

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

جامعة 20 اوت 1955- سكيكدة

UNIVERSITE 20 AOUT 1955- SKIKDA



Faculté des Sciences
Département des Sciences de la Nature et de la Vie

Thèse Présentée en Vue de l'Obtention du Diplôme de Doctorat LMD

Filière : Sciences biologiques
Option : Biologie et Environnement

**Biofilms phototrophes des milieux anthropisés :
dynamique des communautés diatomiques et intérêt de
leur utilisation en bioindication**

Réalisée Par : NOUNE Faïza

Soutenue publiquement le 09/10/ 2024 devant le jury composé de:

Dr. BOUHAYENE Salah	Université 20 août 1955-Skikda	Président
Pr. CHAIB Nadjla	Université 20 août 1955-Skikda	Directrice de thèse
Pr. METALLAOUI Sophia	Université 20 août 1955-Skikda	Co-Directrice de thèse
Dr. BOUCETTA Sabrine	Université 20 août 1955-Skikda	Examinatrice
Pr. BRANES Zidane	Université Badji Mokhtar-Annaba	Examinateur
Dr. SATHA-YALLES Amina	Université 8 mai 1945-Guelma	Examinatrice

Année universitaire 2023/2024

Remerciements

Je voudrais tout d'abord remercier ma directrice de thèse, Mme Nadjla CHAIB, Professeur à l'Université 20 août 1955-Skikda, ma co-directrice Mme Sophia METALLAOUI, Professeur à l'Université 20 août 1955-Skikda, et mon co-directeur Mr Saül BLANCO LANZA, Professeur à l'Université de León, Espagne.

Vous avez été les piliers de ce travail, merci pour vos qualités humaines et votre compréhension. Vous m'avez sauvé, ainsi que ma thèse, à un moment difficile, et vous m'avez témoigné un soutien sans faille malgré les difficultés rencontrées.

Mme CHAIB, merci de m'avoir fait entrer dans ce monde de diatomées, vous avez su me guider tout au long de ces années. Je vous remercie pour votre gentillesse, vos nombreux conseils et corrections, votre patience, vos encouragements, votre disponibilité et votre sympathie. J'ai été très honorée de travailler avec vous et je vous remercie d'avoir cru en moi. Vous avez su être très gentille et compréhensive, donc MERCI pour tout et surtout pour votre HUMANITE.

Je tiens à remercier Mme METALLAOUI, de m'avoir accordé sa confiance pour mener à bien cette thèse. Je la remercie pour ses conseils et toutes les discussions partagées, je tiens du fond du cœur à vous remercier pour toutes vos corrections, votre écoute, et vos encouragements.

J'exprime toute ma gratitude à Mr Saül BLANCO, qui m'a accueillie dans son laboratoire de Diatomologie durant la mobilité. La confiance qu'il m'a témoignée durant mon séjour en Espagne, ainsi que l'attention constante qu'il a portée à mes travaux et à mes requêtes, m'ont réellement encouragé et permis de progresser. Grâce à son soutien, j'ai pu résister et continuer à travailler pendant la période difficile de la pandémie de Covid.

Qu'il me soit permis de présenter l'expression de ma profonde gratitude aux membres du jury, pour avoir accepté d'en faire partie et pour l'intérêt qu'ils ont porté à cette thèse, je remercie donc le président Dr BOUHAYENE Salah de m'avoir fait cet honneur. Je souhaite également remercier Dr BOUCETTA Sabine, Pr BRANES Zidane et Dr SATHA-YALLES Amina pour leurs avis et leur enthousiasme en tant qu'examineurs.

Les analyses physicochimiques de l'eau et le dosage des métaux lourds n'auraient pas pu être réalisés au niveau du laboratoire de la GL1/K sans l'aide et la compréhension de tout le personnel du Laboratoire.

J'exprime mes remerciements les plus chaleureux pour toute l'équipe du laboratoire particulièrement Mr Aziz BOUCHERKHA, pour m'avoir permis de travailler dans de bonnes conditions, merci à Loubna et Nour pour la disponibilité, la grande gentillesse et la bonne humeur.

Je remercie également Maria Borrego-Ramos de l'Institut de l'Environnement de l'Université de León - Espagne, pour toute son aide, ses encouragements et sa motivation pour poursuivre. Je suis également reconnaissante pour son amitié et tous les moments que j'ai passé à León, des moments que je garderai précieusement en mémoire.

Je tiens également à adresser mes remerciements à Oscar Fernandez et Adrian Llamazares du laboratoire de Diatomologie, Université de León, Espagne pour leur disponibilité et leur aide lors de mes expérimentations.

Faire une thèse c'est aussi partager avec d'autres thésards embarqués dans le même navire, Un énorme merci à Hadjer et à Halima, merci pour les moments partagés.

Je tiens à remercier tous les gens qui ont participé, de près ou de loin à cette aventure.

Mes remerciements vont également à mes frères et sœurs, ma famille et mes ami(e)s... qui ne cessent de me poser cette question angoissante : Quand est-ce que tu soutiens ta thèse ?, Eh bien j'y suis !

A ma mère, pour qui ces quelques lignes de remerciement sont si peu à côté de tout ce qu'elle a fait pour moi, Merci pour le soutien sans faille dans les moments difficiles, merci à tout l'amour, merci d'avoir fait de moi ce que je suis aujourd'hui.

Je vous dédie entièrement ce travail, aboutissement de votre éducation. J'espère que vous êtes fiers de moi.

Résumé

Les perturbations dans les eaux douces jouent un rôle clé dans l'état de santé des communautés de diatomées benthiques qui, à leur tour, pourraient être utilisées comme de bons indicateurs de pollution. Notre étude s'inscrit dans le cadre d'approfondissement de nos connaissances sur un des plus grands et importants écosystème lotique Algérien : Le bassin versant Kébir-Rhumel, soumis à un accroissement continu de pollution d'origine anthropique. Les eaux de rejets bruts et épurés dans Kébir-Rhumel ont été explorées des points de vue physico-chimique et floristique à partir de l'étude de la distribution des communautés benthiques de diatomées. Dans ce contexte, un suivi saisonnier de printemps 2017 à l'été 2018 sur les 30 points d'échantillonnage, nous a permis d'obtenir des données sur la qualité de l'eau dans l'objectif d'étudier et évaluer la réponse et la dynamique des communautés de diatomées y compris le développement de formes aberrantes de leur frustules. Cette étude *in situ* sur le Kébir-Rhumel a été complétée par deux expérimentations contrôlée à l'échelle du laboratoire, une première, consiste en une translocation de substrat, pour évaluer l'effet des niveaux élevés de conductivité sur les communautés de diatomées et une seconde expérience, analysant l'effet de gradient ascendant de conductivité, comme proxy de la salinité sur la morphologie des valves de diatomées. L'analyse *in situ* des données physico-chimiques a mis en évidence une variabilité spatiale et temporelle des concentrations des différents paramètres mesurés dans les eaux de rejets du bassin versant. Kébir-Rhumel a été caractérisé par une diversité diatomique élevée, cette diversité augmente le long du gradient descendant de pollution. Les analyses multivariées ont montré les principales variables physico-chimiques qui ont contribué à la distribution des communautés de diatomées dans le bassin versant Kébir-Rhumel à savoir la conductivité, les phosphates, la vitesse du courant, les nitrates et la température. La composition taxonomique a également montré des espèces de diatomées avec des anomalies morphologiques de frustules, avec une typologie variable des malformations. Les deux expériences originales développées et qui constituent un bon outil méthodologique pour aider à la réduction et à l'interprétation des processus complexes qui déterminent le milieu naturel ont permis d'aboutir à des conclusions très pertinentes concernant l'apparition et le développement de formes tératologiques de diatomées.

Mots clés :

Kebir-Rhumel, Pollution, Les eaux de rejets, Diatomées benthiques, Tératologie, Conductivité.

Abstract

Disturbances in freshwaters play a key role in the health status of benthic diatom communities, which in turn, could be used as good indicators of pollution. Our study is part of the deepening of our knowledge on one of the largest and most important Algerian lotic ecosystems: The Kebir-Rhumel watershed, which is experiencing an increase in anthropogenic pollution. Discharges in Kebir-Rhumel, purified discharges from wastewater treatment plants, and unpurified raw discharges along the watershed were investigated from a physicochemical and floristic standpoint through the study of benthic diatom communities. In this context, seasonal monitoring of the 30 sampling points from spring 2017 to summer 2018 allowed us to obtain data on water quality in order to study and evaluate the response and dynamics of diatom communities, including the development of abnormal forms of their frustules. This *in situ* study on Kebir-Rhumel was completed by two controlled laboratory experiments: the first involved a substrate translocation to assess the effect of high conductivity levels on diatom communities, and the second examined the effect of conductivity gradient, as a proxy of NaCl salinity, on the morphology of diatom valves. *In situ* analysis of the physic-chemical data revealed spatial and temporal variability in the concentrations of the various parameters measured in the discharge waters of the watershed. Kebir-Rhumel was characterized by high diatom diversity, which increased as pollution levels decreased. Multivariate analyses showed that conductivity, phosphates, current velocity, nitrates and temperature represent the main physicochemical variables that have contributed to the distribution of diatom communities in the Kebir-Rhumel watershed. The taxonomic composition also revealed diatom species with morphological abnormalities of frustules, with a variable typology of malformations. The two original experiments developed, which serve as a useful methodological tool for reducing and interpreting the complex processes that determine the natural environment, resulted in very relevant conclusions concerning the appearance and development of teratological forms of diatoms.

Keywords : Kebir-Rhumel, Pollution, Waste water, Benthic diatoms, Teratology, Conductivity.

ملخص

تلعب الاضطرابات في نوعية المياه العذبة دورًا رئيسيًا في صحة مجتمعات الدياتومات القاعية، والتي بدورها يمكن استخدامها كمؤشرات جيدة للتلوث. دراستنا هي جزء من تعميق معرفتنا بأحد أكبر وأهم نظام بيئي في الجزائر: مستجمع مياه وادي كبير الرمال، والذي يخضع لزيادة مستمرة في التلوث من أصل بشري. تم استكشاف مياه التصريف في كبير الرمال، التصريفات المنقى من محطات معالجة مياه الصرف الصحي والتصريفات الخام غير المنقاة على طول مستجمعات المياه من المنظورين الفيزيوكيميائي و الزهري بناءً على دراسة توزيع مجتمعات الدياتومات القاعية. وفي هذا السياق، أتاحت لنا المتابعة الموسمية من ربيع 2017 إلى صيف 2018 على نقاط أخذ العينات الثلاثين الحصول على بيانات حول جودة المياه بهدف دراسة وتقييم استجابة وديناميكيات مجتمعات الدياتومات بما في ذلك تطور الأشكال الشاذة لأجسامها. تم استكمال هذه الدراسة الموقعية على كبير-الرمال بتجربتين مضبوطتين على نطاق مخبري، تتكون الأولى من نقل الركيزة، لتقييم تأثير المستويات العالية من الناقلية على المجموعات الشاذة وتجربة ثانية، لتحليل تأثير الناقلية الصاعدة التدرج، كبديل للملوحة على مورفولوجية اجسام الدياتومات ككشف التحليل الموقعي للبيانات الفيزيائية و الكيميائية عن تباين مكاني وزمني في تركيزات. المعلمات المختلفة المقاسة في مياه الصرف الصحي وتميز وادي كبير الرمال بتنوع دياتومي مرتفع، ويزداد هذا التنوع مع تدرج التلوث التنازلي. أظهرت التحليلات متعددة المتغيرات، المتغيرات الفيزيائية والكيميائية الرئيسية التي ساهمت في توزيع مجتمعات الدياتومات في مستجمع المياه، وهي الناقلية، الفوسفات، سرعة التيار. النترات ودرجة الحرارة أظهر التركيب التصنيفي أيضاً أنواع الدياتومات ذات التشوهات. المورفولوجية لاجسادها، مع تصنيف متغير للتشوهات المورفولوجية. أدت التجربتان الأصليتان اللتان تم تطويرهما و اللتين تشكلان أداة منهجية جيدة للمساعدة في تقليل من العمليات المعقدة التي تحدد البيئة الطبيعية وتفسيرها إلى استنتاجات هامة للغاية فيما يتعلق بمظهر وتطور الأشكال الشاذة للدياتومات.

الكلمات المفتاحية:

كبير الرمال ، التلوث، مياه الصرف ،الدياتومات القاعية، التشوهات، الناقلية.

Liste des figures

Figure I.1.	Classification des diatomées par Krammer et Lange-Bertalot (1986-1991).	9
Figure I.2.	Clé simplifiée d'identification des diatomées, d'après Prygiel et Coste (2000).	10
Figure I.3.	Clé simplifiée de détermination des genres des diatomées d'eau douce selon Krammer et Lange-Bertalot (1986 -1991).	11
Figure I.4.	Diatomée <i>Luticola ventricosa</i> sous microscope électronique à balayage: structure du frustule.	13
Figure I.5.	Organisation schématique d'un frustule de diatomée.	13
Figure I.6.	Aperçu schématique des caractéristiques structurelles générales d'une diatomée pennée.	14
Figure I.7.	Schéma illustrant la diminution progressive de la taille des cellules de diatomées au fil des multiplications végétatives des diatomées.	16
Figure I.8.	Représentation schématique du cycle de vie d'une diatomée centrée (<i>Chaetoceros dichaeta</i>) et d'une diatomée pennée (<i>Pseudo-nitzschia multistriata</i>).	18
Figure I.9.	Formes solitaires et coloniales des différentes espèces de diatomées.	21
Figure II.1.	Tératologie de type 1. Exemples de contours de valves irréguliers enregistrés dans la rivière Bormida, Italie.	39
Figure II.2.	Tératologie de type 2. Exemples de motifs d'ornementation déformés enregistrés dans la rivière Bormida, en Italie.	40
Figure II.3.	Tératologie de type 3. Déformation impliquant la zone longitudinale, <i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot, enregistrée dans la rivière Bormida, Italie.	41
Figure II.4.	Tératologie de type 4. Tératologie du raphé, <i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) Mann, enregistrée dans la rivière Bormida, Italie.	41
Figure II.5.	Tératologies de type 7. Tératologies mixtes, enregistrées dans la rivière Bormida, Italie. enregistrées dans la rivière Bormida, Italie.	42
Figure II.6.	Tératologie de type 8. Valvocopula déformée <i>Achnantheidium</i> sp. vue au microscope optique.	43
Figure II.7.	Valvocopula déformée d' <i>Achnantheidium</i> sp. observée au microscope électronique à balayage (MEB).	44
Figure III.1.	Localisation du bassin versant Kébir-Rhumel.	61
Figure III.2.	Réseau hydrographique du Kébir-Rhumel.	61
Figure III.3.	Localisation des cinq stations d'épuration dans le bassin versant Kébir-Rhumel.	63
Figure III.4.	Localisation géographique des dix sites d'échantillonnage.	65

Liste des figures

Figure III.5.	Diagramme en violon de la température de l'eau.	72
Figure III.6.	Diagramme en violon du pH.	73
Figure III.7.	Diagramme en violon de la conductivité électrique.	75
Figure III.8.	Diagramme en violon de la turbidité.	76
Figure III.9.	Diagramme en violon de la concentration en phosphate.	77
Figure III.10.	Diagramme en violon de la concentration en nitrate.	78
Figure III.11.	Diagramme en violon de la vitesse du courant.	79
Figures III.12.	Diagramme en violon de la concentration en oxygène dissout.	81
Figure III.13.	Diagramme en violon de la concentration en chlorure.	82
Figure III.14.	Diagramme en violon de la concentration en sulfates.	83
Figure III.15.	Diagramme en violon de la concentration en silice.	84
Figure III.16.	Diagramme en violon de la demande biochimique en oxygène.	85
Figure III.17.	Diagramme en violon de la demande chimique en oxygène.	86
Figure III.18.	Biplot de l'analyse en composantes principales pour les données physicochimiques des sites échantillonnés.	87
Figure III.19.	Analyse canonique des correspondances mettant en évidence la distribution spatiale et temporelle des différents métaux mesurés.	89
Figure III.20.	Variation spatio-temporelle de la teneur moyenne en Fer dans l'eau des rejets épurés et non épurés.	90
Figure III.21.	Variation spatio-temporelle de la teneur moyenne en Zinc dans l'eau des rejets épurés et non épurés.	91
Figure III.22.	Variation spatio-temporelle de la teneur moyenne en Manganèse dans l'eau des rejets épurés et non épurés.	92
Figure III.23.	Variation spatio-temporelle de la teneur moyenne en Nickel dans l'eau des rejets épurés et non épurés.	93
Figure III.24.	Variation spatio-temporelle de la teneur moyenne en Cuivre dans l'eau des rejets épurés et non épurés.	94
Figure IV.1.	Différentes étapes de prélèvement et d'observation du biofilm phototrophe de diatomées.	98
Figure IV.2.	Prélèvement et grattage des galets à l'aide d'une brosse à dent.	99

Liste des figures

Figure IV.3.	Série de rinçages et de centrifugations jusqu'à neutralisation du pH.	100
Figures IV.4.	Montage de lames permanentes.	100
Figure IV.5.	Identification au microscope optique d'échantillons de diatomées et quelques clés d'identification utilisées.	101
Figure IV.6.	Pourcentage des familles de diatomées identifiées dans les eaux de rejets épurés des STEP.	120
Figure IV.7.	Pourcentage des familles de diatomées identifiées dans les eaux de rejets bruts non épurés.	121
Figure IV.8.	Abondance relative des différents genres de diatomées représentant 40,60 % de l'abondance totale, sur l'ensemble des sites des rejets des STEP.	123
Figure IV.9.	Abondance relative des différents genres de diatomées représentant 59,40% de l'abondance totale, sur l'ensemble des sites des rejets bruts non épurés.	124
Figure IV.10.	Résultat de la différenciation des assemblages de diatomées dans les eaux des rejets des STEP par l'analyse des correspondances redressées	128
Figure IV.11.	Résultat de la différenciation des assemblages de diatomées dans les eaux des rejets bruts non épurés par l'analyse des correspondances redressées.	129
Figure IV.12.	Corrélation linéaire de Pearson pour les principales variables environnementales affectant la distribution des diatomées dans les eaux de rejets du bassin versant Kébir-Rhumel.	130
Figure IV.13.	Analyse canonique des correspondances montrant l'organisation des espèces de diatomées, des variables environnementales et des sites des échantillons d'eau épurée des stations d'épuration du bassin versant Kébir-Rhumel.	132
Figure IV.14.	Analyse canonique des correspondances montrant l'organisation des espèces de diatomées, des variables environnementales et des sites des échantillons d'eau non épurée des rejets bruts du bassin versant Kébir-Rhumel.	133
Figure IV.15.	Pourcentage des frustules déformés de diatomées.	143
Figure IV.16.	Microphotographies des espèces aberrantes avec flèches indicatrices de la zone portant l'anomalie.	144
Figure V.1.	Une configuration expérimentale en laboratoire.	151
Figure V.2.	Graphiques plot d'interaction montrant le pourcentage de formes tératologiques.	155
Figure V.3.	Diagramme à barres montrant le nombre de valves tératologiques par cm ² pour les différents niveaux de salinité à la fin de l'expérience.	156
Figure V.4.	Courbes d'interaction de la concentration de chlorophylle-a (µg/cm ²)	159
Figures V.5.	Expérience dans des plateaux pour la fixation des diatomées.	162

Liste des figures

Figure V.6.	Exemples de frustules déformés de certaines espèces de diatomées enregistrés dans les traitements exposés à un niveau élevé de conductivité de l'eau (microphotographies LM).	168
Figures V.7.	Boîtes à moustaches ou Boxplots montrant les fréquences des valves tératologiques de diatomées selon les différents traitements.	171
Figure V.8.	Analyse multidimensionnelle non métrique des genres de diatomées.	173
Figures V.9.	Microphotographies LM de frustules anormaux de <i>Pseudostaurosira brevistriata</i> .	175
Figures V.10.	Plot ACP des descripteurs elliptiques de Fourier obtenus dans les populations analysées de <i>P. brevistriata</i> .	176

Liste des tableaux

Tableau I.1.	Classification des diatomées selon leur gradient optimal de température.	23
Tableau III.1.	Sites de prélèvement des eaux de rejets bruts non épurés et leurs localisations.	64
Tableau III.2.	Localisation et principales caractéristiques des sites étudiés.	66
Tableau III.3.	Calendrier et période de prélèvement.	67
Tableau III.4.	Méthodes d'analyse et longueurs d'ondes de lecture des paramètres de pollution analysés.	69
Tableau III.5.	Métaux lourds recherchés et longueurs d'onde de détermination.	70
Tableau III.6.	Résultats de l'ANOVA pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré et l'effet saisonnier pour l'analyse du pH.	73
Tableau III.7.	Résultats du test Kruskal-Wallis pour l'effet distance par rapport au point de rejet pour l'analyse du pH.	73
Tableau III.8.	Résultats de l'ANOVA pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré, l'effet saisonnier et l'effet distance par rapport au point de rejet pour la conductivité électrique de l'eau.	74
Tableau III.9.	Résultats de l'ANOVA pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré et l'effet distance pour l'analyse de la vitesse du courant.	78
Tableau III.10.	Résultats du test Kruskal-Wallis pour l'effet saison pour l'analyse de la vitesse du courant.	79
Tableau III.11.	Résultats de l'ANOVA pour l'effet saisonnier et l'effet distance de la teneur en oxygène dissout dans l'eau.	80
Tableau III.12.	Résultats du test Kruskal-Wallis pour l'effet pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré de la teneur en oxygène dissout dans l'eau.	80
Tableau III.13.	Résultats de l'ANOVA pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré, l'effet saison et l'effet distance pour la concentration en sulfates dans l'eau.	82
Tableau III.14.	Résultats du test Kruskal-Wallis pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré, l'effet saison et l'effet distance pour la concentration en silice dans l'eau.	83
Tableau III.15.	Résultats de l'ANOVA pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré et l'effet saisonnier pour l'analyse de la DBO ₅ .	84
Tableau III.16.	Résultats du test Kruskal-Wallis pour l'effet distance par rapport au point de rejet pour l'analyse de la DBO ₅ .	85
Tableau III.17.	Résultats de l'ANOVA pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré pour l'analyse de la DCO.	86
Tableau III.18.	Résultats du test Kruskal-Wallis pour l'effet saison et l'effet distance par rapport	86

Liste des tableaux

au point de rejet pour l'analyse de la DCO.

Tableau IV.1.	Liste des indices de diatomées utilisés dans l'évaluation des eaux de rejets du Kébir-Rhumel.	103
Tableau IV.2.	Les différentes classes de qualité biologique (Prygiel et Coste, 2000).	104
Tableau IV.3.	Noms complets et codes des espèces de diatomées communes identifiées dans les différents points de prélèvement des deux types de rejets du bassin versant Kébir-Rhumel.	107
Tableau IV.4.	Résultat du test de diversité (Diversity t test) entre les deux types de rejets (STEP : rejets épurés, et Bruts : Rejets non épurés).	111
Tableau IV.5.	Résultats du test de diversité (Diversity t test) entre les saisons pour les deux types de rejets.	112
Tableau IV.6.	Indices de diversité calculés pour chaque campagne d'étude pour les 150 points d'échantillonnage le long du bassin versant Kébir-Rhumel.	114
Tableau IV.7.	Résultat du test de diversité (Diversity t test) entre les saisons pour chaque type de rejets.	112
Tableau IV.8.	Résultat du test de diversité (Diversity t test) entre les points aval, 30m et 300m pour les deux types de rejets.	113
Tableau IV.9.	Valeurs propres des axes de l'analyse DCA pour les rejets épurés des STEP et les rejets bruts non épurés.	128
Tableau IV.10.	Valeurs des indices de diatomées dans les sites d'étude au niveau du bassin versant Kébir-Rhumel et qualité écologique correspondante.	136
Tableau IV.11.	Corrélations de Pearson entre les indices de diatomées et les paramètres physico-chimiques de l'eau.	139
Tableau V.1.	Résultats de l'ANOVA bidirectionnelle "two-way ANOVA" non paramétrique sur le pourcentage de diatomées tératologiques.	155
Tableau V.2.	Résultats de l'ANOVA bidirectionnelle concernant la concentration de chlorophylle-a.	160
Tableau V.3.	Espèces de diatomées identifiées avec les principaux types de déformations.	166

Liste des abréviations

ABH	Agence de Bassin Hydrographique
ACC	Analyse Canonique des Correspondances
AFNOR	Association Française de Normalisation
ANOVA	Analyse de Variance
ANRH	Agence Nationale des Ressources Hydrauliques
ASTM	American Society for Testing Materials
Cl ⁻	Chlorure
CE	Conductivité électrique
°C	Degrés Celsius
EPI-D	Indice d'Eutrophisation et de Pollution
DBO ₅	Demande Biochimique en Oxygène en cinq jours
DCA	Analyse des correspondances redressées
DCE	Directive-Cadre sur l'Eau
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DES	Indice de Descy
DI-CH	Indice Suisse des Diatomées
DRE	Direction Des Ressources En Eau
E	Indice de régularité
EH	Equivalent Habitant
ETM	Eléments Trace Métallique
H'	Indice de Shannon
H ₂ O ₂	Peroxyde d'hydrogène
IBD	Indice Biologique des Diatomées
IDAP	Indice de Diatomées Artois-Picardie
IDG	Indice Générique des Diatomées
IDP	Indice des Diatomées de Pampean
IDSE/5	Indice de Diatomées de Louis-Leclercq
IPS	Indice de Polluo-Sensibilité
LOBO	Indice de Lobo
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
NO ₃ ⁻	Nitrates

Liste des abréviations

OD	Oxygène Dissout
PO ₄ ³⁻	Phosphates
pH	Potentiel d'Hydrogène
r	Coefficient de Pearson
ROTTs	Indice Saprobique de Rott
ROTTt	Indice Trophique de Rott
STEP	Station d'épuration
UV	Ultra-violet
μS	Microsiemens
%PT	% de taxons tolérants à la pollution

Table des matières

Remerciements	
Résumé	
Abstract	
ملخص	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des abréviations	
Table des matières	
Introduction générale	1

Partie 1 : Synthèse bibliographique et état de l'art

Chapitre I : Principales connaissances sur les diatomées

I.1. Introduction	7
I.2. Classification des diatomées	8
I.3. Phylogénie moléculaire	12
I.4. Structure cellulaire et morphologie du frustule	12
I.5. Reproduction chez les diatomées	15
I.6. Ecologie et habitat	19
I.7. Facteurs influençant le développement des diatomées au sein du biofilm	21
I.8. Principaux facteurs influençant la composition et la structure de la communauté de diatomées	22
I.8.1. Température	22
I.8.2. Lumière	24
I.8.3. Salinité	24
I.8.4. La vitesse du courant	25
I.8.5. Nutriments	26
I.8.6. Substrat	28
I.8.7. pH	28
I.8.8. Broutage	29
I.9. Applications des diatomées	30
I.9.1. Production et l'utilisation industrielle	30
I.9.2. Recherche et investigation à partir des diatomées	32
I.10. Bio-indication par les diatomées	32

Chapitre II : La tératologie chez les diatomées

II.1. Introduction	37
II.2. Différents types de tératologies	38
II.3. Mécanismes induisant les déformations chez les diatomées	44
II.4. Variabilité de la taille	45
II.5. Facteurs responsables de l'apparition de tératologies chez les diatomées	46
II.5.1. Les métaux lourds	46
II.5.2. pH	51
II.5.3. Faible vitesse et débit du courant, conditions de sécheresse, intensité lumineuse et température de l'eau	51
II.5.4. Pesticides	52

Table des matières

II.5.5. Drainage minier acide	52
II.5.6. Lumière ultraviolet	53
II.5.7. Causes mécaniques	53
II.5.8. Niveau de salinité	53
II.5.9. Nutriments	54
II.5.10. Composés toxiques	55
II.5.11. Culture à long terme	55
II.5.12. infections virales et bactériennes	56

Partie II : Partie expérimentale & Résultats de la recherche

Chapitre III : Caractérisation de la qualité des eaux du Kébir Rhumel

III.1. Introduction	60
III.2. Présentation de la zone d'étude	60
III.3. Description des sites d'échantillonnage	62
III.4. Choix des sites d'échantillonnage	64
III.5. Périodicité des prélèvements	67
III.6. Suivi des paramètres physico-chimiques de la qualité des eaux	67
III.6.1. Données GPS	68
III.6.2. Température de l'eau	68
III.6.3. Vitesse de l'écoulement	68
III.6.4. Potentiel hydrogène de l'eau	68
III.6.5. Turbidité	68
III.6.6. Conductivité électrique de l'eau	68
III.6.7. Oxygène dissout	69
III.6.8. Paramètres de pollution	69
III.6.9. Dosage des ions Chlorures	69
III.6.10. Demande chimique en oxygène (DCO)	69
III.6.11. Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	70
III.6.12. Dosage des éléments traces métalliques-ETM	70
III.7. Traitement des données	70
III.8. Résultats et discussion	71
III.8.1. Caractérisation physico-chimique de l'eau	71
III.8.2. Analyse en composante principale	87
III.8.3. Eléments traces métalliques dans l'eau du Kébir-Rhumel	88
A. Fer	90
B. Zinc	91
C. Cadmium et Plomb	91
D. Manganèse	92
E. Nickel	92
F. Cuivre	93
III.9. Conclusion	94

Table des matières

Chapitre IV : Suivi de la dynamique des biofilms diatomées et analyse des facteurs influençant la structure des biofilms

IV.1. Introduction	97
IV.2. Collecte des échantillons de diatomées benthiques	97
IV.3. Prétraitement des échantillons	99
IV.4. Préparation des lames permanentes de diatomées	100
IV.5. Identification des diatomées	101
IV.6. Analyse des données	101
IV.6.1. Indice de diversité de Shannon-Weaver (H')	102
IV.6.2. Richesse spécifique (S)	102
IV.6.3. La régularité/abondance E	102
IV.6.4. Indices Diatomiques ID	103
IV.7. Identification des facteurs clés influençant la composition des diatomées	104
IV.8. Relation entre les variables environnementales et la structure des biofilms	104
IV.9. Relation entre les variables environnementales et les indices de diatomées	105
IV.10. Analyse des correspondances redressées (DCA)	105
IV.11. Résultats et discussion	105
IV.11.1. Flore diatomique du Kébir-Rhumel	105
IV.11.2. Diversité des espèces	110
IV.11.3. Familles dominantes	120
IV.11.4. Genres dominants	121
IV.11.5. Diversité spécifique du Kébir-Rhumel	125
IV.11.6. Analyse des similitudes entre les groupes de sites	128
IV.11.7. Facteurs clés influençant la composition des diatomées	130
IV.11.8. Variables environnementales affectant la distribution des diatomées	131
IV.11.9. Evaluation des eaux de rejet du Kébir-Rhumel par les indices de diatomées	135
IV.11.10. Corrélations entre les indices de diatomées et les variables environnementales	137
IV.11.11. Les formes aberrantes de diatomées dans le bassin versant Kébir-Rhumel	142
IV.12. Conclusion	146

Chapitre V : Investigation sur l'effet de la salinité sur la morphologie des valves des diatomées d'eau douce

V.1. Introduction	149
V.2. Procédure et protocoles expérimentaux	149
V.3. Etude de l'effet de la salinité sur la morphologie des valves des diatomées d'eau douce	150
V.3.1. Dispositif expérimental	150
V.3.2. Teneur en chlorophylle-a	151
V.3.3. Identification	152
V.3.4. Traitement des données	152
V.3.5. Résultats et discussion	152
V.3.5.1. Composition de la communauté	153
V.3.5.2. Effet du temps d'exposition et des niveaux de salinité sur le développement des valves tératologiques	154

Table des matières

V.3.5.3. Changements dans l'assemblage des diatomées	158
V.3.5.4. Effet sur la teneur en chlorophylle-a	158
V.4. Investigation et exploration de l'effet de la salinité comme cause principale de la tératologie chez les diatomées d'eau douce	161
V.4.1. Montage expérimental	161
V.4.2. Identification	163
V.4.3. Traitement des données	163
V.4.4. Degré de tératologies	163
V.4.5. Résultats et discussion	164
V.4.5.1. Identification	164
V.4.5.2. Tératologie	171
V.4.5.3. Degré de tératologie	175
V.5. Conclusion	177
Partie III : Conclusion générale et Perspectives	180
Références bibliographiques	185
Annexes	228

Introduction Générale

L'eau est la ressource la plus importante pour les organismes terrestres en raison de son rôle dans les réactions biochimiques et en tant que facteur géologique.

La croissance constante de la population humaine et l'augmentation des activités humaines, industrielles et agricoles ont entraîné une pression croissante sur les écosystèmes aquatiques qui se traduit notamment par une dégradation de plus en plus de la qualité de l'eau en raison des changements physiques, chimiques et bactériologiques qui en résultent.

La dégradation des habitats aquatiques a un impact négatif sur les écosystèmes et est difficilement réversible (**Vörösmarty et al., 2010**).

Le défi mondial est de savoir gérer de façon équilibrée les besoins en eau liés aux activités humaines et la préservation de cette ressource, tant en qualité qu'en quantité.

Pour la gestion durable de l'eau douce, il est essentiel de savoir dans quelle mesure l'hydrosystème est affecté par la pollution (**Edegbene et al., 2019**).

Deux approches principales peuvent être utilisées pour surveiller la qualité de l'eau : les analyses chimiques et physiques directes et les évaluations biologiques (**Vis et al., 1998**).

L'approche traditionnelle de la gestion de la qualité de l'eau en utilisant des analyses chimiques et physiques reflète les changements de la qualité de l'eau de manière rapide et directe. L'avantage de cette mesure est qu'elle nous donne une estimation simple de l'état actuel, cependant, cette méthode présente un certain nombre d'inconvénients.

- Elle peut conclure à tort qu'il n'y a pas de problème de pollution lorsqu'il n'y a pas de dépassement de limites pour les substances mesurées, par exemple une limite de détection trop élevée ou une présence de polluants non mesurés, bien qu'il puisse y avoir des effets importants sur l'équilibre du milieu aquatique.
- Des mesures variables dans le temps, c'est-à-dire qu'il est peu probable de détecter au moment de l'échantillonnage la présence de polluants lorsqu'ils sont rejetés de manière transitoire.
- Outre la pollution, d'autres facteurs peuvent également avoir une incidence sur les écosystèmes, comme les changements physiques des cours d'eau.
- la surveillance chimique de l'eau est limitée par un nombre extrêmement élevé de substances qui peuvent se produire dans l'environnement lotique, et plusieurs d'entre eux ne peuvent être analysés que qualitativement.
- De plus, les coûts associés à ce genre d'analyse sont un peu élevés étant donné que plusieurs campagnes d'échantillonnage par an sont nécessaires pour obtenir une image saisonnière de la qualité de l'eau.

Contrairement aux mesures physico-chimiques qui fournissent un aperçu ponctuel sur l'état du milieu, l'évaluation biologique permet de mieux évaluer les changements environnementaux car les communautés biologiques intègrent et reflètent les effets environnementaux des substances physiques et chimiques qui se produisent sur de longues périodes (**Dokulil, 2003; Stevenson et al., 1999; Lowe et Pan, 1996**).

Les organismes aquatiques interagissent constamment avec leur environnement, ainsi ils permettent d'intégrer les changements environnementaux à court et à long terme, ainsi que les effets antagonistes ou synergiques de différents types de contaminants, qui ne peuvent être mis en évidence par des mesures physico-chimiques (**Whitton et al., 1991**).

Différents types d'organismes sont utilisés pour évaluer la qualité biologique des écosystèmes aquatiques. Les algues benthiques, en particulier les diatomées, sont couramment utilisées dans la biosurveillance de différents habitats lotiques et lentiques tels les cours d'eau, les rivières, les estuaires, les lacs, etc. (**Smol et Stoermer, 2010; DeNicola et al., 2004; Nayar et al., 2003; Gold et al., 2002**).

Les diatomées sont à la base des réseaux trophiques et participent au développement des organismes hétérotrophes, elles sont classées comme 'producteurs primaires' du fait de leur propre production de matière organique à partir de matières inorganiques (**Mostajir et al., 2012; Burns et Ryder, 2001**).

Les diatomées sont des algues unicellulaires habitant les écosystèmes aquatiques et terrestres du monde, jouant un rôle clé dans les cycles biogéochimiques de la planète (**Benoiston et al., 2017; Armbrust, 2009; Falkowski, 2002**).

Par rapport à d'autres organismes, les diatomées présentent des avantages majeurs dans l'étude et l'évaluation de l'intégrité des écosystèmes aquatiques (**Beyene et al., 2009; Lowe, 1974**), ce qui en fait les organismes algaux les plus fréquemment utilisés dans les programmes de surveillance de la qualité de l'eau (**Szigyártó et Bakos, 2015; Prygiel et al., 1999a**).

- Les diatomées sont présentes dans tous les types d'eaux de surface et constituent généralement de grandes populations, de sorte que leur étude est relativement simple.
- Elles ont un cycle de vie court, ce qui favorise des réponses rapides aux changements environnementaux (**Rimet et al., 2005; Stevenson et al., 1999**).
- Leur grande sensibilité vis-à-vis des facteurs environnementaux et leur très grande spécificité dans les préférences et les tolérances écologiques peuvent fournir des informations sur un grand nombre de paramètres physico-chimiques de l'eau (pH, température, salinité, eutrophisation, etc.).
- C'est le groupe d'organismes aquatiques le plus diversifié, des centaines d'espèces peuvent coexister sur quelques cm² de substrat, ce qui constitue une source d'information riche.

- Les échantillons prélevés sont faciles à manipuler et nécessitent peu de fixation, ce qui peut être un avantage majeur à long terme, car les échantillons conservés et les préparations microscopiques fixes peuvent être réexaminés à tout moment pour des investigations ultérieures.

Bien que l'analyse des communautés de diatomées nécessite plus de temps que les mesures *in situ* de variables physiques et chimiques, les avantages mentionnés ci-dessus sont des arguments solides en faveur de leur utilisation à des fins de surveillance de la qualité de l'eau.

Les diatomées sont actuellement largement utilisées en Amérique du Nord et en Europe pour évaluer le niveau d'eutrophisation et de pollution organique des cours d'eau (**Prygiel et Coste, 1995**). Elles sont ainsi reconnues dans l'Union européenne, où elles sont intégrées dans les organismes clés utilisés dans les programmes d'évaluation et de surveillance de la qualité de l'eau (**Lange-Bertalot et al., 2017**), établi par la Directive Cadre du Parlement Européen (DCE ou WFD pour Water Framework), directive relative à la protection des eaux de surface, des eaux souterraines et des eaux côtières (**Directive 2000/60/CE**).

Malgré le rôle important des diatomées et leur utilité dans l'évaluation et le suivi des changements environnementaux dans les écosystèmes aquatiques, peu d'études floristiques ou taxonomiques existent sur les diatomées d'eau douce en Algérie.

Afin d'améliorer nos connaissances sur les diatomées benthiques en Algérie, leur distribution et leur évolution, une étude *in situ* le long d'un gradient de pollution a été menée le long du bassin versant Kébir-Rhumel, un des plus grands et importants bassins versant en Algérie.

L'étude visait à évaluer l'impact des eaux des rejets, rejets épurés des stations d'épuration et rejets bruts non épurés sur la structure et la dynamique des communautés benthiques de diatomées.

L'étude *in situ* le long du bassin versant Kébir-Rhumel a été complétée par deux expérimentations en milieu contrôlé, au laboratoire afin de réduire la complexité du milieu naturel.

Les objectifs de cette thèse sont donc doubles : à partir d'études de terrain approfondies et d'expérimentations en laboratoire, il s'agit de :

- Déterminer les principaux paramètres physico-chimiques de l'eau dans les sites d'étude, en mettant en évidence ceux ayant des effets majeurs sur la composition, la structure et la dynamique des communautés de diatomées.
- Évaluer l'effet de gradients descendants de pollution le long du Kébir-Rhumel sur la répartition et la diversité des assemblages de diatomées.
- Etudier l'effet saisonnier sur la distribution et la dynamique des communautés benthique de diatomées.
- Évaluer et apprécier la qualité des eaux de rejets du Kébir-Rhumel, sur la base de la structure des assemblages de diatomées.

- Analyser la typologie des déformations des diatomées observées dans la zone d'étude.
- Caractériser l'effet de niveaux élevés de salinité sur les communautés de diatomées d'eau douce en se concentrant sur le développement de formes tératologiques.
- Explorer la relation entre le degré de déformation du contour valvulaire du taxon dominant *Pseudostaurosira brevistriata* et le niveau de conductivité.
- Etudier et évaluer la dynamique de la richesse spécifique des assemblages.
- Analyser l'effet des gradients ascendants de conductivité, sur la morphologie des diatomées.
- Analyser la concentration en chlorophylle-a, comme réponse métabolique au stress.

Pour aborder l'ensemble de ces points, ce manuscrit se structure en 3 parties :

- 1) La première partie, fait la synthèse bibliographique et état de l'art de la thèse, et comprend deux chapitres :
 - Le premier chapitre représente une synthèse bibliographique comprenant les Principales connaissances sur les diatomées, Ecologie microbienne des biofilms diatomées, et l'Impact des activités anthropiques sur les biofilms de diatomées.
 - Le deuxième chapitre est consacré à la Tératologie chez les diatomées, les Types d'anomalies les plus courantes chez les diatomées, Mécanismes induisant les déformations, et les Facteurs responsables de l'apparition de tératologies chez les diatomées.
- 2) La deuxième partie est dédiée à la partie expérimentale et résultats de la recherche et se divise en trois chapitres :
 - Le troisième chapitre se focalise sur l'étude et la caractérisation de la qualité des eaux de rejets du bassin versant Kébir-Rhumel.
 - Le quatrième chapitre illustre le suivi de la dynamique des biofilms de diatomées le long du Kébir Rhumel, et l'analyse des facteurs influençant la structure des biofilms.
 - Le cinquième chapitre regroupe l'ensemble des résultats obtenus sur l'étude de l'Effet de la salinité sur la morphologie des valves des diatomées d'eau douce.

Au final, la troisième partie, dresse un bilan de nos résultats, et synthétise les principaux apports de la thèse, et ouvre la voie à des perspectives de recherche issues de nos travaux.

Synthèse bibliographique

&

Etat de l'art

Chapitre I :

Principales connaissances sur les diatomées

I.1. Introduction

Les diatomées (Bacillariophyceae) sont un groupe d'algues eucaryotes unicellulaires et photoautotrophes. Elles sont présentes dans presque tous les types d'eaux de surface, y compris les habitats terrestres humides et même dans les conditions extrêmes.

Les diatomées sont apparues au début de l'ère Jurassique, il y a environ 200 millions d'années (Medlin, 2011; Kooistra et al., 2007). Leur émergence résulte d'un processus endosymbiotique secondaire entre un flagellé hétérotrophe et une algue rouge (Armbrust, 2009).

Des recherches phylogénétiques récentes ont également soulevé la possibilité que certains gènes de diatomées proviennent d'événements endosymbiotiques avec des algues vertes, mais cette question reste controversée (Deschamps et Moreira, 2012).

La découverte de ce groupe de microalgues remonte au début du 18^{ème} siècle avec l'apparition des premiers microscopes optiques, par un naturaliste néerlandais, Antony Van Leeuwenhoek.

Van Leeuwenhoek observa pour la première fois en 1702 de petites cellules microscopiques qui furent nommées par la suite Diatomées.

La première espèce de diatomées *Vibrio paxillifer* a été découverte par Otto Muller en 1782.

En 1788, Friedrich Gmelin décrit le genre *Bacillaria* dans la 13^{ème} édition de *Systema naturae* de Linné. En 1832, les planches publiées par Ehrenberg avaient décrit 144 espèces différentes. Cependant la question de leur nature, végétale ou animale, demeure longtemps sans réponse, et c'est la monographie de Kützing publiée en 1844 qui mis fin à cette période d'incertitude, car il considérait toutes les diatomées comme des plantes.

Au cours de la seconde moitié du 19^{ème} siècle, les diatomées ont commencé à être répertoriées et le nombre d'espèces décrites ne cessera de s'accroître.

Depuis les années 1960, l'apparition de nouvelles méthodes d'observation microscopique comme le MEB (Microscope électronique à balayage), ont relancé l'étude sur la structure des frustules de diatomées.

Aujourd'hui, compte tenu de l'importance des diatomées dans les écosystèmes et de l'application des nanotechnologies, c'est principalement leur ADN qui est étudiée (Kermarrec et al., 2014; Armbrust et al., 2004).

Il pourrait y avoir plus de 100 000 espèces dans le monde (Mann et Vanormelingen, 2013; Mann, 1999; Van Den Hoek et al., 1995; Round et al., 1990), seulement 10 % de la diversité des diatomées est identifiée (Medlin, 2018).

I.2. Classification des diatomées

Les diatomées ou bacillariophycées sont contenues dans de la super classe de *Bacillariophyta*, font partie de la division des Heterokontophyta dans le règne des Protistes (Quéguiner, 2007; Van Den Hoek et al., 1995). Certains de leurs pigments de la famille des xanthophylles (fucoxanthine, diatoxanthine, diadinoxanthine) les différencient des autres algues. La présence de chlorophylle a et c, ainsi que de divers caroténoïdes, confèrent aux chloroplastes des diatomées une couleur brun-jaune et leur permet d'avoir un large spectre d'absorption de la lumière. La systématique des diatomées est particulièrement complexe et constamment révisée, elle est basée sur des observations des caractéristiques morphologiques et structurales des frustules. Cependant, la finesse de cette observation dépend des performances sans cesse améliorées des techniques de microscopie électronique (Tison, 2006).

La littérature sur la classification des diatomées est abondante (Hustedt, 1930; Cleve-Euler, 1955; Patrick, 1975; Germain, 1981; Ricard, 1987; Round et al., 1990; Krammer et Lange-Bertalot (1986-1991) et le guide Méthodologique de Prygiel et Coste (2000)), et repose sur plusieurs critères : taille, forme, symétrie, disposition et densité de l'ornementation valvulaire, nature du raphé et des ceintures connectives, etc. Certaines de ces caractéristiques peuvent être observées au microscope optique, telles que le contour du frustule, la densité des stries, mais d'autres nécessitent une microscopie électronique, comme la forme et la densité des pores, etc.

βsüwasserflora est une classification de Krammer et Lange-Bertalot (1986-1991) qui est couramment utilisée, et est basée sur la subdivision de toutes les diatomées en deux sous-classes (Figure I.1).

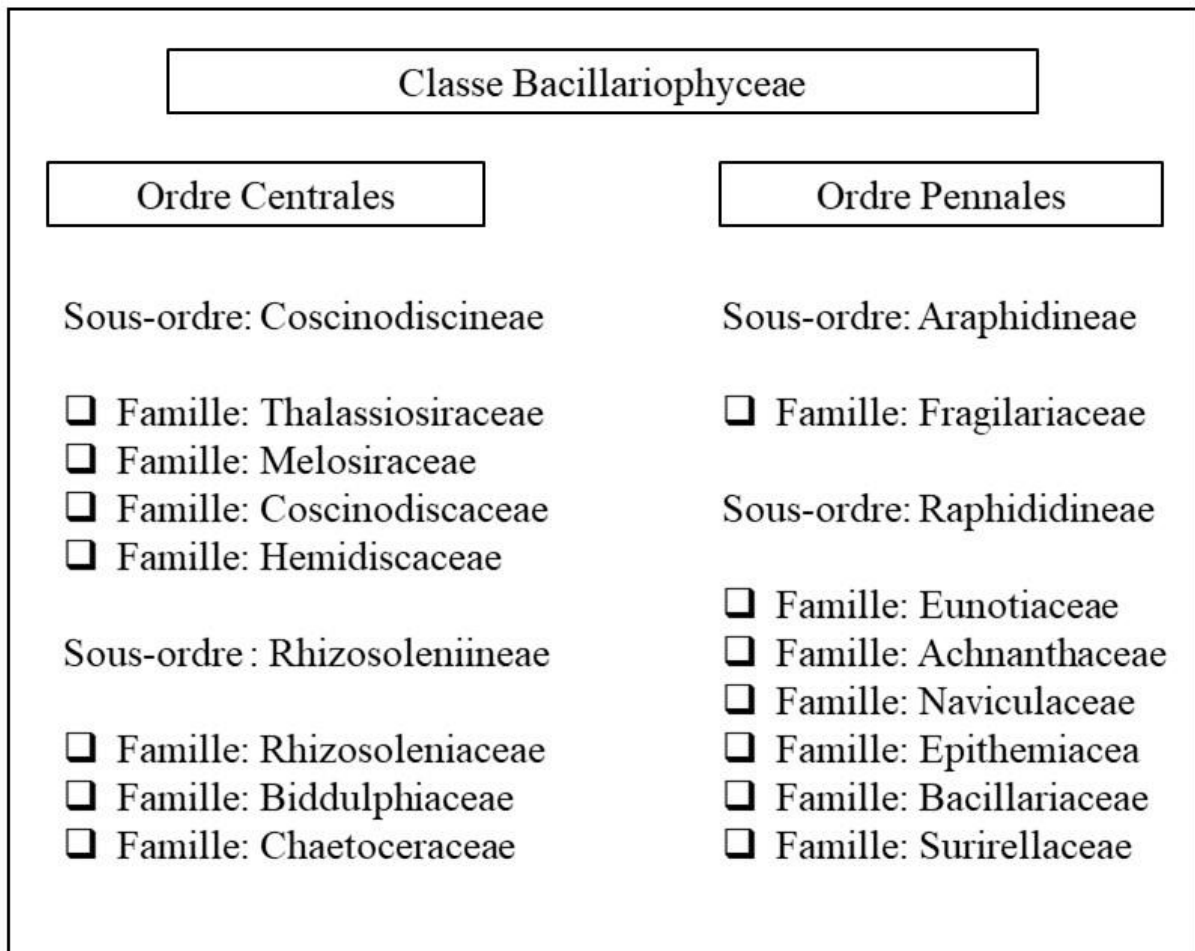
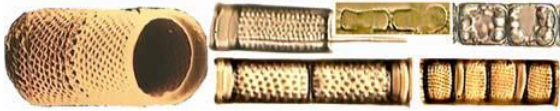


Figure I.1. Classification des diatomées par **Krammer et Lange-Bertalot (1986-1991)**.

- Les Centrophycidées, ou Centriques, qui correspondent à des formes arrondies, comparables à des boîtes de Pétri et dont les ornements sont en général radiales.
- Les Pennatophycidées, également connues sous le nom de Pennées, correspondent à des formes allongées des valves (ovales, linéaires ou lancéolées) et des ornements du frustule généralement bilatérale (**Figure I.2**).

FORMES CYLINDRIQUES OU RONDES - CENTRIQUES (symétrie radiaire)

cylindriques



pourvues de soies (flottaison)



circulaires



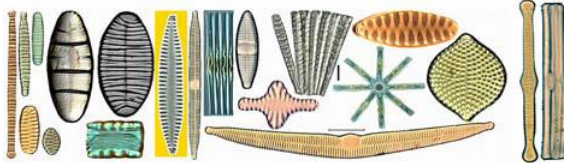
marines ou tropicales



FORMES DIFFERENTES - PENNEES (symétrie bilatérale)

Araphidées

(dépourvues de raphé)

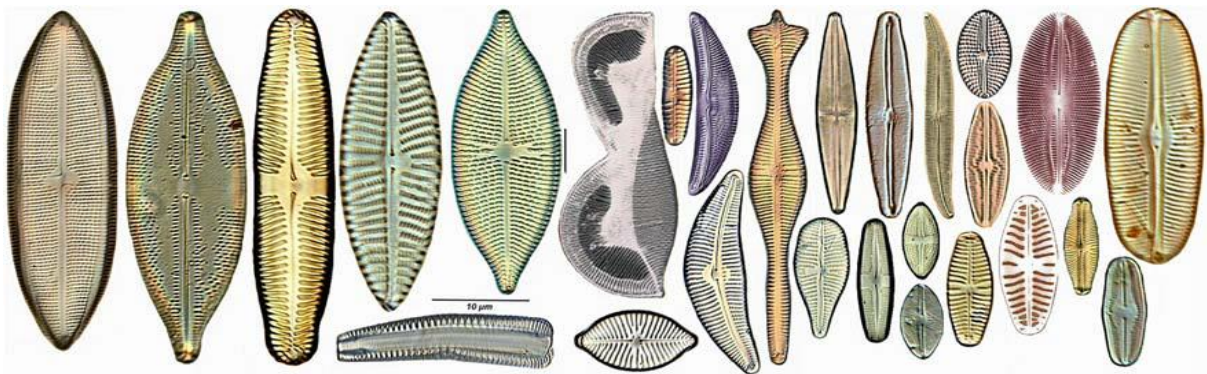


Brachy ou monoraphidées

(raphé réduit ou présent sur une seule valve)



Biraphidées sans fibules



Biraphidées avec fibules

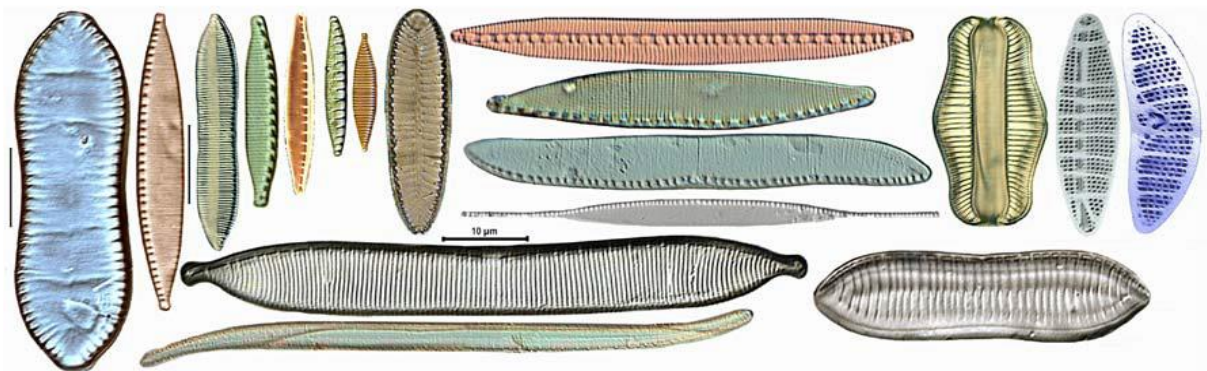


Figure I.2. Clé simplifiée d'identification des diatomées, d'après Prygiel et Coste (2000).

Les diatomées centriques et pennées présentent également des différences dans leur écologie et leur cycle de développement, comme par exemple la forme des gamètes, chez les diatomées centriques, ils sont petits et ont des flagelles, alors que chez les pennées, les gamètes sont larges et immobiles.

Chez les pennées, les espèces sont distinguées par la présence, le nombre et la position de raphés:

- Les **araphidées**, n'ont pas de raphé.
- Les **proraphidées**, avec un raphé très court, restreint aux pôles des valves.
- Les **monoraphidées**, une seule valve possède un raphé, tandis que l'autre valve n'a qu'une ligne médiane appelée pseudo raphé.
- Les **biraphidées**, avec un raphé sur chaque valve, le raphé est placé longitudinalement au centre (comme chez *Navicula*), décalé latéralement (comme chez *Cymbella*), excentré (comme chez *Nitzschia*), ou confiné aux marges de la valve entière (comme chez *Surirella*) (**Figure I.3**).

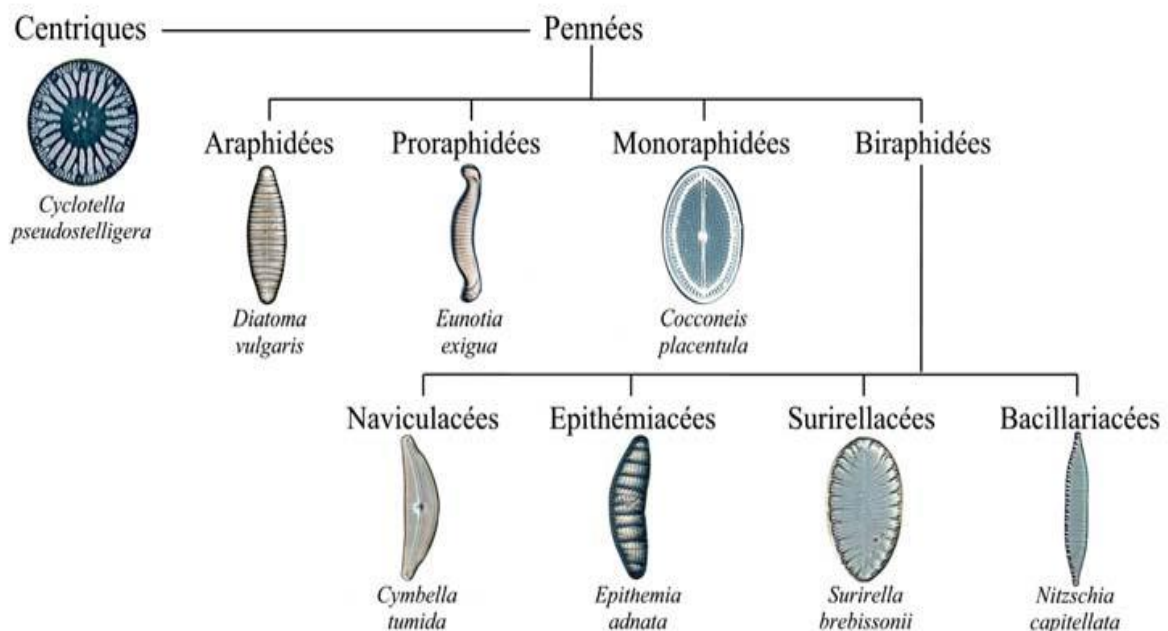


Figure I.3. Clé simplifiée de détermination des genres des diatomées d'eau douce selon Krammer et Lange-Bertalot (1986 - 1991), illustrations de Michel Coste 1999, In Morin (2006).

I.3. Phylogénie moléculaire

La classification des diatomées est basée sur des observations des caractéristiques morphologiques et structurales. Cependant, ces critères morfo-structuraux sont insuffisants pour définir certaines espèces en raison du degré élevé de variabilité morphologique. Plusieurs facteurs tels que le polymorphisme génétique, le développement (y compris la reproduction) et les paramètres environnementaux ont une influence sur cette variabilité (**Kociolek et Stoermer, 2010**). Par conséquent, les méthodes utilisant l'ADN pour distinguer les espèces connaissent un développement considérable (**Kermarrec et al., 2014**).

En **2003**, **Kooistra et al.** ont remis en question la classification des diatomées basée sur les critères morphologique. **Medlin et Kaczmarska, en 2004**, ont revu la systématique des diatomées en établissant trois classes de diatomées: Coscinodiscophyceae (diatomées centrées radiales), Mediophyceae (diatomées centrées polaires) et Bacillariophyceae (diatomées pennées), se basant sur des données morphologiques et moléculaires. **Sims et al. (2006)**, présentent une revue sur l'évolution des diatomées basée sur des données biologiques, fossiles et moléculaires.

Mock et Medlin (2012) ont examiné l'évolution des diatomées depuis leurs origines jusqu'à l'étude de gènes. Et depuis, plus d'informations moléculaires, une meilleure corrélation des clades avec les traits morphologiques et plus de données sur la reproduction sexuée sont devenues disponibles. Par conséquent, sur la base de ces nouvelles informations et les études de **Mock et Medlin (2012)** et **Sims et al. (2006)**, **Medlin (2016)** propose, dans une revue de littérature une nouvelle classification des diatomées en utilisant une analyse moléculaire réalisée à partir d'alignements de structure secondaire de gènes ARNr ribosomiques.

I.4. Structure cellulaire et morphologie du frustule

Les diatomées présentent une grande diversité de taille. Il existe des espèces de petite taille, avec un diamètre de 2 μm (ex. *Minidiscus trioculatus*) et des espèces à grande taille, avec plus de 2 mm de diamètre (comme l'espèce *Ethmodiscus rex*) (**Sarthou et al., 2005**).

La principale particularité des diatomées est la présence, autour du contenu de leurs cellules, d'une enveloppe siliceuse rigide et transparente, le frustule (silice opaline polymérisée hydratée $\text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$) (**Raven et al., 2000; Round et al., 1990**).

