the temperature is high. Deep lagoons act as excellent particle traps, and silted lagoons generally create significant silicate fluxes during the summer (**IFREMER, 2000**).

The chlorophyll biomass is an integrating parameter that restores the lagoon's prize status. According to the **OECD (1982)** classification, the lagoon oscillates between two states. An eutrophic state characterizes the spring-summer season, while an oligotrophic state characterizes the autumn-winter period. Some authors (**Semroud, 1983; Draredja, 2007; Draredja et al., 2019**) believe that the degree of chlorophyll biomass expression is not alarming compared to some Mediterranean lagoons. Our findings, however, indicate a trend toward an increase in the values of eutrophication indices that should not be underestimated.

Diversity is critical for maintaining ecosystem resilience (**Lake, 2013**). This role is due to functional groups, which are specific groups that perform numerous ecological activities. Diversity can provide some protection against pollution risk, while its loss can make particular ecological services more vulnerable (**Loreau et al., 2001**).

The results of the second part of this study attempted to demonstrate whether seasonal fluctuations in physicochemical and biological characteristics represent the functionality and resilience of the El Mellah Lagoon to disturbances. The combination of multidimensional statistical techniques and spatial statistical tools enabled us to highlight the dynamic and functional aspects that characterize the lagoon ecosystem in the face of eutrophication issues. Using the STATIS approach, we established that the functioning is a set of dynamic states that characterize a gradient. It brings together all physicochemical and biological variables. The resilience mechanisms are revealed by fluctuations in the expression of this gradient compared to the mean (compromise). The resilience of a regime is the difference between its average and its limit (**Carpenter et al., 2006**). Resilience is a dynamic trait of ecosystems that has experienced many perturbations in ecology. It is commonly characterized as the ability to absorb changes generated by a disturbance without causing the system's structure and functioning to change (**Davoudi et al., 2016; Liu et al., 2018**).

The trophic level is mainly indicated by the water's phosphate and nitrogen concentration (**Sfriso et al., 2021**). It is governed by functions of assimilation and decomposition, which restore and sustain a configuration that delivers ecological services. Exceeding the critical level results in a configuration change: the system is placed in a new dynamic that no longer allows it to reconstruct itself later (**Liu et al., 2018; Wang et al., 2018**). This was found in the current yearly and in the face of critical thresholds. The lagoon's resilience reaction is good since it allows the transition from a eutrophic to an oligotrophic state.

Geographical indicators are grouped similarly to temporal indicators at global spatial scales spanning the entire ecosystem (**Sheffer & Van Nes, 2007**). Seasonal fluctuations in geochemical, hydrological, and biological disturbance variables affect the spatial patterns that determine gradient organization. The move from an anisotropic north-south

gradient spatial organization that tries to dominate the lake to a random, unstructured organization is a good resilience response.

The response time or reactivity to an environmental perturbation distinguishes the primary parameters that impact resilience. The loss of resilience is caused mainly by factors with low reactivity in lakes' ecosystems. The progressive increase in nutrient loading in the sediment (mainly phosphorus loading) is the primary force causing loss of resistance (**Oujidi et al., 2021**). The response time to eutrophication is determined by nutrient exchange with the sea and the watershed (**Tamborski et al., 2019**). The watershed is predominantly a dune and mountainous area occupied by oak forests. It is sparsely urbanized, and agriculture is minimally represented (**RAMSAR, 2020**). The agricultural

domain makes little contribution to the flow of nutrient burdens. The surface area of the lagoon's watershed is covered by the principal municipality (El-Kala) and other neighboring municipalities, which are currently undergoing intense urbanization activity, endangering the water quality in this body of water without effective urban discharge treatment devices. The contact with the sea on the south side (effect of salt) influences the north-south orientation of the spatial gradient of eutrophication. In contrast, the discharges of the wastewater treatment plant influence the south side (impact of the trophic load).

The uniformity of the distribution pattern of the expression level parameters that determine eutrophication varies throughout seasons. We found that the spatial distribution of eutrophication changes from a random structure to a more structured gradient with a south-north orientation, in contrast to prior works (**Semroud, 1983; Draredja, 1992; Messerer, 1999**). This outcome is intriguing from the lagoon water quality management and maintenance standpoint. It allows us to choose the location of monitoring points for long-term monitoring.