Le frustule est formé de deux valves distinctes et interconnectées, la valve ventrale (hypovalve) et la valve dorsale (épivalve) (**Figure I.4**) qui sont reliées par une ceinture constituée d'une série de bandes de silice (copulae) reliées entre elles le long de leurs bords.

Chaque valve avec sa série de ceintures ou bandes est nommée hypothèque et épithèque (Van Den Hoek et al., 1995; Round et al., 1990) (Figures I.5 et I.6).

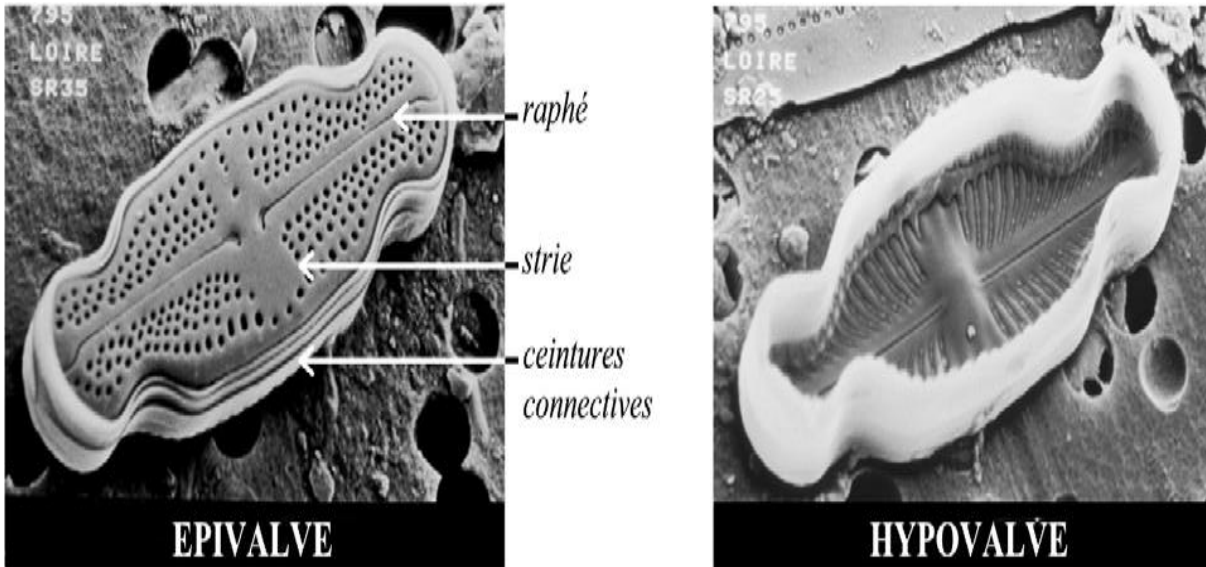


Figure I.4. Diatomée *Luticola ventricosa* sous microscope électronique à balayage: structure du frustule, Güttinger (1999), In Morin (2006).

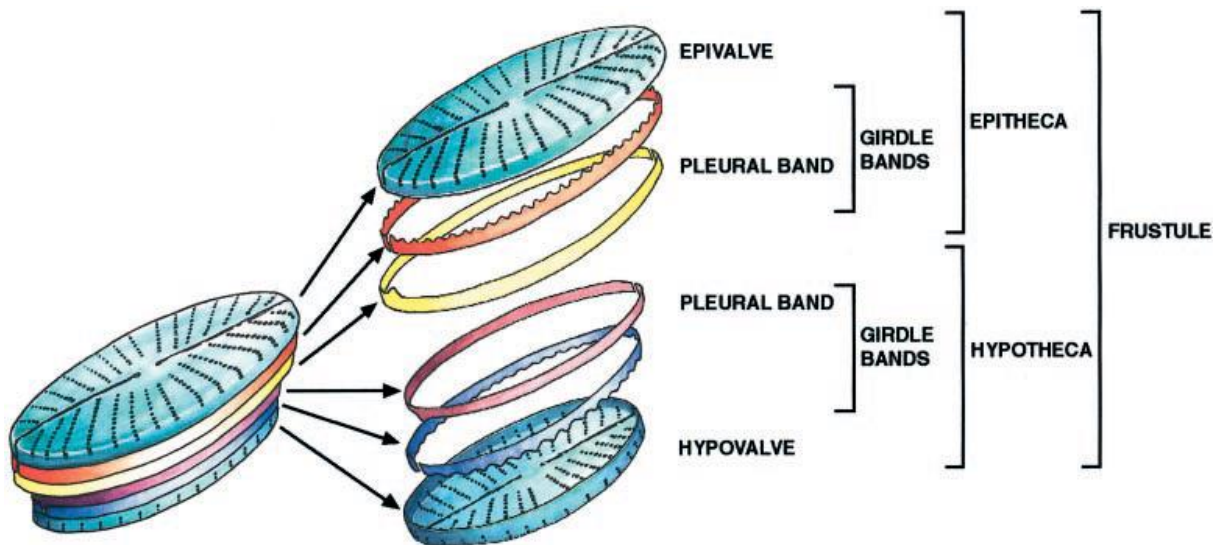


Figure I.5. Organisation schématique d'un frustule de diatomée. Source: Zurzolo et Bowler (2001).

Les valves présentent un système de nervures de silice qui se développent selon un schéma primaire circulaire ou linéaire lors de la formation (De Stefano et De Stefano, 2005). La forme, la morphologie et l'ornementation des parois de silice sont extrêmement importantes pour

l'identification précise des diatomées (Dixit et al., 1992). La paroi est plus mince chez les espèces planctoniques que chez les espèces benthiques (Sládeček, 1986).

Les cellules de diatomées contiennent aussi toute la structure cellulaire végétale chimique : un noyau relativement homogène et un système membranaire avec plasmalemme, des mitochondries, un réticulum endoplasmique, un appareil de Golgi, des ribosomes, des vacuoles, etc. (Van Den Hoek et al., 1995) (Figure I.6).

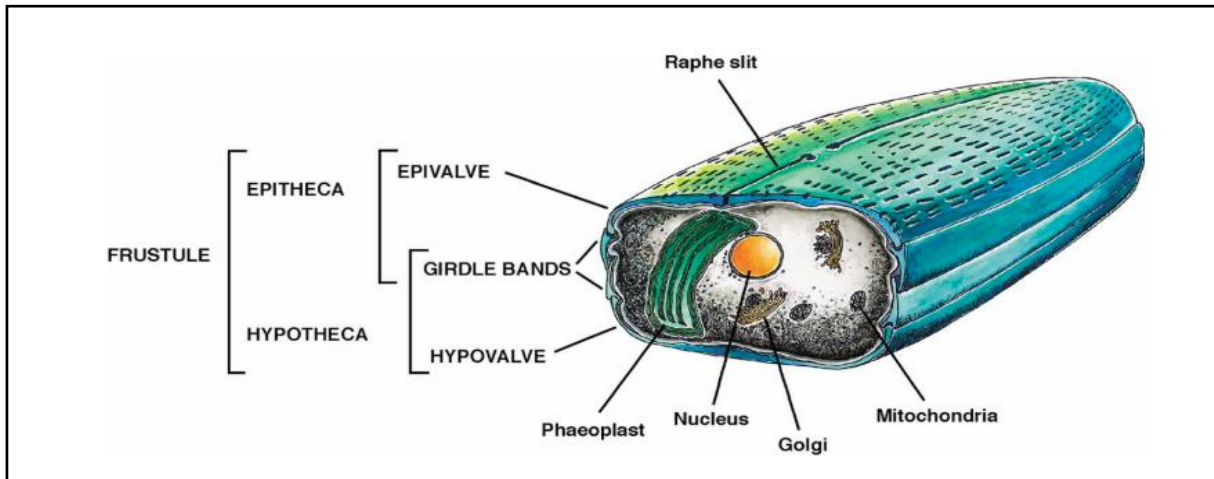


Figure I.6: Aperçu schématique des caractéristiques structurelles générales d'une diatomée pennée.
Source : **Falciatore et Bowler (2002).**

- **Les chloroplastes**, leur nombre, leur forme ainsi que leur disposition intracellulaire diffère entre les diatomées centriques et les diatomées pennées. Les diatomées centriques ont généralement un grand nombre de chloroplastes discoïdes et petits tandis que les pennées se limitent à deux grands plastes (Raven et al., 2000; Van De Hoek et al., 1995). Le nombre de chloroplastes est relativement constant au sein d'un même genre.

Les diatomées sont brunâtres grâce aux pigments des chloroplastes, les caroténoïdes (xanthophylle, fucoxanthine, etc.) dissimulent la couleur des chlorophylles et permettent de classer les diatomées parmi les espèces d'algues brun-jaune.

- **Le mucilage**, une fine pellicule organique sécrétée par la plupart des diatomées et recouvre l'extérieur des frustules. Le mucilage donne aux cellules diatomiques la capacité d'adhérer au substrat ou à d'autres cellules, ou de former des filaments, des colonies ou des tiges gélatineux (Hoagland et al., 1993; Sládeček, 1986). La paroi cellulaire de la diatomée est composée du frustule et de la couche organique fine qui le recouvre (Kröger et al., 1994).

Le rôle exact du frustule reste à déterminer. Différentes hypothèses ont été proposées afin de rendre compte de l'utilité et des avantages écologiques de ce trait conservé par les diatomées tout au long de leur évolution. Selon **Hamm et al. (2003)**, le frustule constituera une barrière physique qui restreint l'action des prédateurs et limite l'entrée des parasites.

En jouant le rôle de "ballast", cette protection physique présente des avantages au niveau du positionnement des cellules dans la colonne d'eau. Le frustule s'adapte à la pression de turgescence générée par les protoplastes et permet aux cellules de monter dans la colonne d'eau (**Armstrong et al., 2009**).

Cette barrière mécanique protège aussi les cellules des dommages abiotiques causés par les rayons ultraviolets. En effet, le frustule possédera des substances permettant d'absorber de la lumière ultraviolet (**Ingalls et al., 2010**). Les travaux de **Milligan et Morel (2002)** ont montré que les diatomées et grâce à la silice biogénique qui constitue leur frustule, peuvent maintenir le pH tampon des cellules en favorisant l'activité des anhydrases carboniques extracellulaires, qui favorisent la conversion du CO_2 en HCO_3^- .

I.5. Reproduction chez les diatomées

Les diatomées ont des cycles de développement courts (de quelques heures à plusieurs jours), selon les espèces (certains chercheurs pensent que les petites espèces se reproduisent plus rapidement que les grandes) (**Round et al., 1990**), l'état physiologique des cellules et les conditions environnementales (**Baars, 1983**).

La reproduction se produit à la fois chez les diatomées centrées et pennées, avec une phase de multiplication végétative, et une phase de reproduction sexuée (**Chepurnov et al., 2004**).

La multiplication végétative (mitose) se produit pendant la nuit, par fission binaire (**Nanjappa et al., 2017; Godhe et al., 2014**) au cours de laquelle l'épivalve et hypovalve se séparent, puis forment une cellule complète en générant une nouvelle hypovalve. L'hypovalve de la cellule-mère devient alors l'épivalve d'une des cellules filles. Chaque cellule fille hérite alors une valve de la cellule initiale ou mère et produit une hypovalve, plus petite que la première (**Figure I.7**).

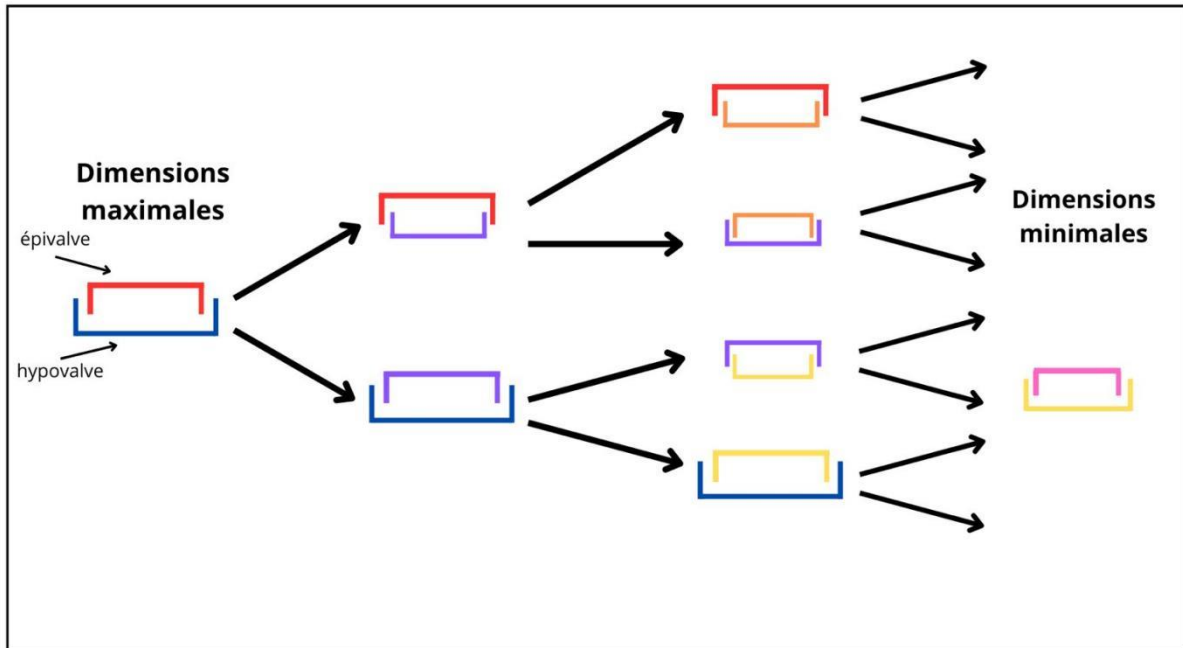


Figure I.7 : Schéma illustrant la diminution progressive de la taille des cellules de diatomées au fil des multiplications végétatives des diatomées, chaque cellule fille conserve une valve de la cellule mère et en secrète une deuxième, plus petite que la première (d'après Prygiel et Coste (2000), modifié).

Avec la multiplication végétative, on assiste à mesure que de nouvelles générations arrivent, à une réduction progressive de la taille des frustules. Après plusieurs cycles, la taille des cellules filles devient critique, et en raison de la rigidité de la paroi cellulaire et afin de limiter la diminution de taille, la reproduction sexuée (méiose) se déclenche, permettant de produire à nouveau des cellules de taille normale (Langlois, 2006; Von Dassow et al., 2006; Mann, 1993).

La reproduction sexuée, appelée aussi phase de rajeunissement, est donc un processus obligatoire induit par la réduction de taille de la cellule mais d'autres contraintes telles que la lumière, la température, les nutriments, la nature du substrat, les facteurs de croissance, etc., semblent également jouer un rôle important (Mouget et al., 2009; Wetzel, 2001).

Une première étape de gamétogenèse est requise pour la reproduction sexuée, où les gamètes sont produits par méiose. Deux gamètes provenant de cellules différentes se rencontrent et fusionnent pour former un zygote, appelé auxospore, qui se développera en une cellule de diatomée.

La reproduction sexuée se fait via l'isogamie morphologique et l'anisogamie physiologique (généralement observée chez les diatomées pennées (Kaczmarska et al., 2013) ou l'oogamie (généralement trouvée dans les diatomées centrées).

La production de gamètes mâles ou femelles (chez les centrées) dépend de la taille cellulaire initiale : petites cellules produisent fréquemment des spermatozoïdes, tandis que les grandes cellules produisent des ovules (**Dragoş, 1997**).

Les gamètes se forment chez les diatomées pennées après une division cellulaire inégale. La masse haploïde, la plus petite, génère le gamète mâle, tandis que l'autre génère l'oosphère. La fusion des gamètes des deux cellules adjacentes produit deux auxospores.

Après synthèse d'une nouvelle coque de silice, chaque auxospore produit une cellule initiale légèrement différente des clones qu'elle produit par multiplication végétative (**Quéguiner, 2007; Round et al., 1990**) (**Figure I.8**).

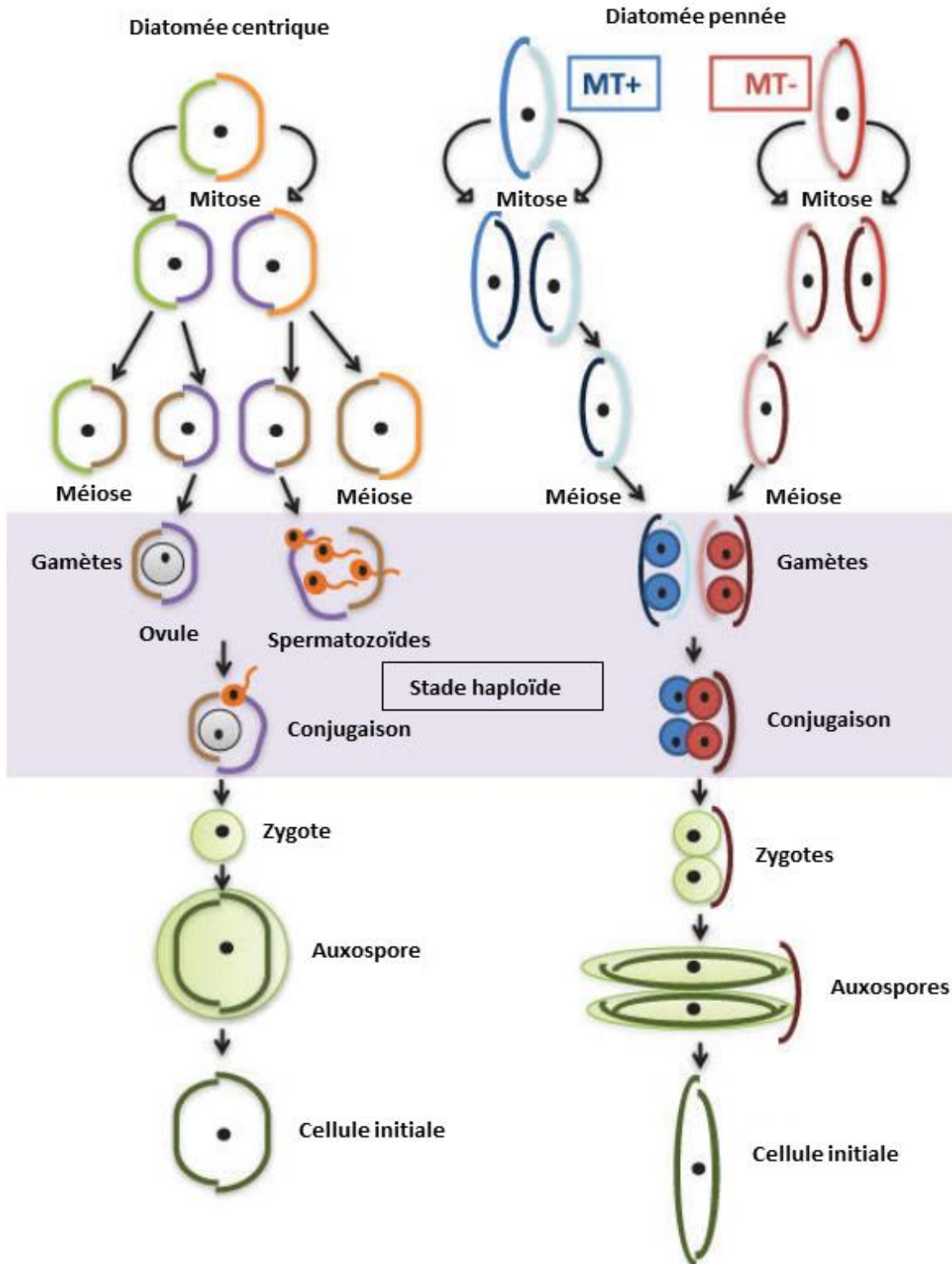


Figure I.8 : Représentation schématique du cycle de vie d'une diatomée centrée (*Chaetoceros dicaeta*) et d'une diatomée pennée (*Pseudo-nitzschia multistriata*). D'après Montresor et al. (2016).

I.6. Ecologie et habitat

“Another way to appreciate diatoms is to realize that they give us every fifth breath, by the oxygen they liberate during photosynthesis.” David Mann

Les facultés d'adaptation et de survie des diatomées leur confèrent une très grande ubiquité. Ces microorganismes ont colonisé la majorité des habitats aquatiques (marins et continentaux). Certaines espèces ont la capacité de se développer dans les milieux aériens et terrestres (sur les rochers, les plantes, les écorces d'arbres, les berges de lacs et rivières, dans le sol, sur la neige ou la glace, dans les grottes, etc.) à condition de disposer d'une certaine humidité et d'un certain éclairage (**Delly et Gill, 2012; Jones et Scott, 2007; Bérard et al., 2004; Broady, 1996; Patrick, 1977**).

Les diatomées atteignent leur diversité spécifique et leur développement qualitatif les plus élevés dans les milieux aquatiques que dans les habitats aériens ou dans le sol (**Van Den Hoek et al., 1995**).

Les diatomées sont responsables de 20 % du processus de photosynthèse dans le monde, d'où leur importance en tant que producteurs primaires dans le réseau trophique (**Amin et al., 2012; Lavoie et al., 2008; Chepurnov et al., 2004**).

Cependant, l'une des limites importantes à la croissance optimale des diatomées est la présence de silice soluble dans l'environnement, car il s'agit d'un composé indispensable pour la formation de frustules de diatomées (**Round et al., 1990**). De plus, il existe des nutriments comme l'azote ou le phosphore sous forme assimilable, qui jouent un rôle essentiel dans le développement optimal des organismes (**Gudmundsdottir et al., 2013; Kelly, 2003**).

Les diatomées constituent le composant majeur du phytoplancton (**Malviya et al., 2016**). Elles présentent deux modes de vie différents, on distingue les espèces dites planctonique qui se déplacent librement dans la colonne d'eau et les espèces périphtiques qui vivent attaché au substrat.

Les diatomées planctoniques sont généralement centriques ou pennées araphidées. Elles sont généralement immobiles et leur mouvement est principalement influencé par les masses d'eau (courants, turbulences, etc.) (**Round et al., 1990**). Les espèces de diatomées planctoniques présentent des adaptations qui leur permettent de rester en suspension dans l'eau et éviter le naufrage comme par exemple la formation de longues chaînes, reliées par des épines de silice, formation de courtes tiges de mucilage, formation de longues tiges ramifiées qui maintiennent les cellules en place et leur permettent de résister aux vagues ou au fort débit dans les rivières, système de régulation de densité intracellulaire, etc. (**Falkowski et Knoll, 2011**). La partie supérieure des

cours d'eau est souvent dépourvues de diatomées typiquement planctoniques. Elles deviennent prédominantes dans les parties moyennes et inférieures dans les milieux lenticques ouverts et larges comme les lacs et les fleuves de plaines.

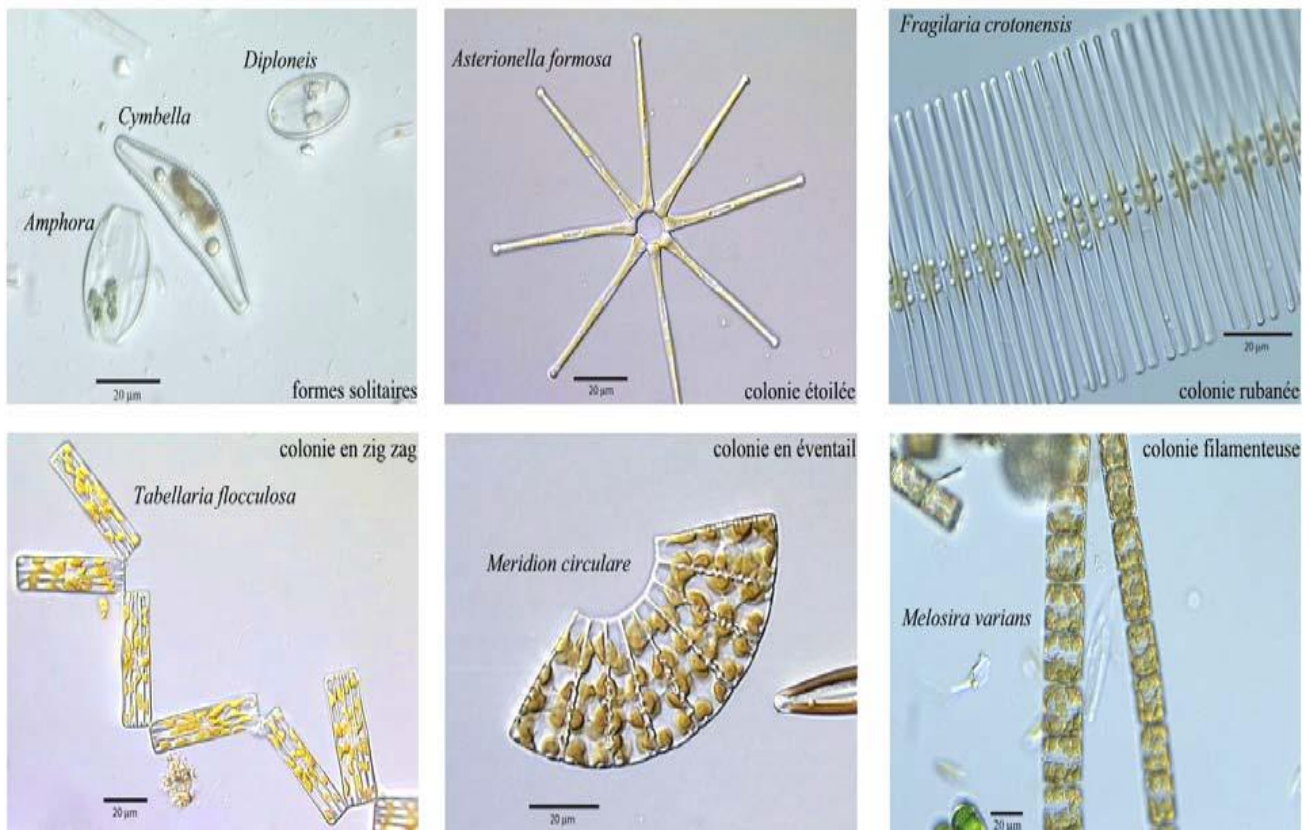
Contrairement aux espèces planctoniques, les diatomées périphtiques ont un mode de vie benthique. Elles sont présentes tant dans les rivières que dans les lacs, mais leur croissance est restreinte à la zone euphotique.

Selon **Patrick (1977)**, les espèces périphtiques se développent sur divers substrats, ce qui constitue un critère de différenciation.

Basé sur le type de substrat naturel qu'elles colonisent, elles peuvent être classées en : épilithon (les espèces se développant à la surface des pierres: attachées aux rochers, graviers et galets); épiphyton (vivant à la surface des plantes aquatiques et des algues filamenteuses); épipélon (se développent à la surface et dans le sédiment) et épipsammon (se développent à la surface des grains de sable) (**Lavoie et al., 2008; Stevenson et al., 1996**).

Les espèces tycho-pélagiques, bien qu'essentiellement benthique, peuvent développer des vies planctoniques en réponse à certaines conditions environnementales (**Smetacek, 1985**), par exemple certaines espèces lacustres passent une partie de l'année dans le benthos à l'état latent, et le reste de l'année sous forme d'organismes planctoniques dans un état actif.

Les diatomées peuvent évoluer librement dans l'eau (*Cyclotella*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Stephanodiscus*, *Thalassiosira*), d'autres se développent en forme de bandes, rubanées (*Fragilaria*), associées en chaînes (*Aulacoseira*, *Skeletonema*), en étoile (*Asterionella*), en éventail (*Meridion*), filamenteuses (*Melosira*), en zig-zag (*Diatoma*), en arbuscules (*Gomphonema*, *Cymbella*) ou en rosaces (*Ulnaria*) (**Figure I.9**).



© 2001 - 2021 by Jason Oyadomari
All Rights Reserved

Figure I.9 : Formes solitaires et coloniales des différentes espèces de diatomées, photos de Jason Oyadomari©, Source : <http://www.keweenawalgae.mtu.edu>

I.7. Facteurs influençant le développement des diatomées au sein du biofilm

Un biofilm est une matrice biologique complexe recouvrant la surface d'un substrat, constitué d'algues benthiques, de protozoaires, de bactéries et de champignons (Flemming et Wingender, 2010; Carr et al., 2005; Sekar et al., 2002; Sutherland, 2001), lorsque la lumière prédomine, le biofilm est dominé par des organismes photosynthétiques (autotrophes) tels les algues, dans des conditions de faible luminosité, il est dominé par les bactéries (Burns et Ryder, 2001). La structure ou matrice multicouche qui constitue le biofilm joue un rôle crucial en assurant le maintien, la stabilité et la cohésion des micro-organismes, dont font partie les diatomées, face aux perturbations et aux turbulences mécaniques du courant et en limitant l'action de certains composés toxiques (Stewart et Costerton, 2001). Selon Lawrence et al. (2002), Cette structure joue aussi le rôle de protecteur contre le broutage par les herbivores.

Les diatomées périphytiques sont une composante abondante du biofilm. Avec le développement de la communauté périphytique, l'épaisseur du biofilm sur le substrat augmente, en même temps que sa complexité et son métabolisme interne (**Gold, 2002**).

La formation de biofilms sur des substrats commence par l'adhésion d'une matrice organique et de bactéries. Les premières algues à apparaître sont généralement de petites diatomées pennées, suivies par d'autres, parfois des espèces planctoniques ou des algues vertes filamenteuses (**Ivorra, 2000**).

Le développement des diatomées attachées aux substrats immergés suit trois phases : la phase 1, caractérisée par des espèces de type rosette et des espèces mobiles, phase 2 est typique avec des espèces productrices de tiges et la phase 3, caractérisée par la croissance d'espèces faiblement attachées (**Tuji, 2000**). Après dépôt sur un substrat, les cellules colonisatrices et leur activité croissent de manière exponentielle et sont régulées par plusieurs facteurs comme la lumière, les nutriments, la nature du substrat, le broutage, etc. (**Stevenson et al., 1996**).

Les interactions entre les algues sont également importantes au sein du biofilm et déterminent la composition des espèces du périphyton comme la compétition pour l'espace disponible pour fixation sur substrat (**Duong, 2006**).

I.8. Principaux facteurs influençant la composition et la structure de la communauté de diatomées

Dans les habitats aquatiques lotiques, un certain nombre de facteurs conditionnent le développement des diatomées.

Des facteurs tels que le niveau des ressources, en particulier les nutriments, la température, la lumière, la salinité, la concentration en oxygène dissout, la vitesse du courant et la nature de substrats influencent la structure, la dynamique et la vitesse du métabolisme des communautés de diatomées. Certaines espèces peuvent tolérer une gamme limitée de conditions environnementales, de sorte qu'elles peuvent être utilisées comme indicatrices de ces états.

I.8.1. Température

La température est le paramètre écologique qui affecte toute vie aquatique. Cependant, ce facteur est difficile à corrélér directement avec le développement des diatomées. Les changements de température ont un impact sur différents facteurs chimiques et biologiques, qui ont également un impact sur le développement algal (**Prygiel et Coste, 2000**).

Bien que certaines espèces soient connues pour être psychrophile ou thermophiles, les diatomées préfèrent généralement quelques températures plus basses par rapport aux autres groupes d'algues

(Werner, 1977), avec un intervalle allant de 15 à 25°C par rapport à 25–35°C pour les algues vertes et 30–40°C pour cyanobactéries. Ce qui explique leur dominance dans les communautés algales au printemps et en automne, et qui diminue avec l'augmentation de la température de l'eau (Grimaud et al., 2017; Singh et Singh, 2015).

Plusieurs chercheurs ont démontré que les diatomées sont sensibles à la température de l'eau (Schmidt et al., 2004; Weckström et al., 1997) et à la température de l'air (Bigler et al., 2003).

Les changements saisonniers ou temporels de température ont des effets importants sur la structure des communautés d'algues (Lavoie et al., 2008). La température affecte directement le métabolisme des diatomées et donc la composition spécifique des assemblages (Anderson, 2000). Elle affecte aussi le métabolisme photosynthétique des algues en contrôlant la vitesse des réactions enzymatiques, la température optimale pour la photosynthèse variait également selon les espèces d'algues, ce qui suggère que les changements taxonomiques induits par l'augmentation de la température peuvent entraîner une augmentation des taux de photosynthèse (DeNicola, 1996).

La température a une influence sur la sexualité et la formation des auxospores lors de la reproduction sexuée chez de nombreuses espèces de diatomées (Duong, 2006).

Lavoie et al. (2008) ont établi une classification de diatomées basée sur leur gradient optimal de température (Tableau I.1).

Tableau I.1: Classification des diatomées selon leur gradient optimal de température (Lavoie et al., 2008).

Classe	Gradient de température
Oligotherme	0 à 15°C
Mésotherme	15 à 30°C
Eutherme	>30°C
Sténotherme	$\Delta < 5^\circ\text{C}$
Méthatherme	$\Delta = 5 \text{ à } 15^\circ\text{C}$
Eurytherme	$\Delta > 15^\circ\text{C}$

I.8.2. Lumière

Tous les organismes photosynthétiques (y compris les diatomées) ont besoin de lumière. Les diatomées, en comparaison avec les autres groupes algaux, ont un besoin de lumière très faible, ce qui leur confère une forte capacité de colonisation.

L'intensité lumineuse a un impact sur la structure des communautés microalgales, sur leur biomasse, composition et productivité, sur le contenu en pigments photosynthétiques, (**Rosemond et al., 2000; Kawecka, 1986**). La lumière influe également sur la toxicité des polluants tels que l'atrazine (**Guasch et Sabater, 1998**).

L'éclairage joue un rôle crucial dans l'évolution de la communauté périphtyque. Ainsi le périphtyton est exposé à des environnements lumineux qui varient à la fois dans l'espace et dans le temps en terme d'intensité et de spectre (saison, couvert végétal ...), en effet, les changements dans l'intensité lumineuse affectent la production primaire, qui joue un rôle important comme source de carbone dans le réseau trophique (**Mosisch et al., 2001**).

Les conditions d'éclairage affectent non seulement la réponse physiologique des algues (photosynthèse) mais aussi la composition taxonomique et la structure de la communauté algale (**Guasch et Sabater, 1998**).

Les effets de la lumière sur la composition des espèces sont souvent associés à différentes formes de croissance, telles que l'augmentation de la biomasse des espèces d'algues petites et prostrées dans les zones ombragées tandis que les formes de croissance verticales rivalisent pour la lumière (**Steinman et al., 1992**), dans ces endroits lumineux, les espèces d'algues filamenteuses et en forme de chaîne ont tendance à dominer (**Hillebrand et Setälä, 2005**), dans les ruisseaux, la diversité taxonomique et la biomasse diminuent avec la profondeur et la turbidité (**Stevenson et al., 1985**).

Au niveau cellulaire, les algues périphtyques des cours d'eau ombragés ont moins de chlorophylle que les assemblages d'algues dans les zones non ombragées (**Hill et Knight, 1988**).

Les biofilms dans des conditions limitantes de lumière sont plus fins et principalement constitués de diatomées, alors que dans les zones plus ensoleillées, on aura une succession de diatomées, de chlorophycées et parfois des cyanobactéries (**Sekar et al., 2002**).

I.8.3. Salinité

La salinité est un facteur majeur des plages de distribution des diatomées. L'adaptation des diatomées aux variations des concentrations salines en chlorures ($MgCl_2$, $NaCl$) est parfois élevée en raison de leur pouvoir osmorégulateur (diatomées euryhalines pourront être trouvées dans des

eaux douces et les eaux saumâtres) ou très limitée (diatomées sténohalines) ne supportent pas de fortes variations de salinité et leur répartition est étroitement liée à la concentration en sel du milieu. Plusieurs chercheurs ont suggéré un système de halobie, ou système de salinité pour les diatomées. **(Dell'Uomo, 2004; Gasse, 1987; Hustedt, 1956; Kolbe, 1927; Van Dam et al., 1994).**

Une classification établie par **Gasse (1987)**, en considérant la teneur totale en sels dissout dans l'eau et comporte :

- Les diatomées d'eau douce : salinité < 0,5 ‰.
- Les diatomées des eaux oligosalines : salinité comprise entre 0,5 et 5 ‰.
- Les diatomées des eaux méso- à la polysaline : salinité entre 5 et 30‰.
- Et une quatrième et dernière classe de diatomées des eaux eusalines (salinité : 30 - 40‰), cette dernière comporte les formes extrêmement euryhalines capables de survivre à de larges variations de pression osmotique, les diatomées de cette classe dominant dans les milieux fluctuants.

Busse et al. (1999) ont classés les espèces de diatomées en quatre groupes Halobien, en utilisant presque la même définition de **Kolbe (1927)**: espèces halophobes, oligohalobe, mésohalobes et halobes.

I.8.4. La vitesse du courant

La vitesse du courant influence la distribution et la structure des communautés d'algues périphytiques dans un écosystème lotique (**Sabater et al., 2002; Ghosh et Gaur, 1998; Stevenson, 1996**).

La vitesse du courant a également un impact sur la biomasse (**Besemer et al., 2007; Biggs et Stokseth, 1996; Biggs et Thomsen, 1995**), la diversité (**Villeneuve et al., 2011; Francoeur et Biggs, 2006; Francoeur et al., 1998**), les formes de vie et les interactions entre algues et brouteurs (**Biggs et al., 1998; Poff et Nelson-Baker, 1997**).

Il a aussi été démontré que la vitesse du courant influe sur la sensibilité des communautés algales envers le cuivre (**Sabater et al., 2002**), les pesticides (**Villeneuve, 2008**) et sur l'absorption du phosphate. **Schumacher et Whitford (1965)** ont trouvé que l'absorption de phosphate était sept fois plus élevée dans des conditions de courant élevé.

La vitesse du courant peut stimuler les processus métaboliques tels que la photosynthèse, l'absorption de nutriments et la respiration des algues benthiques dans les cours d'eau (**Ghosh et Gaur, 1998; Lock et John, 1979; Whitford et Schumacher, 1961**).

Le degré auquel le biofilm répondra à la vitesse du courant dépend de son architecture (**Peterson, 1996**). **Battin et al. (2003)** ont démontré qu'une élévation de la vitesse du courant induit une réduction de l'épaisseur du biofilm et une augmentation de la densité bactérienne.

La vitesse optimale du courant pour l'accumulation des assemblages d'algues périphytiques sur le substrat varie au cours de leur développement et dépend des espèces dominantes, les assemblages de diatomées périphytiques préfèrent une vitesse de courant plus faible (**Stevenson et al., 1996**).

En courant rapide, la forme de croissance du périphyton est généralement présentée par de petites diatomées qui sont étroitement attachés au substrat tandis qu'une grande partie des grandes formes et des cellules pédonculées faiblement attachées au substrat peuvent être trouvées dans des courants plus lents (**Abe et al., 2000**).

Selon leurs préférences à la vitesse du courant, les diatomées ont été classées par **Denys (1991)** en quatre groupes :

a- Rhéobiontes : diatomées colonisant exclusivement les eaux à fort courant, **b- Rhéophile** : préfèrent les eaux à fort courant, **c- Limnophile** préfèrent les eaux stagnantes, et une quatrième et dernière classe sont les espèces **Indifférentes** à la vitesse du courant.

I.8.5. Nutriments

La croissance des diatomées nécessite un certain nombre de nutriments, tels que l'azote, le phosphore, la silice, des oligo-éléments et des vitamines.

Les saisons affectent naturellement la concentration des nutriments dans les milieux aquatiques. En hiver, une forte turbulence de l'eau remet en suspension et homogénéise les nutriments dans la colonne d'eau. En été, les nutriments sont moins disponibles du fait de leur forte consommation par les organismes à floraison printanière (**Coquillé, 2017**).

Plusieurs études ont démontré l'effet de la composition et de la concentration en nutriments sur le développement des diatomées (**Valenzuela et al., 2013**).

L'apport de nutriments peut provoquer des changements dans la structure de la communauté (changements dans la richesse et la diversité en espèces, taxons dominants...) et la fonction (productivité) des algues périphytiques (**Pan et al., 2000**).

En général, une teneur accrue en éléments nutritifs (azote et phosphore) est liée à une augmentation de la biomasse et de la productivité (**Tank et Dodds, 2003; Biggs, 2000**).

Dodds et al. (2002) ont montré que les niveaux de chlorophylle-a benthique étaient positivement corrélés avec la quantité de nutriments dans la colonne d'eau.

Dans les eaux douces pauvres en nutriments, le phosphate inorganique est souvent le principal facteur limitant la croissance des algues et d'autres producteurs primaires, lorsque le phosphate est abondant, Le nitrate d'azote tend à devenir limitant (Allan, 1995). Qiao et al. (2016) ont démontré qu'une faible concentration de nitrates provoque une diminution du taux de croissance et un stress chez *Phaeodactylum tricorutum*.

La quantité de phosphore nécessaire au développement de diatomées varie considérablement d'une espèce à l'autre, selon Chetelat et al. (1999) une concentration de 0,5 µg/l est nécessaire pour un taux de croissance maximal.

La silice est un élément essentiel qui restreint la croissance des diatomées (Martin-Jézéquel et al., 2000), et joue un rôle clé dans leur métabolisme (Azam et al., 1974).

Les besoins en silice varient entre les espèces, mais aussi au sein d'une même espèce, en fonction de leur stade de développement, par exemple, certaines espèces faiblement silicifiées nécessitent des concentrations de silice plus faibles que celles fortement silicifiées (Buechez et al., 2010).

Il a été constaté que la concentration de silice affecte la dynamique des successions de diatomées dans les rivières et les ruisseaux (Patrick, 1977). Cependant, dans les eaux courantes, la silice est rarement en pénurie et par conséquent, elle peut rarement entraver la croissance des diatomées (Allan, 1995).

Des études au laboratoire ont montré que lors d'un manque de silice en milieu (des rapports Si/N et Si/P faibles) : les diatomées étaient remplacées par des cyanobactéries (à des rapports N/P faibles) ou des algues vertes (à des rapports N/P élevés) (Sommer, 1996).

Cependant, les effets d'un enrichissement en nutriments sur les communautés des algues périphytiques, sur leur biomasse, structure, taux de croissance et distribution sont difficile à quantifier du fait de nombreuses interactions existantes avec des facteurs tels que la lumière, la température, la vitesse du courant, la nature du sédiment ... (Biggs et Close, 1989).

L'étude menée par Uehlinger et Brock (2005) a montré que le périphyton réagit à l'excès de nutriments par une augmentation de biomasse et de métabolisme, mais seulement dans des conditions de température et de lumière optimales.

Lorsque la lumière est faible ou insuffisante ou lorsque la vitesse du courant est trop importante, les nutriments auront peu d'effet sur la croissance (Lavoie et al., 2008).

Les diatomées réagissent fortement et rapidement aux concentrations en nutriments, elles sont de bons indicateurs biologiques de l'état trophique des cours d'eau. Lavoie et al. (2008) ont divisé les diatomées en 3 groupes selon l'abondance des nutriments dans le milieu :

- **Diatomées oligotrophes** : des espèces faiblement tolérantes à l'apport de nutriments.
- **Diatomées mésotrophes** : des espèces qui supportent des niveaux modérées en éléments nutritifs.
- **Diatomées eutrophes** : des espèces typiques des environnements riches en nutriments.

I.8.6. Substrat

Les diatomées périphytiques ont la capacité de coloniser n'importe quel type de substrats: roches, grains de sable, sédiments, débris ligneux et macrophytes.

Des substrats durs artificiels en verre, en plastiques ont été utilisés dans de nombreux types d'études et d'investigations pour fournir un substrat standard qui peut être prélevé pour des mesures quantitatives de cultures d'algues périphytiques permanentes (**Duong, 2006**).

La taille, la surface et le type de substrat peuvent influencer la distribution et la structure du biofilm dans les rivières ou les ruisseaux (**Townsend et Gell, 2005; Barbiero, 2000**).

Selon **Potapova et Charles (2005)**, il existe des différences significatives de biomasse, de diversité et de composition entre les biofilms échantillonnés simultanément à partir de différents types de substrats.

L'aspect physique de la surface du substrat peut affecter la capacité du biofilm à la colonisation. En général, les substrats à surface grossière semblent favorable à la colonisation alors que la surface lisse est colonisée plutôt plus lentement (**Whitton, 1975**). De plus, la position et l'orientation du glissement des substrats dans les rivières jouent des facteurs importants dans la structure déterminante des communautés périphytiques comme les différences d'abondance, de richesse et de composition des algues (**Kralj et al., 2006**).

Pour éviter l'influence du substrat sur la structure des assemblages de diatomées périphytiques, il serait donc prudent voir nécessaire d'échantillonner, dans le cadre d'un programme de suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau un seul type de substrat (**Lavoie et al., 2008**).

I.8.7. pH

Le pH est un facteur très important, il régule divers processus chimiques et biochimiques, ainsi que certaines réactions spécifiques, le pH agit sur la solubilité de diverses substances (telles que les métaux toxiques comme l'aluminium), sur la disponibilité du carbone et des nutriments ainsi que sur l'activité d'enzymes comme la phosphatase (**Battarbee et al., 2001**).

Les diatomées réagissent de manière particulièrement prononcée aux changements de pH, selon **Battarbee et al. (2001)**, le pH peut être considéré comme la variable la plus importante qui influence la composition des espèces dans un écosystème d'eau douce.

Une grande variabilité dans la composition de la communauté de diatomées a été observée, en particulier dans les zones où les cours d'eau ont une faible capacité tampon (généralement à faible pH) (**Lavoie et al., 2008**).

De nombreux travaux ont été menés pour étudier les liens entre les communautés de diatomées et le pH. En raison de leur persistance squelettique dans l'environnement et de leur préférence pour un pH spécifique, les diatomées ont été employé avec succès dans les études de paléolimnologie pour reconstituer le pH dans les lacs (**Dixit et al., 2002; Reavie et Smol, 2001; Håkansson, 1992; Renberg et Hellberg, 1982**), de plus des indices de pH ont été aussi développés (**Håkansson, 1992**).

En 1939, **Hustedt** a développé un système pour classer les diatomées selon leurs préférences au pH. Il identifie 5 catégories :

- **Acidobiontes**: survivent à $\text{pH} < 7$, se développent mieux à $\text{pH} < 5,5$
- **Acidophiles** : vivent autour de pH 7, pH optimal < 7
- **Indifférentes**: vivent à pH acide et pH alcalin.
- **Alcaliphiles** : vivent autour de pH 7, pH optimum > 7
- **Alcalibiontes** : vivent à $\text{pH} > 7$

I.8.8. Broutage

Les communautés diatomiques peuvent être soumises à une pression négative par des organismes brouteurs (macro-invertébrés aquatiques et poissons).

Ces organismes benthophages modifient profondément la structure des biofilms, ils affectent la structure et la diversité des cellules et altèrent la couche exopolysaccharide protectrice.

Brock et al. (1995) ont démontré dans une expérience de contrôle de la présence de brouteurs avec l'introduction d'insecticide, que la biomasse périphytique était plus importante en l'absence de brouteurs. **Steinman (1996)** souligne que les insectes, les larves d'insectes et les escargots sont les

plus importants consommateurs de biofilms, ils ont la capacité de diminuer considérablement la biomasse périphytique.

L'impact du broutage est particulièrement important dans les environnements hydrauliquement stables car l'instabilité restreint la capacité des invertébrés brouteurs à se fixer aux biofilms (Steinman et al., 1991).

Les algues vertes et les diatomées sont les sources de nourriture préférées des invertébrés (Lavoie et al., 2008). Selon Rosemond et al. (1993) les algues sont largement consommées par les invertébrés brouteurs, et parmi eux les diatomées étant les plus couramment consommées.

Les diatomées de grande taille sont plus susceptibles d'être brouter que les petites diatomées mucilagineuses (Lavoie et al., 2008).

I.9. Applications des diatomées

Depuis la découverte des diatomées, de nombreux scientifiques se sont intéressés à ces organismes microscopiques. Au fil des découvertes, les propriétés des diatomées ont été utilisées par l'homme dans de nombreux domaines.

Ces algues microscopiques ont de nombreuses utilisations depuis l'alimentation jusqu'aux utilisations industrielles.

Divers domaines sont intéressés par l'utilisation et la mise en valeur des diatomées. La cellule vivante entière peut être considérée comme une structure à potentiel de valorisation, ainsi que les métabolites produits par la cellule diatomée ou le frustule siliceux (Falaise, 2019).

Il existe deux principaux domaines d'application :

I.9.1. Production et l'utilisation industrielle

En aquaculture, les diatomées sont couramment employées comme alimentation des larves, des alevins, des poissons adultes, des crustacés (tels les crevettes et crabes), et des mollusques (Gastineau, 2011; Avendaño-Herrera et Riquelme, 2007; Chen, 2007; Vizinet et de Reviere, 1995).

Dans les bacs d'élevage, les diatomées peuvent être fournies en tant qu'aliment : des algues fourrage, ou incorporées dans la composition de compléments alimentaires, elles sont connues pour leur teneur en lipide riche en acides gras polyinsaturés, indispensables à la croissance des larves (Bellou et al., 2016; Guedes et Malcata, 2012; Muller-Feuga, 2000).

De nombreuses études se sont intéressées à l'espèce *Haslea ostrearia* qui produit la «marennine» un pigment bleu-vert responsable du verdissement des huîtres dans le bassin Marennes-Oléron (**Gastineau, 2011; Mouget et al., 2005; Prygiel et Coste, 2000**).

Faisant objet de nombreux ensemencements, *Haslea ostrearia* est aussi connue pour ses qualités gustatives et organoleptiques (**Prygiel et Coste, 2000**).

Certaines espèces de diatomées sont employées en industrie pharmaceutique pour fabriquer des substances ayant des propriétés antibiotiques, antitumorales, etc.

Certaines diatomées de *Pseudo-nitzschia* génèrent de l'acide domoïque, cet acide, après avoir consommé des fruits de mer contaminés, entraîne des pertes de mémoire parfois permanentes (**Lefebvre et Robertson, 2010**). Utilisé en neuropharmacologie, l'acide domoïque peut servir de modèle pour étudier les maladies d'Alzheimer ou de Parkinson.

En milieu marin, certaines diatomées, telles que *Chaetoceros calcitrans*, peuvent dégrader les hydrocarbures (**Prygiel et Coste, 2000**).

La terre des diatomées ou diatomite, roche sédimentaire siliceuse biogénique constituée principalement de frustules de diatomées est utilisée dans un certain nombre d'applications industrielles telles que les filtres à eau, les pâtes abrasives, les isolants et les insecticides (**Vizinet et de Reviere, 1995**). La diatomite est aussi employée en combinaison avec la nitroglycérine, pour produire de la dynamite (**Falaise, 2019**).

La plupart des gisements de pétrole proviennent de diatomées sédimentées sur le fond marin à des échelles de temps géochimiques.

Ces dernières années, des études scientifiques ont également été menées afin de rechercher les diatomées et autres microorganismes capables de produire des lipides utilisables comme alternatives aux énergies fossiles (**Debenest, 2007**).

Les propriétés structurales et physiques des frustules siliceux font l'objet de plusieurs domaines de recherche tel que le domaine des nanotechnologies: production des batteries, de catalyseurs, de composés optiques, électroniques..... (**La Barre et Bates, 2018**).

De part leurs nombreuses et diverses propriétés, les diatomées sont aussi employées dans la fabrication de produits cosmétiques, de pneus, de peinture, de béton, de papier ... (**Delly et Gill, 2012; Prygiel et Coste, 2000**).

I.9.2. Recherche et investigation à partir des diatomées

Les diatomées sont extrêmement sensibles aux moindres changements de leur environnement. Les variations qualitatives et ou quantitatives au sein des populations de diatomées témoignent une variation du milieu (**Seckbach et Kociolek, 2011**).

Les diatomées permettent d'évaluer la qualité des milieux aquatiques grâce à leur sensibilité aux différents paramètres physico-chimiques tels que le pH, la salinité, la température, l'alcalinité, les nutriments, la vitesse du courant ... Les eaux de bonne qualité et les eaux de qualité médiocre ne présentent pas la même flore diatomique, pour cette raison, elles sont de bonnes indicatrices de la qualité des eaux (**Prygiel et al., 1999a**).

Dans les océans, les diatomées sont utilisées pour observer la direction et mesurer la vitesse des courants marins. Elles peuvent aussi évaluer les changements dans la qualité et la composition de l'eau, tout comme dans l'eau douce (**Delly et Gill, 2012**).

Étant donné que les parois cellulaires en silice ne se décomposent pas facilement, les diatomées des milieux marins et lacustres pourraient être utilisées pour interpréter les conditions du passé. La paléocéologie est un domaine qui utilise à la fois des valves de diatomées vivantes et fossiles préservées dans les sédiments marins et d'eau douce pour comprendre les facteurs environnementaux qui influencent la présence et l'abondance actuelles de l'espèce (**Smol et Stoermer, 2010**).

Les scientifiques ont donc appliqué la connaissance des préférences des espèces dans les conditions actuelles pour expliquer les espèces de diatomées du passé et les conditions historiques qui prévalaient dans lesquelles elles ont survécu.

Les diatomées sont aussi utilisées en médecine légale par la police scientifique dans les cas de noyade afin de diagnostiquer et de déterminer l'origine du décès (**Ludes et Coste, 1996**).

I.10. Bio-indication par les diatomées

Les diatomées sont des organismes extrêmement performants en ce qui concerne leur adaptabilité environnementale, leur distribution et leur histoire évolutive. Ce groupe d'algues présente de nombreux avantages en tant que bioindicateurs dans les études de surveillance des écosystèmes aquatiques (**Lowe, 1974**), ce qui en fait les organismes algaux les plus fréquemment utilisés dans les programmes de surveillance de la qualité de l'eau (**Szigyártó et Bakos, 2015; Prygiel et al., 1999b; McCormick et Cairns, 1994**).

Les méthodes d'évaluation de la qualité de l'eau basées sur l'utilisation des diatomées sont bien développées et leurs performances ont été établies dans le monde entier pour différents types d'habitats aquatiques, y compris les eaux douces, saumâtres et les estuaires, les environnements lenticques et lotiques et les zones humides (**Lobo et al., 2016; Martin et de los Reyes Fernández, 2012**).

Les programmes de surveillance basés sur les organismes vivants quantifient l'état de santé d'une rivière, par opposition aux analyses physico-chimiques intermittentes (**Salomoni et al., 2006; Soininen, 2004; Karr, 1991**).

Les communautés algales reflètent les caractéristiques des écosystèmes aquatiques par la présence ou l'absence d'espèces et la croissance ou la diminution des populations. En pratique, seuls certains groupes d'algues benthiques sont fréquemment utilisés pour évaluer la qualité des eaux naturelles (**Potapova et Charles, 2002; McCormick et Cairns, 1997**), en particulier pour mesurer les degrés de saprobie et de salinité (**Nautiyal et Nautiyal, 2018; Barinova, 2017**). Si la qualité de l'eau est altérée par certaines activités humaines et que cette altération dépasse les intervalles de tolérance de ces espèces, leurs populations diminueront ou disparaîtront. La détermination des facteurs à l'origine de ce déclin nécessite des études supplémentaires complexes, mais la réponse de la communauté algale indiquera une certaine détérioration de la qualité de l'eau et une source potentielle de pollution.

Les études de **Beyene et al. (2009)** révèlent que les communautés de diatomées benthiques permettent une évaluation plus précise de la qualité et de l'intégrité biotique des écosystèmes aquatiques que les protozoaires ou les invertébrés.

Les diatomées aident également à évaluer les conditions environnementales dans les rivières, les lacs et les ruisseaux, en précisant leur importance écologique dans ces écosystèmes, leur capacité à réagir rapidement à la dégradation de l'environnement et leur facilité d'utilisation (**Stevenson et al., 1999; Dixit et al., 1992; Round, 1991a,b**). Les diatomées réagissent directement et avec sensibilité à de nombreux changements physiques, chimiques et biologiques et puisqu'elles se trouvent dans presque tous les habitats aquatiques, elles peuvent être utilisées pour comparer les cours d'eau, les lacs, les marécages, les océans, les estuaires et même certains habitats aquatiques éphémères (**Smol et Stoermer, 2010**).

Les caractéristiques des assemblages de diatomées ont été utilisées pour évaluer l'intégrité écologique des cours d'eau, ainsi que pour diagnostiquer les causes de la dégradation.

Les communautés de diatomées benthiques sont largement utilisées pour surveiller la qualité de l'eau en raison de certains aspects :

- **Les diatomées sont pratiquement cosmopolites** (Ács et al., 2004), avec une large répartition géographique, leur présence dans tous les milieux (des pôles aux régions désertiques, aussi bien dans les eaux douces que dans les mers, y compris les eaux saumâtres, thermales et hypersalées), sous une large gamme de conditions environnementales (Blanco Lanza et al., 2011), offre la possibilité de créer une grande base de données (Lecointe et al., 1993) et de comparer des études menées sur différents sites.
- **Les diatomées benthiques** ont un cycle de vie relativement court (Rimet et al., 2005; Stevenson et al., 1999; Baars, 1983), ce qui favorise des réponses rapides aux changements environnementaux. Les communautés d'algues benthiques sont souvent les premières à réagir aux perturbations environnementales et les premières à rebondir après le rétablissement des conditions optimales.
- **La grande sensibilité** des diatomées aux facteurs environnementaux (Kale et Karthick, 2015), **et la très grande spécificité** de certaines espèces dans leurs préférences et leurs tolérances écologiques peuvent fournir des informations sur de nombreux paramètres physico-chimiques de l'eau (salinité, pH, température, eutrophisation...). Les diatomées peuvent aussi accumuler des métaux lourds et des substances organiques dangereuses provenant de l'environnement (Morin, 2006).
- Elles ont **une mobilité restreinte**, ce qui leur confère un potentiel indicateur élevé en raison de leur incapacité à éviter la pollution par la migration, ce qui signifie qu'elles peuvent s'adapter ou simplement disparaître.
- **La rémanence de leur squelette siliceux** permet la conservation de l'information *in situ* et dans les collections d'échantillons.
- **Les indices de diatomées** les plus courants sont basés sur l'identification de 400 individus par échantillon. Ceci rend l'erreur d'estimation de la composition de la communauté inférieure à 10%, ce qui implique une grande précision de ces méthodes d'un point de vue statistique (Blanco Lanza et al., 2011).
- **Les communautés de diatomées benthiques** sont généralement **plus diversifiées** que les autres groupes d'organismes aquatiques. Des centaines d'espèces peuvent coexister sur quelques cm² de substrat, et chaque espèce avec des plages optimales et de tolérances spécifiques par rapport aux facteurs environnementaux, de sorte que la communauté se comporte comme un système de suivi biologique complexe.

- Les échantillons facilement prélevés sont aussi faciles à manipuler et nécessitent peu de fixation, ce qui peut être un avantage majeur à long terme, car les échantillons conservés et les préparations microscopiques fixes peuvent être réexaminés à tout moment pour des investigations ultérieures.

Pour tous ces avantages, les diatomées sont qualifiées d'« excellent bio-indicateurs » généraux de la qualité des eaux des milieux lotiques, souvent utilisées pour surveiller l'état des rivières et des cours d'eau ainsi que les changements écologiques, chimiques et physiques et fournir un indicateur d'alerte précoce de l'augmentation de la pollution et du succès de la restauration (Prygiel et al., 1999b).

Chapitre II

La tératologie chez les diatomées

II.1. Introduction

Dans leur habitat naturel, les communautés de diatomées sont exposées à de multiples apports anthropiques qui affectent leur cycle de vie, entraînant des morphologies de valves différentes de celles trouvées dans les habitats non perturbés. Les valves qui diffèrent de la normalité dans une population pour une espèce donnée, présentant des anomalies en termes de symétrie, de motif de stries, de raphé et de structure, sont appelées formes tératologiques (Gonçalves et al., 2019; Riato et al., 2018; Dziengo-Czaja et al., 2008).

Selon la littérature actuelle, la présence de malformations ou de tératologies dans des environnements contaminés est considérée comme une indication de stress; cependant, les mécanismes qui induisent les malformations et quantifient les tératologies sont encore mal connus (Falasco et al., 2021; Lavoie et al., 2017).

La déformation du contour/forme des valves, la perte des aréoles, les changements dans les modèles (formes) de stries et les déformations du raphé sont les principales formes tératologiques affectant les valves de diatomées, souvent corrélées à une altération physiologique et métabolique de la cellule diatomique (Falasco et al., 2021; Falasco et al., 2009b).

La tératologie ne semble pas affaiblir la capacité de reproduction ou la viabilité des cellules affectées (Falasco et al., 2021), Cependant, certaines formes de tératologie sont soupçonnées d'être létales (Arini et al., 2013).

Les formes anormales sont observées chez les espèces polluo-tolérantes et chez les espèces polluo-sensibles.

Les formes tératologiques et leur lien avec des conditions altérées du milieu ont été étudiées en laboratoire (Wandler et al., 2014; Duong et al., 2010) et sur le terrain (Cantonati et al., 2014; Muhr, 2014; Falasco et al., 2009a), dans ce cas, la tératologie naturelle est peu fréquente et généralement enregistrée à des abondances relatives ne dépassant pas 1 % (Morin et al., 2012a) de sorte qu'une augmentation de l'abondance peut être associée à une augmentation des polluants ou d'autres facteurs de stress (Lavoie et al., 2017; Cattaneo et al., 1998).

Le rétablissement de la morphologie normale après la reproduction sexuée chez les diatomées déformées issues de cultures à long terme indique que les tératologies ne découlent pas d'une dérive génétique (Granetti, 1968). À cet égard, les travaux d'Arini et al. (2013) ont montré que les tératologies induites par le cadmium chez *Planothidium frequentissimum* diminuaient avec la décontamination, preuve que la tératologie chez les diatomées apparaît dans des environnements altérés mais disparaît progressivement avec le retour à des conditions normales.

De nombreux auteurs estiment que les modifications morphologiques des diatomées pourraient être des outils utiles pour surveiller les changements environnementaux dans un écosystème aquatique (Cantonati et al., 2014; Falasco et al., 2009b; Gold et al., 2002; McFarland et al., 1997).

La présence de frustules déformés dans les écosystèmes pollués est souvent une réaction à des produits chimiques nocifs. C'est pourquoi l'utilisation d'anomalies morphologiques dans les études de biosurveillance suscite un grand intérêt.

Les tératologies ouvrent une boîte à outils pour évaluer la santé des écosystèmes aquatiques et on peut s'attendre à ce que leur occurrence et leur gravité soient liées au degré du stress (Noune et al., 2024; Lavoie et al., 2017; Olenici et al., 2017).

II.2. Différents types de tératologies

Les diatomées peuvent présenter différents types de déformation de leur frustule siliceux (Falasco et al., 2009b).

- **Type 1** : La déformation **du contour de la valve** est la déformation la plus couramment observée, se caractérise par un manque ou une perte de symétrie par rapport aux deux axes : formes pentagonales ou trilobées, un contour anormal : courbé, dentelé, incisé, en forme de rein, gonflé, jumelé, ondulé, montrant des protubérances bulbeuses ou en forme de boomerang (**Figure II.1**).
- **Type 2** : Modifications **du motif des stries** : Les fines ornementsations de la valve peuvent devenir irrégulières : plus espacées ou absentes sur une partie du frustule, altérées, fragmentées ou ramifiées (**Figure II.2**).
- **Type 3** : Changements dans la forme et la taille de **la zone longitudinale et centrale** (ex : déplacée, doublée, anormalement élargie, absente) (**Figure II.3**).
- **Type 4** : Modifications du **raphé** (fendu, sinué ou fragmenté, parfois rabaissé, double ou triple, angulaire, bifurqué, orienté vers le centre de la valve, complètement absent, avec des parties associées et parfois reliées aux aréoles) (**Figure II.4**).
- **Type 5** : Modifications du **système canalaire du raphé** (fibules déformées, courbées et parfois repliées ou déplacées, désordonnées et étirées).
- **Type 6** : Arrangement ou disposition inhabituelle des cellules formant des colonies.
- **Type 7** : Des tératologies **mixte**, dans lesquels une valve montre plus d'un type de tératologie, chacun indépendant des autres (**Figure II.5**).

Un nouveau type de tératologie, qualifié de tératologie de **Type 8** par **Falasco et al. (2021)**, décrit récemment par **Olenici et al. (2019)**, consistant en une altération du cingulum, en particulier la valvocopula. Cette nouvelle déformation affectant les bandes de gaine d'*Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki et *Achnantheidium macrocephalum* (Hustedt) Round et Bukhtiyarova a été identifiée dans la rivière Roşia montană (Roumanie) touchée par une pollution métallique (**Figure II.6 et Figure II.7**).

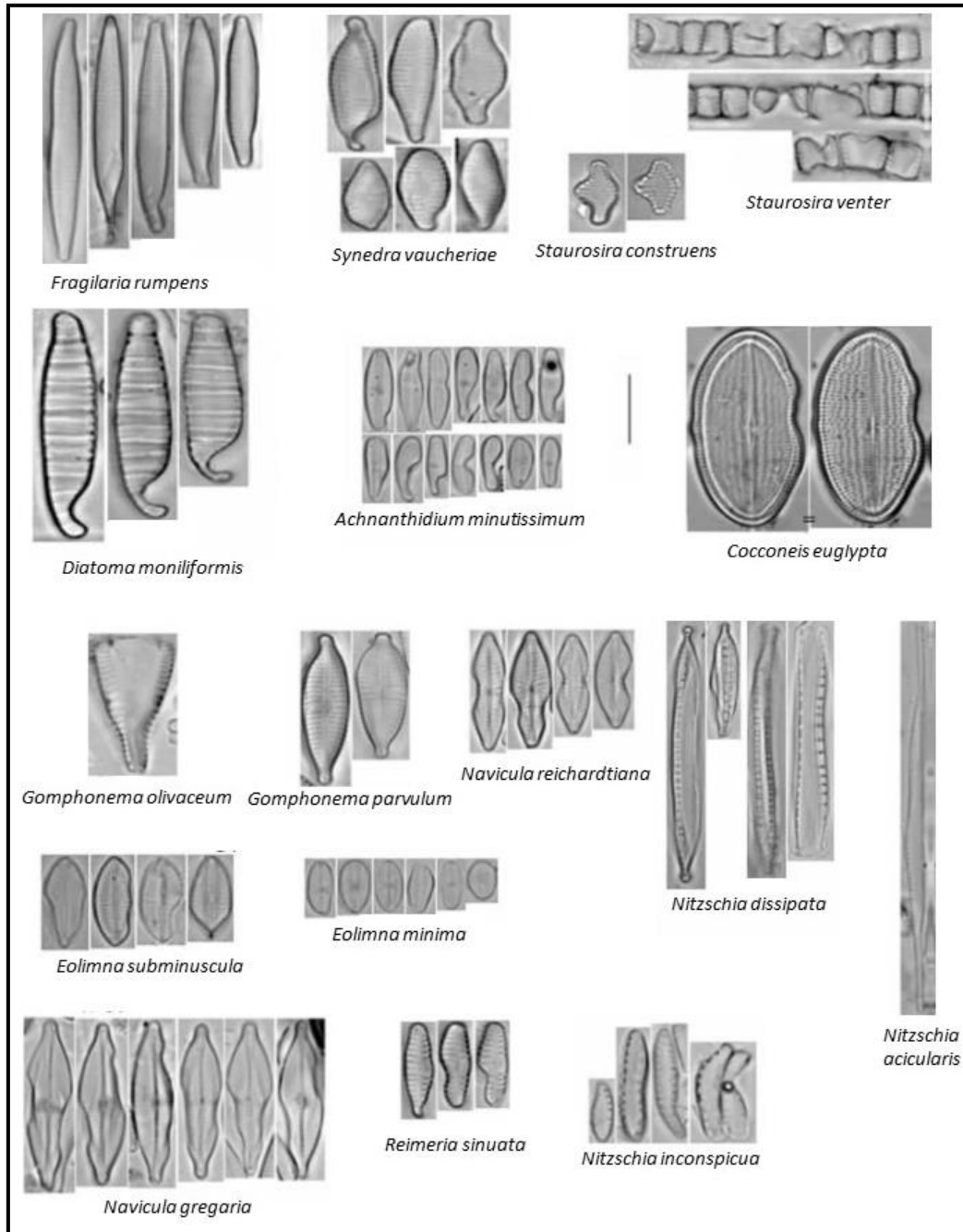


Figure II.1. Tératologie de type 1. Exemples de contours de valves irréguliers enregistrés dans la rivière Bormida, Italie. Barre d'échelle = 10 µm. **Falasco et al. (2009b)**.

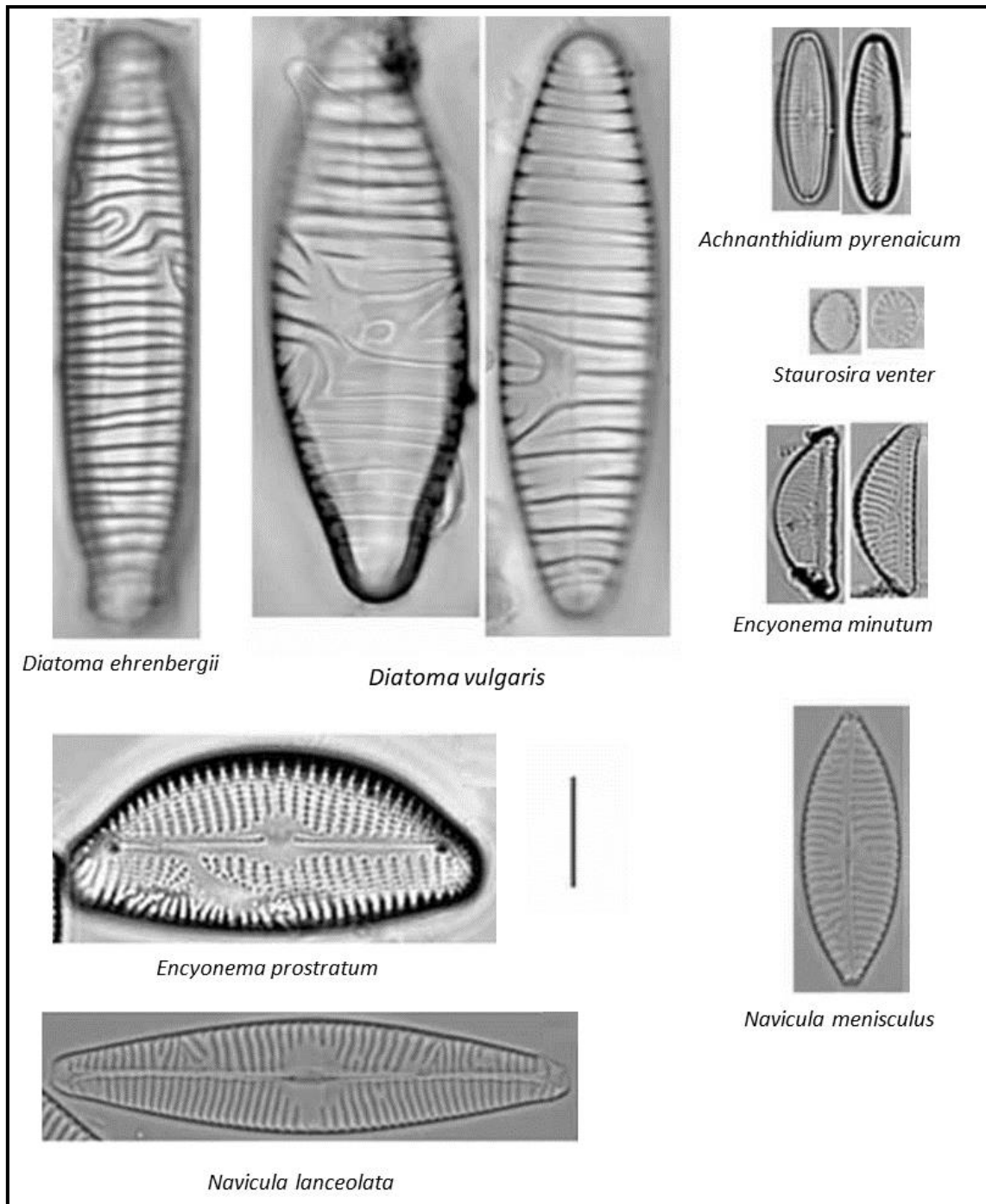


Figure II.2. Tératologie de type 2. Exemples de motifs d'ornementation déformés enregistrés dans la rivière Bormida, en Italie. Barre d'échelle = 10 µm. Falasco et al. (2009b).



Figure II.3. Tératologie de type 3. Déformation impliquant la zone longitudinale, *Cocconeis pseudolineata* (Geitler) Lange-Bertalot, enregistrée dans la rivière Bormida, Italie. Barre d'échelle = 10 μ m. **Falasco et al. (2009b).**

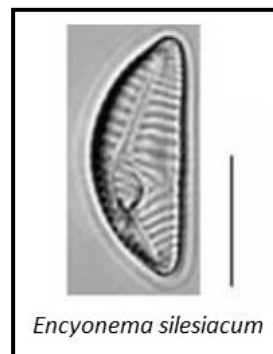


Figure II.4. Tératologie de type 4. Tératologie du raphé, *Encyonema silesiacum* (Bleisch) Mann, enregistrée dans la rivière Bormida, Italie. Barre d'échelle = 10 μ m. **Falasco et al. (2009b).**

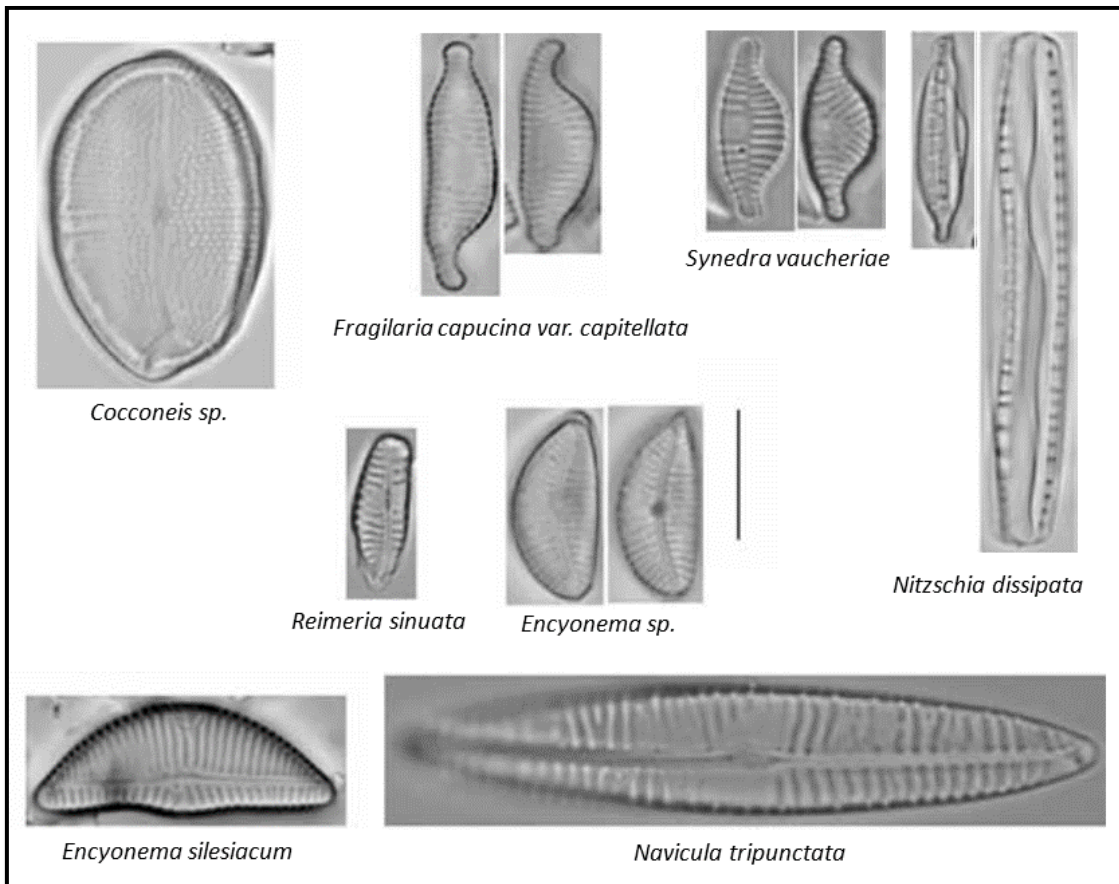


Figure II.5. Tératologies de type 7. Tératologies mixtes, enregistrées dans la rivière Bormida, Italie. Barre d'échelle = 10 μm. Falasco et al. (2009b).

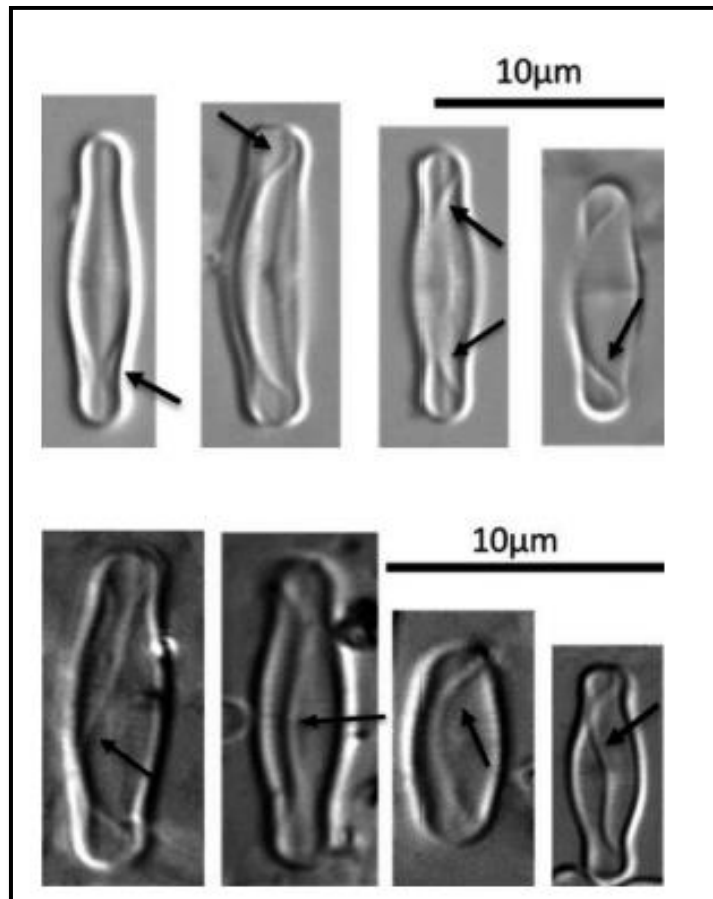


Figure II.6. Tératologie de type 8. Valvocopula déformée *Achnantheidium* sp. vue au microscope optique. Olenici et al. (2019).

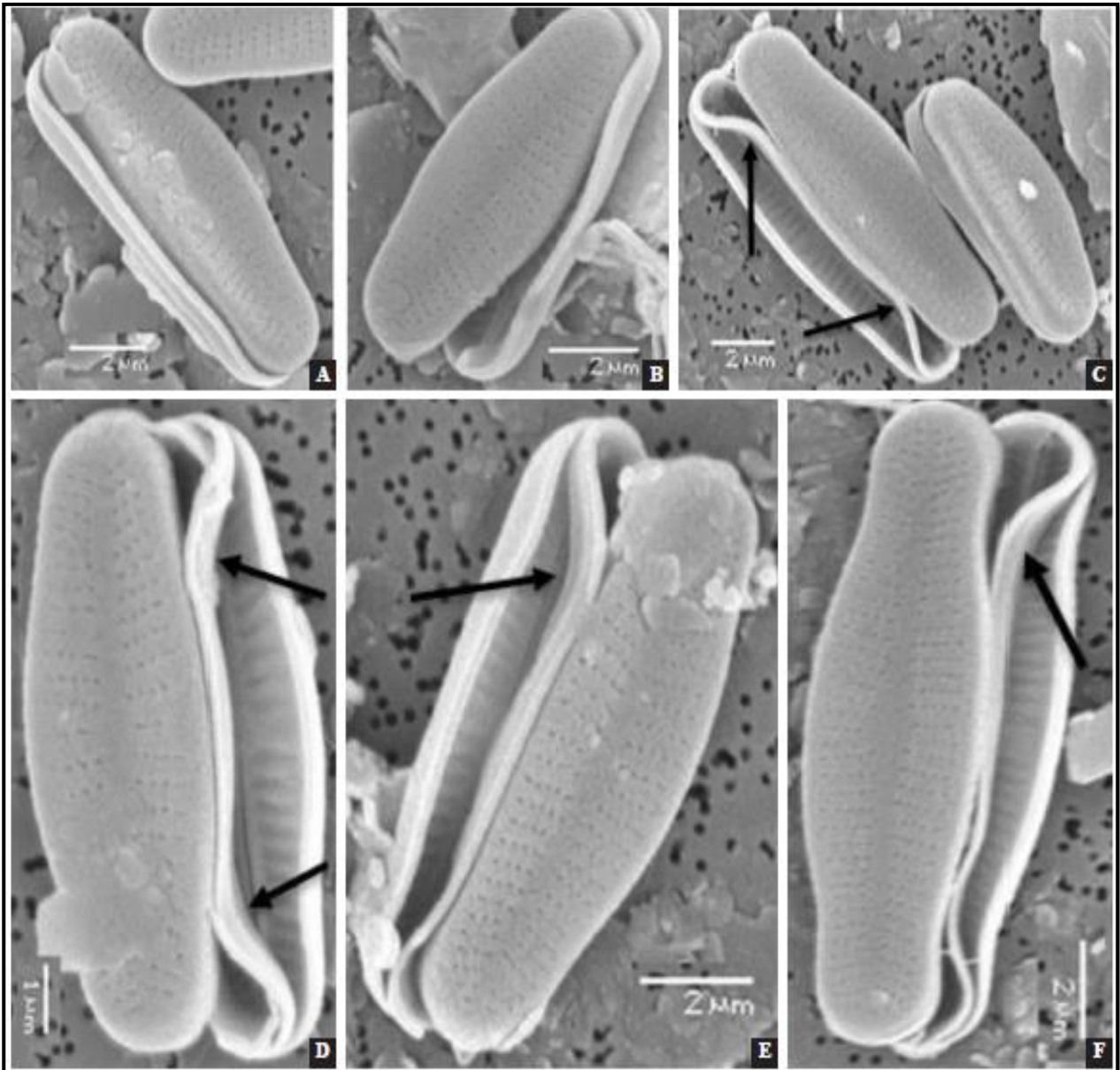


Figure II.7. Valvocopula déformée d'*Achnantheidium* sp. observée au microscope électronique à balayage (MEB) en comparaison avec la normale (A et B = frustules normaux, C, D, E et E = frustules anormaux. **Olenici et al. (2019).**

II.3. Mécanismes induisant les déformations chez les diatomées

Sur la base de la littérature disponible, les mécanismes exacts induisant des tératologies ou des déformations du frustule chez les diatomées ne sont pas entièrement compris (**Lavoie et al., 2017**).

Sous la pression d'un stress donné, les processus cellulaires impliqués dans la division cellulaire et la formation des valves peuvent être altérés (**Barber et Carter, 1981**).

Une explication hypothétique de la formation de tératologie est que les contaminants ou les polluants perturbent l'homéostasie cytoplasmique en modifiant la polarité de la membrane cellulaire et en provoquant une acidification cytoplasmique (**Pinto et al., 2003**).

Afin de contrer ce déséquilibre cytoplasmique, les frustules de diatomées commencent à induire la formation de corps lipidiques (**Park et al., 2020b; Pandey et Bergey, 2018, 2016; Gautam et al., 2017**). Plusieurs chercheurs ont découvert que les diatomées accumulent des molécules à haute énergie telles que des caroténoïdes et/ou des lipides dans des conditions de stress telles que la salinité, une carence en nutriments, la température et un stress lumineux élevé (**Cheng et al., 2014; Zhang et al., 2014; Sharma et al., 2012; Bertrand, 2010**).

Le déséquilibre cytoplasmique dans les cellules de diatomées conduit également à des perturbations au niveau du système microtubulaire, qui contribue activement au mouvement de la silice vers les vésicules de dépôt de silice, ce qui peut entraîner des déformations des frustules de diatomées (**Pandey et al., 2018a**). Ainsi, Le système microtubulaire des diatomées peut être affecté par l'exposition à des médicaments anti-microtubules (**Schmid, 1980**) ou à des pesticides (**Debenest et al., 2008**). Cela peut entraîner une formation aberrante de noyau lors de la division cellulaire et la déformation de la nouvelle valve. **Licursi et Gómez (2013)** ont constaté que lorsque des biofilms matures étaient exposés au chrome hexavalent, il y avait une augmentation notable de la formation de noyaux anormaux.

II.4. Variabilité de la taille

La réduction de la taille des frustules de diatomées est une réponse courante au stress environnemental (**Morin et al., 2012a; Kociolek et Stoermer, 2010; Daufresne et al., 2009**), une diminution de la taille des frustules au sein d'une espèce donnée a également été rapportée en réponse au stress métallique (**Cantonati et al., 2014**).

Par exemple **Morin et Coste (2006)**, ont pu mettre en évidence une réduction significative de la taille pour les espèces *Nitzschia palea* et *Gomphonema parvulum* recueillis dans les cours d'eau pollués par les métaux (Cd et Zn).

Luís et al. (2011) ont signalé une diminution de la taille des frustules de *Brachysira vitrea* sur des sites affectés par une pollution métallique et acide au ruisseau Corona, au Portugal.

De même **Cattaneo et al. (2004)** ont enregistré une réduction importante de la taille des frustules de *Achnanthes minutissima*, *Brachysira vitrea*, *Asterionella formosa* et *Tabellaria flocculosa* prélevées

des carottes de sédiments du lac Dufault au Canada sous contrainte métallique (Cd, Cu, Fe, Pb et Zn).

Kling (1993) discute la réduction rapide de la taille des cellules d'*Asterionella formosa* en relation avec une faible teneur en Si, une augmentation du P et/ou une augmentation de la température. Selon l'auteur, la réduction de la taille des cellules pourrait être une réponse du frustule de diatomée au stress environnemental.

Cependant, La réduction et la variation de taille sont des caractéristiques normales des populations de diatomées qui résultent de leur mode de reproduction végétatif (**Laney et al., 2012**).

La taille des frustules de diatomées varie naturellement avec le temps, et diminue progressivement en raison de la formation de nouvelles valves au sein des thèques parentales.

Par conséquent, sans comparaison au fil du temps il est impossible d'évaluer et de déterminer dans quelle mesure la variation de taille constatée dans l'étude peut être liée à des facteurs environnementaux. Les études futures utilisant cette métrique devraient établir la plage de taille naturelle de chaque espèce, le taux de déclin normal et l'échantillonnage saisonnier pour déterminer le moment de la régénération de la taille (**Park et al., 2020a**).

II.5. Facteurs responsables de l'apparition de tératologies chez les diatomées

De nombreuses études ont démontré que la morphologie des valves de diatomées peut être modifiée par les variations des conditions environnementales, étant donné qu'un tel effet est une réponse évidente aux conditions environnementales, il pourrait être utilisé comme caractéristique finale dans l'évaluation du stress.

Selon **Hustedt (1956)**, lors de la formation des auxospores, les conditions environnementales spécifiques peuvent entraîner des modifications morphologiques qui se perpétuent pendant la reproduction végétative, générant ainsi une population dont la morphologie diffère de celle de la lignée parentale.

Les changements de morphologie ne semblent pas être causés par des mutations génétiques, car les diatomées retrouvent leur forme habituelle au cours du cycle sexuel suivant (**Granetti, 1968**).

Le développement de cellules anormales de diatomées est causé non seulement par les altérations environnementales naturelles et les conditions de croissance artificielle, mais également par la contamination chimique humaine.

La plupart des études sur les tératologies des diatomées ont indiqué que la détection des formes anormales (présence/absence) constitue un signal fiable approprié pour révéler un stress sur l'environnement. La fréquence de déformation comprise entre 0 et 0,5 % devrait être considérée

comme naturelle (**Morin et al., 2012a**), tandis que des pourcentages plus élevés peuvent être interprétés comme des signaux d'alerte de contamination. Cependant, l'absence de déformation peut faciliter l'interprétation de certains résultats.

C'est le cas des études portées par **Tudesque et al. (2012)**, qui ont cherché à comprendre l'effet des substances toxiques et des charges solides en suspension dans une étude sur l'impact d'une mine aurifère. Les auteurs ont conclu que les changements observés dans la flore des diatomées étaient principalement dus à la charge en matières en suspension plutôt qu'aux métaux traces en raison de l'absence de formes tératologiques dans les échantillons.

Dans le domaine de la paléolimnologie, les formes tératologiques peuvent être considérées comme l'un des meilleurs systèmes de détection précoce, ainsi que pour le suivi les conditions environnementales passées.

À cet égard, des formes tératologiques de *Fragilaria crotonensis* Kitton ont été rencontrées dans un échantillon de carottes daté de 1988 à 2010 dans le réservoir de Guarapiranga (Sao Paulo, Brésil). La présence de formes tératologiques était induite par le sulfate de cuivre qui a été utilisé pour faire face à une prolifération de cyanobactéries dans le réservoir (**Fontana et al., 2014**).

Zalat et al. (2018) ont observé des formes anormales de diatomées dans un échantillon de carottes de sédiments prélevées dans le lac Mlynec (nord de la Pologne), les formes aberrantes de diatomées étaient liées à l'augmentation des activités anthropiques et des concentrations en nutriments à partir de 1900.

II.5.1. Les métaux lourds

La contamination du milieu aquatique par les éléments traces métalliques est un paramètre difficile à détecter, en particulier lorsque les concentrations efficaces sont très faibles et que la variabilité des apports et du régime d'écoulement devient élevée au fil du temps (**Leguay et al., 2016**).

De plus, la pollution intermittente est difficile à évaluer en utilisant des analyses chimiques, car la mesure doit être réalisée précisément lors du rejet de polluants (**Lainé et al., 2014**). Au contraire, la teneur en métaux traces extra et intracellulaires dans le biofilm pourrait fournir des renseignements essentiels quant à la gravité et à la durée de la contamination par les métaux traces.

La concentration intracellulaire de métaux traces représente un bon indicateur du gradient d'ions métalliques libres (**Kim Tiam et al., 2018**), même si l'internalisation montre des modèles et des périodes différents selon le métal. Cependant, les analyses de concentration intracellulaire sont

difficiles à réaliser compte tenu des coûts et de l'équipement requis et pourraient difficilement être incluses dans les programmes de surveillance de routine menés par les agences environnementales.

La présence de métaux traces dans l'environnement influence fortement la santé des diatomées, de sorte que l'excès de certains éléments peut avoir des conséquences négatives sur leurs cycle de vie et provoquent l'apparition des formes aberrantes de leurs frustules (**Falasco et al., 2021**).

Plusieurs études ont montré une corrélation positive significative entre l'abondance des cellules déformées et la présence de métaux dans l'environnement (**Cerisier et al., 2018; Pandey et al., 2018b; Pandey et Bergey, 2018; Cantonati et al., 2014; Falasco et al., 2009a; Morin et al., 2007; Cunningham et al., 2005; Gold et al., 2003b**).

Le lac d'Orta, est l'un des exemples les plus marquants de pollution industrielle en Italie. Le cuivre est considéré comme l'un des principaux contaminants toxiques du lac depuis les années 1920. Outre les modifications dans la composition des espèces, la diversité et le biovolume, la communauté de diatomées a été caractérisée par des pourcentages élevés de formes tératologiques de *Synedra tenera* : le frustule a présenté un contour anormal de valve (**Ruggiu et al., 1998**). Des Frustules déformés d'*Eunotia sp.* et *Fragilaria cf. tenera*, *F. capucina var. rumpens* ont également été trouvés en relation avec une forte concentration de cuivre dans les sédiments.

En Irlande, **Barber et Carter (1981)** ont identifié des cellules aberrantes d'*Eunotia exigua*, avec un contour anormal des valves, près d'une mine de cuivre très acide, pH = 2,4.

En plus des concentrations élevées de cuivre, une plage étroite de Cu^{+2} ($10^{-8,6}$ à $10^{-8,3}$ M) peuvent induire des altérations morphologiques chez *Thalassiosira pseudonana* et des frustules jumelés de *Nitzschia delicatissima* (**Thomas et al., 1980**).

Morin et al. (2008b) ont trouvé une corrélation positive significative entre la contamination par les métaux lourds, le cadmium et le zinc et la présence de formes tératologiques dans le Riou Mort, au sud-ouest de la France. Les auteurs ont constaté que la déformation du frustule était la forme tératologique la plus dominante.

En particulier, *Fragilaria capucina var. gracilis* a présenté des frustules ondulés perdant leur symétrie transversale caractéristique. Les auteurs ont également trouvé un contour anormal des valves chez les espèces *Cocconeis pediculus*, *C. placentula* et *Planothidium frequentissimum* ainsi que chez plusieurs espèces appartenant aux genres *Fragilaria* et *Ulnaria*, telles que *U. ulna* qui a présentait un motif anormal de stries et une zone longitudinale déplacée.

Sous microscope électronique à balayage, **Morin et al. (2008a)** ont observé une interruption du raphé chez *Encyonema minutum*, *Eolimna minima* et *Naviculadicta seminulum*, une striation anormale chez *Achnantheidium minutissimum* et *E. minima*, un contour de valve irrégulier et des

fissures du raphé distal chez *E. minima* et *Mayamaea* spp. Un motif poreux anormal des pôles dans *E. minima* et *Gomphonema parvulum*, une légère asymétrie chez *Amphora pediculus* ainsi que des apex déformés observés chez *G. parvulum* et *Nitzschia palea* en réponse à une contamination au cadmium en conditions artificielles.

Le développement anormal des valves a été observé chez plusieurs taxons dans la rivière Filvida, au Portugal. Les concentrations modérées de cadmium et de zinc dans les sédiments des cours d'eau semblaient être associées à la présence de spécimens tératologiques de *Fragilaria crotonensis* et *F. capucina* var. *rumpens*. Selon **Nunes et al. (2003)**, ces deux métaux, comme le cuivre, génèrent des frustules asymétriques, anormaux et courbés, avec des valves entaillées ou incisées.

Les populations de *Tabellaria flocculosa* montraient également l'impact de la contamination au cadmium (à partir de 0,001 mg/l), avec des colonies qui ne présentaient pas la configuration habituelle en zigzag, mais une chaîne droite (**Adshead-Simonsen et al., 1981**).

Le mercure est l'un des métaux lourds les plus nocifs, et seules les espèces les plus résistantes peuvent tolérer la contamination par le mercure. Les taxons tolérants présentent de nombreuses altérations morphologiques causées par ce métal, des colonies anormales chez *Asterionella formosa* (**Tompkins et Blinn, 1976**) et valves anormales chez *Nitzschia liebethrutti* lorsque le mercure et l'étain se rencontrent (**Saboski, 1977**).

En général, plusieurs éléments sont présents dans l'environnement et il est très difficile de définir les effets d'un seul métal lourd sur les communautés de diatomées, il n'est possible de déterminer les relations de cause à effet entre le métal et la diatomée que par l'utilisation de microcosmes artificiels.

Une expérience menée par **Thomas et al. (1980)** a montré que la formation des colonies a été influencée par une solution métallique mixte (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Ge et Zn). Avec la variation des composants du mélange, la fréquence des chaînes aberrantes augmentait avec l'augmentation des concentrations de Cu et de Ge.

Des aberrations morphologiques similaires ont également été observées chez *Coscinodiscus* sp. exposée à 3 µg Hg/l. Des cellules allongées de *Chaetoceros danicus*, *C. curvisetus* et *Skeletonema costatum* se sont développées en présence de Cu et de Hg, tandis que ces métaux entraînaient des protubérances bulbeuses et parfois un contour courbé dans *Stephanopyxis palmeriana*. *Nitzschia delicatissima* a parfois été observé dans un état jumelé lorsqu'il était cultivé en présence de la solution métallique mixte, alors que *Cylindrotheca closterium* a développé des cellules anormalement gonflées dans la zone centrale.

Dans une rivière contaminée par des métaux au Colorado, aux États-Unis, McFarland et ses collègues ont enregistré un taux assez élevé de cellules anormales de *Fragilaria*. *Fragilaria capucina* présentait des cellules tératologiques asymétriques avec des valves pliées, parfois entaillées ou incisées, *Fragilaria ulna* montrait des valves entaillées ou incisées, des valves asymétriquement pliées et parfois des stries anormales, ainsi qu'une zone axiale à motifs. *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae* étaient asymétriques et présentaient des valves pliées, les valves de *F. arcus* étaient entaillées ou incisées. L'analyse de régression réalisée pour déterminer l'importance relative des métaux dissous dans l'explication de l'apparition de cellules aberrantes de *Fragilaria* a révélé que Cd, Cu, Fe et Zn étaient responsables du développement de formes tératologiques (McFarland et al., 1997).

Le grand nombre de morphologies cellulaires anormales dans les communautés de diatomées pourrait être attribué à la forte contamination des zones côtières autour de Hong Kong par les métaux lourds (Dickman, 1998). Les frustules déformées d'*Achnanthes hauckiana* manquaient de symétrie bilatérale, tandis que Les individus déformés de *Diatoma* avaient généralement une ornementation anormale (avec un motif anormal de côtes) et *Fragilaria capucina* présentaient de symétrie longitudinale insuffisante.

La présence de métaux lourds dans la colonne d'eau et les sédiments est liée à la présence de formes tératologiques (Peres-Weerts, 2000). La corrélation entre les formes anormales et les métaux lourds semble plus forte dans les sédiments que dans la colonne d'eau. En outre, les pourcentages de formes tératologiques étaient plus fortement corrélés avec les niveaux de Cd, As, Pb et Hg dans la colonne d'eau qu'avec les niveaux de Zn, Cr, Cu et Ni. Des cellules de *Cocconeis placentula*, *Fragilaria brevistriata*, *F. capucina* var. *vaucheriae*, *F. capucina* var. *gracilis*, *F. construens*, *F. construens* var. *venter*, *Fragilaria pulchella*, *F. construens* var. *binodis*, *Navicula minima*, *N. tripunctata*, *Nitzschia. amphibia* et *N palea*, ont présenté un contour irrégulier de la valve, les valves de *Diatoma vulgare*, *Achnanthes hungarica*, *Gomphonema truncatum*, *Navicula trivialis* et *Rhoicosphenia abbreviata* ont montré des stries déformés.

La cause du développement de cellules tératologiques est difficile à identifier, à la fois parce que les données chimiques sont insuffisantes et que la contamination implique plusieurs éléments chimiques en mélange et non pas un seul composant, et c'est le cas de l'apparition de formes tératologiques de *Stephanodiscus niagarae* et de *S. parvus* dans le port de Hamilton au Canada. Yang et Duthie (1993) ont proposé deux hypothèses pour expliquer. La première est que l'eutrophisation et la pollution industrielle du port ont entraîné une forte compétition pour la silice :

dans ce cas, les espèces à forte absorption de silice *S. parvus* ont été plus silicifiées que les autres *S. niagarae*. La seconde hypothèse suggère que ces formes anormales pourraient être causées par les métaux lourds et autres substances toxiques présentes dans le lac.

II.5.2. pH

Selon **Barber et Carter (1981)**, les conditions de pH faible et élevé seules pourraient également induire la formation de formes tératologiques, avec des contours de valves fortement déformés. Ceci est démontré pour *Fragilaria virescens*, dans des conditions de pH très bas, environ 3 et *Nitzschia sinuata*, dans des conditions de pH élevé, environ 8,5.

Les faibles niveaux de pH ont été reconnus comme étant la seule cause possible du développement de formes tératologiques dans une étude menée dans des sites des îles Eoliennes (**Rogelja et al., 2016**).

Les diatomées marines du littoral britannique peuvent présenter des déformations en raison des conditions de vie extrêmes dans lesquelles les communautés doivent se développer. Par exemple, *Fragilaria striatula* et *Licmophora gracilis* ont montré des valves déformées, asymétriques ou même tordues. Certains *Amphora* et *Navicula*, ainsi que *Synedra tabulata* et *S. hyperborea* ont présenté les mêmes modifications morphologiques, ce qui peut être attribué aux variations de pH et de concentration en sel (**Aleem, 1950**).

Des formes aberrantes de diatomées ont été utilisées pour repérer et surveiller les zones affectées par les précipitations acides, comme le parc national de Great Smoky Mountains aux États-Unis (**Furey et al., 2009**). En effet, de nombreux cours d'eau d'amont dans cette région, bien qu'ils ne soient pas pollués par les eaux usées ou les déchets industriels, ont été pollués par des précipitations acides. Les taux d'*Eunotia subarcuatoidea* déformées étaient particulièrement élevés dans les sites où le pH était bas et les niveaux d'aluminium (Al), de baryum (Ba) et de manganèse (Mn) étaient élevés.

II.5.3. Faible vitesse et débit du courant, conditions de sécheresse, intensité lumineuse et température de l'eau

Certains facteurs environnementaux et interdépendants comme la lumière et la température ainsi que les conditions de sécheresse peuvent engendrer des modèles anormaux de dépôt de silice, ce qui entraîne le développement de formes tératologiques (**Antoine et Benson-Evans 1984**). Plusieurs diatomées anormales ont été détectées dans des échantillons de la rivière Wye, au Royaume-Uni. Les données chimiques de la rivière ont révélé que les valeurs nutritives étaient

généralement adéquates pour la croissance des algues et aucune toxine n'a été observée. L'analyse des variables environnementales et algales a mis en évidence des liens très significatifs entre les fréquences des formes anormales et les variables physiques. Ainsi, les chercheurs ont conclu que la faible vitesse et le faible débit du courant, les conditions de sécheresse et l'intensité lumineuse qui en résultent, ainsi que la température élevée de l'eau, étaient étroitement liés au développement de ces populations tératologiques.

Les déformations observées étaient principalement des contours de valve inhabituels et des stries irrégulières, **Antoine et Benson-Evans (1984)** ont enregistré des contours anormaux des valves et des motifs de striations interrompant la zone du pseudoraphé chez *Fragilaria vaucheriae* et *Synedra ulna*. Une striation interrompue et un raphé fragmenté chez *Cymbella ventricosa*. *Cocconeis placentula* a présenté des déformations du contour de la valve et une striation anormale.

II.5.4. Pesticides

Debenest et al. (2010) ont étudié les conséquences des pesticides sur les communautés de diatomées à différents niveaux : toxicité intracellulaire impliquant les organites, altération du métabolisme cellulaire, impact sur la croissance des diatomées, changement de composition de la communauté. Le mécanisme d'action de l'herbicide et la position de la communauté peuvent influencer la réponse des diatomées à ces composés toxiques, avec des niveaux de sensibilité différents selon les espèces, Des études écotoxicologiques réalisées en microcosmes ont enregistré des proportions significatives de formes tératologiques de diatomées dans des populations exposées au thirame et à une émulsion d'hydrocarbures (**Bayona et al., 2014**).

Une étude des effets de l'herbicide isoproturon dans les écosystèmes côtiers et estuariens a montré qu'un pourcentage significatif de *Navicula halophila* avait une forme anormale à la concentration d'essai la plus élevée (0,312 mg/l) (**Schmitt-Jansen et Altenburger, 2005**).

Selon **Larras et al. (2012)** l'exposition prolongée à l'herbicide peut entraîner une adaptation de la communauté de diatomées.

II.5.5. Drainage minier acide

Le drainage minier acide (DMA) est l'un des problèmes les plus nocifs pour l'environnement en raison de la pollution par les métaux traces. En effet, les résidus des mines abandonnées sont souvent riches en soufre. Lorsqu'ils sont exposés à l'eau et à l'air, ces déchets produisent des lessives acides (transformation des sulfures en acide sulfurique) et des métaux traces, qui percolent dans le sol et rejoignent les cours d'eau. Ainsi, les zones touchées par le DMA ont des pH très bas

(pH 2–4), une résistance ionique élevée et des charges métalliques dissoutes élevées, ce qui peut entraîner la formation de formes tératologiques de diatomées (**Jones et al., 2018; Luis et al., 2016, 2013**).

Dans les lacs acides du Łuk Mu_zakowa, frontière germano-polonaise, des valves tératologiques d'*Eunotia sp.* et *Pinnularia gibba* (Ehrenberg) Ehrenberg ont été observées, les communautés présentaient également une faible richesse et diversité en espèces de diatomées (**Sienkiewicz et Gasiorowski, 2019, 2017**).

Dans leurs études sur une zone minière (Roşia Montană) en Roumanie, **Olenici et al. (2017)** ont enregistré des pourcentages élevés de cellules déformées d'*Achnantheidium minutissimum* et d'*A. macrocephalum*, les auteurs ont révélé les principaux paramètres physico-chimiques qui influencent la déformation des valves, à savoir la conductivité, Zn et Cu. La présence d'individus déformés dans la zone d'étude peut être attribuée au fait que les communautés de diatomées ont été fortement affectées par le DMA libéré par les anciennes installations minières.

II.5.6. Lumière ultraviolet

La lumière ultraviolet (UV), un autre facteur environnemental qui influence le développement de la valve, L'UV a un impact sur la biochimie et la morphologie cellulaire (**Hessen et al., 1997**), entraînant une réduction du taux de croissance et une augmentation du volume cellulaire (**Buma et al., 1995; Van Donk et Hessen, 1995**).

II.5.7. Causes mécaniques

Les formes tératologiques peuvent être causées par des dommages mécaniques, comme les attaques par les brouteurs, les parasites fongiques ou protozoaires, ou le surpeuplement dans le biofilm dense de périphyton. Selon **Stoermer et Andresen (2006)**, si les cellules endommagées survivent, elles pourront se reproduire, dans ce cas, les clones filles construiront leur hypothèque en se basant sur l'épithèque endommagée, ce qui entraînera la propagation de la forme anormale à travers les générations. D'après **Barber et Carter (1981)**, le surpeuplement semble être à l'origine de la production anormale des contours des valves chez *Anomoeoneis exilis*, *Navicula gregaria* et *Fragilaria construens*.

II.5.8. Niveau de salinité

Bien que le niveau de la salinité de l'eau ait un impact principal sur la production de structures impliquées dans la formation des colonies (épines) et l'ancrage cellulaire (fultoportulae et rimoportulae) pour surmonter les problèmes de flottaison, il est possible d'observer des formes

tératologiques à des niveaux de salinité variables, comme des ornements superficielles aberrantes (position et forme des aréoles) et le contour de la valve. Les populations atypiques de *Tabularia* se développent le long des rives du lac Érié en raison des rejets salins et de la contamination industrielle. Leurs cellules sont marquées par des frustules courbés, des valves asymétriques, des stries anormales et des marges irrégulières **Sterrenburg (1973)**.

Des études ont montré que les niveaux élevés de conductivité de l'eau, causés par une augmentation de la salinité, constituent un facteur clé dans l'apparition de formes tératologiques dans les assemblages de diatomées d'eau douce (**Noune et al., 2023**). Des expériences ont démontré que la proportion de cellules de diatomées aberrantes augmente dans les traitements à conductivité élevée, et que le degré de déformation du contour des valves est proportionnel à la conductivité de l'eau induite (**Noune et al., 2024**).

II.5.9. Nutriments

Plusieurs variations morphologiques peuvent survenir dans des conditions riches en nutriments, conduisant à des cellules à la fois polymorphes et tératologiques.

Gómez et Licursi (2003) ont enregistré des déformations morphologiques chez *Pinnularia gibba* en relation avec des niveaux élevés de nutriments dans l'eau, DBO₅, DCO, Cu et Zn et un faible pH. Des cellules anormales ont également été trouvées chez *Cyclotella meneghiniana* exposées à une richesse élevée en nutriments, les cellules ont montré des changements dans le nombre de fultoportulae, la forme des stries, ainsi que dans la position et la forme des pores satellites du manteau (**Håkansson et Korhola, 1998**).

Des formes tératologiques de *Gomphonema parvulum* ont également été trouvées dans des stations fortement polluées par des charges de nutriments, en particulier de l'azote (**Murakami et Kasuya, 1993**).

Les carences en nutriments essentiels comme le silicium peuvent en effet entraîner des anomalies chez les diatomées, affectant leur croissance, leur composition biochimique et leurs interactions avec les facteurs environnementaux. Des études ont montré que la carence en silicium modifie considérablement la configuration et la composition chimique des frustules de diatomées, rendant les cellules moins tolérantes à la toxicité des microplastiques et plus sensibles à l'adsorption et à l'hétéro-agrégation avec les polluants (**Chen et al., 2023**). En outre, les variations de la disponibilité du silicium ont été liées à des changements dans les réponses fonctionnelles d'acclimatation des espèces de diatomées, affectant les taux de croissance et l'efficacité de la photosynthèse des cellules (**Petrucciani et al., 2022**). Des expériences sur *Navicula incerta* ont démontré que les déséquilibres

en nutriments, y compris les carences en silicium, peuvent avoir un impact sur la cinétique de croissance et la composition chimique, modifiant les concentrations de lipides, de protéines et d'hydrates de carbone chez les diatomées (**Encinas-Arzate et al., 2020**).

II.5.10. Composés toxiques

Les composés toxiques, tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et le cyanure peuvent induire le développement de formes tératologiques.

De nombreux frustules tératologiques de *Cyclotella atomus*, *C. meneghiniana* et *C. pseudostelligera* avec des modifications dans le motif de stries ont été trouvés dans la rivière Tisza (Hongrie) particulièrement contaminée par de grandes quantités de cyanure et de métaux lourds (**Szabo' et al., 2005**).

Lorsqu'ils sont rejetés dans les eaux naturelles, les HAP (en particulier le fluoranthène) sont rapidement absorbés par les particules en suspension dans la colonne d'eau et par les sédiments, et sont rapidement bioconcentrés par les organismes aquatiques (**Rimet et al., 2004a**), une exposition de 2 semaines à une concentration élevée de fluoranthène conduisait au développement de formes tératologiques chez *Achnanthydium bialsolettianum*, *Gomphonema olivaceum*, *Nitzschia archibaldii*, *Planothydium dubium*, *P. lanceolatum* et *Staurosira pinnata*.

II.5.11. Culture à long terme

Les diatomées maintenues en culture à long terme présentent de plus en plus d'anomalies au niveau des valves, telles que des valves courbées, des zones axiales décalées, des stries désordonnées et diverses excroissances sur les valves. Par exemple, la culture à long terme de plusieurs souches de *Fragilaria radians* et de la souche BK17 d'*Ulnaria danica* en laboratoire a entraîné une augmentation du nombre de valves anormales au cours de la première année de culture, les anomalies étaient similaires à celles induites par les inhibiteurs de microtubules (**Petrova et al., 2020**). Alors que *Achnanthes brevipes*, *Nitzschia palea* et *Synedra ulna* présentent des systèmes de raphé fragmentés et dupliqués, une orientation perturbée des aréoles et des fibules, et des aréoles obscures (**Estes et Dute, 1994**).

Les travaux menés par **Windler et al. (2014)**, montrent qu'*A. minutissimum* génère également des cellules anormales dans des cultures à long terme dans certaines conditions. Les auteurs ont observé des différences dans la morphologie cellulaire des souches cultivées dans des conditions xéniques et axéniques. En particulier, les souches d'*A. minutissimum* et de *Cymbella affiniformis* Krammer ont développé des individus tératologiques lorsqu'elles sont cultivées dans des conditions axéniques, ce

qui suggère le rôle mutualiste des bactéries sur la reproduction des diatomées et/ou la synthèse des valves.

Les conditions culturelles sous-optimales et la culture à long terme ont été reconnues comme la cause principale de l'apparition de la forme tératologique chez plusieurs espèces de diatomées (**Cerisier et al., 2018; Coquillé et Morin, 2019; Stachura-Suchoples et al., 2016**).

Les conditions artificielles de croissance constituent une contrainte majeure pour les essais écotoxicologiques en laboratoire, car elles représentent un bruit de fond important qui dissimule la réponse de l'espèce à un certain contaminant (**Kim Tiam et al., 2019**). C'est pourquoi il est essentiel de mener des études supplémentaires afin d'améliorer et d'optimiser les conditions de culture à long terme des diatomées (**Falasco et al., 2021**).

II.5.12. infections virales et bactériennes

Il a été démontré que les infections virales induisent des anomalies chez les diatomées, ayant un impact sur leur morphologie et leur cycle de vie. Des études ont révélé que les virus à ARN, tels que GdeIRNAV-04, peuvent infecter des diatomées comme *Guinardia delicatula*, entraînant des changements dans la morphologie subcellulaire, la biomasse et même la formation d'auxospores comme mécanisme de défense contre les virus (**Walde et al., 2023**). En outre, les infections virales chez les diatomées, comme *Chaetoceros socialis*, peuvent déclencher la formation massive de spores au repos, un stade silicifié du cycle de vie associé à l'exportation de carbone, qui constitue une stratégie de défense efficace contre la mortalité d'origine virale. Les spores infectées peuvent germer mais ne transmettent pas de virus infectieux (**Pelusi et al., 2021**).

Les bactéries influencent la taille des cellules et la morphologie des diatomées en culture (**Windler et al., 2014**). L'étude de **Baker et Kemp (2020)** a démontré que les inoculations bactériennes peuvent avoir des effets durables sur la trajectoire de croissance des diatomées, soulignant l'importance de prendre en compte la communauté microbienne dans les études sur les interactions. L'impact des inoculations bactériennes sur la croissance des diatomées varie d'une espèce à l'autre, même au sein d'espèces étroitement apparentées, ce qui souligne la complexité des relations hôte-microbe.

Baker et Kemp (2020) mettent également en évidence le rôle significatif de la concentration en vitamines dans la modulation des effets des inoculations bactériennes sur les diatomées, avec des impacts positifs observés dans des conditions de supplémentation en vitamines et des impacts négatifs dans des conditions de carence en vitamines.

La reproduction des diatomées peut être aussi affectée par les bactéries, par exemple **Cirri et al. (2019)** démontrent que *Maribacter sp* réduit fortement le succès reproductif de la diatomée *Seminavis robusta*, probablement en raison de l'altération des flux métaboliques intracellulaires.

Partie expérimentale

&

Résultats de la recherche

Chapitre III :
Caractérisation de la qualité des
eaux du Kébir Rhumel

III.1. Introduction

Les cours d'eau sont des systèmes hydrologiques complexes qui abritent une grande variété de communautés biologiques, notamment des diatomées. Pour comprendre le dynamisme de ces communautés, il est essentiel de caractériser les paramètres physico-chimiques des eaux de rejets qui influent sur leur développement et leur diversité. Les eaux de rejets, peuvent contenir des polluants de différentes origines, tels que les rejets d'eaux usées, les apports de nutriments et les substances chimiques, ce qui peut avoir un impact sur la qualité de l'eau et la vie aquatique.

Dans ce chapitre, nous allons caractériser les paramètres physico-chimiques des eaux de rejets, rejets épurés issus des stations d'épuration et les rejets bruts non épurés du bassin versant Kébir-Rhumel, en mettant en évidence les facteurs qui influent sur le dynamisme des diatomées. Les données de la qualité de l'eau seront analysés afin d'identifier les sources de pollution et les tendances de variation des paramètres physico-chimiques. Cette étude permettra de mieux comprendre les interactions entre les paramètres physico-chimiques et les communautés diatomiques du Kébir-Rhumel, ce qui est essentiel pour développer des stratégies efficaces pour améliorer la qualité de l'eau et protéger l'environnement.

III.2. Présentation de la zone d'étude

Le bassin versant Kébir-Rhumel est l'un des plus grands et importants bassin versant de l'Algérie, situé dans l'est (**Figure III.1**), avec une superficie de 8815 km² (**Belkhiri, 2021**).

Kébir-Rhumel est limité au Nord par le bassin des Côtiers Constantinois Centre et Ouest, et possède une façade maritime d'environ (07) Km, au Sud par le bassin des Hauts Plateaux Constantinois, à l'Ouest par le bassin de la Soummam, et à l'Est par le bassin de la Seybouse.

Il se caractérise par des paramètres topographiques, climatiques, géologiques et hydrologiques distincts. Le bassin du Kébir-Rhumel résulte de la jonction de deux cours d'eau importants : oued Rhumel et oued Endja, drainant une superficie de 5315 km² et de 2160 km² respectivement (**Mebarki, 1982**), et dont la confluence donne naissance à l'oued El-Kébir (**Figures III.1, III.2**).

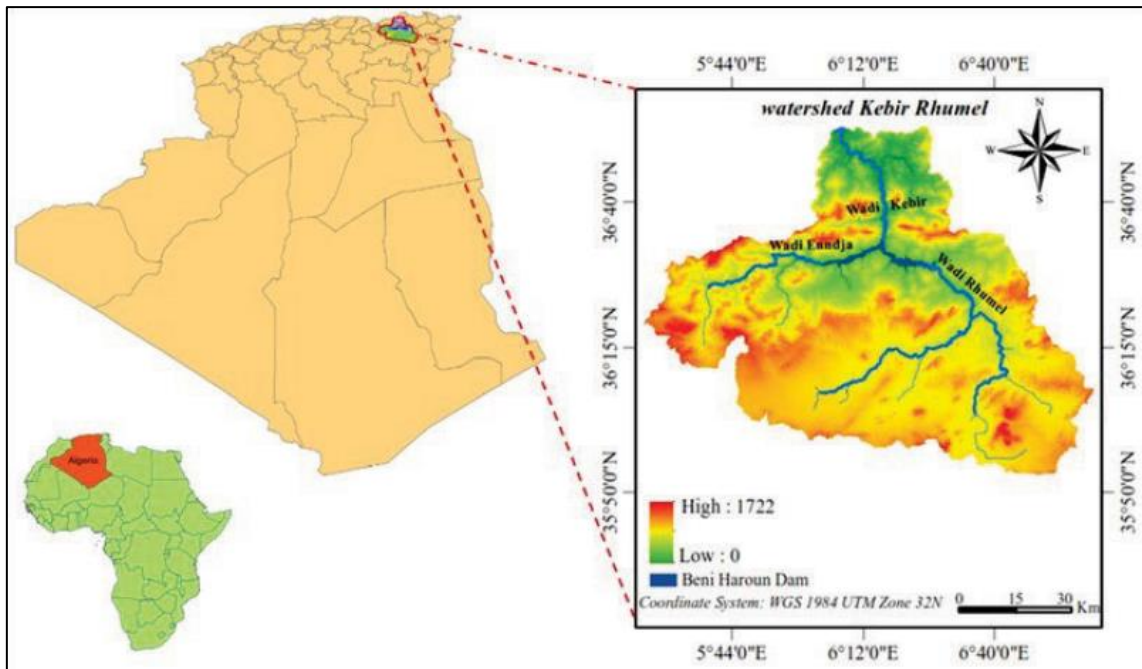
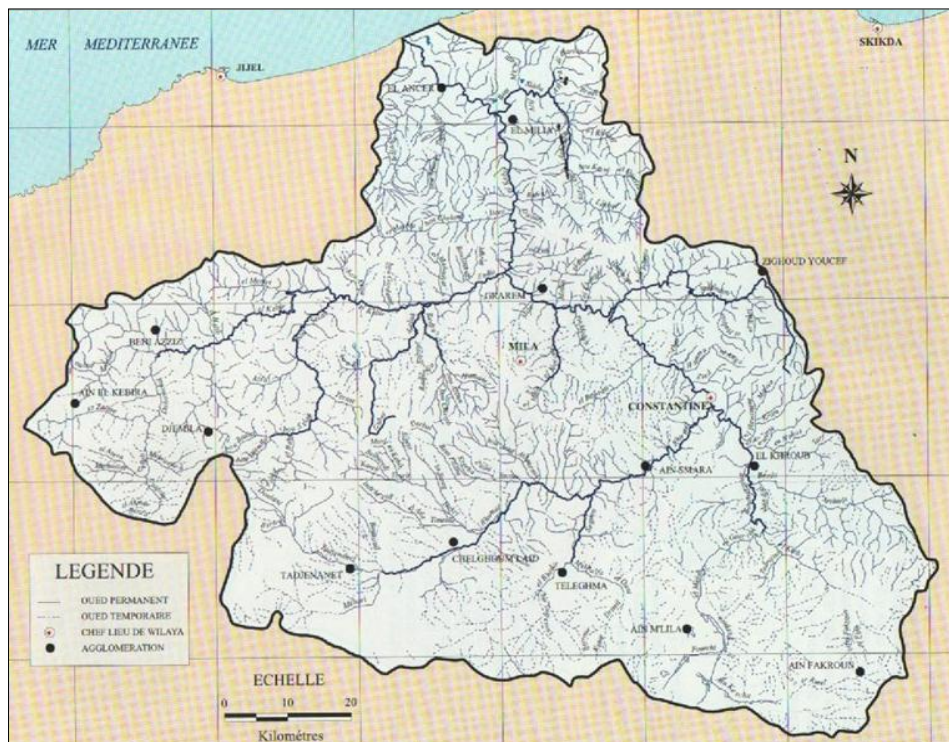


Figure III.1. Localisation du bassin versant Kébir-Rhumel, source : Zeghmar et al. (2022).