CONCLUSION

In this study, we demonstrated that the spatial expression of eutrophication is a crucial indicator of lagoon ecosystem resilience. In the El Mellah Lagoon, variations in biotic and abiotic factors create spatial gradients that fluctuate seasonally, impacting multiple trophic levels. Eutrophication's distribution within the lagoon is uneven, with some areas more affected than others. A resilient ecosystem would show a more uniform distribution, suggesting its capacity to mitigate and manage eutrophication.

The size and extent of eutrophic zones are key resilience indicators, with smaller zones reflecting better ecosystem functionality despite disturbances. Additionally, a resilient lagoon maintains biodiversity and productivity, even in eutrophicated areas, showcasing its ability to recover from perturbations.

Protecting Mediterranean lagoons from eutrophication requires preserving habitat diversity, enhancing connectivity, and supporting self-regulation. By assessing spatial expression, we gain insights into lagoon resilience, guiding effective management and

conservation strategies.

Looking ahead, remote sensing offers significant potential for studying lagoon resilience, enabling large-scale monitoring and providing valuable data for conservation efforts.

REFERENCES

- AFNOR** (2006). EN 15204 - Water quality - Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermöhl technique). Afnor : 1-39.
- Altieri, A.H. and Diaz, R.J.** (2019). Dead Zones: Oxygen Depletion in Coastal Ecosystems. *World Seas: An Environmental Evaluation* (Second Edition). Academic Press, pp. 453-473. DOI:10.1016/b978-0-12-805052-1.00021-8
- Baghdadi, N.; Mallet, C. and Zribi, M.** (2018). QGIS and Applications in Water and Risks. John Wiley & Sons, Inc. DOI: 10.1002/9781119476726
- Bauman, D.; Drouet, T.; Dray, S. and Vleminckx, J.** (2018). Disentangling good from bad practices in the selection of spatial or phylogenetic eigenvectors. *Ecography* 41: 1638- 1649. DOI:10.1111/ecog.03380
- Beklioglu, M.; Romo, S.; Kagalou, I.; Quintana, X.D. and Bécares, E.** (2007). State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: workshop conclusions. *Hydrobiologia*. Springer Science+Business Media 584(1): 317-326. DOI:10.1007/s10750-007-0577-x.
- Berthold, M. and Schumann, R.** (2020). Phosphorus Dynamics in a Eutrophic Lagoon: Uptake and Utilization of Nutrient Pulses by Phytoplankton. *Frontiers in Marine Science* 7 (281): 1-15. DOI:10.3389/fmars.2020.00281
- Carpenter, S.R.; Lathrop, R.C.; Nowak, P.; Bennett, E.M.; Reed, T. and Soranno, P.A.** (2005). The ongoing experiment: Restoration of Lake Mendota and its watershed. pp. 236-256 in J.J. Magnuson, T.K. Kratz and B.J. Benson (eds.), *Long-Term Dynamics of Lakes in the Landscape*. Oxford University Press, London, England.
- Castrignanò, A.; Quarto, R.; Venezia, A. and Buttafuoco, G.** (2019). A comparison between mixed support kriging and block cokriging for modeling and combining spatial data with different support. *Precision Agriculture* 20(2): 193-213. DOI: 10.1007/s11119-018-09630-w
- Chen, M.; Tworek, J.; Jun, H. et al.** (2021). Evaluating Large Language Models Trained on Code. arXiv: 2107.03374v2 [cs.LG]. DOI: 10.48550/arXiv.2107.03374.
- Dagnelie, P.** (2013). *Statistique théorique et appliquée* (3e éd). De Boeck, pp. 330-453
- Davoudi, S.; Zaucha, J. and Brooks, E.** (2016). Evolutionary resilience and complex lagoon systems: Evolutionary Resilience and Complex Lagoon Systems. *Integrated Environmental Assessment and Management* 12(4): 711-718. DOI:10.1002/ieam.1823
- De Casabianca, M.L.; Laugier, T. and Marinho-Soriano, E.** (1997). Seasonal changes of nutrients in water and sediment in a Mediterranean lagoon with shellfish farming activity (Thau lagoon, France). *ICES Journal of Marine Science* 54: 905-916. DOI:10.1006/jmsc.1996.0201.
- Diggle, P.J.** (2013). *Statistical Analysis of Spatial and Spatio-Temporal Point Patterns*. CRC Press, Boca Raton, third edition. Edition, ISBN 978-1-4665-6024-6. DOI: 10.1201/b15326.
- Draredja, B.** (1992). Hydro-sedimentary conditions and structure of the benthic macrofauna during spring in a Mediterranean lagoon ecosystem: Lake Mellah (Algeria). Magister Thesis. ISMAL, Alger. Algeria
- Draredja, B.** (2007). Structure and functioning of a Mediterranean lagoon environment: El Mellah Lagoon. Doctoral thesis. Badji Mokhtar University, Annaba, Algeria
- Draredja, M.A.; Frihi, H.; Boualleg, C.; Gofart, A.; Abadie, E. and Laabir, M.** (2019). Seasonal variations of phytoplankton community in relation to environmental factors in a protected meso-oligotrophic southern Mediterranean marine ecosystem (Mellah lagoon, Algeria) with an emphasis of HAB species. *Environmental Monitoring and Assessment* 191(10): 603. DOI: 10.1007/s10661-019-7708-5.
- Dray, S.** (2022). Guerry data: Spatial Multivariate Analysis. www.cran.r-