Figures III.2. Réseau hydrographique du Kébir-Rhumel (ABH, 2000).

Le Kébir-Rhumel couvre six wilayas : Jijel, Mila, Constantine, Skikda, Oum El Bouaghi et Sétif.

Le climat du bassin versant Kébir-Rhumel est très fluctuant, il chevauche trois zones bioclimatiques allant du semi-aride, au subhumide et humide (**Mebarki, 2005**). La température annuelle moyenne est de 15,4 °C et les précipitations annuelles moyennes dans ce bassin sont d'environ 476 mm avec une variabilité interannuelle élevée (**Belkhiri, 2021**).

Les vents soufflants sur le bassin versant Kébir-Rhumel sont ceux du Nord-Est Algérien, souvent secs et froids et apportent les pluies d'hiver, les vents sirocco sont ceux du sud, ils peuvent être brulants et augmentent l'évapotranspiration, ils sont actifs durant la période estivale jusqu'au mois de septembre.

(Voir annexe 1,2 et 3 pour les précipitations mensuelles cumulées en mm, la température moyenne mensuelles en °C et la vitesse moyenne mensuelle du vent en km/h pendant dix années hydrographiques dans la région d'étude).

Kébir-Rhumel est caractérisée par une variété d'effluents ; urbains, industriels (les usines de textiles, les industries mécaniques et pharmaceutiques), et agricoles par utilisation d'engrais et de pesticides (**Hizir et al., 2023**). Le tableau en annexe 4, présente les industries ayant une consommation supérieure à 10 m³ par jour et qui présentent les principales sources de rejets du bassin Kébir-Rhumel dans la région de Constantine.

III.3. Description des sites d'échantillonnage

Notre travail a ciblé les rejets des stations d'épurations localisées sur le bassin versant du Kébir-Rhumel ainsi que les rejets des eaux usées, bruts non épurés.

Il existe le long du bassin versant Kébir-Rhumel cinq station d'épuration fonctionnelles (**Figure III.3**) dont quatre ont été sujet de notre étude, la cinquième station, située à Beni-Foudda, Setif (lagune) a été éliminé de l'étude à cause de l'inaccessibilité de ses points d'échantillonnage, le site était glissant et inaccessible dans ses différents points de prélèvement.

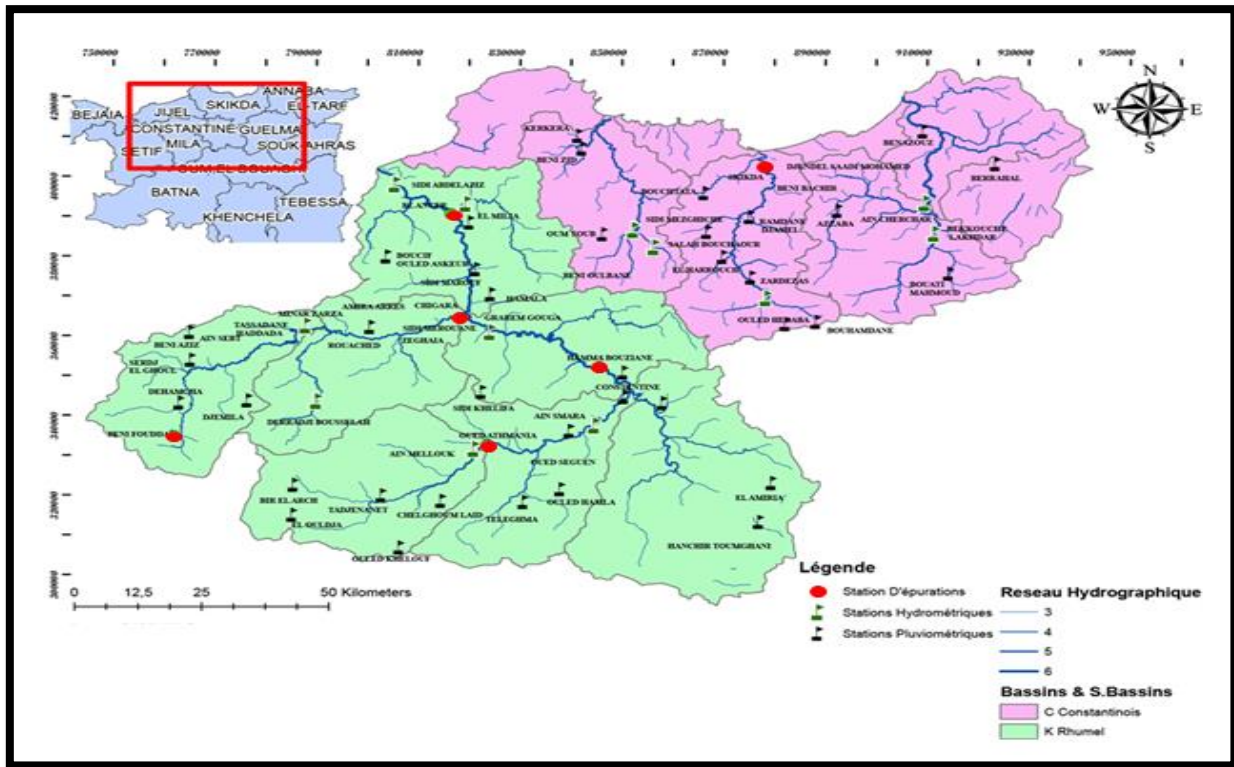


Figure III.3. Localisation des cinq stations d'épuration dans le bassin versant Kébir Rhumel.
Source : ABH-CSM, 2017.

La station d'épuration d'Ibn Ziad à l'Hamma-Bouziiane, Constantine, d'une capacité de 400.000 équivalent-habitants (EH), extensible à 800.000 EH, Elle fonctionne selon le principe de la boue activée, la STEP d'Ibn Ziad traite les eaux usées de la ville de Constantine d'origine domestiques et industrielles, elle est dimensionnée pour un débit de 150 l/s avec une capacité maximale de 800 à 1000 l/s. L'eau épurée rejetée par la STEP est déversée dans un petit cours d'eau qui est acheminé vers Oued Rhumel.

La station d'épuration de Chelghoum-Laid implantée à Oued Athmania, dotée d'une capacité de 45.000 EH, extensible à 67.500 EH, la station traite les eaux usées d'origine domestique et pluviales en provenance des deux communes Oued Athmania et Chalghoum Laid, le procédé d'épuration se fait par les boues activées, elle est dimensionnée pour un débit de 130 l/s et traite actuellement 46 l/s. Les eaux épurées de la station sont directement déversées dans Oued Rhumel.

La station d'épuration de Sidi Merouane-Mila, conçue pour traiter les eaux usées des agglomérations et industrielles venues de la ville de Mila, Grarem Gouga, Sidi Merouane, Sibari 1, Sibari 2 et Ras-Elbir. Cette station, située dans la commune de Sidi Merouane, a été mis en service

en 2009, elle est dotée d'une capacité de 20.657 m³. L'eau traitée dans cette STEP est directement rejetée dans la cuvette du barrage de Beni-Haroun, qui se trouve juste à proximité.

La station d'épuration d'El-Milia, wilaya de Jijel, se situe dans la région de Boutiès, au Nord-Ouest du chef-lieu de la commune d'El-Milia. La station traite les eaux usées domestiques de la région d'El-Milia et fonctionne selon le principe de la boue activée aussi, elle a une capacité de traitement de 120.000 EH, pour un débit nominal correspondant à 20.600 m³/j et traite les eaux usées collectées par un réseau unitaire (refoulement et gravitaire). L'eau épurée issue de la STEP d'El-Milia se jette directement dans Oued Kébir.

Notre étude a également ciblé les rejets bruts des eaux usées, rejets non épurés déversés dans les cours d'eau du bassin versant Kébir-Rhumel.

Six (06) sites localisés sur différents cours d'eau ont été sujet de nos prélèvements :

Tableau III.1. Sites de prélèvement des eaux de rejets bruts non épurés et leurs localisations.

Site du rejet	Cours d'eau récepteur	Localité
Rejet dans Oued Smendou	Oued Smendou	Commune de Zighoud Youcef
Rejet dans Oued El Hdjar	Oued El Hdjar	Commune de Didouche Mourad
Rejet dans Oued El Bagrats	Oued El Bagrats	Commune Messaoud Boudjiriou
Rejet dans Oued Ouarzeg	Oued Ouarzeg	Commune de Béni-Hamidène
Rejet dans Oued Mehiris	Oued Mehiris	Commune Aïn Abid
Rejet dans Oued Ain Zbira	Oued Ain Zbira	Commune Ali Mendjli

Ces Oueds reçoivent des charges importantes des eaux usées urbaines, agricoles et/ou industrielles (DRE Constantine, 2017).

III.4. Choix des sites d'échantillonnage

Pour chaque site d'étude nous avons choisi trois points de prélèvement différents, un premier point à l'aval immédiat du rejet (rejet des stations d'épuration ou rejets bruts non épurés), un deuxième point de prélèvement s'éloignant de 30 m et un troisième point à une distance de 300 m, exception faite pour la STEP de Sidi Merouane où le 3^e point a été sur une distance de 120m seulement car il était le dernier point du trajet du rejet de la STEP avant sa déverse dans la cuvette du Barrage de Beni-Haroun.

Le 3^e point également du rejet brut (non épuré) d'Oued El Hdjar, effectué à une distance de 500m à cause de l'inaccessibilité du site au point 300m.

Dix (10) sites de prélèvements ont été choisis pour la présente investigation, tous localisés au niveau des principaux cours d'eau du bassin versant Kébir-Rhumel (**Figure III.4**).



Figure III.4. Localisation géographique des dix sites d'échantillonnage, avec chacun ses 3 points de prélèvement (0 m (en aval du rejet), 30 m et 300 m) répartis sur l'est du bassin versant Kébir-Rhumel.

Au total, trente (30) points d'échantillonnage ont été sélectionnés pour le biomonitoring de la qualité des eaux et l'étude de la dynamique des biofilms diatomées (**Tableau III.2**).

Le choix de ces points de prélèvement s'est basé sur les objectifs suivants :

- **Évaluer l'impact d'une pollution ponctuelle** : tous les points d'échantillonnage sont situés en aval de la source de pollution (site de rejet non épuré, ou rejet épuré de STEP).
- **Étudier la dynamique des biofilms diatomées** : tous les points d'échantillonnage sont sélectionnés pour représenter différents gradients environnementaux (température, pH, lumière, etc.).

Tableau III.2. Localisation et principales caractéristiques des sites étudiés.

N° du site	Type de rejet	Nom du site	Code du site	Distance par rapport au rejet (m)	Ombrage	Largeur (m)	Profondeur (cm)	Latitude	Longitude	Altitude
1		STEP de Constantine Aval	SCA	0	Ouvert	2	30	6°,556716E	36°,40887N	332
2		STEP de Constantine 30 M	SC30	30	Ouvert	2	38	6°,556863E	36°,409226N	330
3		STEP de Constantine 300 M	SC300	300	Semi-ouvert	2	32	6°,557041E	36°,410056N	323
4		STEP de Sidi Merouane Aval	SMA	0	Semi-ouvert	2	25	6°,255645E	36°,529196N	229
5		STEP de Sidi Merouane 30 M	SM30	30	Ouvert	1	15	6°,255861E	36°,529356N	226
6	Rejets épurés	STEP de Sidi Merouane 300 M	SM300	300	Ouvert	2	18	6°,257273E	36°,530523N	225
7		STEP d' El-milia, Jijel Aval	SJA	0	Ouvert	2	16	6°,244446E	36°,765606N	19
8		STEP d' El-milia, Jijel 30 M	SJ30	30	Ouvert	2	13	6°,244383E	36°,765758N	22
9		STEP d'El-milia, Jijel 300 M	SJ300	300	Ouvert	20	33	6°,241536E	36°,766261N	17
10		STEP de Chelghoum Laid Aval	SChA	0	Ouvert	1	20	6°,299783E	36°,238341N	698
11		STEP de Chelghoum Laid 30 M	SCh30	30	Ouvert	1	23	6°,299788E	36°,239351N	698
12		STEP de Chelghoum Laid 300 M	SCh300	300	Ouvert	5	21	6°,300773E	36°,241135N	692
13		Rejet dans oued Smendou Aval	RSA	0	Ouvert	7	34	6°,706186E	36°,52647N	508
14		Rejet dans oued Smendou 30 M	RS30	30	Ouvert	7	19	6°,705793E	36°,525508N	501
15		Rejet dans oued Smendou 300 M	RS300	300	Ouvert	3	24	6°,697458E	36°,519451N	489
16		Rejet dans oued El Hdjar Aval	RTA	0	Ouvert	4	12	6°,640029E	36°,453431N	515
17		Rejet dans oued El Hdjar 30 M	RT30	30	Ouvert	2	6	6°,640756E	36°,45435N	512
18		Rejet dans oued El Hdjar 300 M	RT300	300	Ouvert	2	17	6°,63334E	36°,467813N	491
19		Rejet dans oued El-Bagrats Aval	RBA	0	Ouvert	2	32	6°,499178E	36°,423381N	344
20		Rejet dans oued El-Bagrats 30 M	RB30	30	Semi-ouvert	1	12	6°,50074E	36°,423048N	329
21	Rejets non épurés	Rejet dans oued El-Bagrats 300 M	RB300	300	Ouvert	2	17	6°,502706E	36°,422766N	321
22		Rejet dans oued Ain zbir Aval	RZA	0	Ouvert	1	23	6°,523155E	36°,229786N	683
23		Rejet dans oued Ain zbir 30 M	RZ30	30	Ouvert	2	21	6°,52277E	36°,229753N	682
24		Rejet dans oued Ain zbir 300 M	RZ300	300	Ouvert	3	18	6°,521293E	36°,23037N	684
25		Rejet dans oued Mehiris Aval	RMA	0	Ouvert	1	17	6°,919518E	36°,221498N	808
26		Rejet dans oued Mehiris 30 M	RM30	30	Ouvert	1	14	6°,919173E	36°,221695N	810
27		Rejet dans oued Mehiris 300 M	RM300	300	Ouvert	1	15	6°,914398E	36°,22241N	809
28		Rejet dans oued Ouarzeg Aval	ROA	0	Ouvert	10	22	6°,476458E	36°,511196N	228
29		Rejet dans oued Ouarzeg 30 M	RO30	30	Ouvert	5	25	6°,47628E	36°,511246N	228
30		Rejet dans oued Ouarzeg 300 M	RO300	300	Ouvert	9	25	6°,475028E	36°,510279N	225

III.5. Périodicité des prélèvements

Cinq campagnes d'échantillonnage ont été conduites de mai 2017 à octobre 2018 sur l'ensemble des stations d'étude à une fréquence trimestrielle.

Ce suivi temporel nous permet de suivre l'évolution des biofilms diatomées et de la qualité de l'eau au fil du temps. Ainsi qu'une comparaison des caractéristiques des biofilms diatomées entre les différentes saisons, et par conséquent, permet de capturer la variabilité naturelle des biofilms diatomées et de la qualité de l'eau.

Tableau III.3. Calendrier et période de prélèvement.

Campagne d'échantillonnage	Période
Campagne 1	Printemps 2017 (mai-juin)
Campagne 2	Eté 2017 (août-septembre)
Campagne 3	Hiver 2018 (janvier-février)
Campagne 4	Printemps 2018 (mai-juin)
Campagne 5	Eté 2018 (août-septembre)

Les cinq campagnes nous ont permis de collecter 150 échantillons pour l'évaluation des caractéristiques de l'eau, et l'étude de la composition des diatomées.

Les conditions météorologiques défavorables, telles que les intempéries, les précipitations et les inondations, ont entraîné une interruption de la deuxième campagne d'hiver 2019 et ont eu un impact significatif sur les résultats du processus d'échantillonnage. Ainsi, les sites choisis pour l'échantillonnage sont devenus impossibles à accéder.

III.6. Suivi des paramètres physico-chimiques de la qualité des eaux

Les critères étudiés ont englobé la composition des biofilms diatomées, la composition physico-chimique de l'eau et les facteurs environnementaux.

Les échantillons d'eau sont prélevés à une profondeur de 20 à 30 cm au milieu du lit de la rivière et stockés dans des bouteilles en polypropylène de 1,5 litre, préalablement rincées à l'eau prélevée du site d'échantillonnage. Les prélèvements ont été conservés à 4°C dans une glacière électrique à batterie et dans l'obscurité lors du transport vers le laboratoire, où ils ont été analysés dans les 24 heures suivant la collecte, à l'exception des métaux lourds où les prélèvements ont été filtrés, acidifiés à un pH inférieur à 2 et conservés jusqu'à l'analyse.

En ce qui concerne les mesures *in situ*, telles que la température de l'eau, la vitesse de l'écoulement et la profondeur de l'eau, les sondes correspondantes pour chaque paramètre sont immergées dans l'eau loin de la rive et de la surface de la rivière afin d'éviter des influences de ces dernières. Dès notre arrivée au laboratoire, nous avons mesuré le pH, l'oxygène dissout, la turbidité et la conductivité électrique. Les nitrates, les phosphates, la silice et les sulfates ont été déterminés par spectrophotométrie à UV-visibles. Les chlorures et la demande chimique en oxygène (DCO) par dosage volumétrique selon l'ASTM (American Society for Testing and Materials). La demande biochimique en oxygène (DBO₅) a été mesurée par incubation surveillée pendant 5 jours à 20°C.

III.6.1. Données GPS

Les coordonnées GPS de latitude, longitude et altitude ont été déterminées pour chaque site de prélèvement via l'application mobile Android TS GPS Test.

III.6.2. Température de l'eau

Il s'agit d'un paramètre essentiel pour les différentes réactions chimiques, physiques et biologiques. La température de l'eau est mesurée à l'aide d'une sonde unique (Fisher-brand 149855C, Fisher Scientific - England), elle est exprimée en degrés Celsius (°C).

III.6.3. Vitesse de l'écoulement

Elle a été estimée au niveau de chaque station d'étude, au moyen d'un flotteur et d'un chronomètre, exprimée en cm/s.

III.6.4. Potentiel hydrogène de l'eau

Le pH est le reflet de la concentration d'une eau en ions H⁺. C'est un facteur important à évaluer, une valeur supérieure ou inférieure aux normes influe sur la microflore benthique. La mesure du pH a été prise à l'aide d'une sonde pH (ORION 4-STAR pH. ISE Benchtop Thermo Scientific). Les résultats sont exprimés en unité pH.

III.6.5. Turbidité

Mesurée à l'aide d'un compteur de qualité de l'eau, un turbidimètre, (Micro 100 turbidimeter. Scientific, inc.). La turbidité est exprimée en NTU (Nephelometric Turbidity Unit).

III.6.6. Conductivité électrique de l'eau

La Conductivité électrique est une estimation de la minéralisation globale de l'eau, de la teneur en sels dissout. La conductivité a été mesurée avec une cellule à électrode de platine reliée à un conductimètre à lecture directe (conductimètre de type ORION 3-STAR Thermo Scientific,

Waltham, Massachusetts, Etats-Unis). L'appareil est étalonné avec des solutions de chlorure de potassium (KCL) (NF T90-031), les résultats sont exprimés en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

III.6.7. Oxygène dissout

La teneur et la saturation en oxygène dissout de l'eau, effectuer par un oxymètre portatif (Oxymètre HI 9146, HANNA, Rhode Island, USA) qui fournit à la fois les valeurs de la concentration et de la saturation en oxygène dissout qui est fonction de la température de l'eau, de la salinité et de la pression atmosphérique. L'oxygène dissout est exprimé en mg/l et en pourcentage de saturation (%sat). L'oxymètre est calibré avant chaque campagne d'échantillonnage à partir de solutions-étalon.

III.6.8. Paramètres de pollution

Les nitrates et les phosphates comme indicateurs de pollution, et la silice et les sulfates ont été déterminés par méthode spectrophotométrique en utilisant un spectrophotomètre (UV-1700 pharmaSpec, SHIMADZU, Tokyo, Japon), et selon la méthode ASTM (**Tableau III.4**).

Tableau III.4. Méthodes d'analyse et longueurs d'ondes de lecture des paramètres de pollution analysés.

Paramètres analysés (mg/l)	Méthode d'analyse	Longueur d'onde de lecture
Nitrates (NO_3^-)	ASTM D 992-71	410 nm
Phosphates (PO_4^{3-})	ASTM D 515-78	400 nm
Sulfates (SO_4^{2-})	ASTM D 516-68	420 nm
Silice (SiO_2)	ASTM D 859-68	640 nm

III.6.9. Dosage des ions Chlorures

Le taux de chlorures dans les échantillons, exprimé en mg/l, a été déterminé par dosage volumétrique selon la méthode ASTM D 512.

III.6.10. Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO), également déterminée par dosage volumétrique selon l'ASTM D 1252-00, la DCO correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour une oxydation complète des matières organiques et minérales présentes dans l'eau. Ces matières sont oxydées par un excès de dichromate de potassium, en milieu acide en présence de sulfate d'argent

et de sulfate mercurique. L'excès de dichromate est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium. La DCO est exprimée en mg d'O₂/l.

III.6.11. Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biochimique en oxygène DBO₅, a été mesurée grâce à un incubateur « DBO-mètre » de type Boîte supérieure Oxi Type de compteur ®DBO, Xylem Inc., Washington, D.C., USA. Après incubation surveillée pendant 5 jours dans un incubateur, la DBO₅ correspond à la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes vivants pour assurer l'oxydation et la stabilisation des matières organiques présentes dans l'eau. La mesure de la DBO₅ est exprimée en mg d'O₂/l.

III.6.12. Dosage des éléments traces métalliques-ETM

Le dosage des ETM est effectué par spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme (ICE 3000 Series AA, Spectrometer - Thermo scientific).

Avant les mesures, les échantillons d'eau ont été filtrés à travers des filtres de porosité de 0,45 µm et acidifiés à un pH ≤ 2 en utilisant de l'acide nitrique HNO₃.

Les métaux sont déterminés par atomisation des échantillons préparés et une digestion acide (HCl et HNO₃). Nous avons effectué la recherche de sept (07) métaux dans les échantillons prélevés des sites d'étude (**Tableau III.5**), la concentration de chaque métal a été déterminée séparément.

Tableau III.5. Métaux lourds recherchés et longueurs d'onde de détermination.

Métal analysé	Longueur d'onde de lecture
Fer	248,3 nm
Cuivre	324,7 nm
Zinc	231,9 nm
Manganèse	279,5 nm
Plomb	283,3 nm
Nickel	232 nm
Cadmium	228,8 nm

La concentration de chaque métal est exprimée en µg/l.

III.7. Traitement des données

Un traitement statistique descriptif avec Excel (Microsoft Office 2007) a été effectué afin de calculer les moyennes, maximum, minimum des variables considérées. Des diagrammes en violon ont été utilisés pour visualiser la distribution des différents paramètres physicochimiques mesurés et

leur densité pour les deux types de rejets. Des graphiques de type Radar ont également été entrepris afin de mettre en évidence une éventuelle évolution spatio-temporelle de la teneur moyenne en métaux dans les eaux des rejets épurés et non épurés.

Des analyses de variance à un facteur (unidirectionnelles) ANOVA ont été effectuées pour étudier et comparer les effets des paramètres pris en compte en comparant les deux types de rejets (épuré et non épuré), l'effet saisonnier ainsi que la distance par rapport au point de rejet à l'aide du logiciel Past, version 3.24 (**Hammer et al., 2001**), après vérification des hypothèses de normalité de la distribution et homogénéité du terme d'erreur.

Les analyses de comparaison Kruskal-Wallis et pairwise ainsi que le test de Wilcoxon ont également été utilisés pour tester s'il y avait une différence statistique dans les variables environnementales entre les sites.

Tous les échantillons pour lesquels il manque des données environnementales sont éliminés de l'analyse afin d'obtenir des matrices qui se chevauchent entièrement entre les données environnementales et les diatomées.

Pour tous les résultats statistiques, les effets significatifs ont été considérés au niveau de $p < 0,05$.

L'analyse canonique des correspondances ACC a été effectuée afin d'étudier la distribution spatiale et temporelle des sites d'études en fonction des concentrations en métaux lourds dans les différentes saisons d'étude.

L'ACP, analyse en composante principale a également été entrepris afin de mettre en évidence les caractéristiques physico-chimiques les plus marquées pour les sites d'échantillonnage. Dans la représentation ACP on peut visualiser la projection des sites d'échantillonnage et les facteurs physicochimiques, les plus discriminants sont ceux dont la distance à l'origine est la plus importante. Les échantillons peuvent ainsi être regroupés d'après leurs similitudes et discriminés par un certain nombre de facteurs environnementaux.

III.8. Résultats et discussion

III.8.1. Caractérisation physico-chimique de l'eau

Au cours de notre étude, la température moyenne n'a pas montré de grandes variations spatiales, cependant des fluctuations thermiques temporelles étaient évidentes.

La température de l'eau suit un cycle saisonnier, avec des valeurs minimales prises en hiver (moyenne de $9 \pm 0,78^\circ\text{C}$) et maximales atteintes en été (une moyenne de $25 \pm 0,02^\circ\text{C}$).

Des diagrammes en violon relatifs aux variations spatiales et temporelles de la température de l'eau de rejets des STEP et les rejets bruts non épurés sont présentés dans la **figure III.5**.

Des résultats similaires ont été trouvés dans les études de **Saal et al. (2021)** sur le même bassin versant Kébir-Rhumel, et **Reggam et al. (2015)** sur Oued Seybouse au Nord-Est de l'Algérie.

La température est un facteur écologique important, elle a une grande influence sur les activités métaboliques des diatomées benthiques dans les systèmes lotiques (**Mangadze, 2019**), et a également été identifiée comme une variable importante pour déterminer les assemblages de diatomées fluviales dans plusieurs régions (**Ingebrigtsen et al., 2016**).

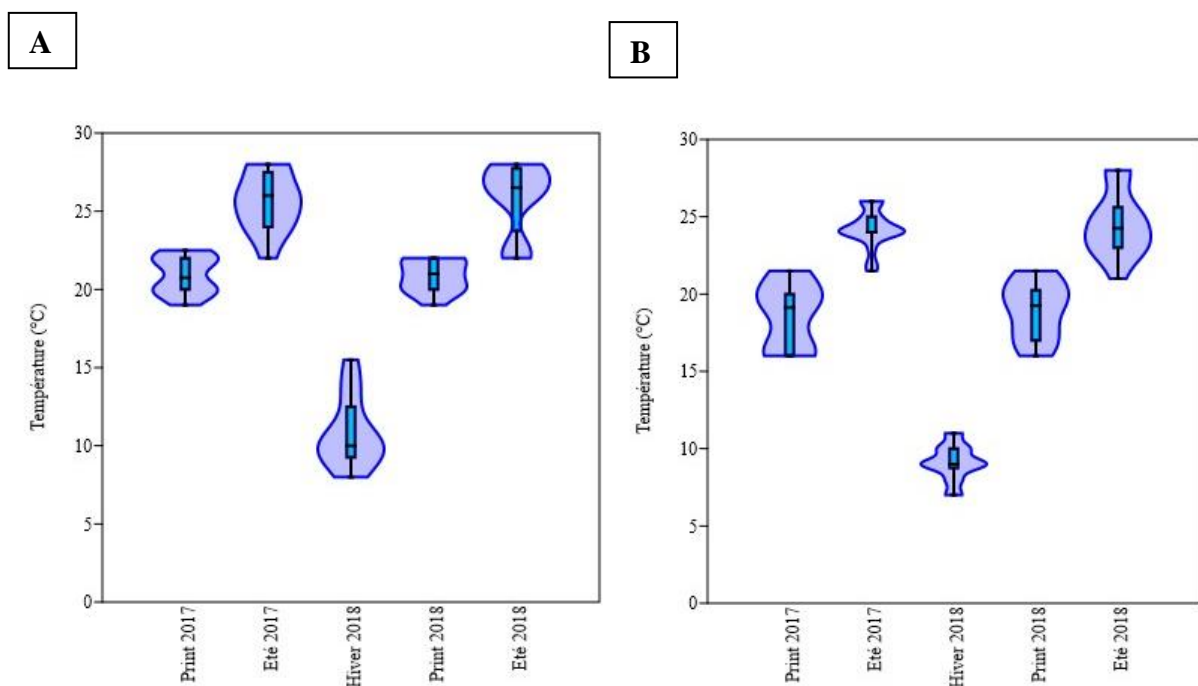


Figure III.5. Diagramme en violon de la température de l'eau. **A** : rejets des STEP (à gauche), et **B** : rejets bruts non épurés (à droite) dans les cinq campagnes d'étude.

Les valeurs des pH enregistrées au niveau des sites échantillonnés oscillent entre $6\pm 0,74$ et $8\pm 0,40$, avec une moyenne de $7\pm 0,67$. La valeur maximale est de 8,40, enregistrée au printemps 2017 à 300m du rejet épuré Sidi Merouane.

La **Figure III.6** représente les variations du pH dans les eaux des rejets épurés (**Figure III.6.A**) et bruts non épurés (**Figure III.6.B**) au cours des cinq campagnes d'échantillonnage.

Les fluctuations de pH entre saison ont montré des différences significatives ($F= 9,24 / p= 0,0003$), cependant aucune différence significative n'a été trouvée entre types de rejets (épurés et non épurés) ($F= 0,006 / p= 0,94$) (**Tableau III.6**).

La distance par rapport au point de rejet (sites : aval= 0m, 30m et 300m) n'a également pas montré de différences significatives ($H = 0,089$ / $p = 0,96$) (Tableau III.7).

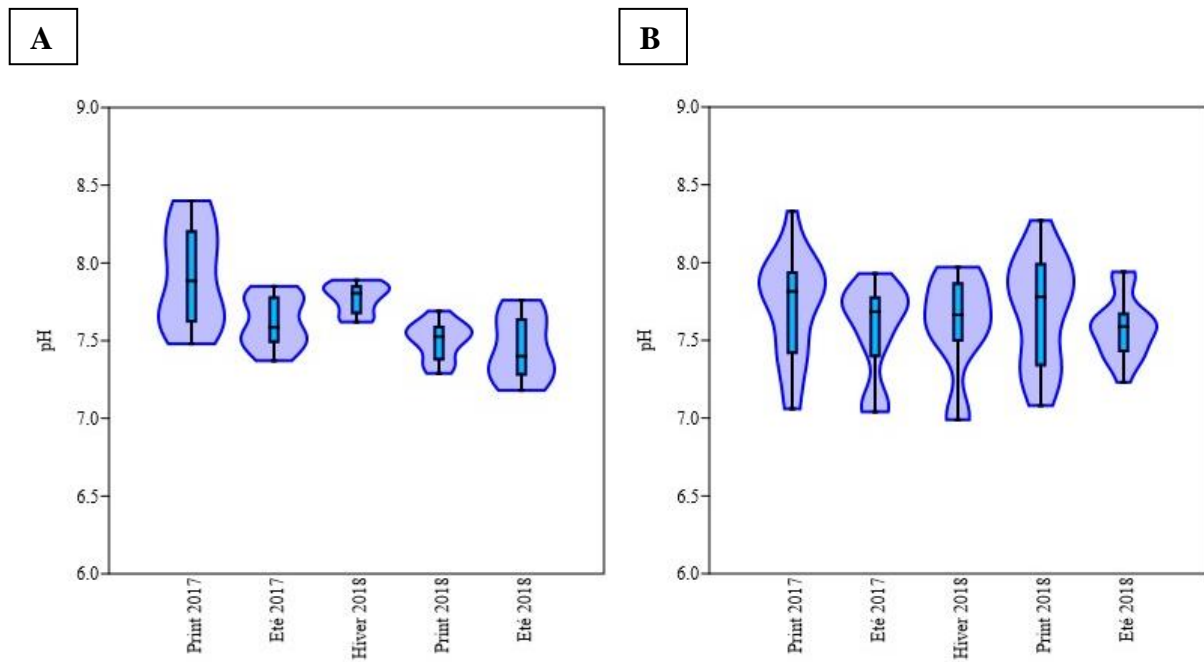


Figure III.6. Diagramme en violon du pH. **A** : rejets des STEP (à gauche), et **B** : rejets bruts non épurés (à droite) dans les cinq campagnes d'étude.

Tableau III.6. Résultats de l'ANOVA pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré et l'effet saisonnier pour l'analyse du pH.

Effet	<i>F</i>	<i>df</i>	<i>p</i>
Rejet (épuré et non épuré)	0,00581	87,98	0,9394
Saison	9,244	54,8	0,00034

Tableau III.7. Résultats du test Kruskal-Wallis pour l'effet distance par rapport au point de rejet pour l'analyse du pH.

Effet	<i>H</i>	<i>Hc</i>	<i>p</i>
Distance par rapport au point de rejet	0,0894	0,08952	0,9562

Les valeurs de pH les plus alcalines sont attribuées à la saison printanière. selon **Bouزيد-Lagha et Djelita (2012)** l'alcalinité d'un milieu favorise la productivité du phytoplancton, ainsi **Sané (2006)**

a relié l'augmentation du pH du milieu à l'augmentation des communautés de diatomées. Nos résultats corroborent ceux de **Saal et al. (2021)** sur la même zone d'étude.

La conductivité est un indicateur pertinent pour désigner la concentration ionique totale dans le système aquatique (**Ryves et al., 2002**), des études antérieures ont rapporté que la conductivité est la variable ayant l'impact le plus important sur la répartition des communautés de diatomées dans les zones humides, les tourbières et les rivières (**Dalu et al., 2017; Chen et al., 2016b; Tibby et al., 2007; Potapova et Charles, 2003; Munn et al., 2002**). Elle a même été qualifiée comme le gradient environnemental le plus fort pour expliquer les modèles de distribution des diatomées dans les eaux courantes finlandaises (**Soininen, 2004**).

Dans nos sites, la conductivité variait de 1004 à 2690 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec une moyenne de l'ordre de 1774,22 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour les rejets des stations d'épuration (rejets épurés, rejets des STEP) et de 1733,54 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour les rejets bruts non épurés.

Les moyennes de la conductivité électrique sont de 1761,23 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 1687,28 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 1809,83 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivement pour les saisons hiver, printemps et été.

Les diagrammes en violon relatifs à la conductivité électrique dans les eaux de rejets épurés et bruts par campagne sont présentés dans les **Figures (III.7.A et III.7.B)** respectivement.

La conductivité n'a pas montré de différences significatives dans les sites échantillonnés aux différentes saisons étudiées ($p= 0,083 / F= 2,59$) et elle n'a pas montré également de différences significatives ($p= 0,53 / F= 0,41$) entre échantillon épuré et non épuré, et entre les différents points de prélèvement aval, 30 m et 300 m ($p= 0,735 / F= 0,31$) (**Tableau III.8**).

Tableau III.8. Résultats de l'ANOVA pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré, l'effet saisonnier et l'effet distance par rapport au point de rejet pour la conductivité électrique de l'eau.

Effet	F	df	p
Rejet (épuré et non épuré)	0,4065	81,95	0,5255
Saison	2,596	53,67	0,08394
Distance	0,3086	2	0,7353

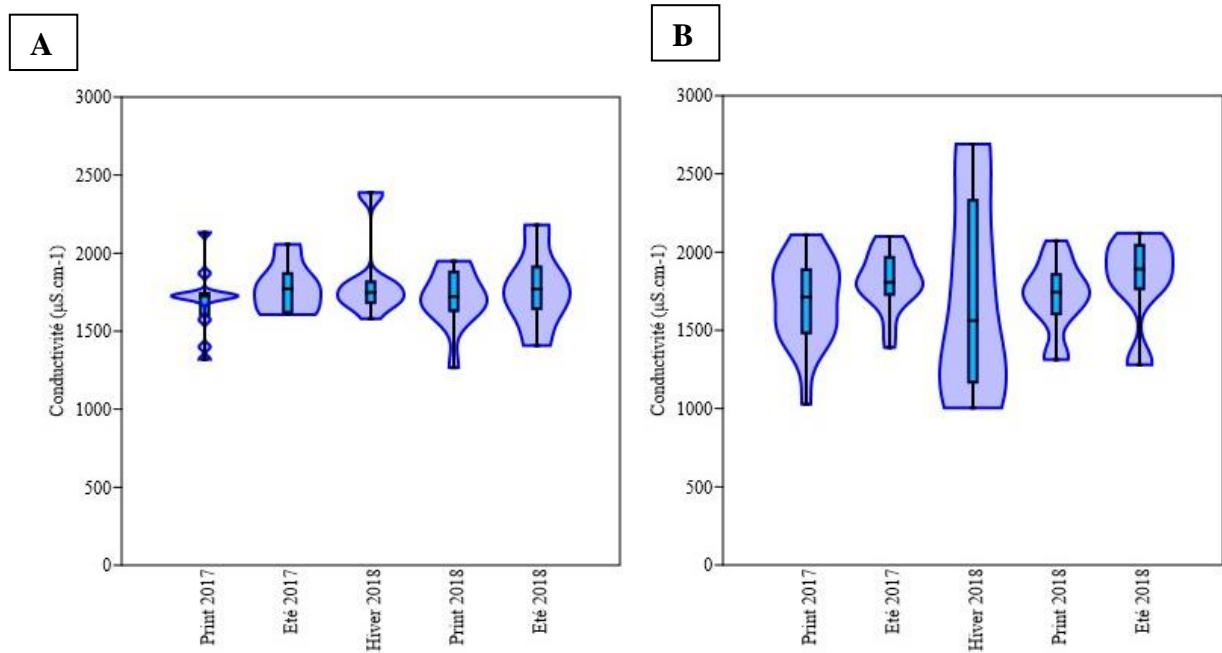


Figure III.7. Diagramme en violon de la conductivité électrique. **A** : rejets des STEP (à gauche) et **B** : rejets bruts non épurés (à droite) dans les cinq campagnes d'étude.

Ces valeurs élevées de conductivité enregistrées dans nos sites d'échantillonnage indiquent une minéralisation très élevée dans les cours d'eau du Kébir-Rhumel.

Cette forte minéralisation, en concordance avec les résultats de **Saal et al. (2021)** dans leurs stations de prélèvement sur le même bassin versant et **Khereif et al. (2018)** sur leurs points d'étude au niveau du barrage de Beni-Haroun alimenté par les cours d'eau du Kébir-Rhumel pourrait être due au rejet de polluants d'origine domestique et agricole généralement à fortes concentrations en sels dissout. Il est à noter que la minéralisation souvent élevée des eaux du bassin versant Kébir-Rhumel est également liée à la nature géologique des terrains drainés (**Khereif et al., 2018**).

La turbidité de l'eau est très forte en hiver comparativement aux autres saisons, des moyennes de 44,79 NTU (Nephelometric Turbidity Unit), 52,84 NTU et 76,46 NTU ont été enregistrées respectivement au printemps, en été et en hiver pour les eaux des rejets épurés (**Figure III.8.A**).

Les eaux brutes non épurées sont plus turbides que les eaux des STEP, l'hiver enregistre également la moyenne la plus élevée : 273,42 NTU, les moyennes pour les autres saisons étaient de 127,20 NTU pour le printemps et 126,58 NTU pour l'été (**Figure III.8.B**).

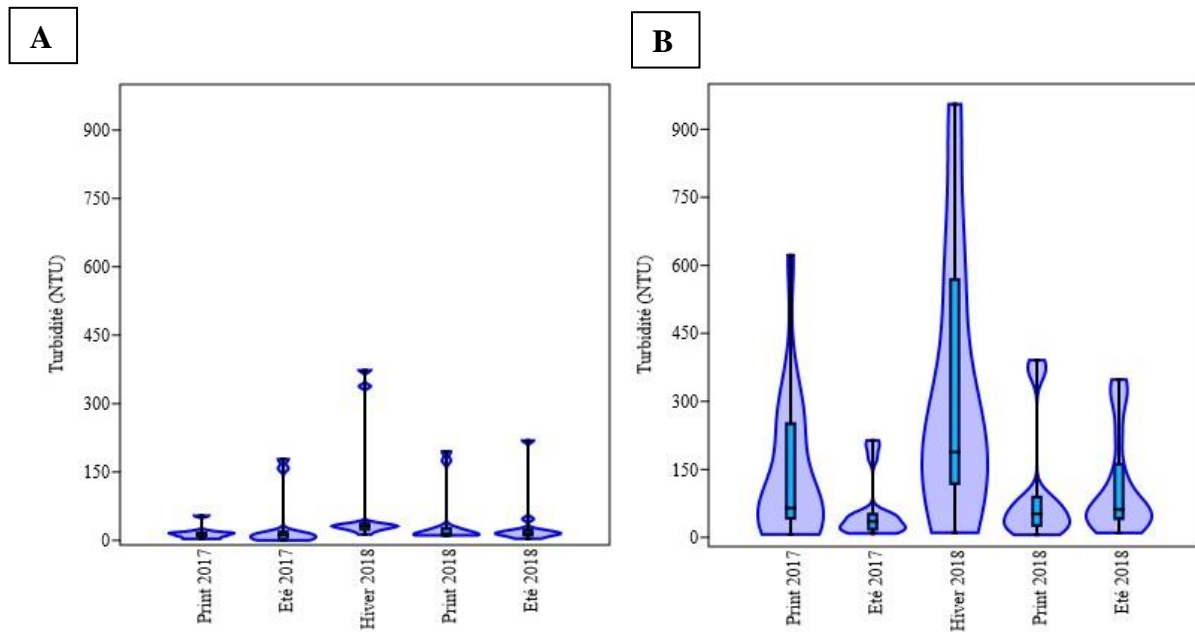


Figure III.8. Diagramme en violon de la turbidité. **A** : rejets des STEP (à gauche), et **B** : rejets bruts non épurés (à droite) dans les cinq campagnes d'étude.

Les eaux de rejets du Kébir-Rhumel enregistrent des concentrations importantes en phosphates, des maximales de 49,92 mg/l et 98,63 mg/l affichées respectivement pour les rejets de stations d'épuration et les rejets bruts non épurés.

Les **Figures (III.9.A et III.9.B)** illustrent les variations en phosphates dans les eaux des rejets épurés et bruts non épurés respectivement au cours des cinq campagnes d'étude.

Ces fortes concentrations de phosphates trouvées dans les stations confirment que les effluents ramènent une charge de phosphate considérable qui est rejetée dans les cours d'eau du bassin versant, cette charge provient des rejets domestiques et des engrais phosphatés utilisés en agriculture sur les berges des cours d'eau du Kébir-Rhumel.

Selon **Tanjung et al. (2019)** la charge en phosphate provient principalement des industries tertiaires, des industries agroalimentaires, des eaux usées domestiques des zones résidentielles et des engrais phosphatés utilisés dans les fermes.

Ainsi **Nartey et al. (2012)** et **Khan et al. (2016)** notent qu'une concentration excessive de phosphate dans l'eau entraîne une prolifération de plantes aquatiques et des algues qui consomment et réduisent rapidement les niveaux d'oxygène dissout dans l'eau, ce qui confirme la forte corrélation négative entre les phosphates et l'oxygène dissout dans nos résultats d'étude (**cf. chapitre IV, Suivi de la dynamique des biofilms diatomées et Analyse des facteurs influençant la structure des biofilms - corrélation entre variable**).

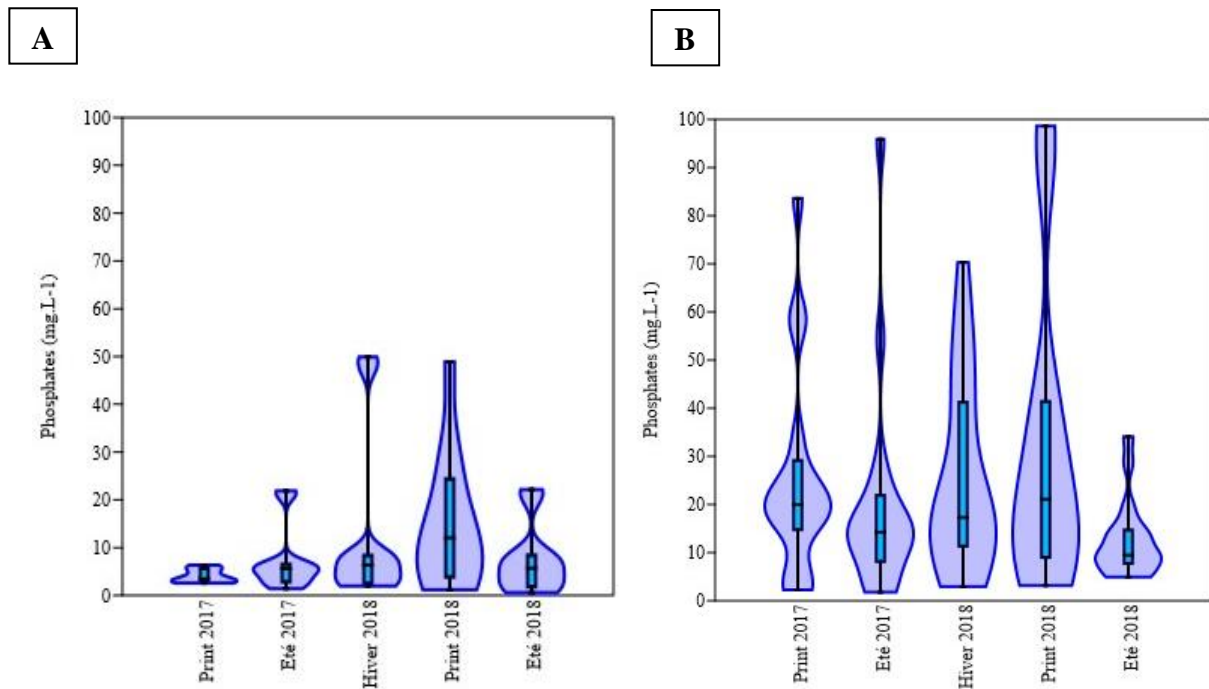


Figure III.9. Diagramme en violon de la concentration en phosphate. **A** : rejets des STEP (à gauche) et **B** : rejets bruts non épurés (à droite) dans les cinq campagnes d'étude.

Durant la saison estivale, tous les sites d'échantillonnage présentaient des concentrations de nitrates plus élevées que celles de la saison hivernale (**Figures III.10.A et III.10.B**), Ce résultat est conforme à celui de **Belhamra et Hani (2016)** qui ont trouvé de faibles niveaux de nitrates dans la zone aval de la vallée d'Oued Seybouse (nord-est du pays) pendant la période hivernale des hautes eaux. **Fraga et al. (2022)** ont également trouvé des concentrations élevées de nitrates durant les mois d'été dans le cours d'eau inférieur de la rivière Seybouse.

Les nitrates à niveaux élevés constituent un facteur de dégradation de la qualité des eaux (**Abboudi et al., 2014**). Le lessivage des engrais utilisés dans les terres agricoles situées sur les berges des cours d'eau et leurs environs sont à l'origine des niveaux élevés de nitrates dans les cours d'eau du Kébir-Rhumel.

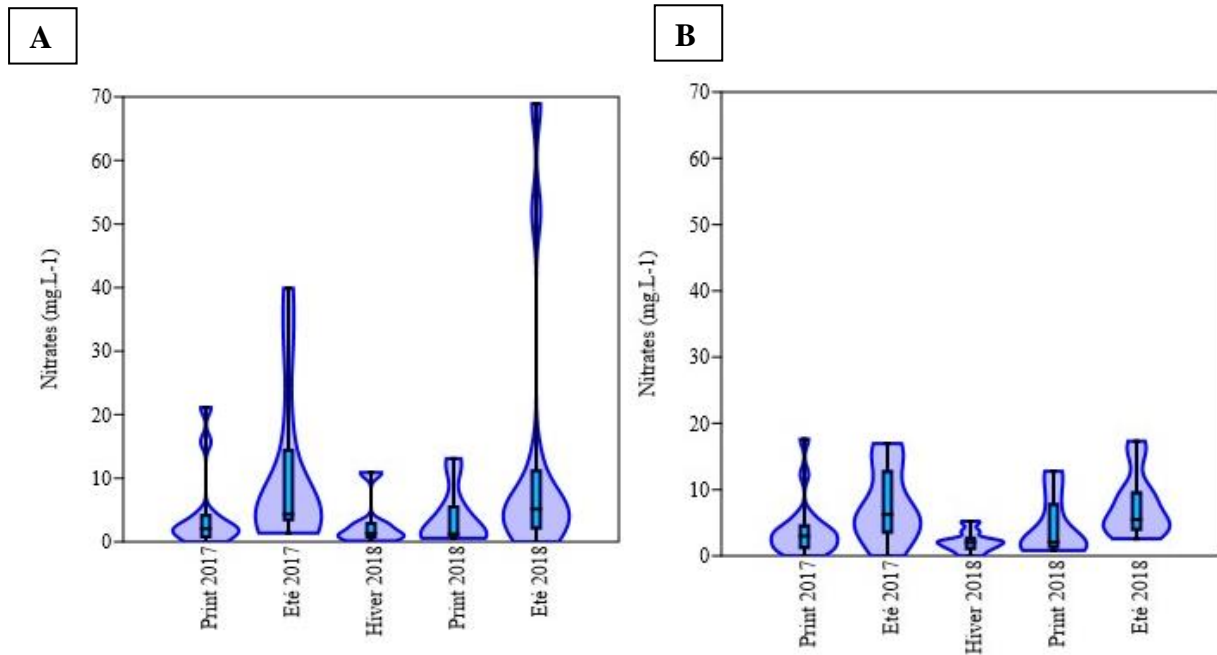


Figure III.10. Diagramme en violon de la concentration en nitrate. **A** : rejets des STEP (à gauche) et **B** : rejets bruts non épurés (à droite) dans les cinq campagnes d'étude.

Les valeurs maximales de la vitesse du courant ont été enregistrées en hiver, la moyenne pour cette saison est de l'ordre de 46,09 cm/s, ses valeurs extrêmes étaient de 7,4 cm/s et 90,9 cm/s enregistré à 300 m de distance par rapport au rejet dans Oued El Bagrats et à 30 m par rapport au rejet dans Oued Hdjar respectivement. Les valeurs moyennes pour les rejets bruts et épurés étaient de 40,42 cm.s⁻¹ et 48,04 cm/s respectivement.

L'été et le printemps présentent des moyennes de 31,59 cm/s et 34,65 cm/s respectivement.

Les diagrammes en violon correspondant à la vitesse du courant par campagne pour les deux types de rejets sont présentés dans les **Figures III.11.A et III.11.B**, l'analyse de la variance à un facteur a bien révélé que l'effet saisonnier est significatif ($H=25,71 / p = 3,48 \times 10^{-5}$) et l'effet rejet (épuré et non épuré) est significative également ($F=7,298 / p = 0,009$), alors que l'effet distance par rapport au point de rejet (aval, 30m et 300m) est non significatif ($F=0,023 / p = 0,976$) (**Tableaux III.9 et III.10**).

Tableau III.9. Résultats de l'ANOVA pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré et l'effet distance pour l'analyse de la vitesse du courant.

Effet	<i>F</i>	<i>df</i>	<i>p</i>
Rejet (épuré et non épuré)	7,298	52,8	0,009261
Distance	0,02397	2	0,9763

Tableau III.10. Résultats du test Kruskal-Wallis pour l’effet saison pour l’analyse de la vitesse du courant.

Effet	<i>H</i>	<i>Hc</i>	<i>p</i>
Saison	25,71	25,708	3,48*10 ⁻⁵

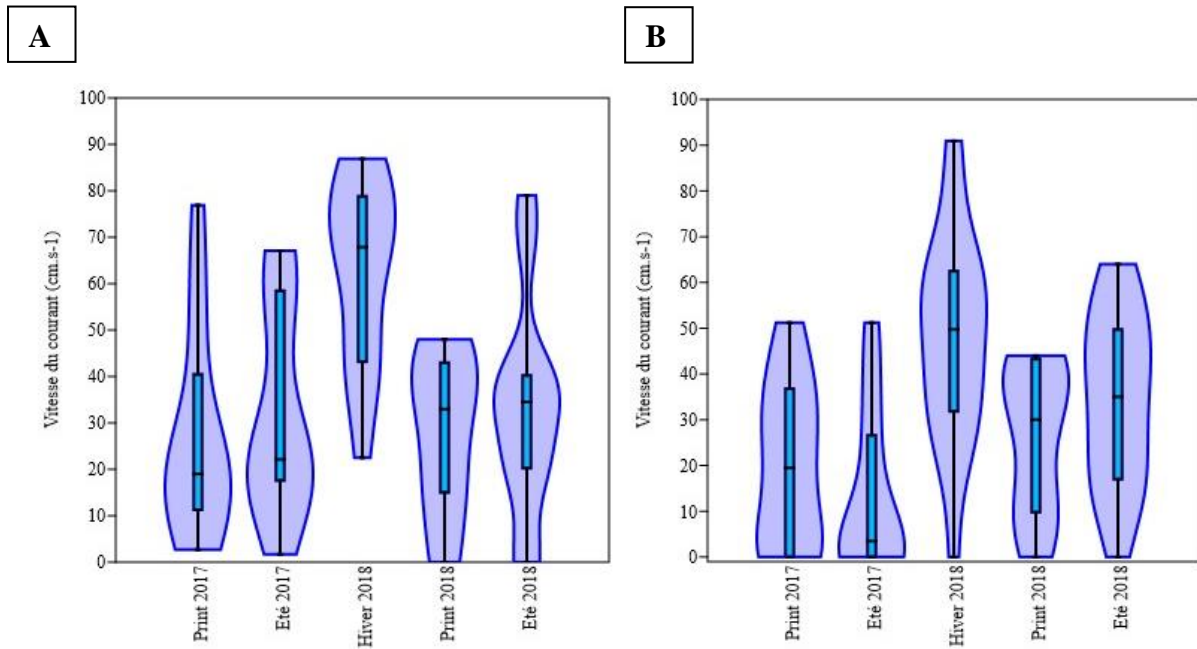


Figure III.11. Diagramme en violon de la vitesse du courant. **A** : rejets des STEP (à gauche) et **B** : rejets bruts non épurés (à droite) dans les cinq campagnes d’étude.

De nombreux facteurs peuvent influencer la concentration en oxygène dissout dans l’eau tels les réactions chimiques, les variations saisonnières, les apports anthropiques, les processus de décomposition et la respiration des organismes vivants (Duong et al., 2006).

Les concentrations élevées en oxygène dissout dans notre étude ont également étaient enregistrées en hiver pour les deux types de rejet (Figures III.12.A et III.12.B). La teneur en oxygène était plus faible dans les rejets bruts que dans les rejets des STEP. L’analyse de la variance ANOVA a révélé que l’effet saisonnier est significatif ($F=6,24 / p =0,003$), et l’effet rejet entre échantillon épuré et non épuré est significatif également ($H=8,81 / p =0,002$), tandis que l’effet distance par rapport au point de rejet est non significatif ($F=0,53 / p =0,59$) (Tableaux III.11et III.12).

Tableau III.11. Résultats de l'ANOVA pour l'effet saisonnier et l'effet distance de la teneur en oxygène dissout dans l'eau.

Effet	F	df	p
Saison	6,24	55,06	0,00360
Distance	0,5273	2	0,5921

Tableau III.12. Résultats du test Kruskal-Wallis pour l'effet pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré de la teneur en oxygène dissout dans l'eau.

Effet	H	Hc	p
Rejet (épuré et non épuré)	8,816	8,816	0,00298

Les fluctuations spatiales dans la concentration d'OD dans les eaux du bassin versant Kébir-Rhumel pourraient s'expliquer par les rejets d'eaux usées domestiques brutes, les effluents des établissements industriels et le lessivage des sols, ces rejets contiennent de très grandes quantités de matières organiques biodégradables qui, une fois rejetées dans le cours d'eau, sont oxydées par des bactéries aérobies qui consomment l'oxygène dissout de l'eau (**Fraga et al., 2022**).

De même **Merghem et al. (2016)** ont trouvé que plus les rejets polluants sont riches en matière organique, plus l'OD du milieu récepteur diminue et peut parfois conduire à des conditions d'anaérobie totale. **Derwich et al. (2008)** ont attribué les faibles niveaux d'OD dans la rivière de Fès au Maroc à la pollution de l'eau provenant des rejets urbains de la ville de Fès.

La diminution du niveau d'OD constituera une menace pour l'écosystème aquatique et augmentera le niveau de pollution de la rivière (**Tahmina et al., 2018**).

De plus nous avons constaté une corrélation négative significative entre l'oxygène dissout et la température de l'eau des rejets du Kébir-Rhumel (**cf. chapitre IV, corrélation entre variables**), selon **Hizir et al. (2023)** l'augmentation de la température de l'eau pourrait réduire la solubilité de l'oxygène.

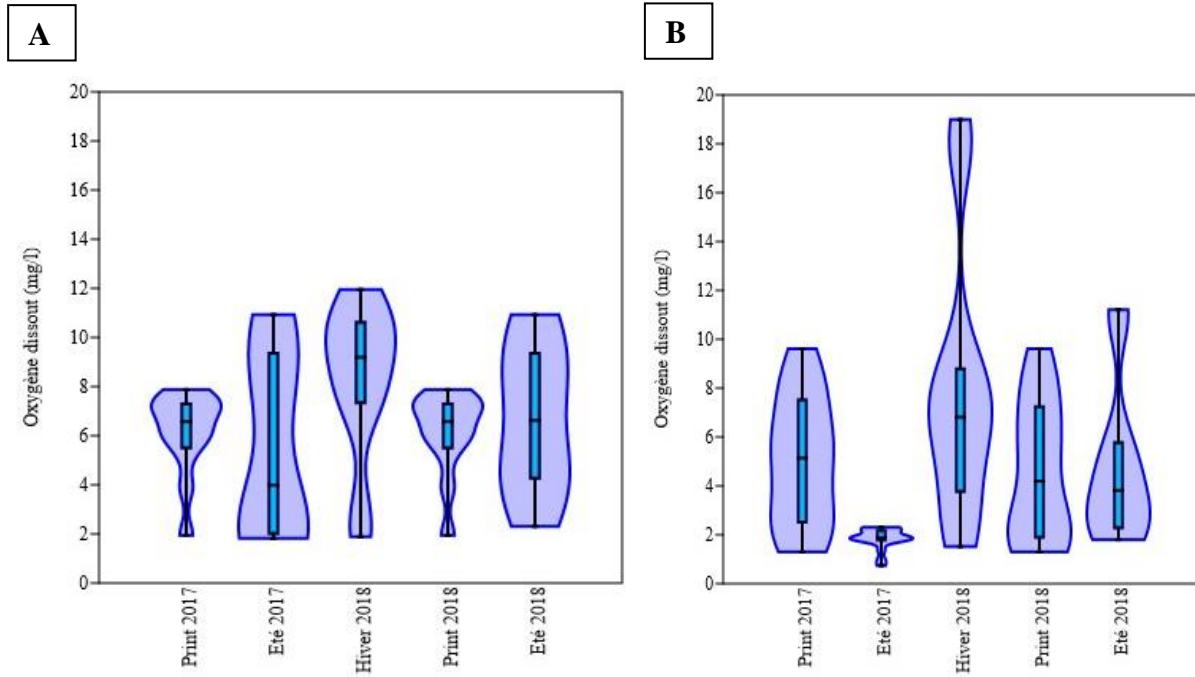


Figure III.12. Diagramme en violon de la concentration en oxygène dissout. **A** : rejets des STEP (à gauche) et **B** : rejets bruts non épurés (à droite) dans les cinq campagnes d'étude.

La nature du bassin versant et les apports en eaux usées urbaines et industrielles ont un impact direct sur la charge en chlorure (**Rodier et al., 2005**). Dans nos sites de prélèvement les valeurs en chlorures les plus élevées ont été enregistrées en été. Nos résultats confirment ceux de **Reggam et al. (2015)**, de plus la réduction des valeurs est liée à la dilution (**Abba et al., 2008**), ce qui explique les baisses observées dans nos sites durant la saison hivernale de pluie.

Les **Figures III.13.A et III.13.B** représentent des diagrammes en violon de la concentration en chlorures dans les eaux des STEP et bruts au cours des cinq campagnes d'échantillonnage.

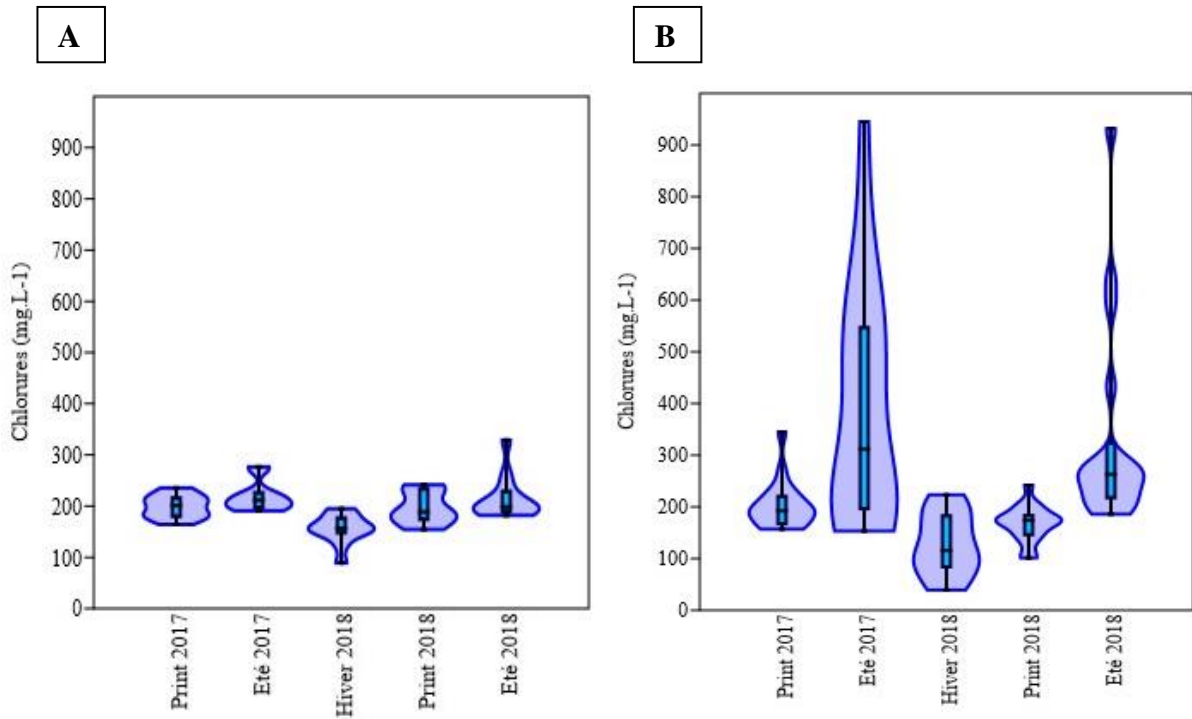


Figure III.13. Diagramme en violon de la concentration en chlorure. **A** : rejets des STEP (à gauche) et **B** : rejets bruts non épurés (à droite) dans les cinq campagnes d'étude.

Les sulfates également enregistrent des concentrations maximales en été (**Figures III.14.A et III.14.B**), une moyenne de 318,03 mg/l, avec un effet saisonnier significatif ($p < 0,05$), et un effet rejet et un effet distance non significatifs ($p > 0,05$) (**Tableau III.13**).

Tableau III.13. Résultats de l'ANOVA pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré, l'effet saison et l'effet distance pour la concentration en sulfates dans l'eau.

Effet	<i>F</i>	<i>df</i>	<i>p</i>
Rejet (épuré et non épuré)	1,282	1	0,2609
Saison	2,931	55,13	0,0417
Distance	0,09993	2	0,905

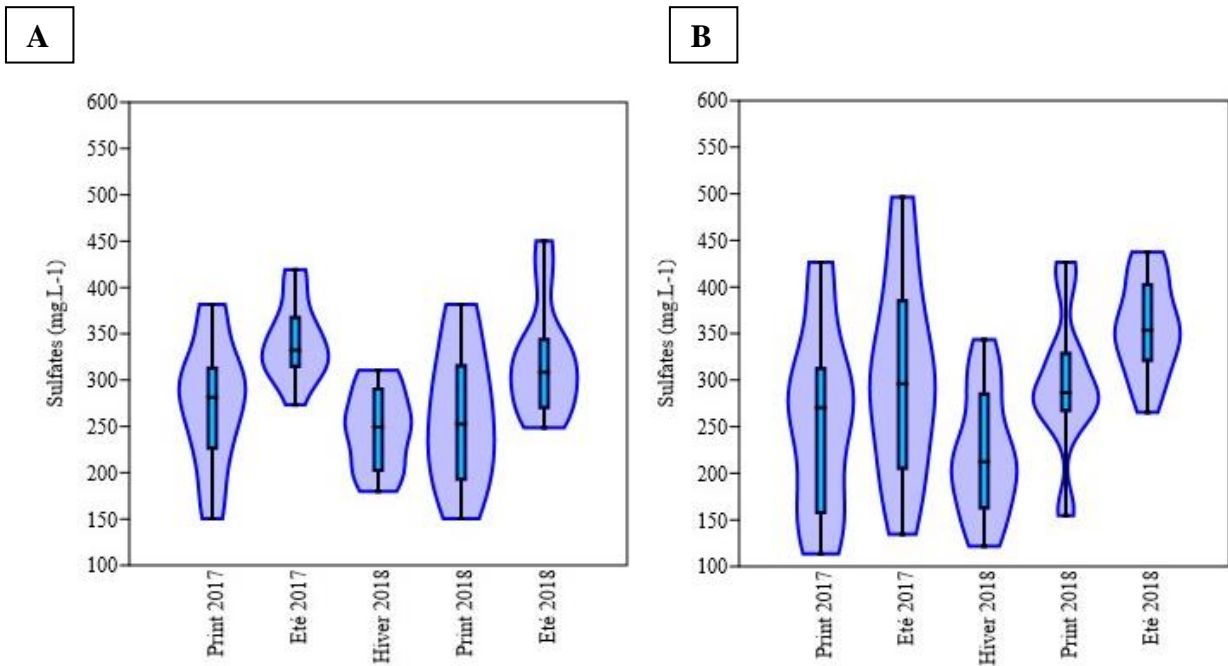


Figure III.14. Diagramme en violon de la concentration en sulfates. **A** : rejets des STEP (à gauche) et **B** : rejets bruts non épurés (à droite) dans les cinq campagnes d'étude.

Avec une différence rejets significative de $p= 0,036$ et $H= 3,84$, les rejets bruts non épuré enregistrent une concentration moyenne maximale en silice de l'ordre de 29,47 mg/l, les rejets des STEP affichent une teneur moyenne de 18,71 mg/l.

Les **Figures III.15.A et III.15.B** représentent la concentration en silice dans les eaux de rejets des STEP et bruts non épurés durant les cinq campagnes d'étude.

Les teneurs moyennes en silice pour les différentes saisons sont de l'ordre de 29,19 mg/l, 28,05 mg/l et 18,61 mg/l respectivement pour l'hiver, l'été et le printemps, la teneur des eaux échantillonnées en silice montre un effet saisonnier significatif ($p= 0,017 / H= 8,05$) et un effet distance par rapport au point de rejet non significatif ($p= 0,16 / H= 3,63$) (**Tableau III.14**).

Tableau III.14. Résultats du test Kruskal-Wallis pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré, l'effet saison et l'effet distance pour la concentration en silice dans l'eau.

Effet	<i>H</i>	<i>Hc</i>	<i>p</i>
Saison	8,051	8,052	0,0178
Rejet (épuré et non épuré)	3,842	3,842	0,036
Distance	3,635	3,635	0,1624

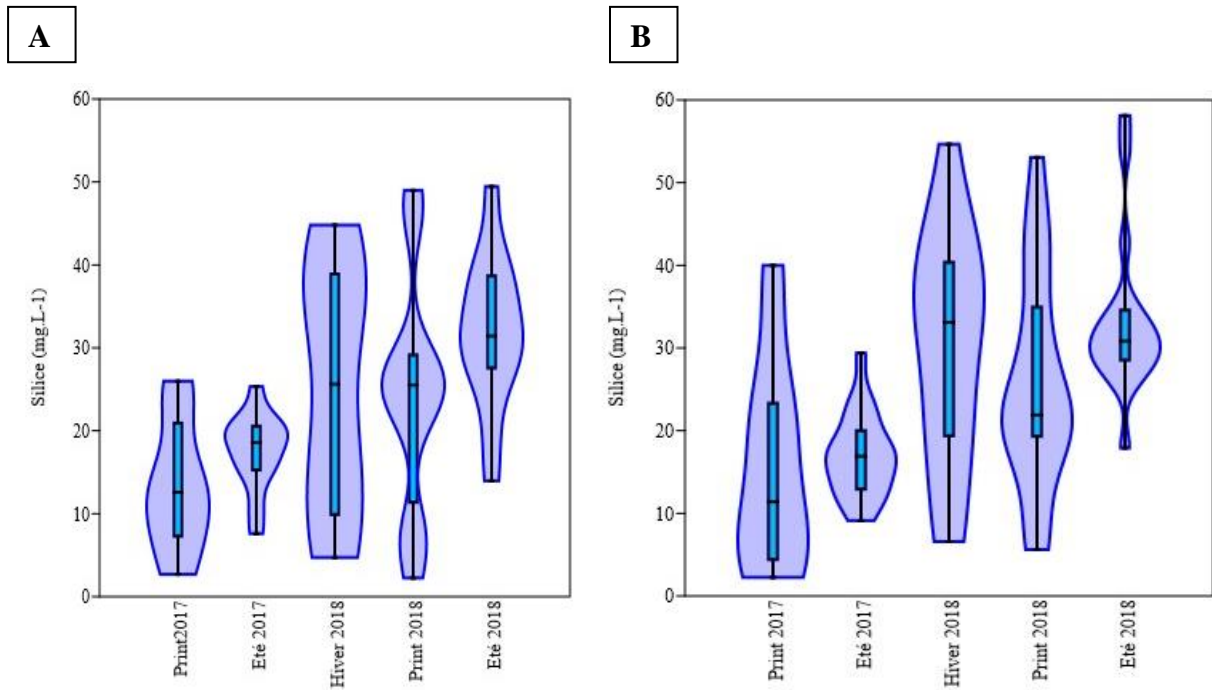


Figure III.15. Diagramme en violon de la concentration en silice. **A** : rejets des STEP (à gauche) et **B** : rejets bruts non épurés (à droite) dans les cinq campagnes d'étude.

Les valeurs de la DBO₅ présentent des fluctuations spatio-temporelles, la valeur la plus élevée, 600 mg d'O₂/l, a été enregistrée au printemps au point aval du rejet non épuré d'Oued Smendou alors que la valeur minimale, 0,5 mg d'O₂/l, a été notée au printemps également aux rejets : 300 m du rejet épuré de la STEP de Sidi Merouane, 300m du rejet épuré de la STEP d'El-milia-Jijel, 300m du rejet non épuré d'Oued Ain-Zbira et 30m du rejet non épuré d'Oued Hjar (**Figures III.16.A et III.16.B**).

L'analyse de la variance ANOVA (**Tableau III.6**) a révélé que l'effet rejet (épuré et non épuré) est hautement significatif ($F= 20,12 / p= 3,007.10^{-5}$) alors que l'effet saisonnier ($F= 0,89 / p=0,42$) et l'effet distance par rapport au point de rejet (Aval, 30m et 300m) (**Tableau III.7**) ($H=2,50 / p=0,29$) sont non significatifs.

Tableau III.15. Résultats de l'ANOVA pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré et l'effet saisonnier pour l'analyse de la DBO₅.

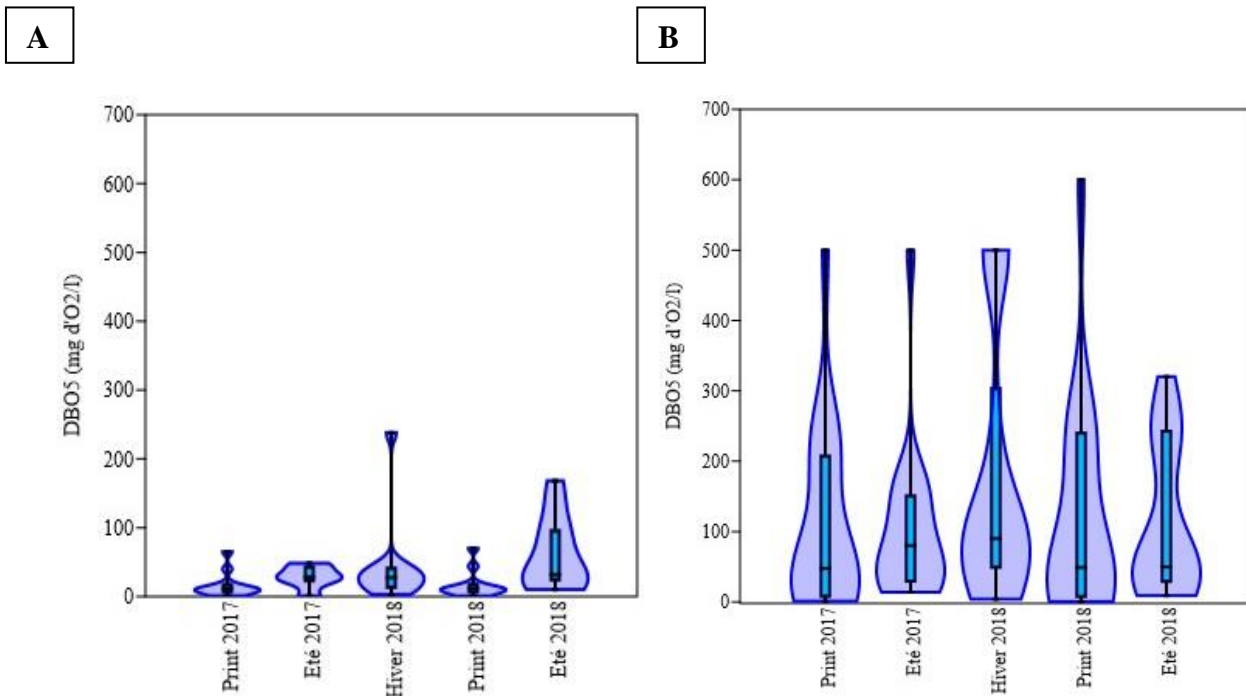
Effet	<i>F</i>	<i>df</i>	<i>p</i>
Rejet (épuré et non épuré)	20,12	65,49	$3,007.10^{-5}$
Saison	0,89	51,72	0,4165

Tableau III.16. Résultats du test Kruskal-Wallis pour l'effet distance par rapport au point de rejet pour l'analyse de la DBO₅.

Effet	<i>H</i>	<i>Hc</i>	<i>p</i>
Distance par rapport au point de rejet	2,495	2,495	0,2872

Les moyennes calculées sont de 124,92 mg d'O₂/l, 82,27 mg d'O₂/l et 77,87 mg d'O₂/l respectivement pour les saisons hiver, été et printemps.

Les moyennes des rejets (épurés et non épurés) sont de l'ordre de 35,72 mg d'O₂/l et 132,90 mg d'O₂/l respectivement pour les rejets épurés et bruts non épurés.



Figures III.16. Diagramme en violon de la demande biochimique en oxygène. **A** : rejets des STEP (à gauche) et **B** : rejets bruts non épurés (à droite) dans les cinq campagnes d'étude.

Les teneurs de la DCO dans les eaux étudiées fluctuent entre une valeur minimale de 4 mg d'O₂/l enregistrée au point 30m de la station d'épuration de Sidi Merouane en hiver et une valeur maximale de 6921,24 mg d'O₂/l enregistrée à 30 m du rejet d'Oued Ain-Zbira en été (**Figures III.17.A et III.17.B**).

La moyenne de la DCO pour les rejets non épurés est de 626,15 mg d'O₂/l, pour les rejets des STEP, la moyenne de la DCO est de l'ordre de 138,24 mg d'O₂/l.

L'analyse de la variance (Tableaux III.17 et III.18) a révélé que l'effet saisonnier ($H= 3,04 / p=0,21$) et l'effet distance au point de rejets ($H= 0,47 / p=0,79$) ne sont pas significatifs alors que l'effet rejet ($F= 6,34 / p=0,014$) est significatif.

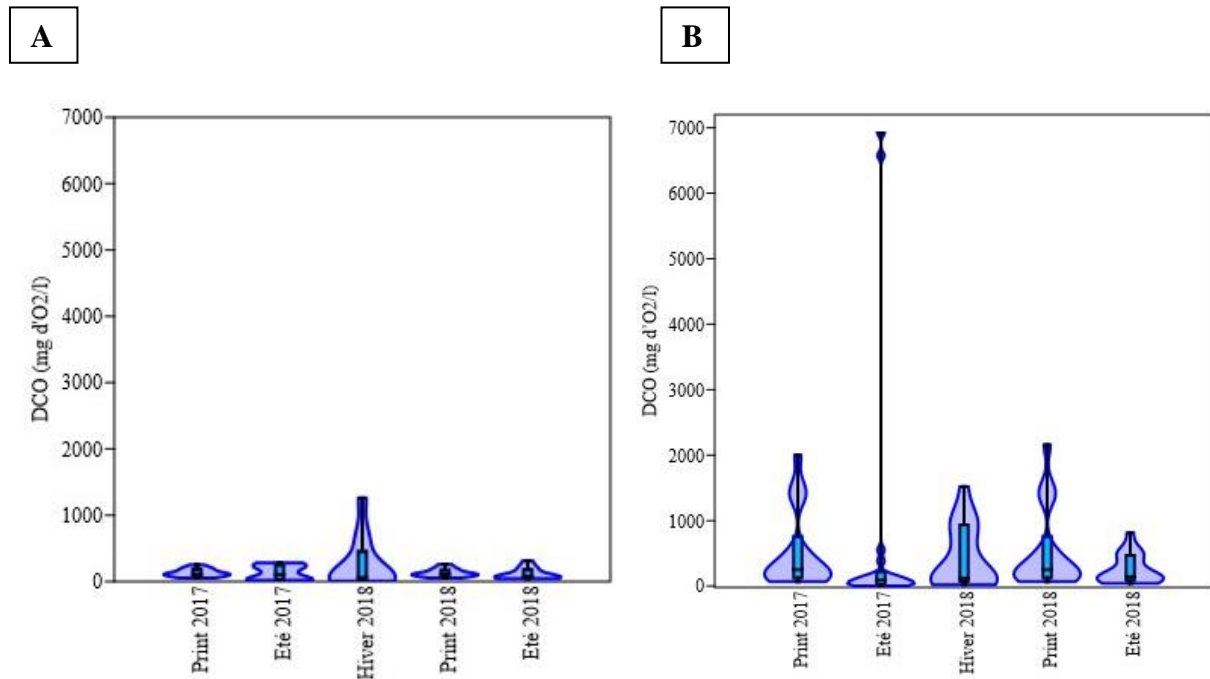


Figure III.17. Diagramme en violon de la demande chimique en oxygène. **A** : rejets des STEP (à gauche) et **B** : rejets bruts non épurés (à droite) dans les cinq campagnes d'étude.

Tableau III.17. Résultats de l'ANOVA pour l'effet rejet entre échantillon épuré et brut non épuré pour l'analyse de la DCO.

Effet	<i>F</i>	<i>df</i>	<i>p</i>
Rejet (épuré et non épuré)	6,335	58,04	0,01462

Tableau III.18. Résultats du test Kruskal-Wallis pour l'effet saison et l'effet distance par rapport au point de rejet pour l'analyse de la DCO.

Effet	<i>H</i>	<i>Hc</i>	<i>p</i>
Distance par rapport au point de rejet	0,4686	0,4687	0,7911
Saison	3,047	3,047	0,2179

III.8.2. Analyse en composante principale

La Figure III.18 représente un biplot de l'analyse en composante principale pour les données physicochimiques des différents sites étudiés dans les eaux de rejets épurés des STEP (Figure III.18.A) et bruts non épurés (Figure III.18.B) le long du bassin versant Kébir-Rhumel.

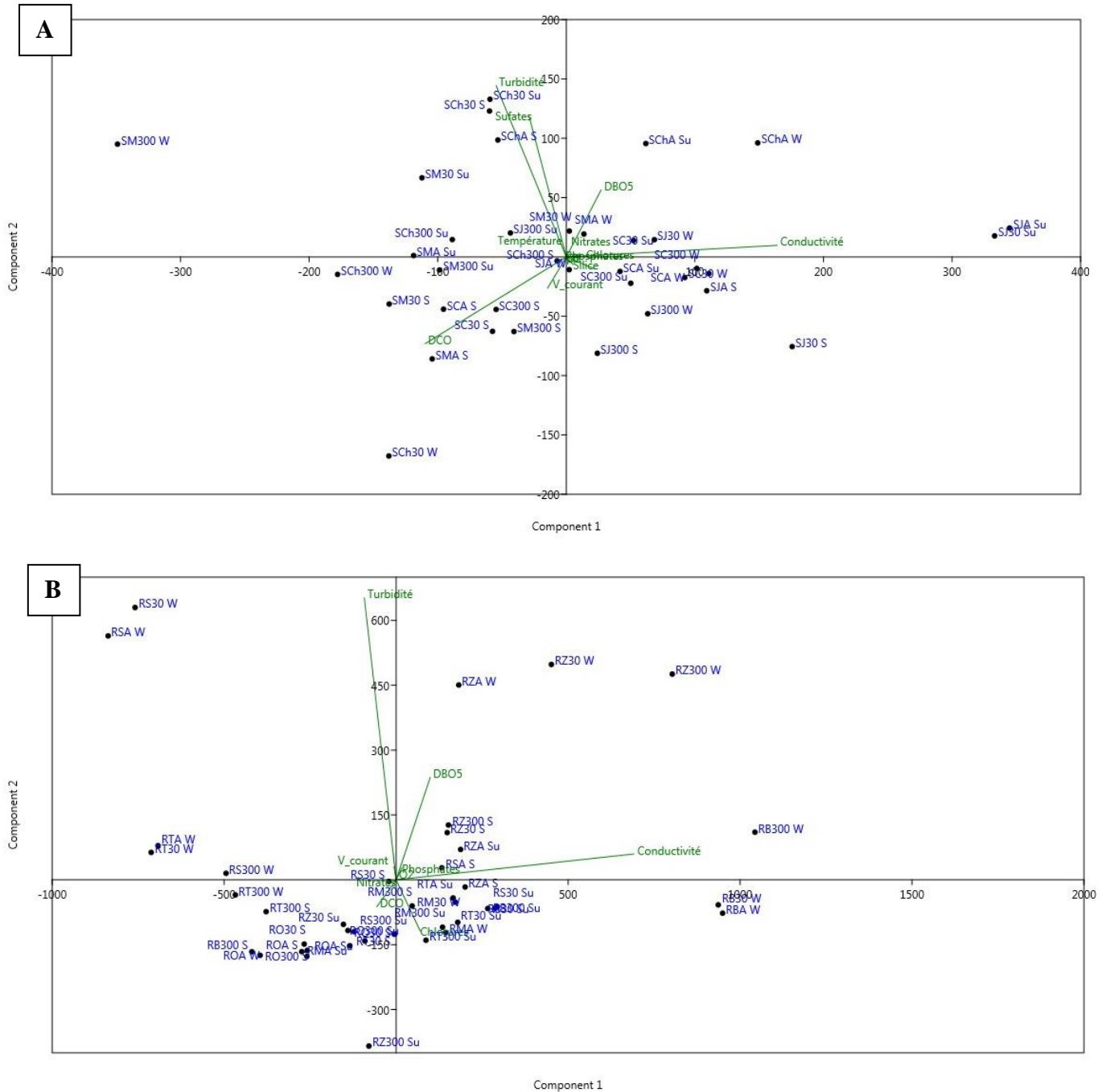


Figure III.18. Biplot de l'analyse en composantes principales pour les données physicochimiques des sites échantillonnés au niveau des eaux de rejets des STEP (A) et bruts non épurés (B) du bassin versant Kébir-Rhumel.

L'Analyse en Composantes Principales, réalisée à partir de la distribution des sites d'échantillonnage en fonction des variables environnementales étudiées, présente un bon pouvoir descriptif, en effet, dans les eaux de rejets des STEP (**Figure III.18.A**). Un taux de 69,63% de la variance totale est expliqué par le plan 1-2, avec une contribution de plus de 50% pour l'axe 1 et de plus de 19% pour l'axe 2.

En été les sites aval et 30 m de rejets de la station d'épuration d'El-Milia Jijel, SJA Su et SJ30 Su ont montré des conductivités élevées (2101,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 2119 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivement), le site SJ30 a également montré des conductivités électriques de l'eau élevé au printemps (SJ30 S avec 1895,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Le rejet aval de la station de Chelghoum-Laid en hiver SChA W enregistre une conductivité élevée avec 2369 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Le site SChA W marque la concentration la plus élevée en DBO_5 avec 238 mg d' O_2/l . Les sites SCh 30 Su, SChA S et SCh30 S sont les plus turbides comparativement aux autres sites avec des taux de turbidité de 198,5 NTU, 191,8 NTU et 170,75 NTU respectivement. Les sites SCh30 Su, SChA S et SCh 30 S enregistrent les concentrations les plus élevées en sulfates avec 428,05 mg/l, 381,76 mg/l et 365,04 mg/l respectivement. Le site SCh30 W a enregistré la valeur la plus élevée de DCO (1256 mg d' O_2/l) comparativement aux autres sites.

Dans les eaux des rejets bruts non épurés (**Figure III.18.B**) les deux axes expriment également un bon pouvoir descriptif, une variance de 75,18%, avec une contribution de 47,26% pour l'axe1 et 27,92 % pour l'axe 2.

Les sites RSA W et RS30 W sont les plus turbides avec 899 NTU et 955 NTU respectivement, le rejet brut dans oued Ain Zbira RZ avec ses différents points de prélèvement Aval, 30m et 300m, en hiver, a également enregistré des turbidités élevées avec 563 NTU, 598 NTU et 586 NTU respectivement, ces mêmes sites RZA W, RZ30 W, RZ300 W ont également marqué des taux élevés en DBO_5 avec plus de 500 mg/l chacun.

Le rejet dans Oued Bagrats avec ses différents points de prélèvement en hiver ROA W, RO30 W et RO300 W a enregistré les valeurs les plus élevées de conductivité électrique avec 2658 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 2650 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 2690 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivement.

III.8.3. Eléments traces métalliques dans l'eau du Kébir-Rhumel

En plus des paramètres liés à la physicochimie des échantillons d'eau collectés le long du bassin versant Kébir-Rhumel, nous avons également acquis des données liées à la teneur en éléments traces métalliques afin de mettre en évidence une éventuelle contamination métallique dans les eaux en question suite aux rejets industriels et urbains déversés dans ces derniers.

Les **Figures III.19.A et III.19.B** représentent l'analyse canonique des correspondances (ACC), mettant en évidence la distribution spatiale et temporelle des différents métaux mesurés dans les différents points de prélèvement au niveau des eaux des rejets épurés des STEP et les rejets bruts non épurés respectivement.

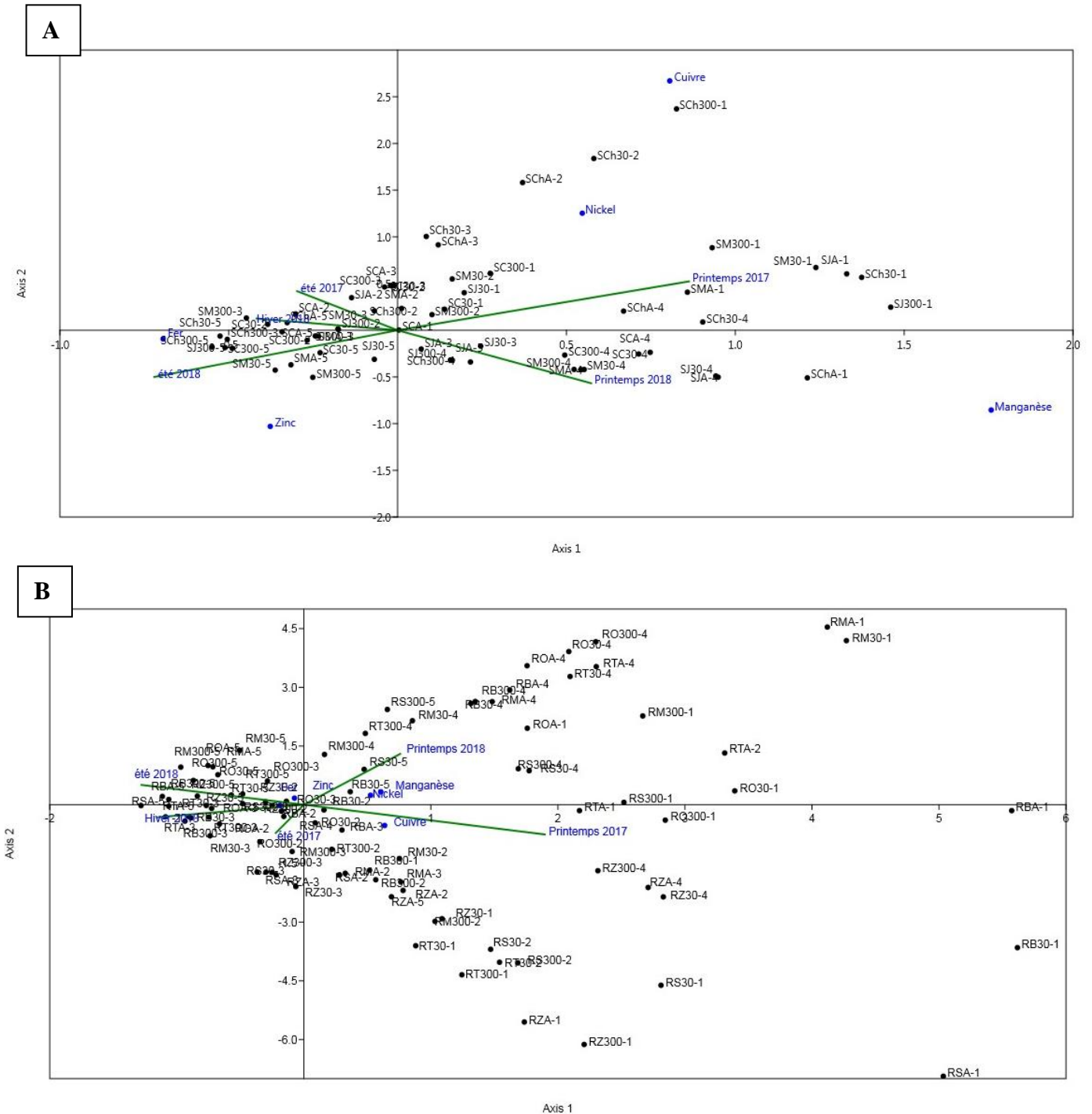


Figure III.19. Analyse canonique des correspondances mettant en évidence la distribution spatiale et temporelle des différents métaux mesurés. **A :** eaux des rejets épurés et **B :** eaux des rejets non épurés.

A. Fer

Le fer atteint le maximum pendant la saison estivale de l'année 2018 avec 27360 µg/l tandis que le minimum est remarqué pendant la saison printanière de l'année 2017 avec 80 µg/l dans les rejets non épurés (**Figure III.20**).

Des moyennes de 5210 µg/l, 4380 µg/l et 2010 µg/l pour ces eaux ont été enregistré dans les saisons : hiver, été et printemps respectivement.

Les eaux des stations d'épuration ont été caractérisées par des taux moyens en fer de l'ordre de 2080 µg/l, 2270 µg/l et 730 µg/l respectivement pour l'hiver, l'été et le printemps.

L'analyse de la variance (ANOVA) a révélé que l'effet saisonnier ($F= 11,24 / p=4,72.10^{-7}$) et l'effet rejet ($F=8,90 / p=0,003$) sont significatifs alors que l'effet distance est non significatif ($H= 1,62 / p= 0,44$).

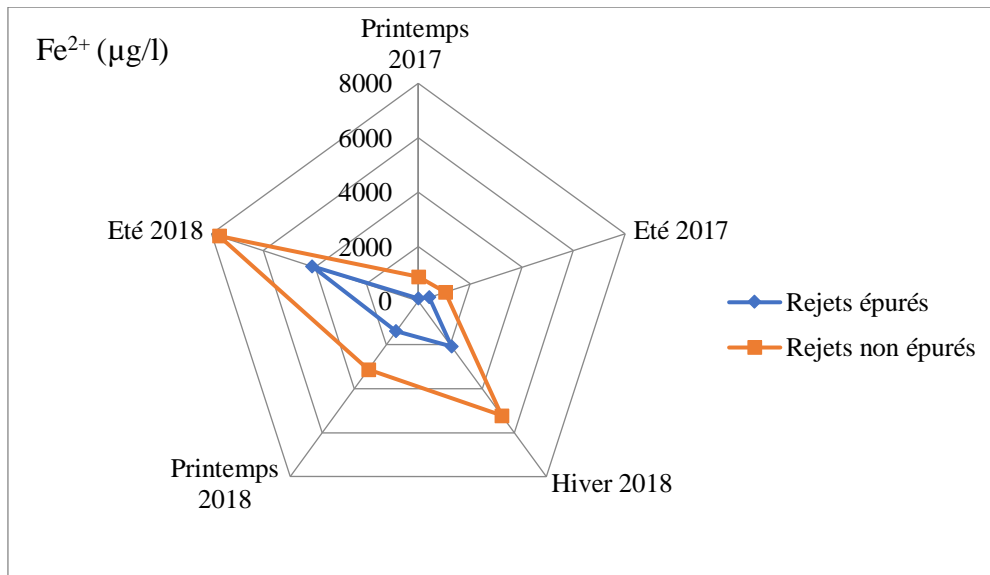


Figure III.20. Variation spatio-temporelle de la teneur moyenne en Fer dans l'eau des rejets épurés et non épurés.

Les concentrations en Fer dans les eaux échantillonnées au niveau du Kébir-rhumel ont montré des fluctuations notables qui peuvent s'expliquer par les rejets industriels.

Les teneurs en Fer dans les eaux de rejets du bassin versant sont supérieures à celles trouvées par **Youbi et al. (2018)** dans leurs études sur les cours d'eau de Boukhmira, Meboudja et Seybouse au Nord-est de l'Algérie et **Fouad et al. (2014)** au niveau d'Oued Hassar, localité de Mediouna à Casablanca, Maroc.

Des valeurs élevées en fer, surtout en été ont été enregistrées dans Oued Meboudja (au nord est du pays) dans les études menées par **Belabed et al. (2017)**, les auteurs ont expliqué la présence de

concentrations élevées de ce métal dans l'eau de l'Oued par sa localisation à proximité du complexe sidérurgique d'El-Hadjar.

B. Zinc

Concernant le taux de Zinc, nous avons noté de faibles concentrations dans les sites d'étude (**Figure III.21**).

La teneur moyenne dans l'eau des STEP est de 184,80 µg/l, la teneur maximale de 1090 µg/l, a été enregistrée au printemps 2018 au point 30 m du rejet de la station d'épuration de Chelghoum Laid.

La teneur moyenne en Zinc dans les rejets non épurés est de l'ordre de 352,11 µg/l.

L'analyse de la variance à un facteur ANOVA a révélé un effet saisonnier très significatif ($F=10,86 / p=7,10.10^{-7}$), un effet rejet significatif ($F=4,88 / p=0,02$) et un effet distance non significatif ($H=0,57 / p=0,75$).

Les taux les plus bas de Zinc ont été enregistrés pendant la période de crue, ce qui peut être lié à l'effet de dilution, résultant de l'afflux d'eau de pluie.

La présence de métaux dans l'eau, même à faibles concentrations, induit des effets néfastes sur l'environnement et la santé (**OMS, 2013**). Nos résultats sont cohérents avec ceux trouvés par **Youbi et al. (2018)** et **Fouad et al. (2014)**.

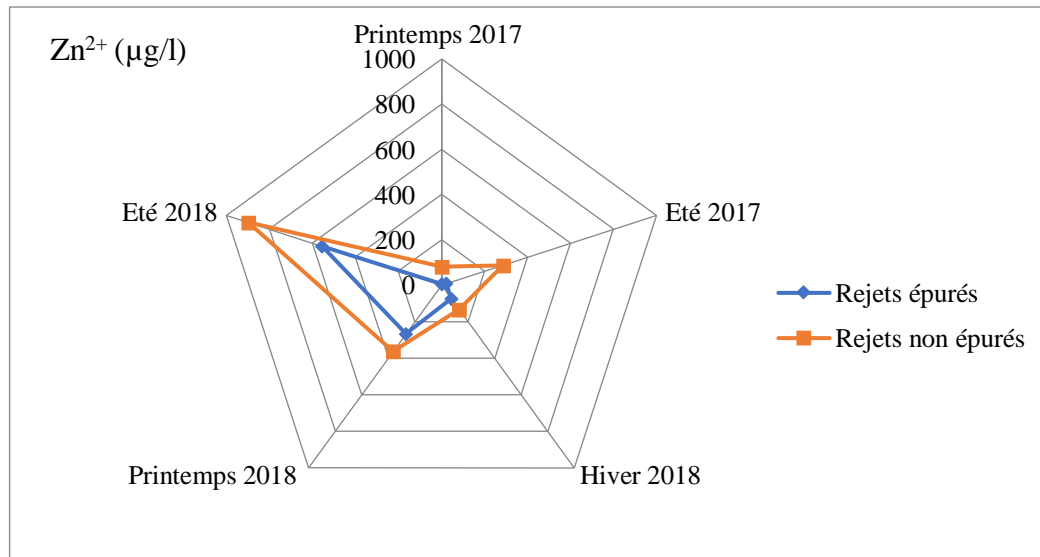


Figure III.21. Variation spatio-temporelle de la teneur moyenne en Zinc dans l'eau des rejets épurés et non épurés.

C. Cadmium et Plomb sont indétectables dans les échantillons d'eau des rejets épurés et non épurés, cependant dans la même zone d'étude, **Hizir et al. (2023)** ont rapporté la présence de ces

deux métaux dans les sédiments, **Sahli et al. (2011)** supposent qu'il y a eu une rétention complète des métaux par les matières en suspension des sédiments du Kébir -Rhumel.

Les sédiments agissent comme des puits et des sources de contaminants métalliques dans les écosystèmes aquatiques (**Sahli et al., 2011**).

D. Manganèse

Les teneurs sont comprises entre 40 µg/l et 2730 µg/l avec une moyenne de 538,33 µg/l dans les eaux de rejets épurées. Les eaux brutes non épurées ont affichés une moyenne de 678,44 µg/l, ces valeurs extrêmes étaient de 40 µg/l et 2530 µg/l (**Figure III.22**).

L'analyse de la variance a fait ressortir un effet saisonnier ($F= 45,06 / p=2,31.10^{-18}$) hautement significatif, un effet rejet ($H= 3,90 / p= 0,04$) significatif et un effet distance non significatif ($H= 0,97 / p= 0,06$).

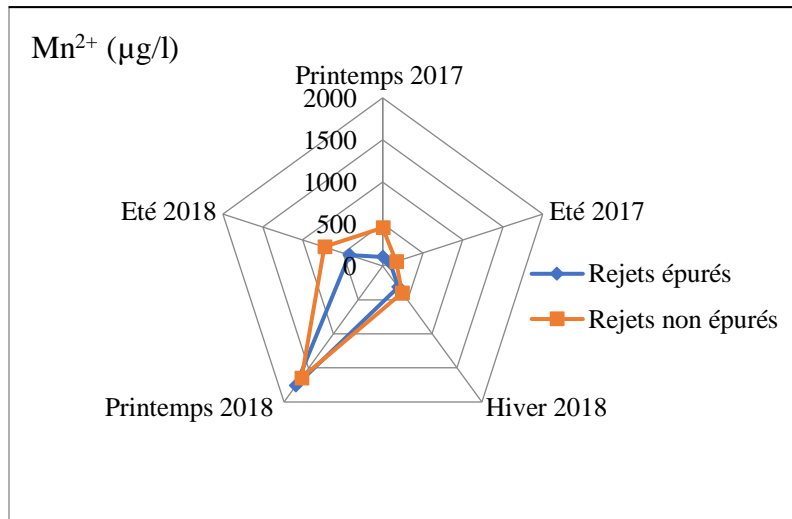


Figure III.22. Variation spatio-temporelle de la teneur moyenne en Manganèse dans l'eau des rejets épurés et non épurés.

E. Nickel

La teneur moyenne en Nickel dans l'eau est de 42 µg/l et 36,44 µg/l, respectivement pour les eaux de rejets épurés et non épurés. La valeur maximale pour les rejets des STEP était de l'ordre de 230 µg/l enregistrée à la station d'épuration de Constantine en hiver au point aval. Le maximum en Nickel pour les eaux non épurées est de 240 µg/l, au printemps 2018 à 30 m du rejet d'Oued Ouarzeg. (**Figure III.23**).

Nous avons trouvé un effet saisonnier très significatif pour le nickel ($F=15,97 / p= 4,24.10^{-9}$), cependant l'ANOVA n'a pas révélé un effet rejet significatif ($F=2,41 / P= 0,09$) idem pour l'effet distance ($H= 0,11 / p= 0,93$).

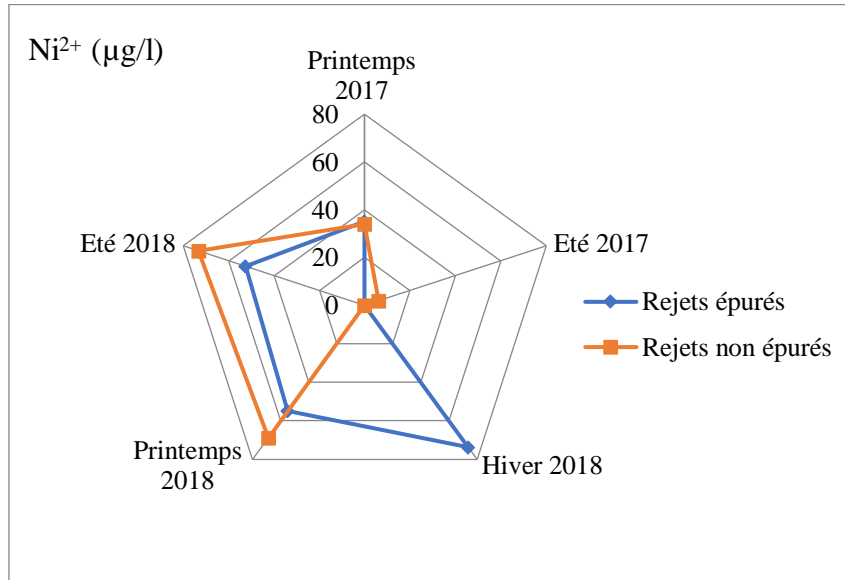


Figure III.23. Variation spatio-temporelle de la teneur moyenne en Nickel dans l'eau des rejets épurés et non épurés.

F. Cuivre

Les teneurs extrêmes en cuivre sont de l'ordre de $0,96 \mu\text{g/l}$ et $1970 \mu\text{g/l}$ avec une moyenne de $280,09 \mu\text{g/l}$. pour les eaux des STEP.

Les eaux des rejets bruts ont enregistré un taux moyen de $433,33 \mu\text{g/l}$, avec une valeur maximale de $2410 \mu\text{g/l}$, et une minimale de $10 \mu\text{g/l}$ (**Figure III.24**).

La variance ANOVA a fait ressortir un effet saisonnier ($F= 2,60 / p=0,04$) significatif, un effet rejet très significatif ($H=13,05 / p= 0,0003$) et un effet distance ($F=0,66 / p= 0,82$) non significatif.

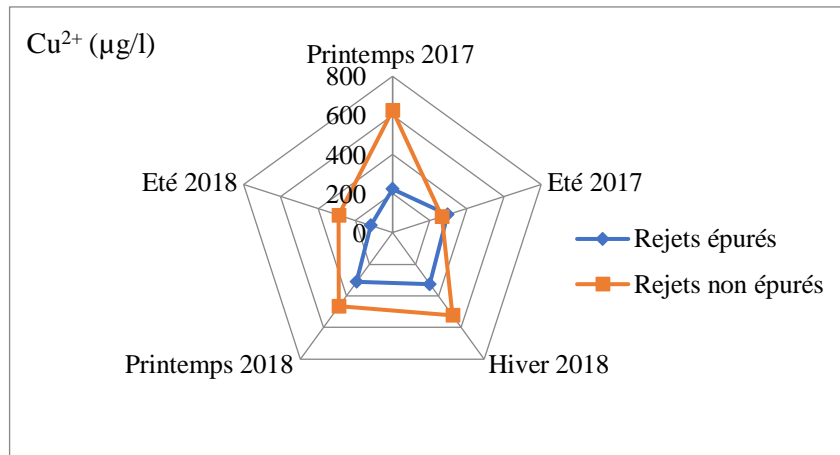


Figure III.24. Variation spatio-temporelle de la teneur moyenne en Cuivre dans l'eau des rejets épurés et non épurés.

La concentration la plus élevée de Manganèse a été enregistrée au printemps de 2018 pour les deux types de rejets, tandis que la concentration la plus élevée de Nickel a été observée en hiver et en été de 2018 respectivement dans les rejets épurés et les rejets bruts. Le Cuivre présentait une concentration élevée au printemps 2017 dans les rejets non épurés.

Selon **Afri-Mehennaoui et al. (2004)**, les activités anthropiques sont la principale cause des métaux trouvés dans l'eau telles les pratiques agricoles, l'utilisation de pesticides et d'engrais dans les zones en amont, en aval et au milieu du Kébir-Rhumel ainsi que les rejets d'eaux industrielles provenant d'usines de textiles, de mécanique et de produits pharmaceutiques.

III.9. Conclusion

Le suivi spatio-temporel de plusieurs paramètres physico-chimiques des eaux de rejets nous a fourni l'image d'une pollution relativement intense au niveau du Kébir-Rhumel et qui est tributaire de la quantité importante d'eau usée domestique et aux volumes élevés d'effluents industriels et agricoles déversés dans ses cours d'eau.

Les paramètres pH, vitesse du courant, O₂ dissout et silice ont montré des variations saisonnières significatives dans l'eau échantillonnée, tandis que la conductivité électrique, les sulfates, la DBO₅ ainsi que la DCO n'ont pas présenté d'effet saisonnier significatif.

Les paramètres pH, conductivité électrique, sulfates n'ont pas présenté de différences significatives entre échantillon épuré et bruts non épurés alors que la vitesse de courant, l'O₂, la silice, la DBO₅ ainsi que la DCO ont différencié significativement entre rejet épuré et rejet brut non épuré

L'absence de différences significatives, pour toutes les variables environnementales, entre les sites aval = 0m, 30m et 300m souligne une absence de dilution le long du trajet des rejets dans les cours d'eau du bassin versant.

L'analyse des ETM a montré une absence du Cadmium et du Plomb dans les eaux de rejets du Kébir-Rhumel, cependant le Fer, le Zinc, le Manganèse, le Nickel et le Cuivre étaient présents avec des différences significatives entre les saisons étudiées et entre type de rejets à l'exception du Nickel, qui n'a pas présenté de différences significatives entre rejets épurés et bruts non épurés

L'éloignement du point de rejet et la comparaison entre les groupes de sites aval= 0m, 30m et 300m n'a également pas montré de différences significatives de concentration pour les métaux étudiés.

**Chapitre IV : Suivi de la dynamique
des biofilms diatomées et Analyse
des facteurs influençant la structure
des biofilms**

IV.1. Introduction

L'analyse des biofilms diatomées est un moyen efficace pour évaluer la qualité des environnements aquatiques et de saisir leur mécanisme de fonctionnement. Les progrès récents dans les méthodes d'étude en laboratoire et *in situ* permettent d'approfondir les connaissances sur les facteurs qui régulent leur organisation et leur dynamique (Lu et al., 2022; Park et al., 2020a; Panahy Mirzahasanlou et al., 2020; Pandey et Bergey, 2018; Cañedo-Argüelles et al., 2017; Potapova et al., 2016; Duong et al., 2007). Cela permet une gestion et une préservation améliorées de ces écosystèmes essentiels. Il est donc crucial d'avoir une compréhension de la dynamique des biofilms diatomées et des facteurs qui influencent leur structure pour le bon fonctionnement et la gestion des milieux aquatiques.

IV.2. Collecte des échantillons de diatomées benthiques

Le prélèvement des échantillons de diatomées a été effectué simultanément avec le prélèvement des échantillons d'eau pour les analyses physico-chimiques.

Les échantillons de diatomées benthiques ont été collectés et traités conformément à la norme NF T90-354 (AFNOR, 2007). L'échantillonnage a été réalisé sur des supports durs naturels. Nous avons choisi des galets de taille moyenne car la taille des galets influence considérablement la richesse des communautés des diatomées (Teittinen et al., 2016).

La **Figure IV.1** représente les étapes de collecte et d'observation des biofilms phototrophes de diatomées.



Figure IV.1. Différentes étapes de prélèvement et d'observation du biofilm phototrophe de diatomées, A-Tronçon de rivière, B et C Zoom sur le site, D - Substrat de type galet prélevé, E et F- Diatomées sous microscope optique.

L'échantillonnage a été effectué au moins deux semaines après les périodes de fortes précipitations ou de crues soudaines, car les fortes pluies ont un impact négatif sur le développement et la colonisation du biofilm phototrophe des diatomées (**Mosisch et Bunn, 1997**).

Pour obtenir le biofilm des diatomées, les galets ont été prélevés avec précaution de l'eau, et les diatomées ont été récupérées par grattage d'au minimum 8 à 10 galets, couvrant une surface totale d'environ 100 cm², à l'aide d'une brosse à dents propre et différente pour chaque site, et lavés dans un récipient contenant de l'eau provenant du même site de prélèvement (**Figure IV.2**).



Figure IV.2. Prélèvement et grattage des galets à l'aide d'une brosse à dent
(Photos personnelles prises par Faïza Noune)

Les diatomées prélevées ont été conservées dans des bouteilles en plastique de 500 ml, et fixées en additionnant 5 à 10% de Formaldéhyde dilué à 5%. Chaque bouteille porte une étiquette mentionnant le code du site, date et heure du prélèvement.

Grâce à cette conservation, l'activité biologique des échantillons reste stable (**Nicolardot et al., 2004**), ce qui permet d'éviter les variations dans l'abondance relative des diatomées, entraînant ainsi des erreurs dans l'analyse quantitative de la structure des communautés de diatomées.

IV.3. Prétraitement des échantillons

Au laboratoire, l'échantillon de diatomées a subi différents traitements visant à ne recueillir que les frustules de diatomées.

Sous hotte aspirante, la suspension brute récoltée de chaque site est mise dans un tube à essai, placée dans un bac à sable et digérée par chauffage en additionnant des gouttes de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2 30V) afin de détruire toute matière organique présente dans l'échantillon. Quelques gouttes d'acide chlorhydrique sont ajoutées pour éliminer les résidus de carbonates de calcium et obtenir un nettoyage satisfaisant des frustules. Pour les échantillons à haute teneur en matières organiques, cas des rejets des eaux brutes non épurées, des gouttes d'acide sulfurique et/ou d'acide nitrique sont ajoutés afin d'améliorer la minéralisation des échantillons.

Les échantillons traités ont ensuite été soumis à une succession de centrifugations (4500tr/min, pendant 5 minutes), suivies chacune de la remise en suspension des culots dans de l'eau distillée, pour éliminer toute trace d'eau oxygénée et d'acide jusqu'à l'obtention de pH neutre **Figure (IV.3)**.

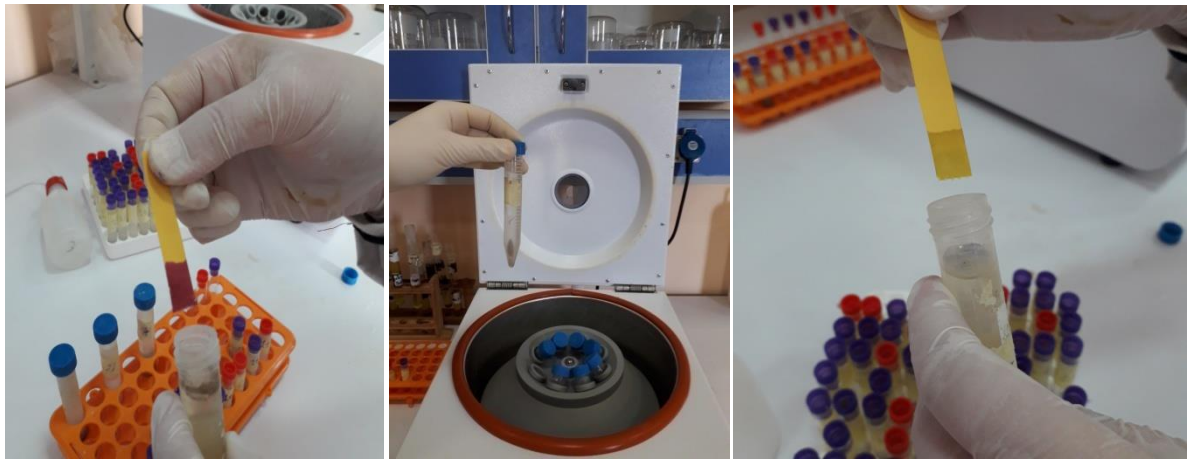
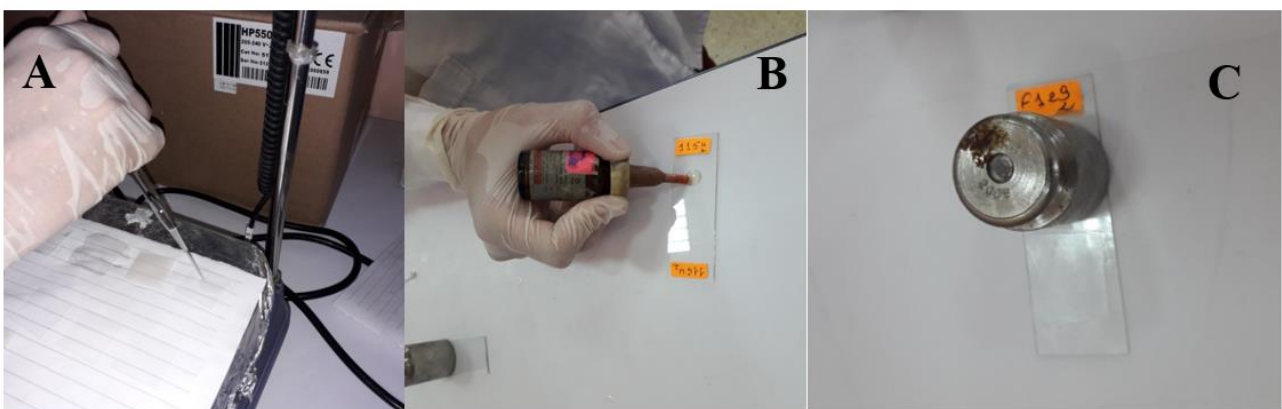


Figure IV.3. Série de rinçages et de centrifugations jusqu'à neutralisation du pH.

IV.4. Préparation des lames permanentes de diatomées

Après nettoyage et neutralisation du pH des culots des frustules de diatomées, une goutte de l'échantillon est prélevée à l'aide d'une pipette pasteur (Figure IV.4), et étalée sur une lamelle propre. Cette dernière est ensuite déposée sur une plaque chauffante, une fois l'eau évaporée, elle est retournée sur une goutte de résine réfringente, liquéfiée par du toluène, le Baume du Canada (IR= 1,55), déposée au préalable sur une lame porte objet. Ensuite cette lame est déposée sur une plaque chauffante jusqu'à disparition des bulles d'air et évaporation du toluène, Enfin laissée refroidir en exerçant une petite pression sur la lamelle à l'aide d'une pesée de 200g sur la préparation à plat. La lamelle est alors fixée sur la lame et la préparation, la lame permanente est prête pour observation microscopique.



Figures IV.4. Montage de lames permanentes

IV.5. Identification des diatomées

L'identification des espèces, basée sur leurs caractéristiques morphologiques uniques et stables, a été réalisée à l'aide d'un microscope optique Olympus BX60 au plus fort grossissement x1000, avec huile d'immersion, le microscope est équipé d'un appareil photo numérique Optikam B9 et du logiciel OptikaView7 (**Figure IV.5**).

Sous microscope, les valves ou frustules de diatomées sont énumérés et inventoriés selon les clés d'identification de diatomées : Süßwasserflora von Mitteleuropa (**Krammer et Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1991a, 1991b**), d'autres ouvrages (**Lange-Bertalot, 2000-2018; Blanco Lanza et al., 2011; Hofmann et al., 2011; Krammer, 2000, 2003, 2004; Krammer et al., 2002**) (**Figure IV.5**) jusqu'à atteindre un nombre minimum de 400 unités taxonomiques, et en séparant les formes tératologiques.

Les différents taxons répertoriés sont codifiés par des codes à 4 lettres.

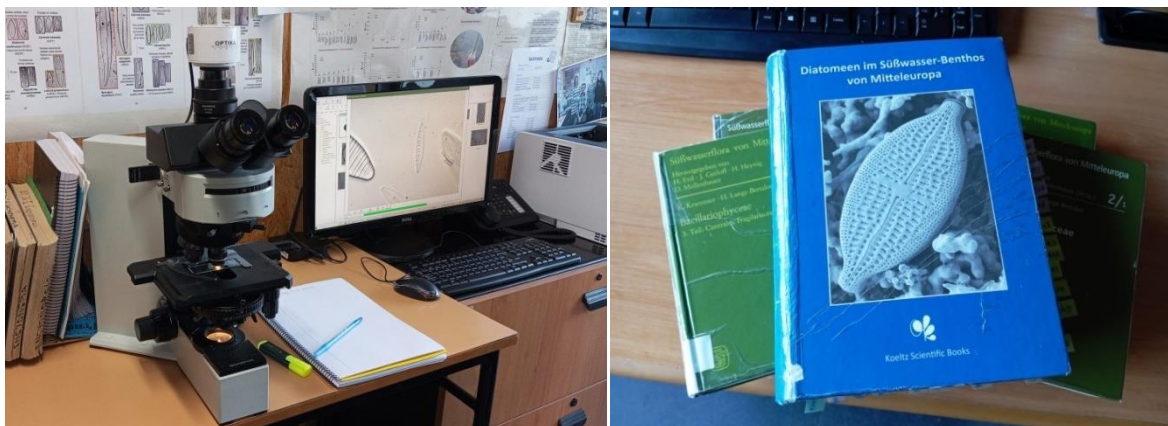


Figure IV.5. Identification au microscope optique d'échantillons de diatomées et quelques clés d'identification utilisées, (Laboratoire de Diatomologie, Université de León- Espagne).

IV.6. Analyse des données

Les résultats de cette partie d'étude menée sur le bassin Kébir-Rhumel concerne la caractérisation des communautés de diatomées benthiques (régularité/abondance relative des espèces, richesse spécifique, indice de diversité et indices de diatomées, et la présence de formes tératologiques), en plus des analyses multi-variées type CCA pour l'étude de la distribution spatio-temporelle des diatomées en fonctions des facteurs abiotiques et DCA pour l'étude des similitudes des assemblages des communautés de diatomées entre les groupes de sites aval, 30 m et 300 m.

Les indices ont été calculés par OMNIDIA version 5.3 (**Outil informatique diatomique**) (<https://omnidia.fr/>) fournit par le laboratoire de Diatomologie de l'université de León (Espagne).

Ces indices ont été déterminés pour chaque site de prélèvement, à savoir : indice de diversité de Shannon (H'), richesse spécifique, régularité/abondance (E), ainsi que les indices diatomiques.