Project.org/web/packages/Guerry/vignettes/MultiSpat.html

Dray, S.; Bauman, D.; Blanchet G.; Borcard, D.; Clappe, S.; Guenard, G.; Jombart, T.; Larocque, G.; Legendre, P.; Madi, N. and Wagner, H.H. (2023). Ade spatial: Multivariate multiscale spatial analysis. R package. Version 0.3-21. <https://github.com/sdray/adespatial>

Dubé, J. and Legros, D. (2014). Spatial Autocorrelation. In Dubé J and Legros D, Spatial Econometrics Using Microdata: 59-91. John Wiley & Sons, Inc. DOI:10.1002/9781119008651.ch3

Eaton, A.D.; Clesceri, L.S.; Rice, E.W. and Greenberg, A.E. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st Edition, American Public Health Association (APHA) Press, Washington, DC. DOI:10.2105/SMWW.2882.001.

El Mahradi, B.; Newton, A. and Murray, N. (2022). Coastal Lagoons: Important Ecosystems. Frontiers for Young Minds 10: 637578. DOI.org/10.3389/frym.2022.637578

Escoufier, Y. (1985). Objectives and procedures of joint analysis of multiple data tables. Statistics and Data Analysis, Volume 10. No. 1: 1- 10. www.numdam.org/item/SAD_1985_10_1_1_0

ESRI (2011). ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Guelorget, O. ; Frisoni, G.F. ; Ximenes, M.C. and Perthuisot, J.P. (1989). Expression biologique du confinement dans une lagune méditerranéenne : le lac Mellah (Algérie). Rev. Hydrobiol. Trop 22 (2): 87-99. www.researchgate.net/publication/32981758

Guelorget, O. and Perthuisot, J.P. (1983). The paralic domain: Geological, biological, and economic expressions of confinement. Works of the Laboratory of Geology, ENS Press, Paris. www.persee.fr/doc/sgeol_0302-2692_1983_num_36_4_1645_t1_0267_0000_1

Ifremer (2000). Updating indicators of eutrophication levels in Mediterranean lagoon environments. Final report Volume 1. www.documentation.eauetbiodiversite.fr/notice/mise-a-jour-d-indicateurs-du-niveau-d-eutrophisation-des-milieux-lagunaires-mediterraneens0

Islam, M.A. and Chowdhury, R.I. (2017). Analysis of repeated measures data. Springer Nature Singapore. DOI: 10.1007/978-981-10-3794-8.

Jones, A.G.; Schaal, G.; Boyé, A.; Creemers, M.; Derolez, V.; Desroy, N.; Fiandrino, A.; Mouton, T.L.; Simier, M.; Smith, N. and Ouisse, V. (2022). Disentangling the effects of eutrophication and natural variability on macrobenthic communities across French coastal lagoons [Preprint]. Ecology. DOI:10.1101/2022.08.18.504439

Kennison, R.L. and Fong, P. (2014). Extreme Eutrophication in Shallow Estuaries and Lagoons of California Is Driven by a Unique Combination of Local Watershed Modifications That Trump Variability Associated with Wet and Dry Seasons. Estuaries and Coasts 37(S1): 164-179. DOI: 10.1007/s12237-013-9687-z

Kosyan, R. (2017). The Diversity of Russian Estuaries and Lagoons Exposed to Human Influence. Springer International Publishing. DOI: 10.1007/978-3-319-43392-9

Lake, S. (2013). Resistance, resilience and restoration. Ecological Management & Restoration 14:1. DOI:10.1111/emr.12016

Laugier, T.; Rigollet, V. and De Casabianca, M.L. (1999). Seasonal dynamics in mixed eelgrass beds, *Zostera marina* L. and *Z. noltii* Hornem., in a Mediterranean coast lagoon (Thau lagoon, France). Aquatic Botany 63 (1): 51-69. DOI: 10.1016/S0304-3770(98)00105-3.