OMNIDIA est un outil important dans le domaine des sciences de l'environnement, spécifiquement conçu pour l'évaluation de la qualité de l'eau, la gestion des inventaires de diatomées et le calcul des indices de diatomées.

OMNIDIA comprend une base de données complète des espèces et de synonymes, regroupe des informations concernant les taxons et les références qui leur sont associées, des informations sur les différents indices qu'il calcule, et une interface permettant la gestion d'un grand nombre d'inventaires facile à exporter.

Un nombre minimum de 400 valves est introduit dans OMNIDIA pour permettre la gestion et le calcul des différents indices (**Tableau IV.1**). Ces indices de diatomées calculés par OMNIDIA sont utilisés dans l'étude de l'évaluation biologique de la qualité des eaux de rejets du Kébir-Rhumel.

IV.6.1. Indice de diversité de Shannon-Weaver (H')

Le calcul de l'indice de Shannon-Weaver (H') (**Shannon et Weaver, 1948**), nous permet de quantifier la diversité en diatomées des différents sites d'étude des deux types de rejets épurés des STEP et bruts non épurés et donc observer et comparer une évolution au cours du temps.

L'indice diversité de Shannon-Weaver est déterminé par l'équation suivante :

$$H' = \sum p_i \ln p_i \dots \dots \dots \text{Eq.IV.1}$$

Où p_i : est la proportion relative du i taxon dans l'assemblage.

IV.6.2. Richesse spécifique (S)

La richesse spécifique, largement utilisée pour évaluer la diversité biologique, elle permet de comparer des échantillons de sites par leur richesse spécifique et donner une idée sur la qualité de structuration du peuplement.

La richesse spécifique (S) correspond au nombre total d'espèces présentes dans chaque échantillon.

IV.6.3. La régularité/abondance (E)

La régularité ou indice d'équitabilité de Pielou (1966), est le rapport de l'indice de Shannon-Weaver H' sur la valeur maximale H_{max} .

$$E = H'/H_{max} \dots \dots \dots \text{Eq.IV.2}$$

Cet indice a été déterminé afin d'observer l'abondance des espèces de diatomées dans les milieux d'étude, l'indice varie de 0 à 1, il est maximal quand les espèces ont des abondances identiques dans le peuplement c'est-à-dire qu'il n'y a pas d'espèces prédominantes, au contraire, l'indice est minimal (0) quand une seule espèce domine tout le peuplement.

IV.6.4. Indices Diatomiques ID

Les indices de diatomées utilisés dans l'évaluation de la qualité biologique des eaux de rejets épurées des STEP et brutes non épurées dans le bassin versant Kébir-Rhumel sont présentés dans le tableau suivant (**Tableau IV.1**).

Tableau IV.1. Liste des indices de diatomées utilisés dans l'évaluation des eaux de rejets du Kébir-Rhumel.

Indice	Abréviation	Sensibilité /type de stress	Référence
Indice Biologique Diatomique	IBD	Pollution générale	Lenoir and Coste (1996)
Indice de Diatomées Artois-Picardie	IDAP	Pollution générale	Prygiel et al. (1996)
Indice Trophique de Rott	ROTTt	Etat trophique	Rott et al. (1999)
Indice Saprobique de Rott	ROTTs	Etat saprobique	Rott et al. (1997)
Indice de Lobo	LOBO	Eutrophisation	Lobo et al. (2002)
Indice de Polluo-Sensibilité	IPS	Pollution générale	CEMAGREF (1982)
Indice de Descy	DES	Pollution générale	Descy (1979)
Indice Générique des Diatomées	IDG	Pollution générale	Rumeau and Coste (1988)
Indice des Diatomées de Pampean	IDP	Pollution organique/eutrophisation	Gómez and Licursi (2001)
Indice d'Eutrophisation et de Pollution	EPI-D	Pollution/état trophique	Dell'Uomo (2004)
Indice Suisse des Diatomées	DI-CH	Etat trophique	Hürlimann and Niederhauser (2006)
Indice de Diatomées de Louis-Leclercq	IDSE/5	Saprobie	Leclercq and Maquet (1987)
% de taxons tolérants à la pollution	%PT	État trophique (eutrophisation)	Schiefele and Kohmann (1993)

La plupart de ces indices se basent sur la formule de **Zelinka et Marvan (1961)** suivante :

$$ID = \frac{\sum A_j V_j I_j}{\sum A_j V_j} \dots \dots \dots \text{Eq.IV.3}$$

Où :

A_j est l'abondance relative de l'espèce j .

V_j : est la valeur indicatrice de l'espèce j ($1 \leq V \leq 3$).

I_j : est la sensibilité à la pollution de l'espèce j ($1 \leq i \leq 5$).

L'indice ID possède des valeurs indicielles comprises entre 0 et 20. Plus la valeur de l'indice est élevée, plus l'état écologique de l'eau est meilleur (Szulc et Szulc, 2013).

Tableau IV.2. Les différentes classes de qualité biologique (Prygiel et Coste, 2000).

Note indice	ID < 5	5 ≤ ID < 9	9 ≤ ID < 13	13 ≤ ID < 17	ID ≥ 17
Qualité écologique	Très mauvaise	Mauvaise/ Médiocre	Moyenne/ Passable	Bonne	Très bonne

IV.7. Identification des facteurs clés influençant la composition des diatomées

Une analyse de corrélation a été réalisée par le logiciel Past (Hammer et al., 2001) pour identifier les corrélations linéaires (r) significatives de Pearson ($p < 0,05$) entre les principaux paramètres physicochimiques des eaux de rejets épurés et non épurés, comprenant la température, la conductivité électrique, la turbidité, la vitesse du courant, l'oxygène dissout, les nitrates, les phosphates, les chlorures, la silice, les sulfates, la demande biochimique en oxygène (DBO₅), et la demande chimique en oxygène (DCO).

IV.8. Relation entre les variables environnementales et la structure des biofilms

L'analyse canonique des correspondances ACC, constitue la méthode statistique multivariée la plus appropriée pour mettre en évidence les relations entre les assemblages biotiques et les variables abiotiques, l'ACC a été choisie dans notre étude pour révéler les relations entre les facteurs environnementaux et les communautés de diatomées collectées le long du bassin versant Kébir-Rhumel.

L'ACC a été réalisée avec le logiciel Past, sur les données concernant l'abondance relative des espèces de diatomées et les principales variables environnementales de température, conductivité, turbidité, oxygène dissout, vitesse du courant, phosphates, nitrates, silice, sulfates, chlorures, DBO et DCO.

La technique ACC permet de déterminer les variables environnementales les plus fortement corrélées à la répartition des espèces.

Une variable environnementale a été prise en compte pour l'analyse ACC comme facteur indépendant : la saison, la saison a été convertie en valeurs numériques (été = 10, printemps = 15 et hiver = 20).

Les espèces rares, dont le nombre de cellules présente un maximum de 10 valves ont été éliminées des analyses multi-variées. Ceci est basé sur les résultats de **Lavoie et al. (2009)**, qui montrent que la suppression des espèces rares présentes avec des abondances relatives inférieures à 2 % n'affecte pas le résultat général de la répartition des sites à l'aide des ordinations.

IV.9. Relation entre les variables environnementales et les indices de diatomées

Une analyse de corrélation linéaires (r) significatives de Pearson ($p < 0,01$ et $P < 0,05$) a été réalisée par le logiciel Past pour identifier les corrélations significatives entre les scores des différents indices de diatomées utilisés dans l'évaluation de la qualité de l'eau et les principaux paramètres physicochimiques des eaux de rejets du Kébir-Rhumel.

IV.10. Analyse des correspondances redressées (DCA)

Pour déterminer les similitudes/différences dans la composition des assemblages de diatomées entre les sites aval, 30m et 300 m, pour les deux types de rejets, une analyse des correspondances redressées (DCA) a été employé en prenant en considération toutes les espèces identifiées dans les sites d'étude (y compris les espèces rares).

IV.11. Résultats et discussion

IV.11.1. Flore diatomique du Kébir-Rhumel

Au total, nous avons recensé et identifié 47 genres appartenant à six (06) familles de diatomées dans tous les points d'échantillonnage.

Au total, 166 taxons différents ont été identifiés dans les 150 échantillons de diatomées benthiques collectées sur les 30 points de prélèvements. Les genres *Navicula* et *Nitzschia* étaient les plus représentés avec 13 et 38 taxons respectivement.

Les rejets épurés et les rejets bruts non épurés partagent 74 taxons communs (**Tableau IV.3**).

La plupart des taxons inventoriés lors de cette étude ont déjà été illustrés dans le livre de **Lange-Bertalot et al. (2017)**.

Les taxons de diatomées identifiés dans nos sites d'échantillonnage sont relativement courants, la plupart des espèces ont déjà été signalés, dans les études de **Nehar et al. (2015)** et **Nehar (2016)** dans certains cours d'eau d'Oranie au nord-ouest de l'Algérie, de **Chaïb et al. (2011)** et **Chaïb et Tison-Rosebery (2012)** dans Oued Kébir-Est au Nord-Est du pays, d'**El Haouati et al. (2015)** dans le lac Reghaïa, **Kaddeche et al. (2022)** sur trois sous bassin Saf Saf, Guebli et Kébir du côtier

constantinois centre, **Chabaca et al. (2020)** dans le lac Oubeïra, et dans l'étude de **Heramza et al. (2021)** au barrage d'Aïn Dalia.

Le nombre total d'espèces prises en compte pour toutes les analyses multi-variées est de 70462 espèces (28605 pour les eaux épurées et 41857 pour les eaux non épurées).

Les espèces *Adlafia sp.*, *Aulacoseira sp.*, *Cymbella sp.*, *Encyonema sp.*, *Gomphonema sp.*, *Navicula sp.*, *Nitzschia sp.*, *Pinullaria sp.*, *Sellaphora sp.*, et *Surirella sp.* n'ont pas pu être déterminées jusqu'au niveau de l'espèce à cause du nombre limité de frustules, puisque leur présence était sur quelques sites et le nombre de valves était insuffisant pour pouvoir identifier l'espèce.

Tableau IV.3. Noms complets et codes des espèces de diatomées communes identifiées dans les différents points de prélèvement des deux types de rejets du bassin versant Kébir-Rhumel.

L'abondance (%) a été calculée comme la fréquence moyenne des diatomées dans les eaux de rejets épurés et non épurés.

Nom des genres	Nom des espèces	Code des espèces	Abondance (%)
<i>Achnanthes</i>	<i>Achnanthes exigua</i> Grunow in Cleve et Grunow var. <i>exigua</i>	AEXG	0,247
<i>Achnantheidium</i>	<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki var. <i>minutissimum</i>	ADMI	0,400
<i>Amphora</i>	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow var. <i>pediculus</i>	APED	0,958
	<i>Amphora veneta</i> Kützing	AVEN	0,105
<i>Bacillaria</i>	<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin in Linnaeus	BPAR	0,077
<i>Cocconeis</i>	<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg	CEUG	0,363
	<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	CPED	0,116
<i>Craticula</i>	<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) D.G. Mann in Round et al	CRAC	0,528
	<i>Craticula subminuscula</i> (Manguin) Moser Lange-Bertalot & Metzeltin	ESBM	8,598
	<i>Craticula subminuscula</i> F. anormale	ESBT	0,048
<i>Cymbella</i>	<i>Cymbella excisa</i> Kützing	CAEX	0,006
	<i>Cymbella</i> sp	CYMS	0,009
	<i>Cymbella tumida</i> (Brebisson) Van Heurck	CTUM	0,009
<i>Cyclotella</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	CMEN	0,989
	<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	COCE	0,007
<i>Eolimna</i>	<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	EOMI	2,589
<i>Fallacia</i>	<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) A.J. Stickle & D.G. Mann in Round et al	FPYG	0,023
<i>Gomphonema</i>	<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>parvulum</i> (Kützing) Kützing	GPAR	6,954
	<i>Gomphonema parvulum</i> F. anormale	GPAT	0,028
	<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot var. <i>pumilum</i>	GPUM	0,051
	<i>Gomphonema saprophilum</i> Lange-Bertalot & E.Reichardt	GPAS	2,652
<i>Halamphora</i>	<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov var. <i>veneta</i>	HVEN	0,815
<i>Hantzschia</i>	<i>Hantzschia abundans</i> Lange-Bertalot	HABU	0,148

Chapitre IV : Suivi de la dynamique des biofilms diatomées et analyse des facteurs influençant la structure des biofilms

	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow in Cleve et Grunow 1880	HAMP	0,079
<i>Luticola</i>	<i>Luticola acidoclinata</i> Lange-Bertalot	LACD	0,026
	<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch in Rabenhorst) D.G. Mann in Round Crawford & Mann	LGOE	3,962
	<i>Luticola goeppertiana</i> F. anormale	LGOT	0,006
	<i>Luticola nivalis</i> (Ehrenberg) D.G. Mann in Round Crawford & Mann	LNIV	0,023
	<i>Luticola ventricosa</i> (Kützing) D.G. Mann in Round Crawford & Mann	LVEN	0,065
<i>Mayamaea</i>	<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot var. <i>atomus</i>	MAAT	0,524
	<i>Mayamaea permitis</i> (Hustedt) Bruder & Medlin	MPMI	4,361
<i>Melosira</i>	<i>Melosira varians</i> Agardh	MVAR	0,021
<i>Navicula</i>	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot var. <i>cryptotenella</i>	NCTE	0,050
	<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot in Krammer & Lange-Bertalot	NERI	0,314
	<i>Navicula gregaria</i> Donkin var. <i>gregaria</i>	NGRE	0,318
	<i>Navicula phyllepta</i> Kützing	NPHY	0,975
	<i>Navicula rostellata</i> Kützing var. <i>rostellata</i>	NROS	0,349
	<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory var. <i>tripunctata</i>	NTPT	0,227
	<i>Navicula veneta</i> Kützing	NVEN	7,708
	<i>Navicula veneta</i> F. anormale	NVTG	0,020
<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia amphibia</i> f. <i>amphibia</i> Grunow var. <i>amphibia</i>	NAMP	3,487
	<i>Nitzschia aurariae</i> Cholnoky	NAUR	0,219
	<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch	NCLA	0,011
	<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt in A.Schmidt & al. var. <i>capitellata</i>	NCPL	15,224
	<i>Nitzschia denticula</i> Grunow in Cleve & Grunow var. <i>denticula</i>	NDEN	0,088
	<i>Nitzschia desertorum</i> Hustedt	NDES	0,633
	<i>Nitzschia dissipata</i> subsp. <i>dissipata</i> (Kützing) Grunow var. <i>dissipata</i>	NDIS	0,693
	<i>Nitzschia dubia</i> W. M. Smith var. <i>dubia</i>	NDUB	0,065
	<i>Nitzschia filiformis</i> (W. M. Smith) Van Heurck var. <i>filiformis</i>	NFIL	0,167
	<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow in Cleve et Möller	NFON	0,014
	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow var. <i>frustulum</i>	NIFR	0,193
	<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	NINC	1,340

Chapitre IV : Suivi de la dynamique des biofilms diatomées et analyse des facteurs influençant la structure des biofilms

	<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow in Cleve & Moller	NMIC	0,108
	<i>Nitzschia nana</i> Grunow in Van Heurck	NNAN	0,011
	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith var. <i>palea</i>	NPAL	25,138
	<i>Nitzschia pusilla</i> (Kützing) Grunow emend Lange-Bertalot	NIPU	0,011
	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch in Rabenhorst	NREC	0,009
	<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch)W. Smith	NSIO	0,074
	<i>Nitzschia soratensis</i> Morales & Vis	NSTS	0,094
	<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	NUMB	2,181
<i>Pinnularia</i>	<i>Pinnularia</i> sp	PINS	0,006
<i>Planothidium</i>	<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot var. <i>frequentissimum</i>	PLFR	0,538
	<i>Planothidium granum</i> (Hohn & Hellerman) Lange-Bertalot	PGRN	0,162
<i>Reimeria</i>	<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	RSIN	0,023
<i>Rhoicosphenia</i>	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	RABB	0,108
<i>Sellaphora</i>	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowsky var. <i>pupula</i>	SPUP	0,020
	<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D.G. Mann	SSEM	1,740
	<i>Sellaphora seminulum</i> F. anormale	SSET	0,028
<i>Surirella</i>	<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	SBRE	0,184
<i>Thalassiosira</i>	<i>Thalassiosira weissflogii</i> (Grunow) Fryxell & Hasle	TWEI	0,060
<i>Tryblionella</i>	<i>Tryblionella constricta</i> Gregory	TBCO	0,375
	<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) D.G. Mann	THUN	0,065
<i>Ulnaria</i>	<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	UACU	0,017
	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère var. <i>ulna</i>	UULN	0,477

IV.11.2. Diversité des espèces

La diversité est un sujet écologique crucial, généralement perçu comme le meilleur indicateur de l'état de santé des écosystèmes (**Magurran, 1988**).

Les descripteurs de la biodiversité tels que l'indice de diversité de Shannon et la richesse biologique sont utilisés comme outils pour étudier l'état d'intégrité biologique d'un écosystème (**Pandey et al., 2018b**).

La diversité des assemblages d'algues benthiques a des implications importantes pour les processus écosystémiques dans les cours d'eau (**Biggs et Smith, 2002**) et son estimation pourrait être un outil précieux pour révéler la dynamique de colonisation des communautés de diatomées (**Duong, 2006**). Dans notre étude, le printemps est la saison qui a marqué plus de diversité en genres et en espèces, et le rejet brut non épuré d'Oued Ouarzeg avec ses différents points de prélèvement (aval, 30m et 300m) est le site le plus diversifié comparativement aux autres sites étudiés, sa diversité a atteint les 22 genres et 37 espèces au printemps 2018.

Par ailleurs, le rejet non épuré à 30m d'Oued Hdjar a été caractérisé par un tapis de *Nitzschia capitellata* (NCPL) au printemps 2017, ce même site avec ses différents points de prélèvements (aval, 30 m et 300) a toujours été le moins diversifié comparativement aux autres points de prélèvement durant les différentes saisons.

La diversité spécifique observée dans les travaux de **Kaddeche et al. (2022)** sur les cours d'eau du côtier constantinois centre était supérieure en été à celle des autres saisons. Dans le lac de Reghaïa, **El Haouati et al. (2015)** signalent la présence de 24 espèces appartenant à 13 genres, cette diversité a augmenté pendant les périodes de printemps et d'automne. **Heramza et al. (2021)** dans leurs études sur les diatomées du barrage d'Aïn Dalia, enregistrent 72 espèces avec 31 genres avec une richesse maximale observée en automne et en été.

La période estivale est la plus diversifiée au lac Oubeïra avec 18 genres dénombrés par **Chabaca et al. (2020)**, en revanche, la saison hivernale était la plus diversifiée à Chott Chergui (**Negadi et al., 2021**).

Au printemps les taxons *N. palea* (NPAL) et *N. capitellata* (NCPL) étaient les plus dominants parmi toutes les espèces aux rejets épurés et non épurés respectivement. En été, *N. palea* était le plus dominant alors qu'en hiver *N. veneta* (NVEN) et *N. palea* ont dominé les rejets des STEP et les rejets bruts non épurés respectivement.

Au printemps, les taxons NPAL (15,74%), NCPL (15,07%) et NVEN (11,98%) étaient les plus dominantes parmi toutes les espèces déterminées pour les rejets des stations d'épuration, en

cette même saison, les espèces NCPL (31,38%), NPAL (11,82%) et *C. subminuscula* (ESBM) (11,57%) ont dominées les rejets non épurés.

En hiver, NVEN (22,66%) NPAL (18,54%) et *L. goeppertiana* (LGOE) (16,90%) sont les taxons les plus fréquents dans les rejets épurés. Tandis que NPAL (32,20%), *M. permitis* (MPMI) (10,95%), et ESBM (10,86%) ont caractérisé les rejets non épurés.

Les espèces NPAL (24,32%), NVEN (13,24%), et *Gomphonema parvulum* (GPAR) (9,86%) ont dominé les STEP en été, alors que les rejets non épurés ont été dominés par NPAL, en représentant presque la moitié des espèces présentes avec un taux de 44,97% en cette même période estivale.

L'équitabilité oscille entre $E= 0,18$ à $0,86$ et $E=0,07$ à $0,87$ pour les rejets épurés et non épurés respectivement, montrant des peuplements de diatomées en équilibre dans certain sites où la valeur de E tend vers 1 : il s'agit des points SC30-3, SM300-1 et SJA-1 pour les eaux épurées et ROA-4 et RO30-4 pour les eaux non épurées, alors que dans d'autres sites où la valeur de E tend vers 0 (le cas du point SCh300-4 et des points RM300-3 et RM30-3 pour les rejets épurés et non épurés respectivement) expliquant un déséquilibre au sein des assemblages.

L'indice de Shannon calculé montre une différence hautement significative en termes de richesse et de diversité en espèces entre les rejets épurés et les rejets bruts non épurés $p= 9,46*10^{-6}$, avec des valeurs de (H) de 2,73 et 2,68 respectivement (**Tableau IV.4**).

Tableau IV.4. Résultat du test de diversité (Diversity t test) entre les deux types de rejets (STEP : rejets épurés, et Bruts : Rejets non épurés)

	STEP	Bruts
H'	2,73	2,68
Valeur p entre rejets: $9,46*10^{-6}$		
Seuil de signification $p < 0,05$		

L'indice de Shannon calculé montre aussi une différence significative entre les saisons : Une différence entre le printemps et l'été $p = 2,45*10^{-23}$, une différence entre le printemps et l'hiver $p= 1,72*10^{-14}$, Cependant aucune différence significative en termes de diversité en espèce n'a été trouvé entre l'été et l'hiver $p= 0,31$ (**Tableau IV.5**).

Les valeurs de H de l'indice de Shannon variaient entre saisons : printemps (2,77), hiver (2,66), et l'été (2,65).

Tableau. IV.5. Résultats du test de diversité (Diversity t test) entre les saisons pour les deux types de rejets

	Printemps	Hiver	Eté
Valeur H'	2,77	2,66	2,65
Valeur p entre printemps et été: $2,45 \cdot 10^{-23}$			
Valeur p entre printemps et hiver: $1,72 \cdot 10^{-14}$			
Valeur p entre été et hiver: 0,31			
Seuil de signification $p < 0,05$			

Les valeurs de l'indice de Shannon ont montré que la diversité spécifique observée dans les sites échantillonnés des rejets épurés et non épurés au printemps est plus élevée qu'en hiver et en été. Les valeurs moyennes de la diversité de Shannon au printemps étaient de 2,66 et 2,59 pour les rejets épurés et non épurés respectivement avec une différence significative $p = 1,59 \cdot 10^{-6}$, alors que la richesse en espèces variait entre 7 et 22 dans les rejets épurés et entre 1 et 37 dans les rejets non épurés, le **Tableau (IV.6)** détaille le résultat pour chaque campagne d'étude.

Les valeurs H' de l'indice de Shannon en hiver étaient de 2,39 et 2,50 pour les STEP et les rejets bruts respectivement avec une différence significative entre eux $p = 3,19 \cdot 10^{-6}$, la richesse en espèce varie de 6 à 28 pour les rejets épurés et de 4 à 30 pour les rejets non épurés.

En saison estivale, l'indice de Shannon était de 2,55 et 2,41 pour les STEP et les rejets bruts respectivement avec différence hautement significative $p = 2,32 \cdot 10^{-37}$, la richesse en espèce varie de 6 à 28 pour les STEP et de 3 à 31 pour les rejets non épurés.

Tableau IV.7. Résultat du test de diversité (Diversity t test) entre les saisons pour chaque type de rejets

	Printemps	Hiver	Eté
STEP	2,66	2,39	2,55
Bruts	2,59	2,5	2,41
Valeur p Printemps : $1,59 \cdot 10^{-6}$			
Valeur p Hiver : $3,19 \cdot 10^{-6}$			
Valeur p Eté : $2,32 \cdot 10^{-37}$			

Des différences significatives ont été obtenue pour la diversité en espèce (H') entre les points de prélèvement aval et 300 m, et entre 30 m et 300 m des deux types de rejets ($p = 5,74 \cdot 10^{-39}$, et $2,14 \cdot 10^{-33}$ respectivement) cependant pas de différence significative entre les points aval et 30 m ($p = 0,17$).

La diversité en espèces augmente tout en s'éloignant du point de rejet (H= 2,72, 2,74 et 2,90 respectivement pour les points aval, 30 m et 300 m).

Tableau IV.8. Résultat du test de diversité (Diversity t test) entre les points aval, 30m et 300m pour les deux types de rejets

	Aval	30 m	300 m
Valeur H'	2,72	2,74	2,9
Valeur p aval, 30m : 0,17			
Valeur p aval, 300 m : $5,74 \cdot 10^{-39}$			
Valeur p 30m, 300m : $2,14 \cdot 10^{-33}$			

La littérature disponible montre que l'indice de diversité des diatomées diminue avec l'augmentation des niveaux de pollution (**Luís et al., 2011; Niyogi et al., 2002**). Il a également été constaté dans la présente étude, la valeur H de l'indice de diversité augmente en s'éloignant du point de rejet, et le point aval représente le point le plus pollué pour chaque station d'étude. Tandis que d'autres travaux ont observé que la diversité peut augmenter avec la pollution (**Gold et al., 2003a**), ou ne pas être affectée (**Gold et al., 2002**), ou encore il peut y avoir des changements différentiels dans la diversité selon le type de pollution (**Stevenson et al., 1999**).

Ces résultats variables et contrastés peuvent suggérer que la diversité et la richesse en espèces ne sont pas toujours des indicateurs fiables de la qualité de l'eau et ne devraient peut-être pas être utilisées 'seules' comme bio-indicateurs. Cet aspect est abordé et discuté dans les travaux de **Blanco et al. (2012)** qui ont trouvé que les indices de diversité présentent généralement de mauvaises corrélations linéaires avec les facteurs environnementaux indiquant l'état écologique. De plus, l'effort d'échantillonnage ou la taille de l'échantillon peut fortement affecter les valeurs de richesse et de diversité. Cependant, cela ne pose pas de problème dans notre étude car le même protocole est utilisé et appliqué pour tous les échantillons (environ 400 frustules comptés par échantillon).

Tableau IV.6. Indices de diversité calculés pour chaque campagne d'étude pour les 150 points d'échantillonnage le long du bassin versant Kébir-Rhumel.

N°	Type de rejet	Code du site	Distance par rapport au point de rejet (m)	Richesse spécifique	Indice de Diversité (H')	Régularité/Abondance (E)	Nombre de genres
1	Rejets épurés	SCA-1	0	14	2,34	0,61	9
2		SCA-2	0	11	2,61	0,75	6
3		SCA-3	0	11	2,01	0,58	7
4		SCA-4	0	12	1,38	0,38	6
5		SCA-5	0	6	0,94	0,36	5
6		SC30-1	30	14	2,82	0,74	8
7		SC30-2	30	9	2,11	0,67	6
8		SC30-3	30	9	2,64	0,83	7
9		SC30-4	30	7	2,10	0,75	4
10		SC30-5	30	6	1,28	0,50	5
11		SC300-1	300	10	2,59	0,78	6
12		SC300-2	300	10	2,56	0,77	8
13		SC300-3	300	11	2,62	0,76	7
14		SC300-4	300	11	0,89	0,26	9
15		SC300-5	300	10	0,81	0,24	7
16		SMA-1	0	8	2,09	0,70	6
17		SMA-2	0	11	2,45	0,71	9
18		SMA-3	0	9	1,43	0,45	6
19		SMA-4	0	10	2,09	0,63	7
20		SMA-5	0	7	1,64	0,58	6
21		SM30-1	30	9	2,42	0,76	6
22		SM30-2	30	8	2,07	0,69	6
23		SM30-3	30	10	2,13	0,64	7

Chapitre IV : Suivi de la dynamique des biofilms diatomées et analyse des facteurs influençant la structure des biofilms

24		SM30-4	30	9	2,06	0,65	8
25		SM30-5	30	8	1,88	0,63	6
26		SM300-1	300	10	2,80	0,84	7
27		SM300-2	300	10	2,29	0,69	8
28		SM300-3	300	6	2,05	0,79	4
29		SM300-4	300	10	2,17	0,65	8
30		SM300-5	300	7	2,00	0,71	6
31		SJA-1	0	13	3,16	0,85	9
32		SJA-2	0	12	2,83	0,79	9
33		SJA-3	0	14	2,20	0,58	8
34		SJA-4	0	12	2,26	0,63	9
35		SJA-5	0	9	2,32	0,73	8
36		SJ30-1	30	13	2,85	0,77	9
37		SJ30-2	30	11	2,80	0,81	9
38		SJ30-3	30	11	2,46	0,71	8
39		SJ30-4	30	10	2,61	0,79	8
40		SJ30-5	30	10	1,55	0,47	8
41		SJ300-1	300	10	2,24	0,67	8
42		SJ300-2	300	20	3,61	0,84	14
43		SJ300-3	300	28	3,70	0,77	20
44		SJ300-4	300	13	2,63	0,71	9
45		SJ300-5	300	24	3,01	0,66	16
46		SChA-1	0	11	2,64	0,76	8
47		SChA-2	0	28	3,91	0,81	16
48		SChA-3	0	23	2,31	0,51	13
49		SChA-4	0	14	1,68	0,44	11
50		SChA-5	0	26	3,02	0,64	14
51		SCh30-1	30	11	2,46	0,71	8
52		SCh30-2	30	14	2,75	0,72	10

Chapitre IV : Suivi de la dynamique des biofilms diatomées et analyse des facteurs influençant la structure des biofilms

53	Rejets non épurés	SCh30-3	30	-	-	-	-
54		SCh30-4	30	7	0,50	0,18	6
55		SCh30-5	30	24	3,22	0,70	13
56		SCh300-1	300	18	3,58	0,86	15
57		SCh300-2	300	16	3,24	0,81	13
58		SCh300-3	300	20	2,81	0,65	15
59		SCh300-4	300	22	3,00	0,67	13
60		SCh300-5	300	13	2,97	0,80	9
61		RSA-1	0	18	2,29	0,55	13
62		RSA-2	0	23	2,38	0,53	15
63		RSA-3	0	12	1,59	0,44	7
64		RSA-4	0	15	2,55	0,65	12
65		RSA-5	0	16	1,46	0,37	12
66		RS30-1	30	12	1,81	0,50	10
67		RS30-2	30	15	2,67	0,68	11
68		RS30-3	30	15	2,32	0,59	9
69		RS30-4	30	8	2,34	0,78	6
70		RS30-5	30	6	0,66	0,26	3
71		RS300-1	300	12	2,70	0,75	8
72		RS300-2	300	8	1,30	0,43	6
73		RS300-3	300	14	2,87	0,75	8
74		RS300-4	300	7	1,70	0,61	6
75		RS300-5	300	6	0,61	0,24	5
76		RTA-1	0	6	1,09	0,42	5
77		RTA-2	0	3	0,83	0,52	3
78		RTA-3	0	4	1,13	0,57	3
79		RTA-4	0	5	0,88	0,38	3
80		RTA-5	0	6	0,55	0,21	4
81		RT30-1	30	1	-	-	1

Chapitre IV : Suivi de la dynamique des biofilms diatomées et analyse des facteurs influençant la structure des biofilms

82		RT30-2	30	3	0,89	0,56	3
83		RT30-3	30	14	1,67	0,44	9
84		RT30-4	30	5	0,65	0,28	3
85		RT30-5	30	5	0,76	0,33	4
86		RT300-1	300	6	1,50	0,58	6
87		RT300-2	300	3	0,97	0,61	2
88		RT300-3	300	4	1,14	0,57	2
89		RT300-4	300	10	1,43	0,43	7
90		RT300-5	300	4	0,35	0,18	3
91		RBA-1	0	6	1,76	0,68	6
92		RBA-2	0	9	1,15	0,36	5
93		RBA-3	0	9	2,13	0,67	5
94		RBA-4	0	9	1,47	0,46	7
95		RBA-5	0	6	1,07	0,41	4
96		RB30-1	30	5	1,59	0,68	5
97		RB30-2	30	11	2,15	0,62	7
98		RB30-3	30	12	2,17	0,61	9
99		RB30-4	30	7	1,65	0,59	6
100		RB30-5	30	10	1,11	0,33	7
101		RB300-1	300	6	1,88	0,73	5
102		RB300-2	300	11	2,38	0,69	6
103		RB300-3	300	6	1,66	0,64	4
104		RB300-4	300	11	1,98	0,57	7
105		RB300-5	300	7	1,39	0,50	5
106		RZA-1	0	7	1,01	0,36	5
107		RZA-2	0	12	1,76	0,49	7
108		RZA-3	0	30	3,42	0,70	13
109		RZA-4	0	27	3,49	0,73	16
110		RZA-5	0	9	0,51	0,16	6

Chapitre IV : Suivi de la dynamique des biofilms diatomées et analyse des facteurs influençant la structure des biofilms

111	RZ30-1	30	9	1,48	0,47	7
112	RZ30-2	30	22	2,50	0,56	12
113	RZ30-3	30	16	2,65	0,66	9
114	RZ30-4	30	19	2,24	0,53	11
115	RZ30-5	30	31	2,85	0,58	16
116	RZ300-1	300	14	1,37	0,36	10
117	RZ300-2	300	25	2,68	0,58	15
118	RZ300-3	300	24	3,52	0,77	12
119	RZ300-4	300	14	1,28	0,34	9
120	RZ300-5	300	17	2,09	0,51	11
121	RMA-1	0	11	1,89	0,55	11
122	RMA-2	0	11	0,62	0,18	6
123	RMA-3	0	9	0,63	0,20	5
124	RMA-4	0	14	2,00	0,53	10
125	RMA-5	0	7	0,42	0,15	6
126	RM30-1	30	5	0,41	0,18	5
127	RM30-2	30	10	0,48	0,14	7
128	RM30-3	30	5	0,23	0,10	5
129	RM30-4	30	15	1,21	0,31	10
130	RM30-5	30	16	0,97	0,24	10
131	RM300-1	300	19	2,75	0,65	14
132	RM300-2	300	18	2,70	0,65	10
133	RM300-3	300	4	0,13	0,07	2
134	RM300-4	300	12	1,18	0,33	10
135	RM300-5	300	26	2,53	0,54	14
136	ROA-1	0	16	2,47	0,62	14
137	ROA-2	0	20	3,39	0,78	14
138	ROA-3	0	25	3,44	0,74	15
139	ROA-4	0	37	4,52	0,87	22

Chapitre IV : Suivi de la dynamique des biofilms diatomées et analyse des facteurs influençant la structure des biofilms

140		ROA-5	0	30	3,56	0,73	15
141		RO30-1	30	21	3,17	0,72	14
142		RO30-2	30	25	3,79	0,82	15
143		RO30-3	30	25	3,77	0,81	15
144		RO30-4	30	33	4,27	0,85	18
145		RO30-5	30	30	3,75	0,76	17
146		RO300-1	300	20	3,44	0,80	15
147		RO300-2	300	20	2,83	0,65	13
148		RO300-3	300	27	3,60	0,76	17
149		RO300-4	300	35	3,84	0,75	19
150		RO300-5	300	27	3,50	0,74	17

IV.11.3. Familles dominantes

Nos résultats de recensement des diatomées benthiques ont révélé la dominance des deux familles Naviculaceae et Nitzschiaceae en montrant la plus grande abondance en genres et en espèces avec des pourcentages respectifs de 56,68% et 39,07% pour les rejets épurés des STEP (**Figure IV.6**), et 37,26% et 59,03% pour les rejets bruts non épurés (**Figure IV.7**). **Chaïb et al. (2011)**, **Kaddeche et al. (2022)** et **Negadi (2019)** ont également rapporté la dominance de ces deux familles dans leurs échantillons d'étude au niveau du bassin versant Kébir-Est, et les trois sous bassin du côtier constantinois centre et les cours d'eau de la région de Tiaret à l'ouest du pays respectivement.

Par contre les travaux de **Negadi et al. (2018)** au niveau du sous bassin d'Oued Mina ont marqué la dominance de la famille des Naviculaceae (20,75%) et Cymbelaceae (14,15%).

Les études de **Nehar et al. (2015)** au niveau d'Oued Chellif ont démontré que la majorité des espèces appartiennent à la famille des Fragilariaceae.

Negadi et al. (2021) dans leurs études sur la zone humide de Chott Chergui ont constaté que la famille des Naviculaceae prédomine avec un pourcentage de 25,71%, suivie par les Surirellaceae (22,86%) et les Bacillariaceae (17,14%).

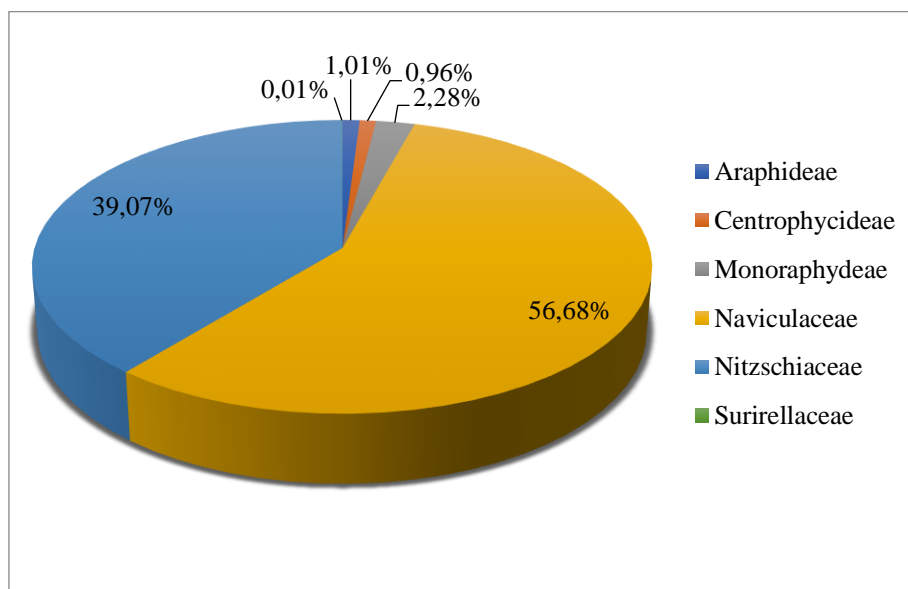


Figure IV.6. Pourcentage des familles de diatomées identifiées dans les eaux de rejets épurés des STEP.

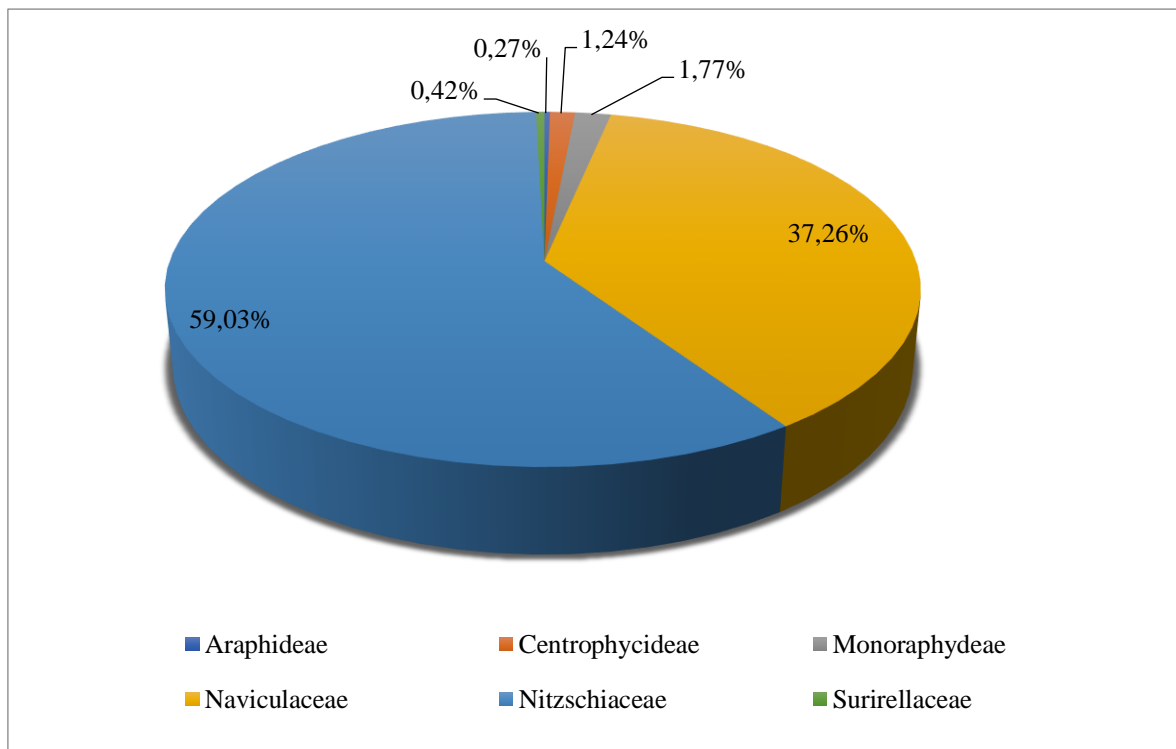


Figure IV.7. Pourcentage des familles de diatomées identifiées dans les eaux de rejets bruts non épurés.

IV.11.4. Genres dominants

Concernant la dominance des genres, *Nitzschia* (50,34%) et *Navicula* (10,49%) sont les prédominants dans les eaux de rejets du Kébir-Rhumel.

Nitzschia (38,23%), *Navicula* (17,32%), *Gomphonema* (13,01%), *Craticula* (7,39%), *Luticula* (6,76%), *Eolimna* (5,98%) et *Sellaphora* (4,07%), les genres dominants dans les eaux des rejets épurés (**Figure IV.8**).

Alors que dans les rejets bruts non épurés le genre *Nitzschia* était le plus dominant avec un pourcentage de 58,20%, suivi par *Craticula* (10,49%), *Mayamaea* (7,59%), *Gomphonema* (7,54%), *Navicula* (5,44%), *Luticula* (2,27%) et *Amphora* (1,75%) (**Figure IV.9**).

Sidi Yakoub-Bezzeghoud et al. (2014) ont aussi signalé la dominance au niveau d'Oued El-Malah (un affluent de l'oued Tafna, nord-ouest de l'Algérie) des genres *Nitzschia* et *Navicula* présentant des taux de 63,87% et 18,5% respectivement. Cependant au niveau d'Oued Rhiou, affluent d'Oued Chélif au nord-ouest du pays, ils rapportent que le genre *Diatoma* domine avec un taux de 42,37%.

Par ailleurs, l'étude de **Negadi (2019)**, dans la région de Tiaret, indique que les genres dominants sont *Navicula*, *Nitzschia* et *Cymbella*. **Chabaca et al. (2020)** trouvent que les genres *Cyclotella* et

Nitzschia dominaient le lac d'Oubeïra. Tandis que les travaux de **Draredja et al. (2019)**, rapportent la dominance du genre *Nitzschia* dans la lagune de Mellah à El Tarf.

La flore de diatomées dans les eaux du lac Reghaïa était dominée par le genre *Cyclotella* (**El Haouati et al., 2015**).

Gomphonema et *Navicula* étaient les plus représentés, avec neuf et sept espèces, respectivement dans les travaux de **Castillejo et al. (2018)** sur la rivière Pita, en Équateur.

Nitzschia avec 7 espèces était le genre le plus riche, suivi par *Navicula* et *Gomphonema* avec 5 espèces dans les travaux de **AgAtabay et al. (2021)** sur la Rivière Khormarud, province du Golestan.

Dans leurs travaux sur la rivière de Chehel Chay, Iran, **Lakzaie et al. (2018)** ont signalé la dominance de *Nitzschia* et *Gomphonema* avec 5 et 4 espèces respectivement.

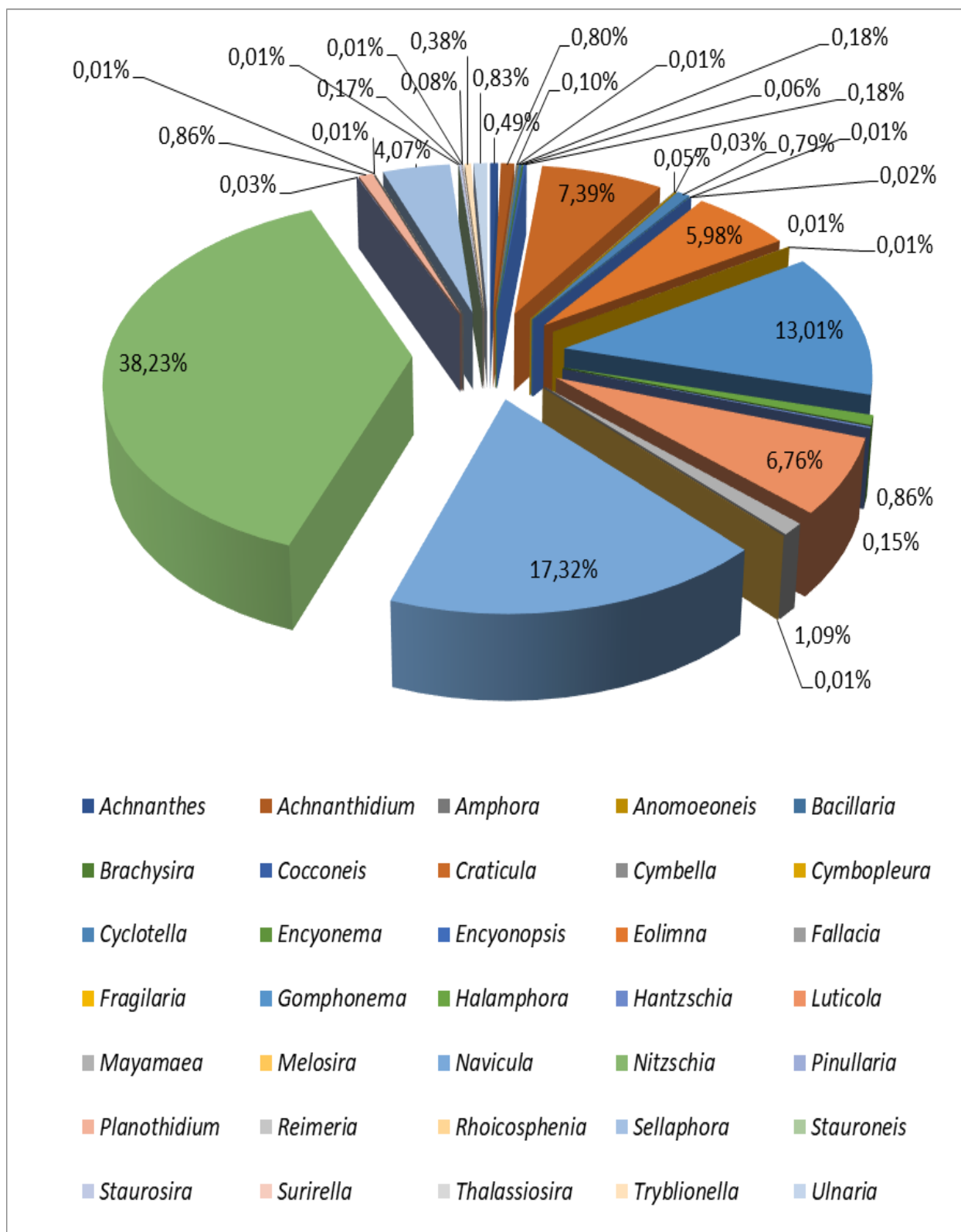


Figure IV.8. Abondance relative des différents genres de diatomées représentant 40,60 % de l'abondance totale, sur l'ensemble des sites des rejets des STEP.

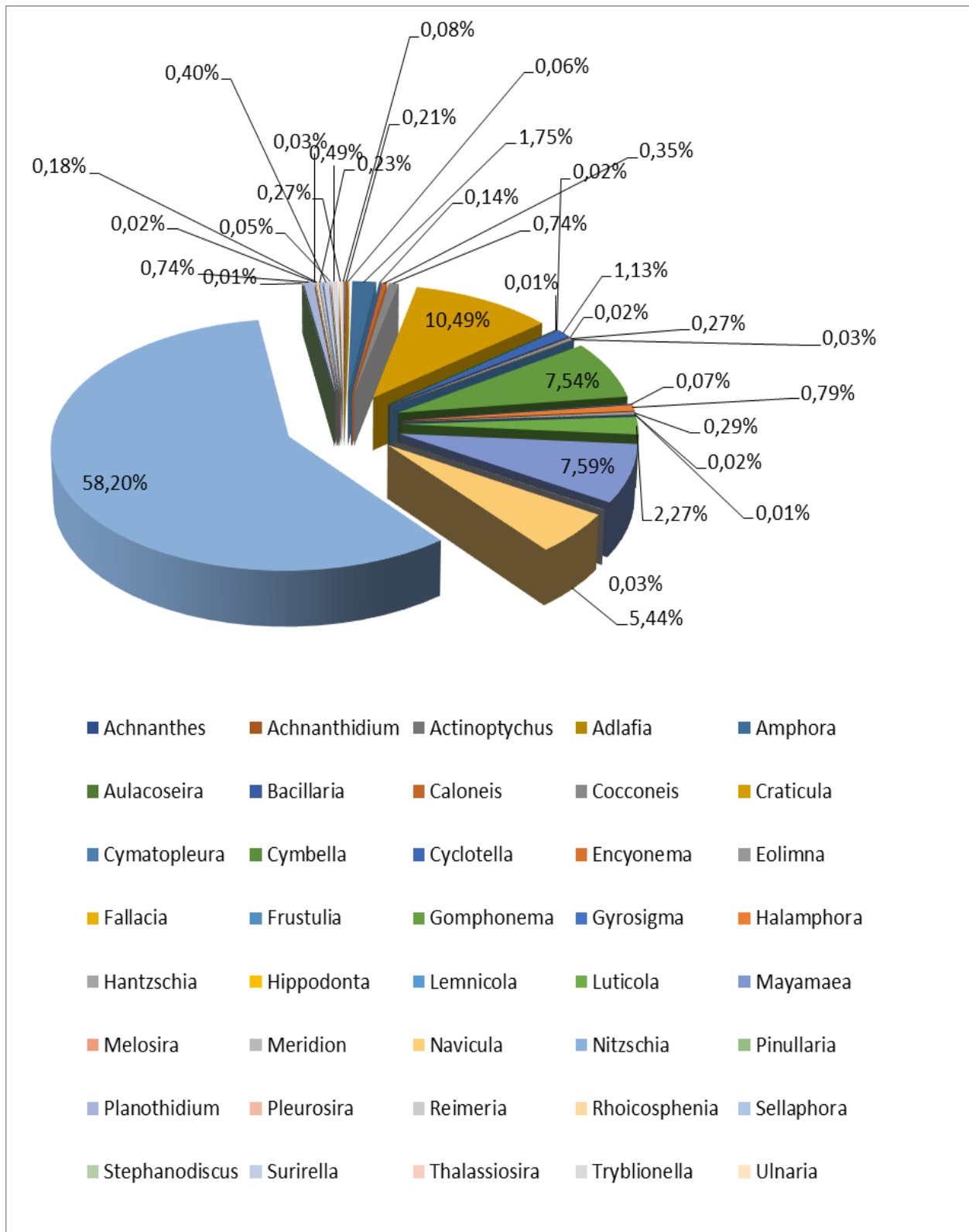


Figure IV.9. Abondance relative des différents genres de diatomées représentant 59,40% de l'abondance totale, sur l'ensemble des sites des rejets bruts non épurés.

IV.11.5. Diversité spécifique du Kébir-Rhumel

La structure des assemblages, principalement liée aux caractéristiques physico-chimiques du milieu dans lequel on les retrouve, semble ici fortement conditionnée par les paramètres : disponibilité des nutriments, conductivité électrique, température et vitesse du courant. Ceux-ci ont en effet été identifiés comme variables fortement structurantes les diatomées du bassin versant Kébir-Rhumel. Les assemblages des eaux épurées des STEP sont ainsi dominés notamment par les espèces NPAL (19,66%), NVEN (14,46%), NCPL (11,10%), GPAR (9,42%), LGOE (6,65%). Les communautés des eaux brutes non épurées sont dominées par les espèces : NPAL (28,88%), NCPL (18,04%), ESBM (9,56%) et MPMI. (7,14%).

Dans notre zone d'étude, *N. capitellata*, qui est réputé pour sa grande résistance à la pollution (**Krammer et Lange-Bertalot, 1986**), a connu une augmentation significative de sa présence dans le rejet brut non épuré d'Oued Hjar au printemps et en été de 2017.

Au printemps 2017, elle a développé un tapis dense au point 30 m du même rejet, puis a disparu et a été remplacée par NPAL et MPMI.

Navicula phyllepta (NPHY) identifiée pour la 1^{ère} fois en Algérie en 2015 par les travaux de **Nehar et al. (2015)**. Les auteurs ont révélé sa présence dans l'estuaire d'Oued Chellif dans les sites qui ne sont pas affectés par les rejets des eaux usées.

Cette espèce était absente dans les eaux des rejets non épurés du bassin versant Kébir-Rhumel, cependant dans les rejets des STEP, au courant de la saison printanière de 2017, NPHY était présente dans les sites de rejet de la STEP de Sidi Merouane avec des pourcentages respectifs de 13,53%, 26,59% et 32,68% pour les points aval, 30m et 300m, la STEP d'El-Milia avec 11,41% et 6,24% pour les sites aval et 30m et la STEP de Chelghoum-Laid au point 30m avec un taux de 14,97%. **Kaddeche et al. (2022)** ont constaté la dominance de cette espèce dans les cours d'eau du bassin Safsaf (Algérie) avec un pourcentage de 2,88%. **Fawzi et al. (2002)** ont enregistré une prolifération importante de NPHY dans une station à Oued Hassar au Maroc, caractérisée par de grandes quantités de sel et des matières organiques, et de petites quantités de nutriments. Toutefois, **Underwood et Provot (2000)** ont trouvé que NPHY est une espèce hypo-haline (<20 ‰), et qui se développe mieux à des teneurs en azote plus faibles.

Luticola nivalis (LNIV), indiquée dans la liste des 13 espèces observées pour la première fois dans les cours d'eau Algériens (**Negadi et al., 2018**) était observé, à faible pourcentage (0,023%) dans nos sites de prélèvement.

N. palea (NPAL) est l'espèce la plus abondante dans les eaux de rejets du bassin versant Kébir-Rhumel échantillonnées en été, avec une abondance de 24,32% pour les rejets épurés et 44,97% pour les rejets non épurés. Cette espèce est connue pour sa résistance à la pollution (**Duong et al., 2007; Lange-Bertalot, 1979; Tison et al., 2005**).

Fawzi et al. (2001) ont enregistré une forte abondance de NPAL, atteignant les 71% aux mois d'été indiquant une importante pollution organique le long d'Oued Hassar au Maroc.

Nehar et al. (2015) ont également marqué la stabilité et l'abondance de NPAL en été à Oued El-Hammam, zone impactée par des apports de nutriments liés à des activités anthropiques adjacentes, y compris l'agriculture.

Duong et al. (2007), dans une expérience réalisée sur des lames en verre ont enregistré une prolifération importante de NPAL communément associée à *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) et *N. umbonata* (NUMB). Ces auteurs ont lié cette prolifération importante de ces espèces aux taux relativement élevés de nutriments et d'autres contaminants ainsi qu'à une faible teneur en oxygène dissout.

NPAL a été décrite dans plusieurs études comme espèce tolérante à la pollution organique et métallique (**Duong et al., 2010; Lai et al., 2003; Fore et Grafe, 2002; Gómez et Licursi, 2001; Medley et Clements, 1998; Pérès et al., 1997; Jüttner et al., 1996**).

De fortes concentrations de NUMB (en hiver, cette espèce représentaient 40,83% de la communauté totale dans le point 30m du rejet non épuré d'Oued Ain Zbira, en été elle a marqué un taux de 25,39% et 22,94% aux points 300m des rejets non épurés d'Oued Smendou et d'Oued Ain Zbira respectivement) étaient conformes à plusieurs recherches antérieures qui concluent que ce taxon se trouve généralement dans les sites fortement pollués avec de fortes concentrations de matière organique et en présence de rejets industriels et urbains (**Çetin et al., 2021; Castillejo et al., 2018; Chaïb et al., 2011; Duong et al., 2007; Licursi et Gómez, 2002**).

C. subminuscula (ESBM) et *M. atomus* var. *permitis* (MPMI) ont montré une prolifération importante dans les stations impactées, à grande vitesse du courant, à concentration importante en O₂ dissout et à conductivité élevée. Ces deux taxons ont déjà étaient signalés comme tolérants à la pollution (**Rimet et al., 2005**). **Kaddeche et al. (2022)** ont rapporté la présence ESBM dans les sites montrant des niveaux élevés de conductivité de l'eau dans le bassin versant du Kébir. **Round (1991a)** a constaté lors d'une expérience de transfert d'un milieu non pollué vers un milieu pollué l'augmentation de la prolifération de MPMI dans les milieux pollués.

Deux autres petites diatomées : *Sellaphora seminulum* (SSEM) et *Eolimna minima* (EOMI) présentaient dans notre zone d'étude un maximum d'abondance dans les STEP de Constantine et de Jijel (avec leurs différents points d'échantillonnage), ces sites étaient situés à proximité des terres agricoles exposées au drainage des sols, dans les autres sites ces deux espèces étaient soit absentes ou présentes à faible pourcentage.

Selon plusieurs rapports trouvés dans la littérature, SSEM et EOMI sont reconnues comme espèces tolérantes à la pollution organique et métallique (**Morin et al., 2012a; Duong et al., 2006; Salomoni et al., 2006; Tison et al., 2005; Feurtet-Mazel et al., 2003; Hirst et al., 2002; Pérès et al., 1996; Stevenson, 1984**).

En été 2018, au site 300m du rejet non épuré d'Oued Ouarzeg, CMEN était la plus abondante avec un taux de 31,73%.

Cette espèce est connue pour sa grande résistance à la pollution (**Germain, 1981**). **Baudrimont (1974)** a enregistré la présence de cette espèce dans une source thermale à Oued El-Hammam (Bouhanifia) où la température dépassait les 50°C. **Nehar (2016)** a également signalé la présence de cette espèce dans Oued El-Hammam et l'estuaire d'Oued Cheliff. **Duong et al. (2007)** ont remarqué une prolifération importante de CMEN dans des sites fortement pollués.

CMEN était l'une des espèces caractéristiques des sites de mauvaise qualité de l'eau dans les études menées par **Castillejo et al. (2018)** et ayant une haute tolérance à l'eutrophisation selon la classification proposée par **Lobo et al. (2016)**.

Outre les espèces citées ci-dessus, des taxons tels que *N. amphibia* (3,49%), *G. saprophilum* (2,65%), *N. inconspicua* (1,34%) et *C. accomoda* (0,52%) ont également caractérisé nos sites d'échantillonnage.

Les communautés de diatomées des sites échantillonnés se révèlent typiques d'une forte pollution organique (**Van Dam et al., 1994; Lange-Bertalot, 1979**), ces espèces, considérées comme indicatrices de pollution, ont déjà été rapportées, sur des sites d'échantillonnage pollués dans un certain nombre d'études en Europe (**Rybak et al., 2019; Dere et al., 2006; Soininen, 2002; Köster et Hübener, 2001**), en Afrique (**Mangadze, 2019; Bere et Mangadze, 2014; Taylor et al., 2007; Bellinger et al., 2006**), en Asie (**Kheiri et al., 2018; Jüttner et al., 1996; Lobo et al., 1995; Kobayasi et Mayama, 1989**), en Australie (**Dela-Cruz et al., 2006**), et en Amérique (**Bere et Tundisi, 2009; Lobo et al., 2004; Potapova et al., 2004; Fore et Grafe, 2002; Licursi et Gómez, 2002; Leland et Porter, 2000**).

paramètres physicochimiques affectant la structure et l'assemblage des espèces de diatomées par rapport au point aval.

IV.11.7. Facteurs clés influençant la composition des diatomées

La corrélation linéaire (r) de Pearson entre les principaux paramètres influençant la répartition des assemblages de diatomées dans les eaux de rejets du bassin versant Kébir-Rhumel est présentée dans la **Figure (IV.12)**.

Dans les eaux de rejets du Kébir-Rhumel, les phosphates ont montré des corrélations positives significatives avec la DBO₅, la conductivité et la turbidité (coefficient de Pearson r = 0,57, 0,55 et 0,51 respectivement, p < 0,001). La silice est fortement et positivement corrélée à la DCO (r = 0,83, p < 0,001). L'oxygène dissout est associé négativement au phosphates (r = -0,51; p < 0,001). La conductivité a démontré des corrélations positives avec les sulfates et les chlorures (r = 0,46 et 0,42 respectivement ; p < 0,001). La DCO et la DBO₅ sont associées positivement à la turbidité (r = 0,52 et 0,41 respectivement ; p < 0,01).

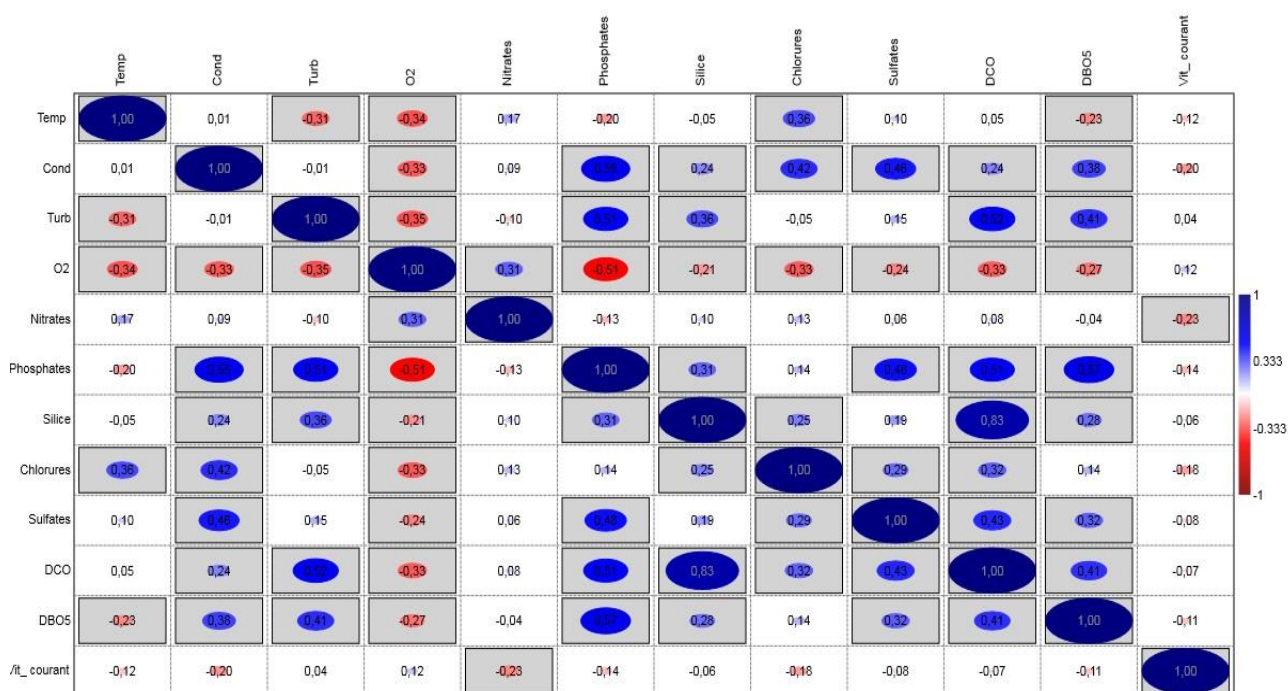


Figure IV.12. Corrélation linéaire de Pearson pour les principales variables environnementales affectant la distribution des diatomées dans les eaux de rejets du bassin versant Kébir-Rhumel.

- La couleur et le diamètre des cercles sont proportionnels au coefficient de Pearson (couleur bleu pour une corrélation positive, couleur rouge pour une corrélation négative).
- Les cases grises montrent les corrélations significatives $p < 0,05$.

IV.11.8. Variables environnementales affectant la distribution des diatomées

La composition spécifique des communautés de diatomées des eaux des rejets épurés et non épurés du bassin versant Kébir-Rhumel et leur répartition spatio-temporelle ont été influencées par les paramètres du milieu. Selon **Wille (1990)**, les facteurs qui déterminent le développement et la succession saisonnière de ces algues sont une combinaison de facteurs physiques (profondeur), chimiques (présence de nutriments, de phosphore, d'azote et de silice) et biotiques (compétition). Les relations entre les diatomées et les variables environnementales sont robustes et quantifiables, ce qui rend les diatomées de bons indicateurs des conditions écologiques dans les systèmes lotiques (**Ozer et al., 2018; Pandey et al., 2018b; Oliveira et al., 2001**).

Les relations entre les communautés de diatomées et les paramètres environnementaux sont renforcées par l'analyse canonique des correspondances CCA (**Figures IV.13, IV.14**).

Deux CCA, réalisées avec 12 variables environnementales (température, conductivité électrique, vitesse du courant, Oxygène dissout, turbidité, nitrates, phosphates, chlorures, silice, sulfates, DCO et DBO_5) ont mis en évidence les liens entre les caractéristiques environnementales des différents sites d'échantillonnage des deux types de rejets, épurés (**Figure IV.13**) et non épurés (**Figure IV.14**) du bassin versant Kébir-Rhumel et les principales espèces de diatomées (espèces dont le nombre de cellules présente un minimum de 10 valves).

Les 12 variables sélectionnées sont les variables prédictives ou facteurs majeurs qui expliquent la structure des assemblages de diatomées.

Pour les eaux des STEP, les deux premiers axes expliquent 39,14 % de la variance totale (**Figure IV.13**).

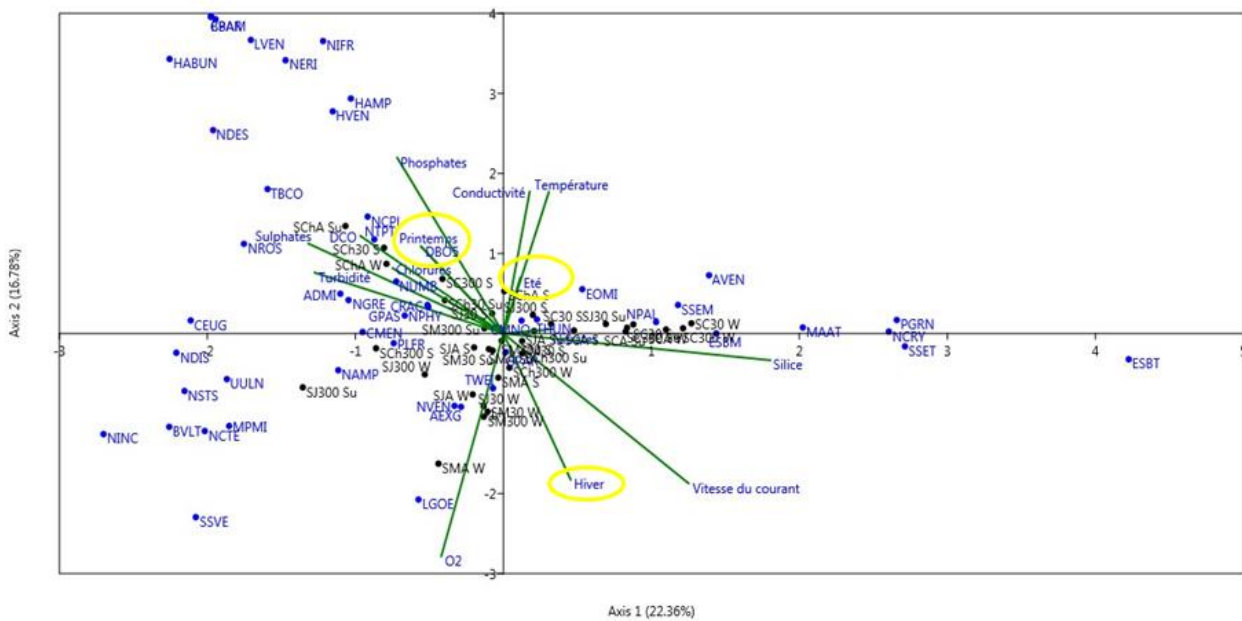


Figure IV.13. Analyse canonique des correspondances montrant l'organisation des espèces de diatomées, des variables environnementales et des sites des échantillons d'eau épurée des stations d'épuration du bassin versant Kébir-Rhumel.

Le long du deuxième axe, les sites d'échantillonnage ont été disposés selon un gradient saisonnier, des sites échantillonnés au printemps et en été étant tracé sur le quadrant supérieur de l'axe, par opposition aux échantillons prélevés en hiver qui sont positionnés sur le quadrant inférieur.

L'axe 2 a séparé les sites à forte concentration en silice, à grande vitesse du courant, à concentrations élevées en d'oxygène dissout, à faible concentration en nutriment et à températures basses. Ces sites ont été caractérisés par la présence de *L. goeppertiana*, *N. veneta*, *N. amphibia*, *G. parvulum*, *Staurosira venter*, *N. inconspicua* et *Planothidium frequentissimum* des sites à forte concentration en nutriment, à conductivité élevée et à concentration importante en chlorures.

Les sites échantillonnés en été, caractérisés par des conductivités élevées et des températures importantes, ces sites étaient les moins oxygénés et ont enregistré des vitesses du courant les plus faibles comparativement aux autres saisons, étaient marqués par l'abondance de *N. palea*, *E. subminuscula*, *S. seminulum*, *Eolimna minima*, *P. granum*, *Amphora veneta* et *M. atomus*.

Les sites échantillonnés au printemps, sont marqués par une turbidité élevée, des concentrations importantes en ions de chlorures et de sulfates, une demande chimique en oxygène importante, une richesse en nutriments liés à l'activité anthropique, sont caractérisés par l'abondance de *NCPL*, *NUMB*, *C. accomoda* (CRAC), *G. saprophilum* (GPAS), *N. phyllepta* (NPHY), *Halamphora veneta* (HVEN), et *Achnantheidium minutissimum* (ADMI).

Pour les eaux de rejets non épurées (**Figure IV.14**), le premier axe de CCA représente 30,68% et le second 19,29% de l'inertie totale. Un gradient saisonnier est visible le long du premier axe séparant les sites échantillonnés au printemps et en été situés sur la partie droite de ceux prélevés en hiver, positionnés sur le côté gauche de l'axe.

Le premier axe qui sépare les sites bien oxygénés, à turbidité élevée, à conductivité importante, à grande vitesse du courant, à concentration importante en silice et à forte demande biologique et biochimique en oxygène (DCO et DBO₅) des sites à haute température, à concentration importante en ions de chlorures et de sulfates sont caractérisés par la présence d'espèce telle que NPAL, MPMI, ESBM, GPAR, NCPL, NVEN, *N. aurariae* (NAUR), et *C. accomoda* (CRAC) ainsi que des formes tératologiques de *Mayamaea permitis* (MAPT), *Craticula subminuscula* F. anormale (ESBT) et *Gomphonema parvulum* F. anormale (GPAT).

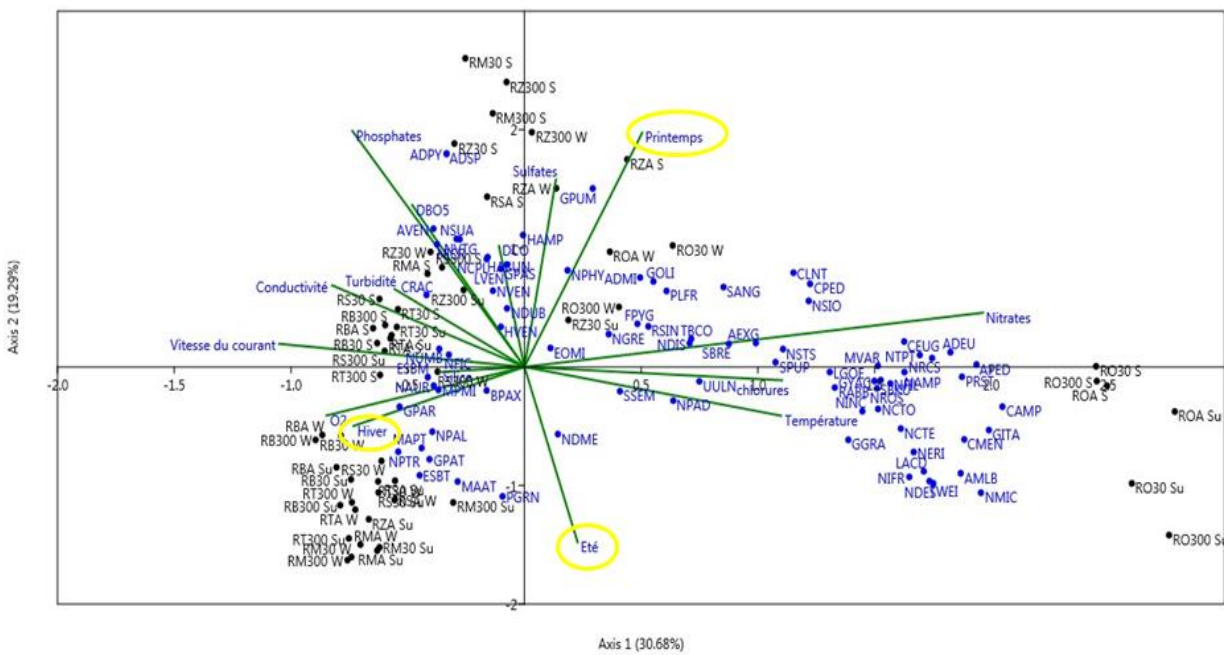


Figure IV.14. Analyse canonique des correspondances montrant l'organisation des espèces de diatomées, des variables environnementales et des sites des échantillons d'eau non épurée des rejets bruts du bassin versant Kébir-Rhumel.

Légende de lecture des Figures IV.13 et IV.14

- Les variables environnementales sont représentées par des flèches en vert.
- Les codes des espèces sont écrits en bleu. Voir **Tableau IV.3** pour le nom complet des espèces.
- Les codes des sites sont mentionnés en noir avec une lettre majuscule indiquant les saisons : S pour le printemps, Su pour l'été et W pour l'hiver (cf. **chapitre III**, **Tableau III.2** pour les noms complets des sites).

Des concentrations importantes en chlorures, des températures élevées et des vitesses de courant faibles ont caractérisé les eaux non épurées prélevées en saison estivale. A l'opposé, les sites échantillonnés au printemps étant tracé sur la partie positive droite de l'axe1, ces eaux sont marquées par une teneur élevée en nitrates et en ions de sulfate et une faible contenance en phosphate et en silice. Les taxons de *Cocconeis euglypta* (CEUG), *P. frequentissimum* (PLFR), *N. dissipata* (NDIS), *N. tripunctata* (NTPT), *E. minima* (EOMI), *A. minutissimum*, *N. phyllepta*, *G. pumilum* (GPUM) et *Tryblionella constricta* (TBCO) ont caractérisés ces sites d'échantillonnage.

Notre étude CCA réalisée sur les communautés de diatomées du bassin versant du Kébir-Rhumel et les principales variables environnementales, indique que la conductivité, la vitesse du courant, la température, les phosphates et les nitrates sont les variables physico-chimiques qui influencent de manière significative les communautés de diatomées échantillonnées à partir des eaux épurées des STEP et des eaux brutes non épurées.

Plusieurs études ont révélé les liens entre les variables environnementales et les communautés de diatomées, nous pouvons citer par exemple les travaux de **Soininen et Könönen (2004)** sur les rivières du sud de la Finlande où ils ont trouvé que la répartition des espèces de diatomées s'explique principalement par la conductivité, le phosphore total et la latitude.

Dans leurs investigation le long du Kébir-Est, **Chaïb et al. (2011)** et **Chaïb et Tison-Rosebery (2012)** ont rapporté que les assemblages de diatomées sont essentiellement contrôlés par le gradient saisonnier entre les inondations et la sécheresse, les eaux acides à neutres avec des conductivités élevées.

Selon **El Haouati et al. (2015)**, les phosphates, la conductivité, le calcium, le bicarbonate et la température constituent les facteurs les plus importants affectant la structure des communautés de diatomées dans le lac Reghaïa.

Dans leurs travaux, **Lakzaie et al. (2018)** ont trouvé que le pH, les phosphates, la température, le nitrate, l'ammonium, la silice, la conductivité électrique et les matières en suspension, les paramètres les plus efficaces sur la répartition des diatomées dans la rivière Chehel Chay.

Par ailleurs, **Kaddeche et al. (2022)** ont étudié la répartition spatiale et temporelle des diatomées et ont souligné l'impact de la pollution, la conductivité et la température sur la distribution des espèces.

De la même manière, **Heramza et al. (2021)** ont mis en évidence les relations entre les caractéristiques spatiale et temporelle et la flore diatomique du barrage d'Aïn Dalia et rapportent

l'impact direct des nutriments (PO_4^{3-} et NO_2^-), matières en suspension, température, oxygène dissout et pH sur la distribution des différents taxons de diatomées.

Dans le système fluvial de Bloukrans, en Afrique du Sud, **Mangadze (2019)** a constaté que NO_3^- , PO_4^{3-} , Fe, Pb, Mg^+ , Na^+ , et K^+ étaient les ions les plus importants associés à la répartition des communautés de diatomées.

Selon **Mao et al. (2018)**, il a été constaté que l'altitude, l'azote total et la DBO_5 jouent un rôle essentiel dans l'impact des assemblages de diatomées en Chine.

La conductivité était le principal facteur de répartition des espèces de diatomées dans les travaux de **Rott et al. (1998)** au Canada, **Potapova et Charles (2003)** aux États-Unis, **de Almeida et Gil (2001)** au Portugal et **Rimet (2009)** en France.

Le phosphore total et l'azote total étaient liés à la composition de la communauté de diatomées le long d'un gradient urbain-rural, comme l'ont démontré **Winter et Duthie (2000)**.

Les principaux éléments qui ont influencé la répartition des assemblages de diatomées dans les cours d'eau des zones humides du Chott Chergui étaient la conductivité et la température, selon **Negadi et al. (2021)**, **Kelly (2003)** affirme que la répartition des diatomées est principalement due au phosphore. La structure des communautés de diatomées est principalement influencée par les nutriments, en particulier l'azote et le phosphore.

Nos résultats suggèrent que la conductivité, les phosphates et la vitesse du courant représentent les variables qui expliquent l'essentiel de la différence dans la composition de la communauté entre les sites étudiés. De plus, les nitrates et la température jouent un rôle essentiel dans la répartition des diatomées.

IV.11.9. Evaluation des eaux de rejet du Kébir-Rhumel par les indices de diatomées

Les scores des indices de diatomées calculés dans les sites d'échantillonnage sont donnés dans le tableau suivant (**Tableau IV.10**).

L'évaluation biologique des eaux de rejets du Kébir-Rhumel par l'indice IDG a montré que 36,67% des sites étaient de très mauvaise qualité, 56,67% étaient de qualité médiocre alors que 6,67% des sites étaient qualifiés d'un état écologique passable.

Pour l'IPS, 83,33% des sites étaient de très mauvaise qualité, et 16,67% étaient de qualité médiocre.

L'IBD a qualifié les eaux de rejets échantillonnées en qualité très mauvaise et mauvaise avec un pourcentage respectif de 80% et 20%.

L'indice DES a montré que 56,67% des rejets sont de qualité très mauvaise, 36,67% sont de qualité médiocre et 6,67% des rejets sont de qualité passable ou moyenne.

Selon ROTTs, 13,33% des sites sont de qualité très mauvaise, 76,67% sont de qualité médiocre et 10% de qualité moyenne. Tous les points de prélèvement au niveau des rejets du Kébir-Rhumel sont de très mauvaise qualité (score, note de qualité < 5) selon les indices IDSE/5, DI_CH et ROTTt.

Par conséquent, les eaux de rejets du Kébir-Rhumel avaient généralement un état de qualité de l'eau très mauvais tandis que le site RO avec ses différents points de prélèvement a été qualifié par la majorité des indices étudié comme étant de qualité médiocre ou passable (**Tableau IV.10**).

Les valeurs les plus élevées (l'état écologique le plus élevé) pour les eaux échantillonnées ont été obtenues par l'indice LOBO (moyenne = 13,15) qualifiant les eaux du Kébir-Rhumel par une qualité écologique "bonne", tandis que l'état écologique le plus bas a été déterminé par les indices DES, IPS, IBD, IDP, IDSE/5, EPI-D, DI_CH et ROTTt (moyennes allant de 1,98 à 4,76) classant nos sites en qualité très mauvaise.

La proportion de taxons tolérants à la pollution organique %PT dans les eaux échantillonnées est de 61,64% montrant un degré élevé d'eutrophisation dans Kébir-Rhumel.

Tableau IV.10. Valeurs des indices de diatomées dans les sites d'étude au niveau du bassin versant Kébir-Rhumel et qualité écologique correspondante (bleu – très bonne, vert – bonne, jaune – moyenne/passable, orange – mauvaise, rouge – très mauvaise).

N°	Code du site	DES	IDG	IPS	IBD	IDAP	IDP	IDSE/5	EPI-D	DI_CH	LOBO	ROTTs	ROTTt	%PT
1	SC-A	2,54	5,26	1,92	4,46	3,38	2,88	1,954	4,54	3	14,68	6,22	3,6	69,76
2	SC-30	2,14	6,1	2,42	5,24	5,14	2,86	2,076	4,76	3,3	10,64	6,2	3,86	60,5
3	SC-300	2,62	5,44	2,38	4,3	4,18	2,94	1,898	3,92	3,34	10,1	5,62	3,28	63,36
4	SM-A	2,38	7,98	3,34	4,12	3,86	3,28	1,834	4,16	2,78	16,72	5,84	2,96	40,12
5	SM-30	3,16	8,26	3,14	3,94	3,46	3,42	1,906	4,42	2,9	15,74	6,1	3,3	45,56
6	SM-300	3,04	7,86	3,22	3,82	3,84	3,52	1,872	4,16	2,88	15,82	6,24	3,26	47,1
7	SJ-A	3,48	8,64	3,44	4,24	4,62	3,92	1,934	4,4	3,36	10,5	5,54	3,2	37,56
8	SJ-30	3,84	9,46	3,88	4,44	4,26	3,7	1,97	4,22	3,4	9,08	5,36	3,16	44,16
9	SJ-300	7,92	6,72	5,08	6,96	6,42	6,1	2,362	6	4,58	12,14	8,24	3,6	45,26
10	SCh-A	8,36	5,46	3,02	4,78	4,06	5,98	1,922	3,86	3,92	12,22	7,18	2,98	56,8
11	SCh-30	7,125	4,8	1,96	2,44	2,86	4,26	1,73	6,74	2,72	10,18	5,95	2	70
12	SCh-300	5,94	9,32	5,04	5,76	5,42	6,12	2,306	6,58	4	13	7,26	3,5	26,68
13	RS-A	2,64	4	2,08	3,42	4,56	3,1	1,872	4,66	3,12	16,76	5,48	3,3	69,48
14	RS-30	3,44	5,46	2,66	3,44	4,78	2,8	1,922	4,04	3,1	11,62	5,16	3,24	65,18
15	RS-300	5,44	5,46	2,12	3	4,62	2,88	1,752	3,56	3,38	8,72	4,32	2,82	64,26
16	RT-A	5,6	2,4	1,74	3,58	5,8	5,48	1,744	3,72	3,68	13,86	5,32	3,62	98,46
17	RT-30	5,75	2,16	1,58	3,24	5,1	4,14	1,708	3,48	3,52	12,06	5,08	3,3	97,3
18	RT-300	1,98	3,18	1,94	4,5	5,42	2,84	1,872	4,4	3,62	14,92	5,62	4,1	94,16

19	RB-A	3,52	7,18	3,32	3,7	5,38	3	1,962	3,92	3,32	9,92	4,74	3,26	58,5
20	RB-30	3,32	6,88	3,16	4,08	5,44	3,12	1,986	4,24	3,3	11,8	5,28	3,4	65,34
21	RB-300	3,82	8,2	3,5	3,92	5,28	3,34	2,038	4,32	3,18	11,5	5,22	3,5	66,92
22	RZ-A	6,16	3,86	2,76	4,08	5,44	4,94	1,902	4,38	3,58	15,66	6,64	3,22	71,16
23	RZ-30	5,5	3,32	2,38	2,54	6,8	4,58	1,692	3,12	4	13,14	4,84	2,64	78,92
24	RZ-300	5,38	3,62	2,08	2,56	4,36	4,4	1,716	3,28	3,58	14,56	4,82	2,62	72,62
25	RM-A	2,3	2,56	1,42	4,2	5,64	3,2	1,908	4,92	2,88	17,34	6,62	3,66	86,4
26	RM-30	3,04	1,6	1,22	3,32	5,6	3,82	1,756	3,96	2,96	17,4	6,1	3,12	94,18
27	RM-300	3,34	3,74	2,04	3,9	4,84	3,82	1,852	4,24	3,14	15,38	6,26	3,22	78
28	RO-A	9,72	7,3	7,06	8,48	7,76	7,7	2,558	6,58	4,94	13,4	9,02	3,24	22,3
29	RO-30	8,72	7,22	6,82	7,88	7,24	7,36	2,592	6,54	4,82	13,36	9,34	3,36	27,04
30	RO-300	10,6	7,02	6,36	7,9	7,58	7,56	2,728	7,22	4,82	12,28	9,46	3,56	32,16

IV.11.10. Corrélations entre les indices de diatomées et les variables environnementales

Les corrélations entre tous les indices de diatomées et les paramètres physico-chimiques ont été évaluées aux valeurs de $p < 0,05$ et $p < 0,01$ (**Tableau IV.11**).

L'oxygène dissout a présenté des corrélations significatives positives avec les indices IDG, IPS, IBD et IDSE/5 à la valeur de $p < 0,01$ (le coefficient de corrélation variait entre 0,28 et 0,56) et avec les indices ROTTs ($r = 0,21$) et DI-CH ($r = 0,27$) à $p < 0,05$, et des corrélations négatives significatives ont été constaté avec l'indice LOBO ($r = -0,24$, $p < 0,05$) et le %PT ($r = -0,50$, $p < 0,01$).

Des corrélations significatives négatives ont également été déterminées entre la turbidité et les indices IBD ($r = -0,32$) et ROTTt ($r = -0,34$) à $p < 0,01$ et ROTTs ($r = -0,26$) à $p < 0,05$.

Parmi les indices de diatomées, seul le DI-CH a présenté des corrélations significatives avec les chlorures ($r = -0,25$).

Des corrélations négatives significatives ont été déterminées entre les phosphates et les indices IDG, IBD, IDSE/5, EPI-D, ROTTs et ROTTt à la valeur de $p < 0,01$ (la corrélation variait entre 0,28 et 0,44) et l'indice IPS ($r = -0,23$) à $p < 0,05$ et seul le %PT présentait une corrélation significative positive avec les phosphates ($r = 0,29$, $p < 0,01$).

Les indices IBD, IDSE/5, EPI-D et ROTTt présentaient des corrélations significatives négatives avec les sulfates, la DCO et la DBO5, le coefficient de corrélation variait entre 0,21 et 0,50. Les indices IDG et IPS ont présenté des corrélations significatives positives avec les nitrates ($r = 0,24$ et $0,25$ respectivement) et négatives avec la turbidité ($r = -0,35$ et $-0,23$ respectivement).

La silice n'a présenté aucune corrélation significative avec les indices de diatomées.

L'IDAP et l'IDP n'ont été corrélé qu'avec la vitesse du courant. Parmi les indices évalués, IBD, IDSE/5 et ROTTs étaient significativement corrélés avec le plus grand nombre de variables environnementales (7, 6 et 6 variables, respectivement).

L'indice ROTTt présentait 4 corrélations significatives avec les variables environnementales à la valeur $p < 0,01$ et 1 corrélation significative à la valeur $p < 0,05$. L'IDG, l'EPI-D et le %PT présentaient 3 corrélations significatives avec les variables environnementales à la valeur $p = 0,01$, et 2, 2 et 1 corrélations significatives avec les variables environnementales à la valeur $p < 0,05$, respectivement. Les indices LOBO et DI-CH n'avaient aucune corrélation significative avec les variables environnementales à la valeur $p = 0,01$, alors qu'ils avaient 3 et 2 corrélations significatives avec les variables à la valeur $p 0,05$, respectivement. (**Tableau IV.11**).

Tableau IV.11. Corrélations de Pearson entre les indices de diatomées et les paramètres physico-chimiques de l'eau (* p < 0,05, ** p < 0,01)

Indice	Température	Conductivité	Turbidité	O ₂	Nitrates	Phosphates	Silice	Chlorures	Sulfates	DCO	DBO ₅	Courant
DES	-0,07	0,09	0,05	0,2	0,15	0,17	-0,16	-0,15	0,29**	0,02	0,24*	-0,30**
IDG	-0,15	0,06	-0,35**	0,56**	0,24*	-0,28**	-0,14	-0,05	-0,14	-0,24*	-0,13	0
IPS	-0,02	-0,14	-0,23*	0,53**	0,24*	-0,23*	-0,13	-0,16	-0,18	-0,16	-0,12	-0,18
IBD	0,09	-0,32**	-0,28**	0,39**	0,15	-0,44**	-0,15	-0,17	-0,31**	-0,27*	-0,36**	-0,03
IDAP	0	-0,09	0,09	0,09	0,11	0	0,06	0	-0,15	0,04	0,06	-0,23*
IDP	0,14	-0,02	-0,06	0,15	0,14	0,07	-0,19	-0,17	0,16	-0,01	0,05	-0,33**
IDSE/5	0,2	-0,16	-0,25*	0,28**	0,14	-0,35**	-0,12	-0,07	-0,31**	-0,23*	-0,26*	-0,18
EPI-D	0,2	-0,2	-0,24*	0,18	0,06	-0,37**	-0,08	-0,06	-0,30**	-0,21*	-0,30**	-0,09
DI_CH	-0,08	-0,21	0,01	0,27*	0,16	0,04	-0,07	-0,25*	-0,02	0,03	0,11	-0,19
LOBO	0,15	-0,14	0,19	-0,24*	-0,23*	-0,06	0,03	0,02	0,06	0,09	-0,11	0,21*
ROTTs	0,26*	-0,26*	-0,2	0,21*	0,07	-0,34**	-0,19	-0,12	-0,09	-0,19	-0,32**	-0,1
ROTTt	0,04	-0,34**	-0,12	0,01	-0,1	-0,37**	0,01	-0,06	-0,50**	-0,23*	-0,35**	0,15
%PT	0	0,09	0,28**	-0,50**	-0,26*	0,29**	0,18	0,11	0,01	0,16	0,13	0

Les astérisques indiquent les niveaux de signification : * p < 0,05, ** p < 0,05.

Selon les résultats des indices de diatomées, les valeurs les plus basses, la pire qualité de l'eau, correspondent aux sites avec des taxons, dont la majorité appartiennent aux genres *Nitzschia*, *Navicula*, *Craticula*, *Gomphonema*, *Mayameae* et *Luticula* et qui sont caractéristiques des eaux usées fortement polluées et des environnements fortement dégradés (**Rybak et al., 2019; Kheiri et al., 2018; Bellinger et al., 2006; Potapova et al., 2004**).

Dans la présente étude, la plupart des indices de diatomées évalués étaient significativement corrélés avec les variables environnementales importantes à des niveaux d'importance de 0,05 et 0,01 (ex., Oxygène dissout, turbidité, nitrates, phosphates et DBO₅). Des indices tels que l'IBD, IDSE/5 et ROTTs ont été corrélés avec la plupart des paramètres étudiés, indiquant leur efficacité dans le classement de la qualité de l'eau.

L'indice IBD est à l'origine une méthode standardisée développée en France pour la surveillance de la qualité des cours d'eau. Quelques années plus tard, la liste des espèces de l'IBD a été étendue de 209 à 1063 par **Coste et al., (2009)**, ce qui a rendu cet indice beaucoup plus performant. L'IBD a été appliqué avec succès à l'évaluation de la qualité de l'eau dans plusieurs pays, et plusieurs chercheurs ont trouvé de fortes corrélations avec certaines variables de la qualité de l'eau (**Bere, 2016; Tan et al., 2013; Besse-Lototskaya et al., 2006; Goma et al., 2005**). Dans notre étude l'IBD a montré de fortes corrélations avec 7 variables environnementales à savoir la conductivité électrique, la turbidité, l'oxygène dissout, les nitrates, les phosphates, la DCO et la DBO₅, ce résultat a été confirmé par **Kalyoncu et Serbetci (2013), Taylor et al. (2007a)** et **Vilbaste (2004)** qui ont signalé des corrélations significatives élevées entre l'IBD et la majorité des facteurs environnementaux étudiés.

De fortes corrélations négatives ont été observées dans la présente étude entre la conductivité électrique et les indices l'IBD, ROTTt et ROTTs. Ce résultat est en accord avec **Stancheva et al. (2009)**, qui ont rapporté une corrélation négative élevée de la conductivité avec les indices de diatomées. En revanche **Gbadebo et al. (2019)** ont signalé l'absence de corrélations significatives entre la conductivité électrique et les indices de diatomées lors des études menées sur la rivière Abeokuta, dans le sud-ouest du Nigeria.

Dans plusieurs pays, l'un des indices les plus populaires est l'indice IPS (**Noga et al., 2016; Martin et Fernández, 2012; Solak et al., 2011**). L'IPS a été développé sur de grandes bases de données et un nombre important de taxons (**Rimet et al., 2005; Watanabe et al., 1986**).

Blanco et al., (2007) ont comparé certains indices biotiques et des indices de diatomées dans le bassin de Duero (Espagne), et ils ont constaté que l'IPS était le meilleur indice pour refléter l'état de la qualité de l'eau de la rivière. Dans notre étude, l'indice IPS a montré de corrélations

significatives avec les variables nitrates, phosphates, oxygène dissout et turbidité. De même, des corrélations significatives ont été rapportées dans plusieurs études avec l'indice IPS et l'ont qualifié de l'indice le plus important dans l'évaluation biologique de l'eau (**Noga et al., 2016; Rimet et al., 2004b; Almeida, 2001; Dell'Uomo et al., 1999; Descy et Ector, 1999; Kwadrans et al., 1998**).

Dans le Kébir-Rhumel, l'indice DES a présenté des corrélations significatives avec trois variables environnementale, à savoir les sulfates, la DBO5 et la vitesse du courant, **Solak et al., (2020)** dans leurs études sur le bassin de Sakarya en Turquie, ont trouvé des corrélations significativement importantes de cet indice avec les variables environnementales. Alors que le DES avait de faibles corrélations avec la qualité générale de l'eau dans les études menées par **Taylor et al., (2007a)** sur les rivières Waal et Vilge en Afrique du Sud.

L'Indice de diatomées (IDP), cet indice a été élaboré en Argentine en tant qu'indice biotique spécifique pour les eaux urbaines, agricoles et industrielles impactées (**Gómez et Licursi, 2001**). L'indice a été amélioré pour distinguer la pollution des phénomènes d'eutrophisation naturelle (**Gómez et Licursi, 2001**). L'indice de diatomées de Pampean a été appliqué avec succès dans plusieurs régions tropicales. Dans notre étude, l'indice IDP a présenté de faibles corrélations avec les variables environnementales ce qui a également été rapporté dans les études de **Tan et al., (2013)** sur la rivière subtropicale Han en Chine.

De faibles corrélations avec les variables environnementales ont été trouvées dans nos sites sur le bassin versant Kébir-Rhumel avec l'indice IDAP. Nos résultats corroborent ceux de **Tan et al., (2013)**. En revanche, il est rapporté que l'indice IDAP avait de fortes corrélations avec les paramètres environnementaux dans les études de **Solak et al., (2020)** sur le bassin Sokarya et **Tan et al. (2017)** sur deux rivières subtropicales en Australie.

Fawzi et al. (2001) ont testé certains indices de diatomées dans le cours d'eau de Hassar (Maroc), et ils ont trouvé que l'indice IDAP convient mieux à l'évaluation de la qualité de l'eau dans ce cours d'eau.

L'une des raisons les plus importantes pour limiter l'utilisation des indices de diatomées adoptés à partir de différentes zones climatiques (ou développés dans un but spécifique) est qu'il existe de grandes différences entre les structures des espèces des assemblages de diatomées.

Il est important de noter que les mêmes taxons dans divers indices ont des sensibilités différentes à la pollution (ou parfois ne sont pas inclus) ce qui entraîne une grande variabilité dans les scores obtenus (**Besse-Lototskaya et al., 2011**), autrement dit la performance de chaque indice reflète le degré de chevauchement entre les listes de taxons fournies avec l'indice et celles identifiées dans les sites d'étude.

Dans notre étude un exemple est les valeurs obtenues pour l'indice LOBO, qui sont beaucoup plus élevés que les autres indices.

Dans ce cas, les différences dans les valeurs des indices étaient dues au manque de données (pour l'indice LOBO) pour des espèces aussi répandues, LOBO est un indice brésilien qui prend en compte principalement les espèces tropicales. Il est donc important de choisir un indice comprenant des données écologiques pour les espèces identifiées dans nos sites.

IV.11.11. Les formes aberrantes de diatomées dans le bassin versant Kébir-Rhumel

Des valves tératologiques de diatomées (frustules présentant des anomalies de développement) ont été retrouvées à faible pourcentage (0,25%) dans les échantillons collectés.

Les rejets bruts non épurés renferment 79,78% des cellules déformées.

L'analyse de la composition taxonomique des assemblages de diatomées a montré que 14 espèces de diatomées présentaient des anomalies morphologiques qui pourraient être considérées comme des tératologies.

M. permitis F. anormale (MAPT) 26,97%, *C. subminuscula* F. anormale (ESBT) 19,10%, *G. parvulum* F. anormale (GPAT) 11,24%, *S. seminulum* F. anormale (SSET) 11,24%, *N. palea* F. anormale (NPTR) 11,24%, *N. veneta* F. anormale (NVTG) 7,87%, *L. goeppertiana* F. anormale (LGOT) 2,25%, *Cocconeis euglypta* F. anormale (DEFO) 2,25%, *C. accomoda* F. anormale (DEFO) 2,25%, *N. amphibia* F. anormale (NATG) 1,12%, *N. dissipata* F. anormale (NDTG) 1,12%, *N. umbonata* F. anormale (NUTG) 1,12%, *P. frequentissimum* F. anormale (PLFT) 1,12%, et *Rhoicosphenia abbreviata* F. anormale (RABT) 1,12% sont les espèces qui ont présenté des tératologies de frustules (**Figure IV.15**).

Des microphotographies de quelques espèces aberrantes de diatomées avec flèches indicatrices de la zone portant l'anomalie sont présentées dans la **Figure IV.16**.

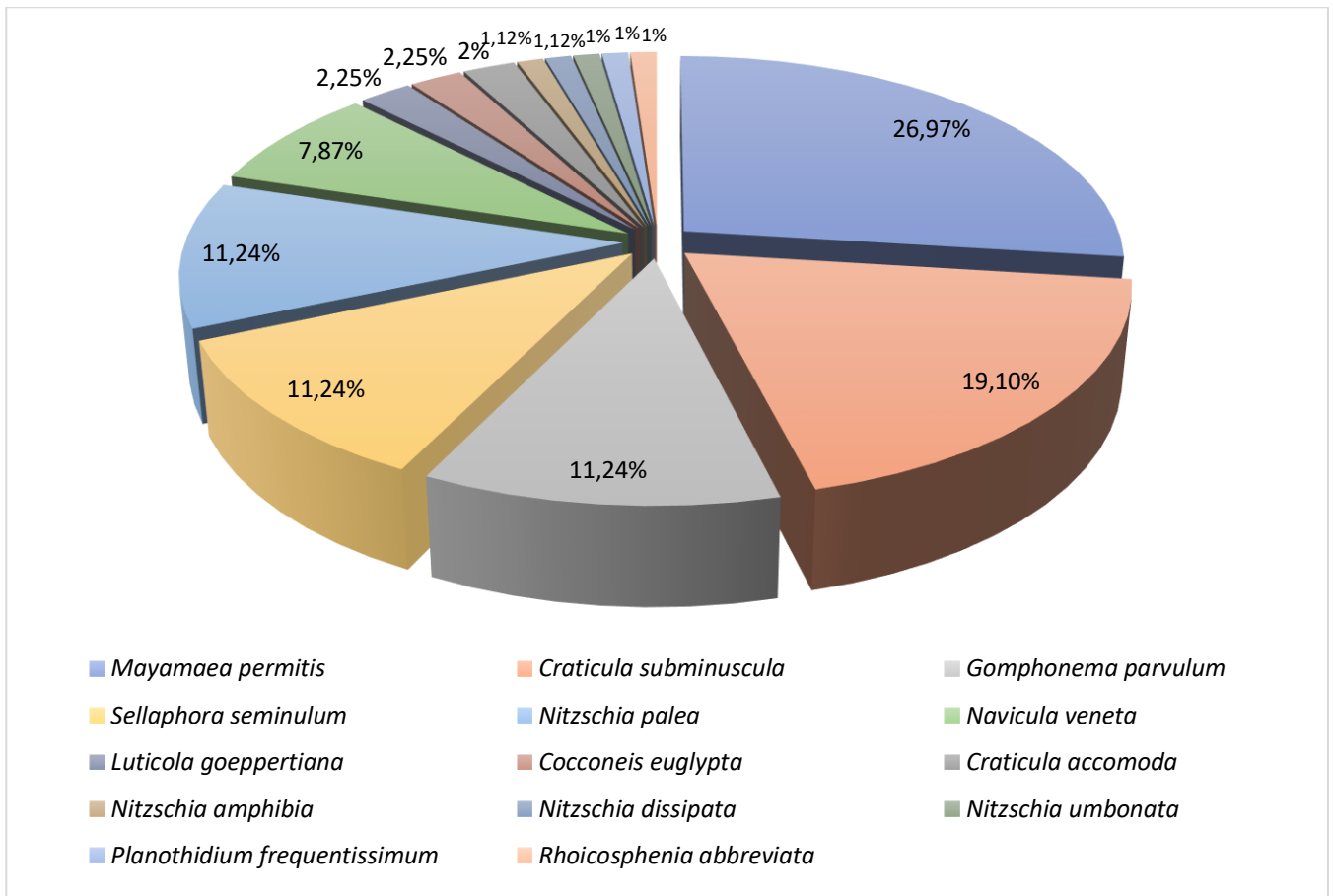


Figure IV.15. Pourcentage des frustules déformés de diatomées.

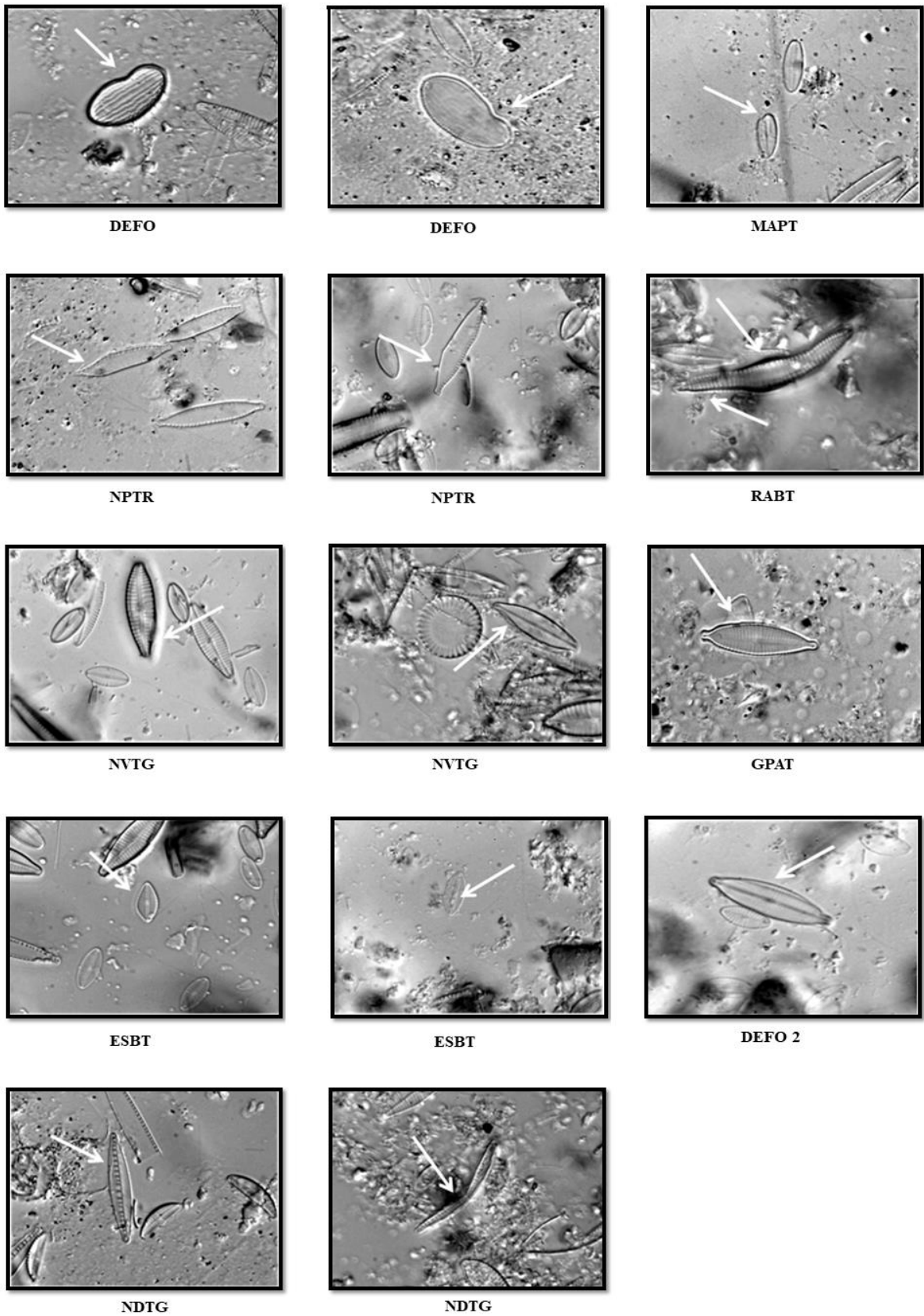


Figure IV.16. Microphotographies des espèces aberrantes avec flèches indicatrices de la zone portant l'anomalie.

Plusieurs types de tératologies ou de déformations ont été décrites dans la littérature (Falasco et al., 2021; Olenici et al., 2019; Falasco et al., 2009b), seulement trois types ont été retrouvés dans nos échantillons de collecte, il s'agit des déformations affectant le contour de valves (l'anomalie la plus fréquemment observée), la formation des stries et l'organisation des fibules.

L'analyse des variations saisonnières de la tératologie a montré que, dans les échantillons prélevés en hiver, *M. permitis* (MAPT), est l'espèce dominante, avec 34,21% des individus anormaux de cette saison. Dans la même saison, des valves déformées de *C. subminuscula* (ESBT), *G. parvulum* (GPAT), *N. veneta* (NVTG), *N. umbonata* (NUTG) et *S. seminulum* (SSET) ont également été identifiés.

En période estivale, les frustules déformés de *N. palea* F. anormale (NPTR), *M. permitis* (MAPT), et *C. subminuscula* (ESBT) ont dominé parmi tous les taxons déformés. En revanche, le printemps était la saison qui a marqué moins de formes aberrantes de cellules de diatomées.

Dans la présente étude, les communautés de diatomées que nous avons observées n'ont pas présenté de pourcentage important d'anomalies résultant d'activités anthropiques, ainsi, les points les plus impactés tels que RS et RZ abritaient des taxons polluo-tolérants et aucune des formes tératologiques.

Ce résultat inattendu contraste avec les résultats rapportés à ce jour dans la littérature (Morin et al., 2012a; Falasco et al., 2009a; Dziengo-Czaja et al., 2008; Gold et al., 2003a) mais le fait que les déformations provoquent potentiellement des altérations du mouvement cellulaire et des mécanismes physiologiques associés pourrait empêcher le développement de ces individus dans des conditions extrêmement défavorables.

Les aberrations morphologiques enregistrées dans nos sites d'étude marquent un taux de 0,5 % sur les sites de prélèvement au niveau des STEP et 2% sur les sites fortement impactés par les rejets bruts non épurés, les proportions les plus élevées de formes aberrantes étaient observées en été, cela pourrait résulter des faibles concentrations en oxygène dans l'eau et les fortes concentrations de matière organique surtout dans les rejets non épurés.

Parmi les types de déformations enregistrés dans nos sites de prélèvement, le contour valvulaire anormal était l'aberration la plus répandue, ce qui est en accord avec plusieurs travaux antérieurs (Cantonati et al., 2014; Falasco et al., 2009a; Falasco et al., 2009b; Olenici, 2019; Pandey et al., 2018b; Park et al., 2020a; Tornés et al., 2018) et dans une moindre mesure des déformations au niveau des stries et dans l'organisation des fibules.

La formation de cellules aberrantes de diatomées a été associée à la pollution des milieux par des métaux lourds, tant dans la nature qu'en laboratoire (Gautam et al., 2017; Cantonati et al., 2014; Pandey et al., 2014; Lavoie et al., 2012; Falasco et al., 2009b; Silva et al., 2009; Morin et al., 2008b).

Selon Roig et al. (2007), la toxicité d'un métal peut varier avec d'autres facteurs tels que le pH de l'eau et la présence de matière organique. Par conséquent, la fréquence des déformations est susceptible d'être plus variable sous conditions de terrain que dans des conditions de laboratoire contrôlées (Pandey et al., 2017).

En évaluant les anomalies des frustules des diatomées dans les eaux douces, Nriagu et Pacyna (1988) ont trouvé que l'écotoxicité des métaux lourds est supérieure à l'écotoxicité des toxiques organiques et des xénobiotiques.

Les polluants nutritifs rejetés dans les rivières peuvent, par oxydation, dilater la valve des diatomées, provoquant des tératologies de diatomées (Lavoie et al., 2017), ainsi Dziengo-Czaja et al. (2008) ont signalé un pourcentage plus élevé de cellules aberrantes de diatomées dans les sites contaminés organiquement (chargés de nitrates et de phosphates) dans la baie de Puck, au sud de la mer Baltique.

De nombreuses formes tératologiques de *F. fasciculata* ont été observées dans des échantillons contenant de fortes concentrations d'azote, de nitrites et d'ammonium (Stefaniak, 1998).

Estes et Dute (1994), dans des expériences de laboratoire, ont montré que les aberrations de forme dans les cultures clonales de *N. palea* étaient causées par une carence en nutriments.

Un pourcentage important de valves tératologiques a été détecté dans l'eau contaminée par le drainage minier acide dans Roşia Montană, en Roumanie dans les études de Olenici et al. (2017).

L'étude menée par Rimet et al. (2004a) a montré que le fluoranthène à une certaine dose, peut être tératogène pour les diatomées d'eau douce.

Schmitt-Jansen et Altenburger (2005) ont observé une déformation cellulaire chez *Nitzschia* exposé à de fortes concentrations de l'herbicide isoproturon.

IV.12. Conclusion

L'étude des assemblages de diatomées des eaux des rejets du bassin versant Kébir-Rhumel nous a permis d'identifier 166 taxons différents avec 74 taxons communs entre les rejets des STEP et les rejets bruts non épurés. Le printemps est la saison qui a marqué plus de diversité en genres et en espèces comparativement aux deux autres saisons.

Les résultats des analyses ont montré que la conductivité électrique, la température, la vitesse du courant ainsi que les nutriments constituent les principaux facteurs influençant la structure des communautés de diatomées.

L'analyse des similitudes n'a pas révélé de différences entre les assemblages de diatomées entre les groupes des sites aval, 30m et 300m.

L'évaluation biologique des eaux de rejets par les indices de diatomées a montré que le Kébir-Rhumel avait généralement un état de qualité de l'eau très mauvais et plusieurs variables environnementales ont montré des corrélations significatives avec les indices de diatomées étudiés.

Des formes tératologiques de diatomées ont été enregistrées à faible pourcentage (2,5 ‰) dans nos sites de prélèvement. La composition taxonomique a montré que 14 espèces de diatomées présentaient des anomalies morphologiques de frustules, avec des abondances plus élevées dans les eaux de rejets non épurés du bassin Kébir-Rhumel.

**Chapitre V : Investigation sur l'Effet
de la salinité sur la morphologie des
valves des diatomées d'eau douce**

V.1. Introduction

Vue la multitude de facteurs qui influencent les communautés de diatomées depuis l'environnement naturel, il est difficile de conclure que les formes tératologiques des diatomées sont directement causées par un type spécifique de pollution, car les effets d'un facteur de stress sur une communauté pourraient être modulés par le mode d'action d'autres facteurs de stress chimiques, leurs concentrations relatives et l'influence de paramètres environnementaux (Larras et al., 2017). Pour prouver une relation entre un type de pollution et une formation tératologique, il est nécessaire de neutraliser certains facteurs de confusion et de réaliser des études spécifiques en milieu contrôlé. A ce jour, peu d'études expérimentales documentent l'effet des facteurs abiotiques sur le développement de formes aberrantes de diatomées d'eau douce.

Notre approche d'évaluation de l'impact ou de l'effet de la pollution sur les communautés de diatomées benthiques *in situ* a été complétée par des approches expérimentales visant à réduire la complexité du milieu naturel.

V.2. Procédure et protocoles expérimentaux

La salinisation de l'eau douce est devenue un problème écologique important qui peut nuire au biote aquatique (Vendrell puigmitja et al., 2021; Cañedo-Argüelles et al., 2016). La concentration croissante en sel est l'un des problèmes les plus courants qui touchent l'eau douce à travers le monde. C'est à cette altération de la qualité de l'eau que les communautés aquatiques, et notamment les diatomées, réagissent en modifiant leurs paramètres structurels et physiologiques au niveau individuel, ce qui se traduit généralement par l'apparition de formes tératologiques.

La salinité est un paramètre clé dans tous les plans d'eau et est considérée comme l'un des facteurs environnementaux les plus importants ayant une incidence sur la structure et l'organisation des communautés aquatiques (Kefford et al., 2012; Choi et al., 2010; Lozupone et Knight, 2007; Piscart et al., 2005).

Toutefois, il existe peu de données concernant les conséquences des salinités extrêmes sur les activités du biofilm de diatomées et par conséquent, sur le fonctionnement de l'état écologique (Vendrell-puigmitja et al., 2021).

Les informations sur l'impact biologique de la salinisation de l'eau douce sont encore insuffisantes pour guider de manière significative les choix de gestion, et d'importantes questions restent non résolues (Cañedo-Argüelles et al., 2017). Dans cette optique, les recherches en laboratoire offrent la possibilité de réaliser des expériences dans des conditions déterminées et de démêler les effets combinés des paramètres environnementaux, saisissant ainsi une partie de la complexité des écosystèmes naturels.

Dans ce contexte, nos deux expériences réalisées au laboratoire nous ont permis d'évaluer l'effet de niveaux élevés de conductivité, comme un proxy de la salinité, sur la morphologie des diatomées d'eau douce.

V.3. Etude de l'effet de la salinité sur la morphologie des valves des diatomées d'eau douce

L'objectif principal de cette expérience est d'analyser l'effet des gradients ascendants de conductivité, comme indicateur de la salinité du NaCl, sur la morphologie des diatomées d'eau douce, en se concentrant particulièrement sur l'apparition de formes tératologiques et en évaluant la dynamique de la richesse en espèces dans ces assemblages.

V.3.1. Dispositif expérimental

L'expérience est réalisée en utilisant des béchers en verre, remplis de 100 ml d'eau distillée auxquels nous avons ajouté 1 ml d'une suspension de périphyton de diatomée collectée de l'étang d'eau douce du laboratoire de Diatomologie/ Diatom Laboratory, León, Espagne, 42.6047093° N, 5.5565376° W, et 2 ml de la solution Alga-Gro® concentrée, milieu d'eau douce, tamponné à pH 7,8 cette solution fournit rapidement des cultures denses et est presque universelle pour la culture et la croissance des algues d'eau douce.

Quatre niveaux de conductivité sont maintenus constants dans chaque bécher. Le premier bécher (T0) était considéré comme un traitement de contrôle à faible conductivité ($225 \pm 21,61 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), tandis que les autres béchers (T1, T2 et T3) affichaient un gradient de conductivité de $1042 \pm 52,10 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $2053 \pm 128,26 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et $10\ 073 \pm 860,87 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivement, en ajoutant du sel marin (NaCl). La conductivité a été évaluée et ajustée chaque jour en utilisant une sonde numérique portable COLEMETER. Les béchers sont maintenus à un niveau d'eau constant sous la lumière naturelle du soleil pendant quatre semaines (W1, W2, W3 et W4). Chaque traitement est répété trois fois selon un plan en blocs randomisés.

Des bandes de filtres en microfibrilles de verre Whatman GF/F (longueur \times largeur = 32 \times 15 mm) sont utilisées comme substrat artificiel pour la colonisation et le développement du biofilm de diatomées. Chaque bécher d'eau contient quatre bandes. Une bandelette est retirée de chaque traitement chaque semaine, placée dans des boîtes de Pétri et conservée à - 20 ° C jusqu'aux analyses (**Figure V.1**).

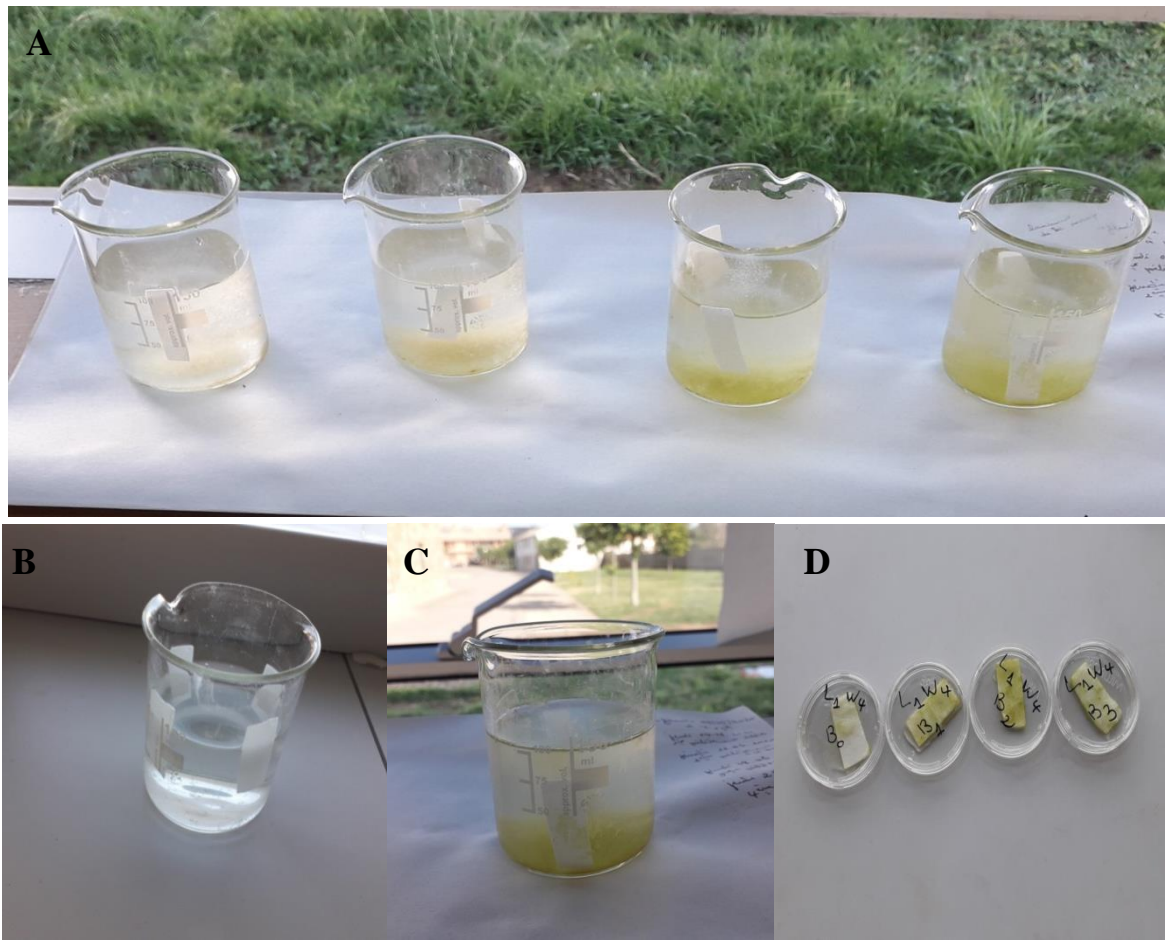


Figure V.1. A- Une configuration expérimentale en laboratoire. Bandes de filtres en microfibre de verre Whatman GF/F utilisées comme substrat artificiel pour la colonisation et le développement du biofilm des diatomées. B- Début de l'expérience. C- La fin de l'expérience. D- Bandelettes retirées et placées dans des boîtes de Pétri et conservées à $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ jusqu'aux analyses.