Lavit, C.; Escoufier, Y.; Sabatier, R. and Traissac, P. (1994). The ACT (STATIS method). Computational Statistics and Data Analysis 18(1): 97-119. DOI: 10.1016/0167-9473(94)90134-1

Legendre, P. (1993). Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? Ecology 74(6):1659-1673. DOI:10.2307/1939924.

Leone, C.; Capoccioni, F.; Belpaire, C.; Malarvannan, G.; Poma, G.; Covaci, A.; Tancioni, L.; Contò, M. and Ciccotti, E. (2020). Evaluation of Environmental Quality of Mediterranean Coastal Lagoons Using Persistent Organic Pollutants and Metals in Thick-Lipped Grey Mullet. Water 12:12. DOI: 10.3390/w12123450

Ligorini, V.; Malet, N.; Garrido, M.; Four, B.; Etourneau, S.; Leoncini, A.S.; Dufresne,

- C.; Cecchi, P. and Pasqualini, V.** (2022). Long-term ecological trajectories of a disturbed Mediterranean coastal lagoon (Biguglia lagoon): Ecosystem-based approach and considering its resilience for conservation? *Frontiers in Marine Science* 9: 937795. DOI:10.3389/fmars.2022.937795
- Liu, H.; Gao, C. and Wang, G.** (2018). Understand the resilience and regime shift of the wetland ecosystem after human disturbances. *Science of The Total Environment* 643: 1031-1040. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.06.276
- Loreau, M.; Naeem, S.; Inchausti, P.; Bengtsson, J. et al.** (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. 294 (5543): 804-808. DOI:10.1126/science.1064088.
- Lorenzen, C.J.** (1967). Determination of Chlorophyll and Pheopigments: Spectrophotometric Equations. *Limnology and Oceanography* 12: 343-346. DOI:10.4319/lo.1967.12.2.0343.
- Masik, G.** (2022). The concept of resilience: Dimensions, properties of resilient systems and spatial scales of resilience. *Geographia Polonica* 95(4): 295-310. DOI: 10.7163/GPol.0237
- Menció, A.; Madaula, E.; Meredith, W.; Casamitjana, X. and Quintana, X.D.** (2023). Data set for analyzing and modelling the eutrophication processes in groundwater-coastal lagoon systems: The La Pletera lagoons case study (NE Spain). *Data in Brief* 48: 109197. DOI: 10.1016/j.dib.2023.109197
- Messerer, Y.** (1999). Morphometric and hydrological study of the lake complex of El-Kala (Case of the lake Mellah and the lake Oubeira). Magister thesis. Badji Mokhtar University, Annaba. Algeria
- OECD** (1982). Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Paris: Organisation for Economic Co-Operation and Development 69 (2): 200. DOI:10.1002/iroh.19840690206
- Ofori, S.; Agyeman, P.C.; Adotey, E.K.; Růžicková, I. and Wanner, J.** (2022). Assessing the influence of treated effluent on nutrient enrichment of surface waters using water quality indices and source apportionment. *Water Practice and Technology* 17(7): 1523-1534. DOI:10.2166/wpt.2022.081
- Olin, A.B.; Bergström, U.; Bodin, Ö.; Sundblad, G.; Eriksson, B.K.; Erlandsson, M.; Fredriksson, R. and Eklöf, J.S.** (2023). Spatial connectivity increases ecosystem resilience towards an ongoing regime shift. *bioRxiv Ecology*. DOI:10.1101/2023.05.12.540484
- Osadchyy, V.; Nabyvanets, B.; Linnik, P.; Osadcha, N. and Nabyvanets, Y.** (2016). Processes Determining Surface Water Chemistry. Springer International Publishing. DOI:10.1007/978-3-319-42159-9.
- Oujidi, B.; El Bouch, M. and Tahri, M.** (2021). Seasonal and Spatial Patterns of Ecotoxicological Indices of Trace Elements in Superficial Sediments of the Marchica Lagoon Following Restoration Actions during the Last Decade. *Diversity* 13(2): 51. DOI:10.3390/d13020051
- Padedda, B.M.; Pulina, S.; Satta, C.T.; Lugliè, A. and Magni, P.** (2019). Eutrophication and Nutrient Fluxes in Mediterranean Coastal Lagoons. In P. Maurice (ed), *Encyclopedia of Water*: 1-16. John Wiley & Sons, Inc. DOI:10.1002/9781119300762.wsts0161
- R Core, Team.** (2022). R: A Language and Environment for Statistical Computing R Foundation for Statistical Computing www.R-project.org
- RAMSAR** (2020). Ramsar Site Descriptive Sheet. FDR Form for Site No. 1424, Integral Reserve of Lake El Mellah, Algeria. Created by the SISR V.1.6. www.rsis Ramsar.org/RISapp/files/RISrep/DZ1424RIS_1803_fr.pdf
- Samraoui, F.; Alfarhan, A.H.; Al-Rasheid, K.A.S. and Samraoui, B.** (2011). An Appraisal of the Status and Distribution of Water birds of Algeria: Indicators of Global Changes? *Ardeola* 58(1): 137-163. DOI:10.13157/arla.58.1.2011.137
- Sankaran, S.; Majumder, S.; Viswanathan, A. and Guttal, V.** (2019). Clustering and correlations: Inferring resilience from spatial patterns in ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution* 10(12): 2079-2089. DOI:10.1111/2041-210X.13304
- Scheffer, M. and Van Nes, E. H.** (2007). Shallow lakes theory revisited: various alternative

- regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, 584(1), 455–466. DOI:10.1007/s10750-007-0616-7
- Semroud, R.** (1983). Contribution to the ecological study of the Mediterranean brackish environments: the Mellahlake (El-Kala, Algeria). [Doctoral Thesis]. USTHB, Alger. [Algeria]
- Sfriso, A.; Buosi, A.; Tomio, Y.; Juhmani, A.S.; Mistri, M.; Munari, C. and Sfriso, A.A.** (2021). Trends of Nitrogen and Phosphorus in Surface Sediments of the Lagoons of the Northern Adriatic Sea. *Water* 13(20): 2914. DOI: 10.3390/w13202914
- Tamborski, J.; Beek, P.V.; Rodellas, V.; Monnin, C.; Bergsma, E.; Stieglitz, T.; Heilbrun, C., Cochran, J.K.; Charbonnier, C.; Anschutz, P.; Bejannin, S. and Beck, A.** (2019). Temporal variability of lagoon–sea water exchange and seawater circulation through a Mediterranean barrier beach. *Limnology and Oceanography* 64(5): 2059-2080. DOI:10.1002/lno.11169
- Telailia, S.; Boutabia, L.; Khemis, M.D.E.H.; Elafri, A. and Djebbari N.** (2017). Multi-annual and seasonal patterns of water bird assemblages in a Mediterranean coastal lagoon (El Mellah lagoon) of Northeastern Algeria. *Ekológia (Bratislava)* 36(2): 146-157. DOI.org/10.1515/eko-2017-0013
- Thioulouse, J.; Dray, S.; Dufour, A.; Siberchicot, A.; Jombart, T. and Pavoine, S.** (2018). *Multivariate Analysis of Ecological Data with ade4*. Springer. DOI:10.1007/978-1-4939-8850-1.
- Triantafyllou, G.S; Petihakis, G.; Dounas, C.; Koutsoubas, D.; Arvanitidis, C. and Eleftheriou, A.** (2000). Temporal variations in benthic communities and their response to physicochemical forcing: a numerical approach. *Ices Journal of Marine Science* 57: 1507- 1516. DOI:10.1006/jmsc.2000.0923.
- Tuchkovenko, Y.; Tuchkovenko, O. and Khokhlov, V.** (2019). Modelling water exchange between coastal elongated lagoon and sea: Influence of the morphometric characteristics of connecting channel on water renewal in lagoon. *EUREKA: Physics and Engineering* 5: 37-46. DOI:10.21303/2461-4262.2019.00979
- Venice System** (1958). Symposium on the Classification of Brackish Waters. Venice, April 8-14, 1958. *Archives Oceanography and Limnology* 11: 1-248. www.aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/DOI/pdf/10.4319/lo.1958.3.3.0346
- Wang, B. and Qi, Q.** (2018). Modeling the lake eutrophication stochastic ecosystem and the research of its stability. *Mathematical Biosciences* 300: 102-114. DOI: 10.1016/j.mbs.2018.03.019
- Zhang, Y.; Liu, X.; Jiao, W.; Wu, X., Zeng, X.; Zhao, L.; Wang, L.; Guo, J.; Xing, X. and Hong, Y.** (2023). Spatial Heterogeneity of Vegetation Resilience Changes to Different Drought Types. *Earth's Future* 11(4). DOI: 10.1029/2022EF003108.