V.3.2. Teneur en chlorophylle-a

Des aliquotes de $2,5\text{ cm}^2$ de chaque bandelette sont séparées pour mesurer les concentrations de chlorophylle-a.

La chlorophylle-a est extraite des échantillons filtrés GF/F dans de l'éthanol à 90 %.

Les échantillons sont placés dans des tubes opaques contenant chacun 10 ml d'éthanol et immergés dans de l'eau chaude ($75\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1$) pendant cinq minutes, puis refroidies avec de l'eau froide du robinet et placées à l'obscurité pendant 15 minutes.

Les échantillons sont ensuite centrifugés à 4000 tr/min pendant cinq minutes pour assurer la décantation des particules solides.

La teneur en chlorophylle-a est quantifiée et déterminée à l'aide d'un spectrophotomètre UV-visible à 665 et 750 nm (ISO, 1992).

La chlorophylle-a de chaque échantillon est calculée selon l'équation suivante :

$\text{Chl-a} = 29,6 * [A_{665} - A_{750}]$.

Où 29,6 est le coefficient d'absorption spécifique pour la chlorophylle purifiée à l'éthanol.

V.3.3. Identification

Le biofilm est retiré des bandelettes en l'agitant doucement dans 10 ml d'eau distillée, puis nettoyé avec 5 ml de peroxyde d'hydrogène chaud (30 %) et quelques gouttes d'acide chlorhydrique pour éliminer les matières organiques et les carbonates de calcium.

Les échantillons de diatomées sont rincés à plusieurs reprises avec de l'eau distillée, puis placés sur des lamelles et séchés, montés sur une lame de verre en utilisant la résine réfringente Naphrax (Brunel Microscopes Ltd (Royaume-Uni), IR = 1,74). Il est possible d'identifier les valves de diatomées au niveau de l'espèce ou de la sous-espèce et de les dénombrer au microscope optique (Olympus BX 60) avec un grossissement allant jusqu'à $\times 1\ 000$ avec huile d'immersion, et en utilisant des références taxonomiques conventionnelles (**Blanco Lanza et al., 2011; Hofmann et al., 2011**), pour séparer les formes anormales. Toutes sortes de tératologies sont examinées selon **Falasco et al. (2009a, b)**. L'abondance relative des espèces de diatomées a été calculée et exprimée en individus par cm^2 .

V.3.4. Traitement des données

L'abondance relative des formes aberrantes est définie comme variable de réponse pour tester les différences significatives entre les traitements. L'ANOVA bidirectionnelle non paramétrique 'Two-way non-parametric ANOVA' (**Anderson, 2001**) est utilisée pour étudier la présence de différences significatives entre les traitements d'échantillonnage. L'ANOVA bidirectionnelle 'Two-way ANOVA' est utilisée pour analyser les changements de la teneur en chlorophylle-a des échantillons et des semaines.

L'indice de Shannon est calculé (**cf. chapitre IV, Analyse des données**).

Les analyses statistiques sont réalisées en utilisant le logiciel Past (**Hammer et al., 2001**).

Les valeurs de p inférieures à 0,05 sont considérées comme statistiquement significatives, pour toutes les analyses.

V.3.5. Résultats et discussion

De nombreux facteurs environnementaux sont connus pour être responsables des déformations produites sur les valves des diatomées. **Falasco et al. (2009a, 2021)** ont passé en revue différents types de tératologie et exploré les différents mécanismes potentiels impliqués.

Schmid (1979) a déjà noté que les diatomées peuvent modifier la structure des valves au cours du développement en réponse à des perturbations environnementales via des changements

métaboliques et physiologiques. Bien que les mécanismes à l'origine des tératologies ne soient pas entièrement compris (Falasco et al., 2021; Lavoie et al., 2017), il est évident que les stress physiques et chimiques modifient les processus cellulaires impliqués dans la division cellulaire et la formation des valves (Yang et Duthie, 1993; Andresen et Tuchman, 1991).

Notre approche expérimentale se concentre sur un facteur de stress important, la conductivité de l'eau, en évaluant l'effet d'un gradient de stress de salinité induit sur le développement de valves anormales de diatomées au fil du temps à l'échelle du laboratoire.

V.3.5.1. Composition de la communauté

Au total, 32 genres de diatomées sont identifiés dans les échantillons, 13 genres présentent différents signes de tératologie, y compris des contours de valve irréguliers, des raphes atypiques, des fibules perturbées et des stries aberrantes. *Achnantheidium* (31,85%), *Nitzschia* (25,67%), *Planothidium* (9,68%), *Navicula* (8,42%), *Staurosira* (7,88%) et *Fragilaria* (6,26%) sont les genres les plus abondants avec des formes aberrantes, à l'inverse des espèces telles que *A. rivulare* Potapova & Ponader 2004, *Cocconeis lineata* Ehrenberg 1843, *P. delicatulum* (Kützing) Round & Bukhtiyarova 1996 et *P. granum* (Hohn & Hellerman) Lange-Bertalot 1999 n'ont montré aucune tératologie et ce, à tous les niveaux de salinité.

La tératologie la plus répandue observée dans nos espèces de diatomées est la présence de contours de valves irréguliers chez *A. minutissimum* (Kützing) Czarnecki 1994, *A. pyrenaicum* (Hustedt) Kobayasi 1997, *Cocconeis euglypta* Ehrenberg 1854, *Craticula subminuscula* (Manguin) Moser Lange-Bertalot & Metzeltin 1998, *Encyonema silesiacum* (Bleisch in Rabh.) D.G. Mann 1990, *F. vaucheriae* (Kützing) Petersen 1938, plusieurs espèces de *Nitzschia* (*N. palea* (Kützing) W.Smith 1856, *N. dissipata* (Kützing) Grunow 1862, *N. frustulum* (Kützing) Grunow 1880, et *N. soratensis* Morales & Vis 2007), *Planothidium frequentissimum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot 1999, *Punctastriata* sp., *Reimeria sinuata* (Gregory) Kociolek & Stoermer 1987, *Surirella angusta* Kützing 1844 et *Staurosira venter* (Ehrenberg) Cleve & Moeller 1881. Des raphes atypiques sont trouvés chez *Encyonopsis microcephala* (Grunow) Krammer 1997 et des stries aberrantes chez *F. vaucheriae* et plusieurs espèces de *Navicula* (*N. tripunctata* (O.F.Müller) Bory 1822, *N. veneta* Kützing 1844, *N. recens* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot 1985 et *N. gregaria* Donkin 1861).

Des tératologies mixtes sont également notées chez *F. vaucheriae* et *N. veneta* avec un contour de valve irrégulier et des stries aberrantes, *E. microcephala* impliquant le contour de valve et le raphe, et *N. frustulum* avec une perturbation des fibules et un contour de valve irrégulier.

Au cours de la période d'exposition d'un mois, des changements significatifs dans la morphologie des diatomées sont observés, indiquant que la salinité affecte la structure des cellules en modifiant le contour des valves, le nombre de fibules et en déformant les raphes et les modèles des stries.

D'autres études rapportent en outre, des changements dans les dimensions des valves avec l'augmentation de la salinité (Trobaño Pujadas, 2007; Trobaño et al., 2004, 2011; Cox, 1995; Wendker, 1990; Jahn, 1986).

Des aberrations de stries détectées dans nos échantillons sont également observées chez la diatomée centrique *Cyclotella cryptica* Reimann, Lewin & Guillard 1963 sous différents régimes de salinité (Schultz, 1971), bien que Trobaño et al. (2004) et Cox (1995) n'ont pas trouvé de changements dans la densité des stries et, en fait, aucun effet cohérent de la salinité sur la morphologie des cellules, mais seulement des réponses spécifiques aux taxons (Trobaño et al., 2004, 2011).

V.3.5.2. Effet du temps d'exposition et des niveaux de salinité sur le développement des valves tératologiques

L'analyse bidirectionnelle de l'ANOVA a révélé que le pourcentage de diatomées tératologiques est significativement affecté à la fois par les niveaux de salinité et le temps d'exposition (Figure V.2), montrant une augmentation significative ($F = 8,79$, $p = 0,0002$) du pourcentage de valves aberrantes à mesure que le temps d'exposition augmentait (Figure V.2.A).

Il est à noter qu'aucune valve tératologique n'est apparue dans le traitement témoin ou traitement contrôle T0 tout au long de la période d'exposition. Cependant, le développement exponentiel des valves aberrantes est évident dans les traitements T2, et T3, par rapport à la légère augmentation observée dans T1. La fréquence des valves tératologiques augmente avec la conductivité ($F = 3,72$, $p = 0,021$), (Tableau V.1), avec une augmentation très significative au cours des semaines 3 et 4. Néanmoins, le pourcentage de formes tératologiques dans le traitement T3 s'est stabilisé, atteignant une phase stationnaire par rapport aux autres traitements (Figure V.2.B).

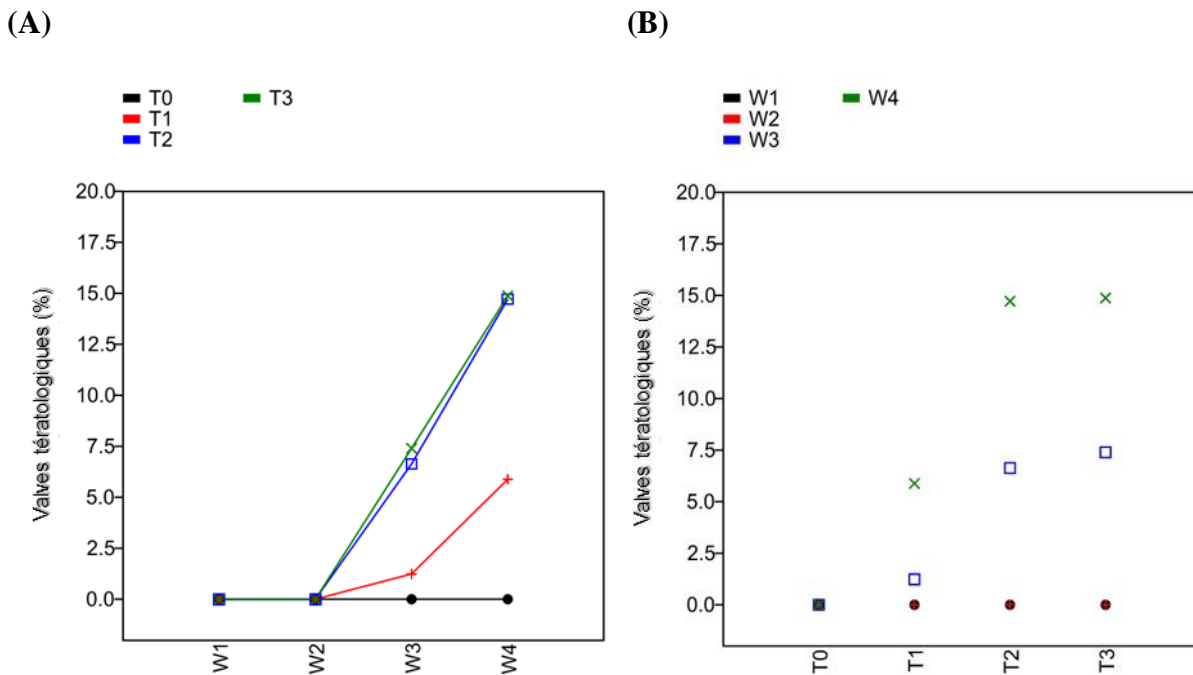


Figure V.2. Graphiques plot d'interaction montrant le pourcentage de formes tétratologiques tout au long de la durée d'exposition (A) et des niveaux de salinité (B). Voir les codes de traitement dans le texte.

Tableau V.1. Résultats de l'ANOVA bidirectionnelle "two-way ANOVA" non paramétrique sur le pourcentage de diatomées tétratologiques.

	Sum of squares	df	Mean square	F	p
Traitements	269.18	3	89.73	3.72	0.021
Semaines	635.93	3	211.98	8.79	0.0002
Interaction	330.36	9	36.71	1.52	0.18
Within	771.47	32	24.11		
Total	2006.94	47			

Les variations de l'abondance des valves tétratologiques le long du gradient expérimental de conductivité sont illustrées dans la **Figure V.3**, mesurées en nombre d'individus par unité de surface du substrat. L'exposition des biofilms phototrophes de diatomées à des taux de salinité accrus a entraîné une augmentation significative du nombre de formes anormales par rapport aux traitements T0, T1, T2 et T3. Les résultats de l'analyse statistique ont confirmé des variations significatives ($F = 14,39$, $p = 0,005$) dans le nombre de valves tétratologiques qui comparent les niveaux de salinité à la fin de l'expérience.

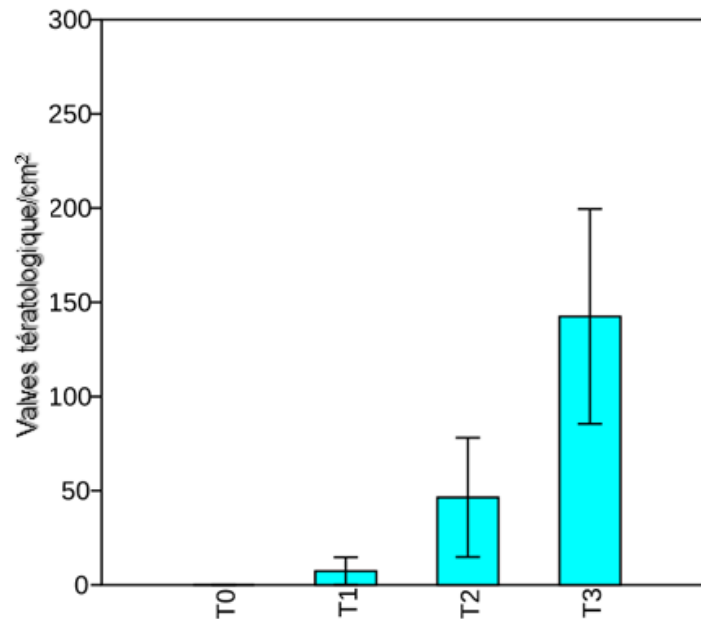


Figure V.3. Diagramme à barres montrant le nombre de valves tératologiques par cm^2 pour les différents niveaux de salinité à la fin de l'expérience. Barres d'erreur : erreur standard.

Au cours des quatre semaines de l'expérience, les traitements T0 n'ont enregistré aucune forme anormale, tandis que le nombre de formes tératologiques a augmenté à 13,64 valves/ cm^2 avec l'augmentation de la conductivité en T1, 64,24 valves/ cm^2 en T2 et 68,50 valves/ cm^2 en T3. Durant les deux premières semaines, les échantillons ne contiennent aucune forme tératologique quel que soit le niveau de salinité. A la fin de l'expérience, 7,35, 46,46 et 142,50 valves aberrantes/ cm^2 sont enregistrées respectivement pour les traitements T1, T2 et T3 (**Figure V.3**).

L'effet de la salinité sur les cellules de diatomées s'est avéré cumulatif dans le temps, avec de nettes différences, en termes de nombre de cellules anormales et de tératologies développées entre les traitements expérimentaux et témoins à la fin de l'étude. D'après nos recherches expérimentales, il a été constaté un nombre croissant de cellules aberrantes par cm^2 le long du gradient de salinité. Ce résultat est en accord avec celui de **Cochero et al. (2017)** qui ont constaté que les traitements d'exposition chronique au sel entraînaient une augmentation du pourcentage d'anomalies nucléaires dans les assemblages de diatomées.

Les traitements témoins (T0) ne présentaient aucune anomalie ou déformation. Ceci n'est pas surprenant étant donné que les tératologies sont absentes ou très rares dans les milieux naturels non soumis à une pression de contaminants ($< 0,5\%$) (**Arini et al., 2012a; Morin et al., 2008b**).

Le contour irrégulier des valves est la tératologie prédominante dans nos échantillons, étant la seule forme aberrante observée dans les niveaux T1, suivie par des raphes atypiques, des stries aberrantes et des fibules perturbées dans les traitements T2 et T3.

Toutes ces anomalies ont déjà été signalées dans des assemblages de diatomées subissant d'autres facteurs de stress, tels qu'une faible vitesse du courant, des conditions de sécheresse, des intensités lumineuses élevées, etc. (Falasco et al., 2009a, 2009b).

Les déformations mixtes sont survenues à faible fréquence dans les traitements T2 et T3. Ces diatomées porteuses de déformations mixtes (avec plus d'un type de déformation dans le même frustule) sont connues pour être moins viables et incapables de se reproduire, elles sont rarement observées dans les biofilms naturels (Falasco et al., 2009b) ainsi que dans les expérimentations en laboratoire (Arini et al., 2013).

Il est à noter que le stress salin n'a pas induit de déformations chez 19 des 32 genres observés dans les biofilms jusqu'à la fin de l'expérience. *Cyclotella meneghiniana* Kützing 1844, la seule diatomée centrée présente dans nos échantillons, n'a montré aucune tératologie sous les différents niveaux de salinité. Ceci est conforme aux conclusions de Pandey et al. (2014), Duong et al. (2008) et Morin et al. (2008a), qui ont révélé que les diatomées pennées présentaient une prévalence d'anomalies plus élevée que les diatomées centriques. À cet égard, Håkansson et Chepurnov (1999) ont constaté que la salinité a peu d'effet sur la morphologie de *C. meneghiniana*, ne présentant que de légères différences dans les fuloportulae, les pores satellites et la longueur des stries en réponse au stress osmotique.

Dans leurs études en laboratoire sur *Skeletonema subsalsum* (Cleve-Euler) Bethge 1928, Paasche et al. (1975) ont observé une influence très marquée de la salinité sur la morphologie des valves : dans les cultures cultivées sous des salinités de 1 à 3‰, les faces des valves sont plates et les processus de connexion sont peu visibles, cependant, lorsque la salinité augmente, les cellules prenaient une forme en tonneau et les processus de connexion deviennent perceptibles. McMillan et Johansen (1988) ont également étudié la morphologie de *Thalassiosira decipiens* (Grun) Jorgensen 1905 à quatre niveaux de salinité différents (15‰, 20‰, 25‰ et 30‰) en laboratoire, détectant des anomalies dans la forme, le motif et la plage de densité des aréoles, avec l'absence de rimoportulae et de fuloportulae réduites ou manquantes.

En général, nos résultats corroborent les conclusions rapportées dans la littérature (par exemple, Håkansson et Chepurnov (1999), McMillan et Johansen (1988), et Paasche et al. (1975)) selon lesquelles la morphologie des valves de diatomées dépend de la salinité, et soit la pression osmotique et/ou la composition ionique (voir Lewin et Roberston, 1971) a un effet direct sur le développement de la structure cellulaire, provoquant l'apparition de formes aberrantes.

V.3.5.3. Changements dans l'assemblage des diatomées

Au niveau communautaire, le stress salin n'a eu aucun effet perceptible dans notre expérience. Avant même l'induction du stress salin, la composition en genres de l'assemblage périphytique a été variée, et cette diversité a été conservée tout au long de l'expérience. Ceci est en accord avec les travaux antérieurs utilisant des impulsions de sel de 3 heures sur une période d'exposition de 16 jours (**Cañedo-argüelles et al., 2014**), dans lesquels aucun effet significatif sur la communauté des diatomées n'a été trouvé. **Cochero et al. (2017)** n'ont pas enregistré de différences significatives dans la composition, la diversité et la régularité des assemblages de diatomées liées aux augmentations chroniques et impulsives de la salinité.

Les différents niveaux de salinité utilisés dans nos expériences n'ont pas induit une réduction de la densité cellulaire ni la prédominance de taxons particuliers. Cependant, **Cañedo-Argüelles et al. (2017)** ont observé des variations dans la composition des espèces dans les cours d'eau artificiels en utilisant différentes concentrations de sel. Dans son étude sur un gradient salin le long de la rivière Wipper (Allemagne centrale), **Schulz (2016)** a également observé une baisse du nombre et de la variété des diatomées.

Selon les travaux de **Vendrell-puigmitja et al. (2021)**, il a été constaté que la salinisation de l'eau douce causée par les effluents des mines de l'extraction de potasse provoquait un changement dans la communauté de diatomées du biofilm exposé. **Venâncio et al. (2019)** ont trouvé que même de légères augmentations de la salinité peuvent être suffisantes pour induire des changements structurels dans les communautés d'eau douce. Ces résultats contrastés nous amènent à conclure avec **Cañedo-Argüelles et al. (2017)**, que des recherches plus approfondies sont indispensables pour mieux appréhender les réponses des diatomées face à la salinisation.

V.3.5.4. Effet sur la teneur en chlorophylle-a

Les dommages cellulaires affectant les pigments photosynthétiques (y compris la chlorophylle-a) peuvent refléter objectivement les conditions de stress environnemental (**Chen et al., 2016a**) et, à l'inverse, il est possible que la stimulation de la production de chlorophylle-a témoigne d'un besoin cellulaire de se protéger contre les dommages causés par le stress lié à la pollution de l'environnement. (**Riethman et al., 1988**).

Malgré cette pertinence physiologique, les rapports faisant état de modifications de la teneur en chlorophylle-a après un stress salin sont relativement rares. **Rai et Abraham (1993)** ont signalé que la chlorophylle est la principale cible de la toxicité du sel, limitant le taux d'assimilation et entraînant ainsi une diminution de la photosynthèse. Les concentrations extracellulaires élevées de Na⁺ ont un impact direct sur l'équilibre ionique à l'intérieur de la cellule et, par conséquent, sur le métabolisme cellulaire (**Talebi et al., 2013**), Cela peut entraîner une réduction de la capacité des

cellules à assimiler le CO₂ et une régulation négative de leur capacité à capter la lumière afin de s'adapter à leur métabolisme réduit en carbone (Lu et Zhang, 2000).

Dans notre étude, la concentration de chlorophylle-a dans le biofilm expérimental était significativement affectée par les niveaux de salinité ($F = 7,76$, $p = 0,00049$) et le temps d'exposition ($F = 22,17$, $p = 5,91 \cdot 10^{-8}$), **Tableau V.2**.

Elle a augmenté progressivement (**Figure V.4.A**) avec l'augmentation du temps d'exposition jusqu'à la troisième semaine, puis a diminué jusqu'à la fin de l'expérience. En particulier, les taux de chlorophylle-a au cours des semaines 2 et 3 ont augmenté dans T1 (0,96 et 1,01 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ respectivement), mais ont diminué dans les traitements T2 et T3 (0,81 et 0,71 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ respectivement dans W2), et (0,87 et 0,79 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ dans W3), alors que ces concentrations ont augmenté dans T1 et T2 (0,53 et 0,64 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$), et ont diminué dans T3 (0,38 $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) à la fin de l'expérience (**Figure V.4.B**). Au cours de la première semaine W1 de colonisation, une légère augmentation dans T2 a été aperçue, suivie d'une diminution dans T3.

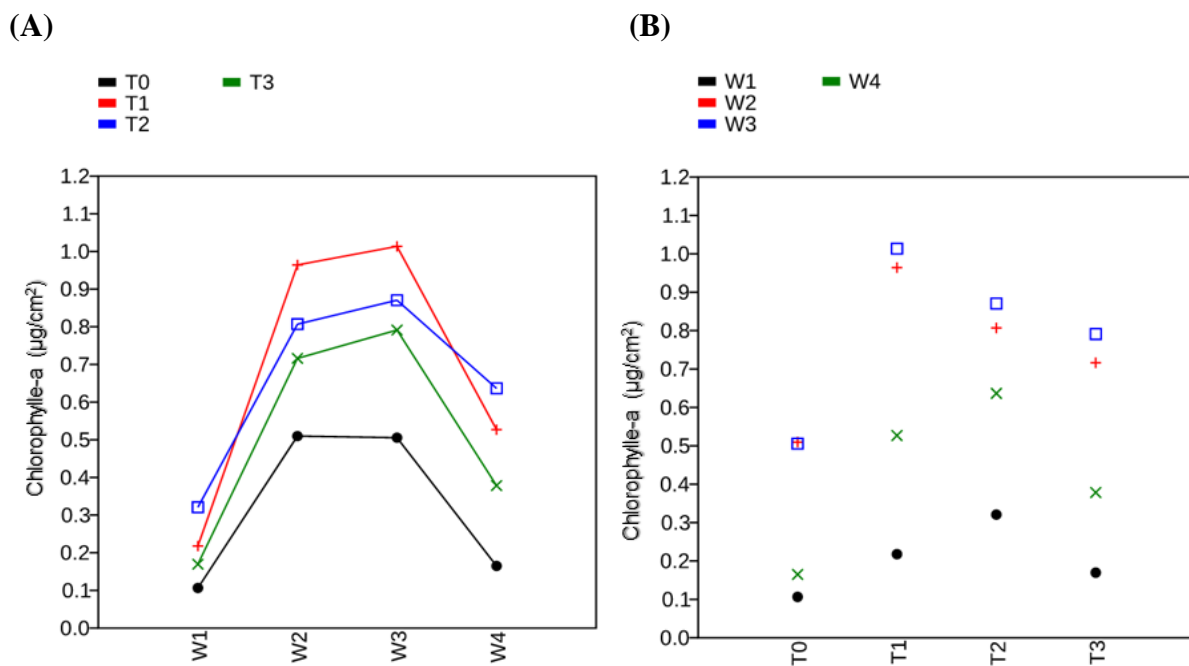


Figure V.4. Courbes d'interaction de la concentration de chlorophylle-a ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) pendant le temps d'exposition (A) et les niveaux de salinité (B).

Tableau V.2. Résultats de l'ANOVA bidirectionnelle concernant la concentration de chlorophylle-a

	Somme des carrés	df	Moyenne carrée	F	p
Traitements	0,99	3	0,33	7,76	0,00049
Semaines	2,82	3	0,94	22,17	5,91*10 ⁻⁸
Interaction	0,20	9	0,02	0,52	0,85
Within	1,36	32	0,04		
Total	5,36	47			

La présente étude expérimentale a démontré une perturbation de la teneur en chlorophylle-a induite par la salinité, le mécanisme de production de chlorophylle-a étant perturbé par le changement de salinité induit. La teneur totale en chlorophylle-a a augmenté de manière significative dans les traitements T1 par rapport aux niveaux témoins, suivie d'une nette diminution dans T2 et T3 vers la fin de l'expérience. Nos résultats concordent avec ceux de **Liang et al. (2014)**, qui ont étudié l'effet de la salinité sur deux diatomées *Phaeodactylum tricornutum* Böhlin et *Chaetoceros gracilis* Schuett. Les chercheurs ont observé une hausse notable de la teneur en chlorophylle avec l'augmentation des temps d'exposition et des niveaux de salinité jusqu'à 30 psu pour *P. tricornutum*, et de 20 à 30 psu pour *C. gracilis* après 48 h d'exposition, suivie d'une diminution de la teneur en chlorophylle à des concentrations plus élevées.

Shetty et al. (2019) et **Hiremath et Mathad (2010)** ont également trouvé des résultats similaires chez *Chlorella* sp., signalant une augmentation des niveaux de pigment à de faibles concentrations de NaCl et une diminution à des concentrations élevées. Selon **Moradi et Ismail (2007)**, une diminution des niveaux de chlorophylle à des salinités plus élevées est causée par des taux de photosynthèse plus faibles dus au stress osmotique et ionique toxique du sel, mais d'autres facteurs de stress comme les métaux lourds sont connus pour induire une réponse similaire (**Pandey, 2020; Hill et al., 2000**). En revanche, plusieurs ajouts pulsés de sel, ainsi que des traitements pulsés et chroniques, n'ont eu aucun effet sur les concentrations de chlorophylle-a dans les études menées par **Cochero et al. (2017)** et **Cañedo-argüelles et al. (2014)**, respectivement.

V.4. Investigation et exploration de l'effet de la salinité comme cause principale de la tératologie chez les diatomées d'eau douce

L'objectif principal de cette étude est d'évaluer l'effet de la salinité élevée sur les diatomées d'eau douce dans des conditions de laboratoire. Nous nous intéressons en particulier au développement de formes tératologiques, à l'évaluation du degré de déformation du contour des valves, ainsi qu'à la dynamique de la richesse spécifique dans ces assemblages.

V.4.1. Montage expérimental

L'expérience a été réalisée en juillet 2020 en utilisant des plateaux en plastique (longueur \times largeur \times hauteur = 46 \times 32 \times 8 cm), remplis de 4 litres d'eau provenant d'un étang d'eau douce expérimental (Laboratoire de Diatomologie, León, Espagne, 42.6047093° N, 5.5565376° W), auxquels on a ajouté 25 ml d'une suspension de périphyton prélevée du même étang et 80 ml du milieu d'eau douce concentré Alga-Gro®.

Deux niveaux de conductivité sont maintenus : le premier est le traitement contrôle (faible conductivité : LC : \sim 460 μ S/cm : conductivité de l'eau sans aucun ajout), et le second, traitement à haute conductivité (HC : \sim 1400 μ S/cm) en ajoutant du sel marin. La conductivité de l'eau est mesurée et ajustée quotidiennement. Les plateaux sont maintenus à un niveau d'eau constant sous la lumière naturelle du soleil pendant quatre semaines.

La **figure V.5.3** montre un seul essai. Le même plan est reproduit trois fois (trois essais) dans les mêmes conditions. Chaque traitement est répété trois fois.

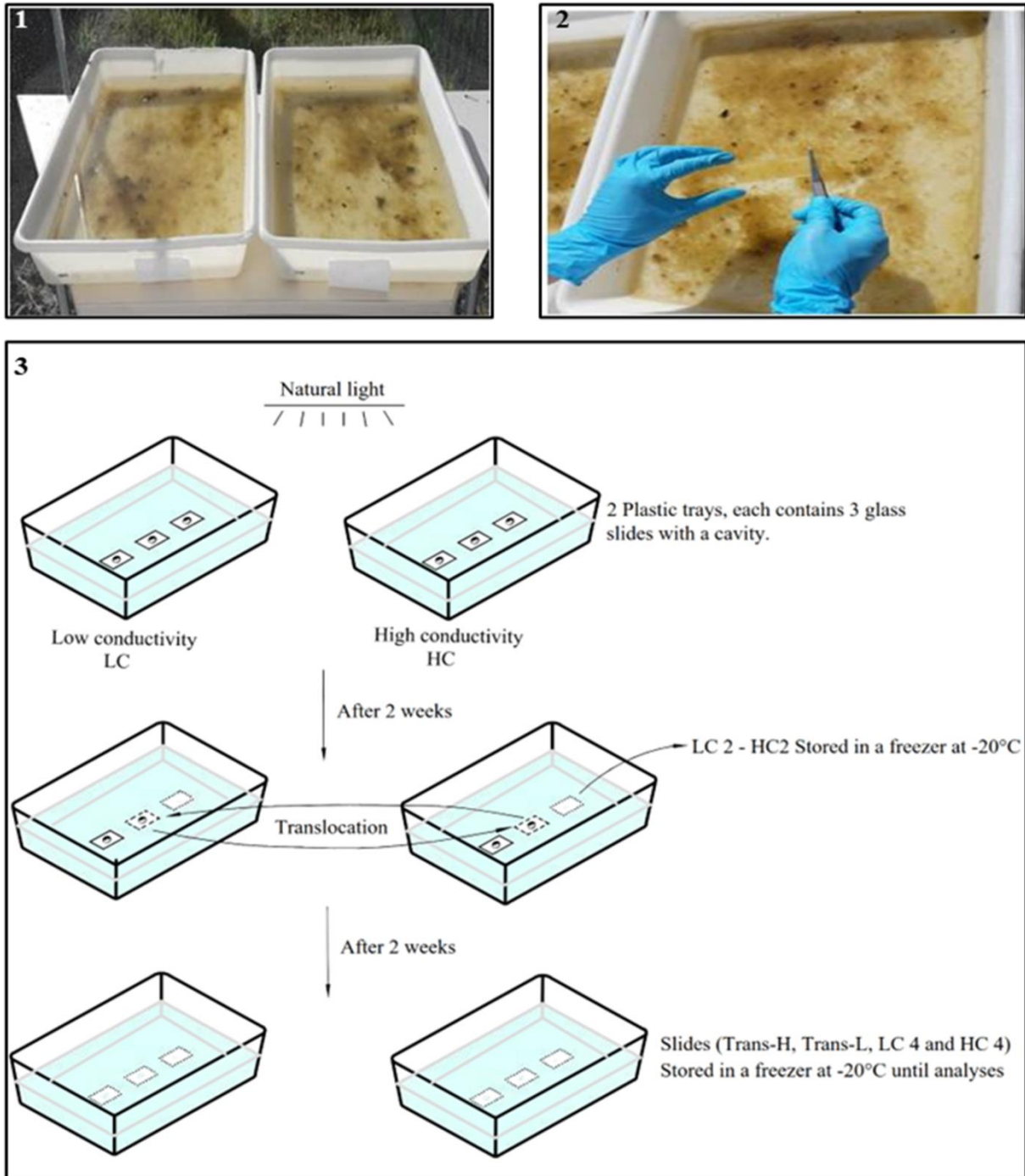
L'expérience a eu lieu dans une chambre vitrée recevant la lumière du soleil avec une intensité et une photopériode naturelle durant toute la période d'incubation.

Les plateaux sont maintenus à température ambiante.

Des lames de verre de microscope comportant une cavité sont utilisées comme substrat artificiel pour la colonisation et la croissance des diatomées périphytes. Chaque plateau ou bac à eau contenait trois lames : deux lames sont retirées de chaque traitement (contrôle LC et haute conductivité HC) après deux (lames LC2 et HC2) et quatre semaines (lames LC4 et HC4) respectivement, tandis que la troisième lame est transférée de LC à HC (lame Trans-H) et vice-versa (lame Trans-L) après la deuxième semaine et retirée à la fin de l'expérience (**Figures V.5.1 à 3**). Les lames retirées sont placées dans des tubes à vis en polypropylène de 50 ml (Falcon-BD, Franklin Lakes, New Jersey, États-Unis) et conservées au congélateur à -20 °C jusqu'aux analyses. Notons que l'utilisation de lames à cavité n'est pas liée à l'expérience elle-même, mais plutôt utilisées pour des raisons purement pratiques, dans les premières étapes de l'expérience, et puisque

le verre et l'eau ont des indices de réfraction similaires, il était très difficile de percevoir visuellement la position de ces lames dans le plateau. Nous avons constaté que l'utilisation de lames excavées facilitait la détection visuelle.

Après colonisation nous avons évidemment utilisé tout le biofilm déposé sur toute la surface des lames, et non seulement sur la partie effondrée.



Figures V.5. 1 et 2: Expérience dans des plateaux pour la fixation des diatomées. **3:** Représentation schématique de l'expérience constituée de deux plateaux en plastique contenant chacun trois lames de verre avec une cavité, LC2, Trans-H et LC4/HC2, Trans-L et HC4 respectivement pour les

plateaux à faible conductivité (LC) et à Haute conductivité (HC). Les rectangles pointillés sont les lames retirées de chaque traitement, les rectangles avec traits sont les lames transloquées de LC à HC (lames Trans-H) et vice-versa (lames Trans-L). Les lames retirées ont été placées dans des tubes à vis en polypropylène de 50 ml (Falcon-BD, Franklin Lakes, NJ, USA) et conservées au congélateur à -20 ° C jusqu'aux analyses.

V.4.2. Identification

Les lames ont été nettoyées avec du peroxyde d'hydrogène chaud (30 %) et quelques gouttes d'acide chlorhydrique pour éliminer les matières organiques et dissoudre les carbonates de calcium. Les échantillons ont ensuite été rincés plusieurs fois avec de l'eau distillée.

Les échantillons purifiés sont transférés sur des lamelles et placés en suspension pendant une période de 24 heures. Suite à leur séchage, des lames de verre permanentes sont mises en place à l'aide d'une résine à haute réfraction : Naphrax (Brunel Microscopes Ltd (Royaume-Uni), IR = 1,74). Les frustules de diatomées sont identifiés et comptés au microscope optique au grossissement $\times 1000$, microscope Olympus BX 60, avec huile d'immersion, en utilisant les références standards et en séparant les formes tératologiques (**Blanco Lanza et al., 2011; Hofmann et al., 2011**).

Les abondances relatives des espèces de diatomées sont calculées.

V.4.3. Traitement des données

L'abondance relative des formes tératologiques est définie comme variable de réponse. En raison de la non-normalité de cette variable, Le test de Kruskal-Wallis est utilisé pour analyser les variations statistiques entre les traitements (**Ostertagová et al., 2014**).

Après 4 semaines de traitement, on a comparé la composition de l'assemblage de diatomées en utilisant l'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS), en utilisant la corrélation de rang de Spearman comme mesure de distance, et en séparant les formes normales et tératologiques dans chaque genre. Les genres singletons, présents dans un seul échantillon, sont préalablement supprimés.

Pour tester les différences significatives entre les traitements, un test ANOSIM unidirectionnel, utilisant des coefficients de similarité euclidienne est effectué entre les coordonnées cartésiennes des groupes résultants.

L'ensemble des analyses statistiques est réalisé en utilisant le logiciel Past, tandis que les photos des espèces aberrantes ont été traitées en utilisant le logiciel GIMP version 2.10.32 (2022).

V.4.4. Degré de tératologies

Pour évaluer le degré de déformation de la valve, la morphométrie géométrique est utilisée pour analyser les changements de contour de la valve causés par les traitements expérimentaux chez

Pseudostaurosira brevistriata (Grunow) D.M. Williams & Round, l'espèce dominante dans les échantillons.

Au total, 141 individus de *P. brevistriata* sont photographiés à l'aide de l'appareil photo numérique Optikam et du logiciel OptikaView7. Les images sont binarisées et segmentées en utilisant le logiciel ImageJ (Abràmoff et al., 2004). Les contours des valves sont ensuite vectorisés avec le package Shape v.1.3 (Iwata et Ukai, 2002), qui utilise l'analyse elliptique de Fourier (AEF) pour décrire le contour de valve. L'EFA implique d'ajuster un nombre donné d'harmoniques en fonction du contour de la valve d'origine. Ensuite, les harmoniques sont analysées en utilisant l'analyse en composantes principales (ACP).

Les différences de contour entre les valves normales et aberrantes de *P. brevistriata* sont testées au moyen d'un test ANOSIM utilisant les distances euclidiennes entre les scores ACP.

V.4.5. Résultats et discussion

L'apparition d'individus anormaux est l'un des effets les plus frappants du stress environnemental sur le métabolisme des diatomées. Bien que les déformations puissent survenir à différents stades du cycle de vie des diatomées, les processus menant à la formation de cellules anormales ne sont pas encore compris (Falasco et al., 2021; Lavoie et al., 2017; Morin et al., 2012a).

En particulier, les effets délétères d'une salinité élevée sur les photoautotrophes sont décrits par plusieurs chercheurs (Lyon et al., 2011; Rijstenbil, 2005; Sudhir et Murthy, 2004; Allakhverdiev et al., 1999; Mostaert, 1995; Vairavamurthy et al., 1985; Schmid, 1979; Schultz, 1971), et la littérature rassemble une multitude d'informations sur l'acclimatation des organismes photoautotrophes au stress salin. Par exemple, les conditions hypersalines induisent un stress osmotique et ionique sur les cellules, cette tension perturbe l'activité photosynthétique et augmente la respiration et l'arrêt de la croissance (Sudhir et Murthy, 2004). La salinité provoque également des dommages indirects dus au stress oxydatif (Rijstenbil, 2005).

V.4.5.1. Identification

Dans notre étude, tous les échantillons présentaient une composition en diatomées similaire avec une forte dominance d'*Encyonopsis subminuta* Krammer & Reichardt (20,63%), *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki (19,86%), *Pseudostaurosira brevistriata* (15,20%), *Staurosira venter* (Ehrenberg) Cleve & Moeller (11,01%), *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith (9,10 %) et *Nitzschia dissipata* (Kützing) Grunow (6,06 %).

Parmi les types de déformations décrites dans la littérature (Falasco et al., 2021; Falasco et al., 2009b), les plus répandues observées dans nos échantillons sont la présence de contour irrégulier de

valves, chez des espèces telles que *A. minutissimum*, *A. pyrenaicum*, *Brachysira neoexilis*, *Cocconeis euglypta*, *C. lineata*, *Craticula subminuscula*, *E. subminuta*, *Eunotia sp*, *Fragilaria gracilis*, plusieurs espèces de *Nitzschia* (*N. palea*, *N. dissipata*, *N. solgensis*, *N. frustulum*, *N. inconspicua*, *N. amphibia*, *N. filiformis* et *N. recta*), *Navicula tripunctata*, *N. veneta*, *Planothidium fréquentissimum*, *P. brevistriata*, *S. venter*, *S. construens* var. *binodis*, *Punctastriata sp.* et *Ulnaria acus*. Des raphes atypiques ont été trouvés chez *E. subminuta*, des stries aberrantes se sont produites chez *F. gracilis* et plusieurs *Navicula* (*N. tripunctata*, *N. veneta* et *N. trivialis*) et des fibules perturbées chez *N. palea* et *N. filiformis*.

Des tératologies mixtes ou combinées (plusieurs déformations dans le même frustule) sont également notées chez *E. subminuta* (impliquant le contour des valves et le raphe), *F. gracilis*, *P. brevistriata*, *S. venter* et *S. construens* var. *binodis* (contour irrégulier des valves et stries aberrantes), et *N. palea*, *N. filiformis* et *N. frustulum* (des fibules perturbées et contour irrégulier des valves) (**Tableau V.3**). La **Figure V.6** représente les espèces de diatomées déformées les plus fréquentes dans la présente étude.

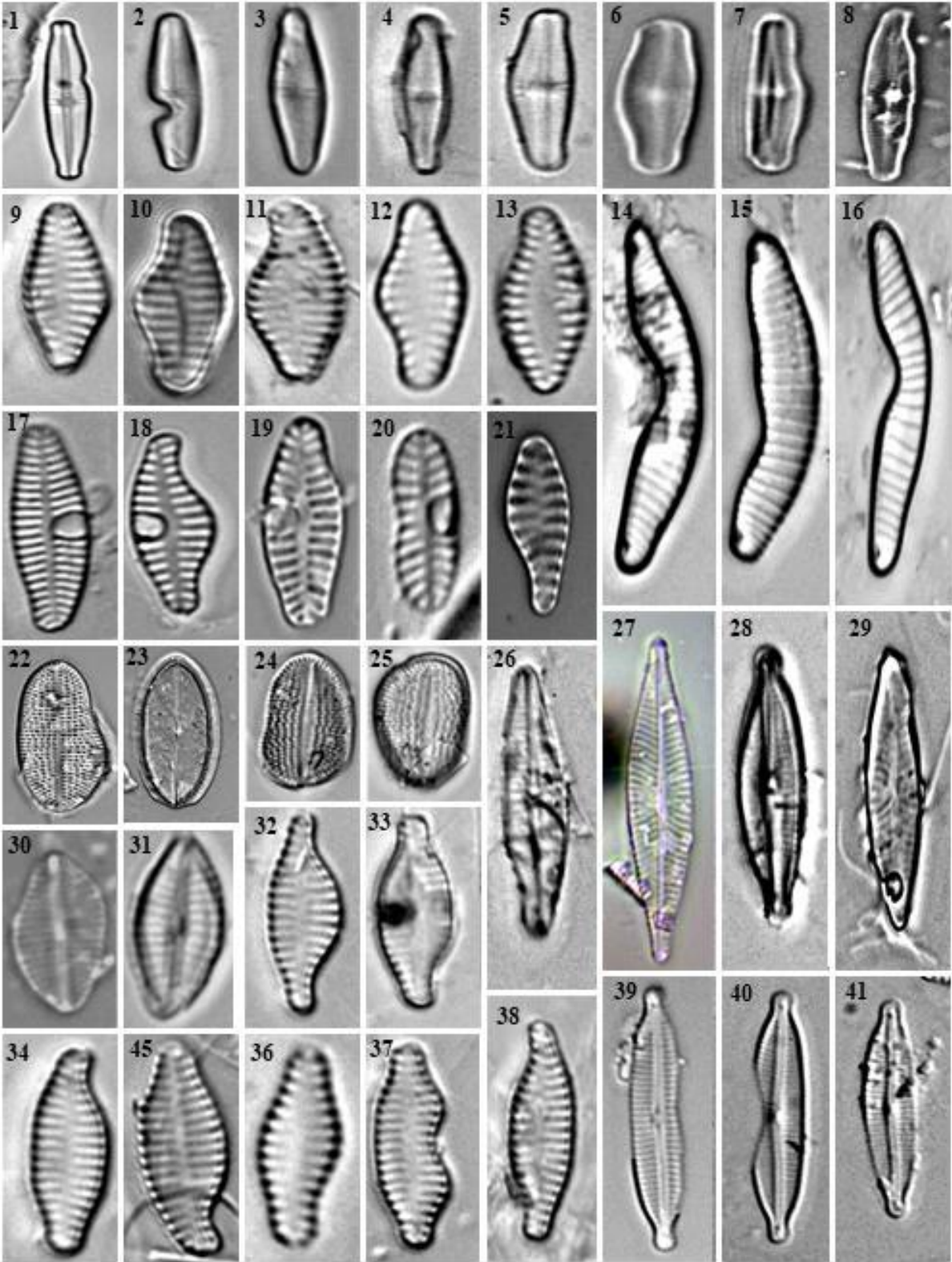
Il est à noter que la modification du contour de la valve est le seul type de tératologie observé dans les traitements témoins ou traitement contrôle. Bien que des modifications du raphe, des stries altérées, des fibules perturbées et des déformations mixtes aient également été observées sous stress salin.

Tableau V.3. Espèces de diatomées identifiées avec les principaux types de déformations.

Espèces	Code des genres	Code des espèces	Type de tératologie						
			Une tératologie				Déformation mixte dans le		
			Contour de valve irrégulier	Raphe atypique	Stries aberrantes	Fibules perturbées	Contour de la valve et le raphe	Contour de la valve et les stries	Contour de la valve et les fibules
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	Acht	ADMI	+						
<i>Achnanthidium pyrenaicum</i> (Hustedt) H. Kobayasi		ADPY	+						
<i>Brachysira neoxilis</i> Lange-Bertalot	Brach	BNEO	+						
<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg	Cocco	CEUG	+						
<i>Cocconeis lineata</i> Ehrenberg		CLNT	+						
<i>Craticula subminuscula</i> (Manguin) Moser Lange-Bertalot & Metzeltin	Crac	ESBM	+						
<i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & Reichardt	Encyo	ESUM	+	+			+		
<i>Eunotia sp.</i>	Euno	EUNS	+						
<i>Fragillaria gracilis</i> Østrup	Fragi	FGRA	+		+			+	
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory	Navi	NTPT	+		+				
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot		NTRV			+				
<i>Navicula veneta</i> Kützing		NVEN	+		+				
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	Nitz	NAMP	+						
<i>Nitzschiapalea</i> (Kützing) W.Smith		NPAL	+			+			+

Chapitre V : Investigation sur l'effet de la salinité sur la morphologie des valves des diatomées d'eau douce

<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow		NDIS	+						
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow		NIFR	+						+
<i>Nitzschia filiformis</i> (W.M.Smith) Van Heurck		NFIL	+			+			+
<i>Nitzschia solgensis</i> Cleve-Euler		NSOL	+						
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow		NINC	+						
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch in Rabenhorst		NREC	+						
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	Plan	PLFR	+						
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grun.in Van Heurck) Williams & Round	Staur	PSBR	+					+	
<i>Staurosira venter</i> (Ehr.) Cleve & Moeller		SSVE	+					+	
<i>Staurosira construens var.binodis</i> (Ehr.) Hamilton		SCBI	+					+	
<i>Punctastriata sp.</i>	Punc	PUCS	+						
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	Ulac	UACU	+						



Suite de la figure:

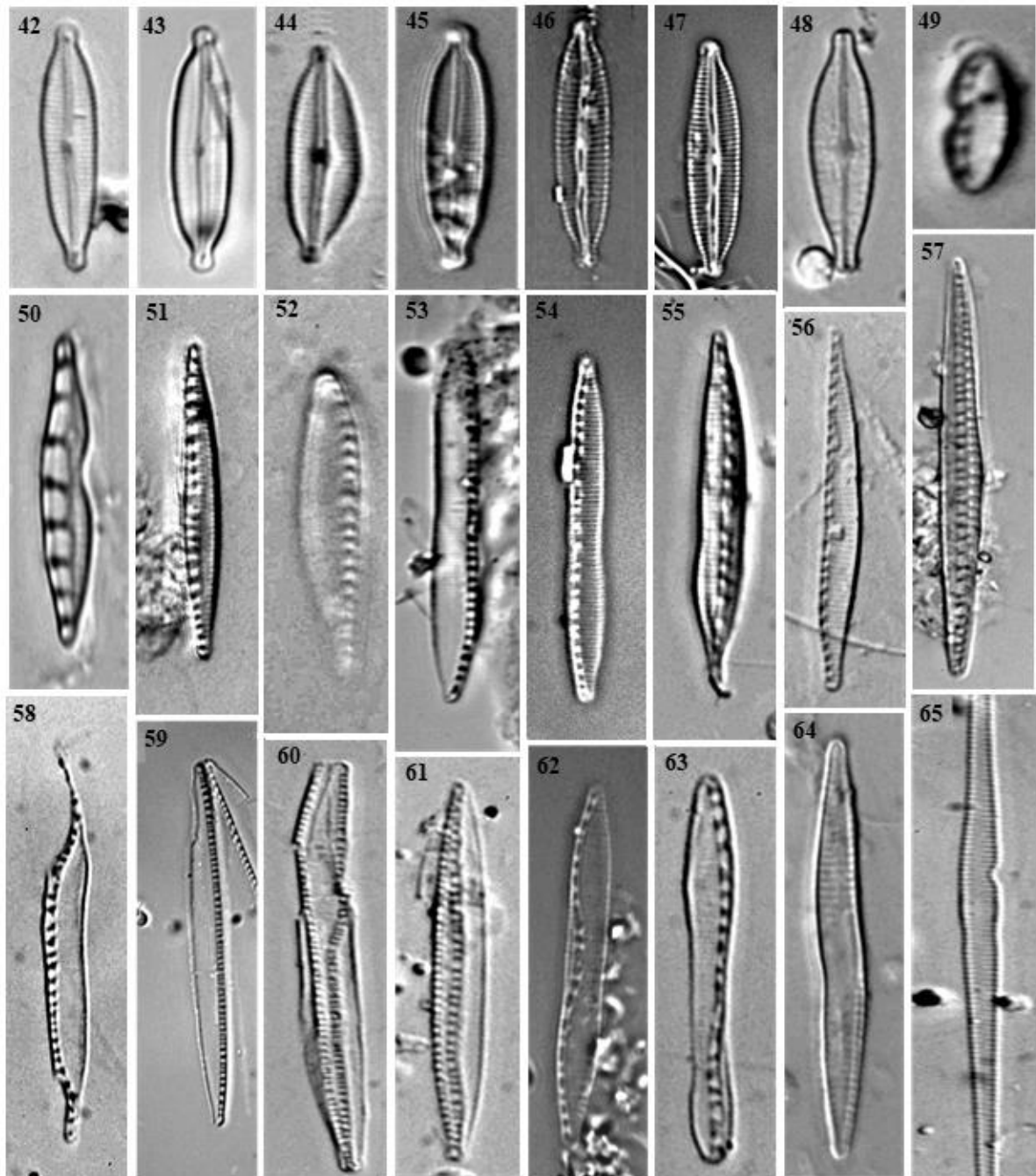


Figure V.6. Exemples de frustules déformés de certaines espèces de diatomées enregistrés dans les traitements exposés à un niveau élevé de conductivité de l'eau (microphotographies LM). Les photos ne sont pas à l'échelle.

Légende:

Figs 1–8. *Achnantheidium minutissimum*: contours de valves déformés.

Figs 9–13. *Staurosira venter*.

Figs 9–12. Contours de valves déformés.

Fig 13. Tératologies mixtes : contour de valve déformé et stries aberrantes.

Figs 14–16. *Eunotia sp.* Contours de valves déformés.

Figs 17–20. *Planothidium frequentissimum* : contours de valves déformés.

Fig 21. *Punctastriata sp.*: contour de valve déformé.

Fig 22. *Cocconeis euglypta*: contour de valve déformé.

Figs 23–25. *Cocconeis lineata*: contours de valves déformés.

Figs 26–29. *Navicula sp. pl.* contours de valves déformés.

Figs 30–31. *Craticula subminuscula* : contours de valves déformés.

Figs 32–38. *Staurosira construens var. binodis* : contours de valves déformés.

Figs 39–47. *Encyonopsis subminuta*.

Figs 39–45. Contours de valves déformés.

Fig 46. Raphe atypique.

Fig 47. Tératologie mixte : contour de valves déformé et raphe atypiques.

Fig 48. *Brachysira neoxilis* : contour de valve déformé.

Figs 49–63. *Nitzschia sp. pl.*

Figs 49–59. Contours de valves déformés.

Figs 60, 63. Déformations mixtes : contours irréguliers des valves et fibules perturbées.

Figs 61, 62. Fibules perturbées.

Fig 64. *Fragilaria gracilis* : contour de valve déformé.

Fig 65. *Ulnaria acus*: contour de valve déformé.

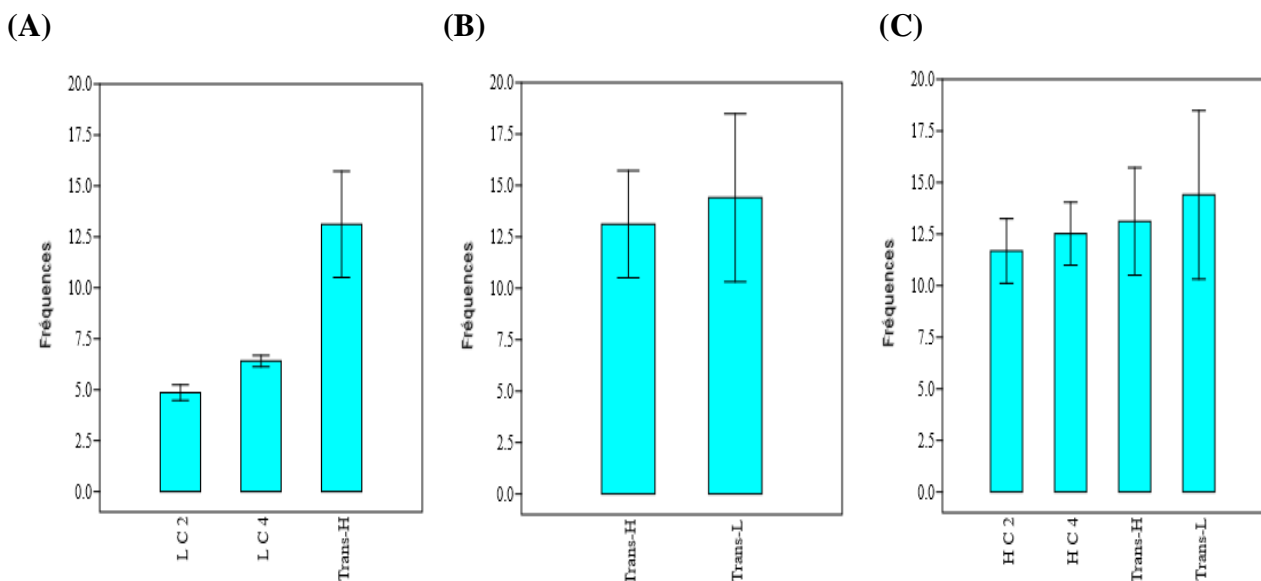
V.4.5.2. Tératologie

Le nombre de formes tératologiques est toujours significativement plus faible dans les traitements témoins, sans différence statistique entre LC2 et LC4.

La Figure V.7. représente le pourcentage de valves tératologiques dans les différents traitements. L'exposition du biofilm phototrophe au stress salin a induit une augmentation significative ($H=9,46$, $p=0,023$) du pourcentage de frustules tératologiques entre les traitements LC et HC.

Au cours des deux premières semaines, le pourcentage de formes aberrantes de diatomées dans les plateaux témoins à faible conductivité ($460 \pm 0,73 \mu\text{S/cm}$) était faible ($4,86 \pm 0,46 \%$), augmentant à $6,41 \pm 0,35 \%$ au cours de la quatrième semaine. En revanche, le pourcentage de formes tératologiques augmenté à $11,68 \pm 1,87 \%$ et $12,52 \pm 1,85 \%$ dans les traitements HC ($1400 \pm 40,32 \mu\text{S/cm}$), après 2 et 4 semaines respectivement, soit presque le double du pourcentage par rapport au traitement LC.

Une différence statistiquement significative dans le nombre de formes anormales est enregistrée en comparant les traitements LC2, LC4 et Trans-H ($H=7,2$, $p=0,027$, **Figure V.7.A**), alors qu'aucune différence significative n'est trouvée entre Trans-L et Trans-H ($p = 0,83$, **Figure V.7.B**). L'analyse statistique n'a également révélé aucune différence significative ($p = 0,96$) dans le nombre de formes tératologiques comparant HC2, HC4, Trans-L et Trans-H (**Figure V.7.C**).



Figures V.7. A–C. Boîtes à moustaches ou Boxplots montrant les fréquences des valves tératologiques de diatomées selon les différents traitements. LC2 : Faible Conductivité après 2 semaines, LC4 : Faible Conductivité après 4 semaines, HC2 : Haute Conductivité après 2 semaines, HC4 : Haute Conductivité après 4 semaines, Trans-H : Transloqué de LC à HC après 2 semaines. Trans-L : Transloqué de HC à LC après 2 semaines. Barres d'erreur : erreur standard.

A la fin de l'expérience, les traitements Trans-L abritent la plus forte proportion de frustules déformés (bien que cela ne soit pas significativement différent des traitements HC ou Trans-H), même une fois transférés dans des eaux à faible conductivité après deux semaines d'incubation dans des conditions de conductivité élevée. Cela indique que les cellules déformées continuent de se répliquer et à transférer leurs tératologies pendant plusieurs générations.

Hustedt (1956) avaient déjà observé que dans des conditions écologiques particulières au moment de la formation des zygotes (auxospores) pouvaient induire des changements dans la morphologie des frustules qui se perpétuent au cours de la reproduction végétative, conduisant à des populations ayant une morphologie assez différente de celle de la population parentale. Cette nouvelle cellule anormale se diviserait ensuite par mitose et transmettrait sa forme anormale à toutes les cellules filles ultérieures, comme le suggère également **Stoermer (1967)**.

Il ressort de l'expérience que 2 semaines de conditions de salinité stressantes sont suffisantes pour induire un pourcentage maximum de tératologies. L'augmentation de la tératologie après 4 semaines par rapport à 2 semaines n'est pas statistiquement significative. Cela peut être attribué au fait qu'un plateau a été atteint après 2 semaines d'exposition et qu'aucune autre augmentation du pourcentage de tératologie ne se produira, quelle que soit l'augmentation du temps.

Aucune différence en termes de diversité des genres (H de Shannon) n'est trouvée entre LC et Trans-H ou entre les niveaux de LC et HC, et aucune différence significative n'est observée dans la richesse en espèces entre les traitements à conductivité faible et élevée après quatre semaines de colonisation.

La comparaison des assemblages de diatomées à l'aide du NMDS (**Figure V.8**) a permis une ségrégation claire des individus normaux et tératologiques tout au long de l'expérience dans les traitements LC et HC, révélant un effet évident des niveaux de conductivité élevés sur la réponse globale du biofilm. Des différences significatives sont observées ($p = 0,0001$) entre la position des individus normaux et tératologiques dans le plot résultant à la fin de l'expérience.

Le NMDS a mis en évidence le comportement écologique différent des formes tératologiques par rapport aux formes normales quels que soient le traitement, la durée d'exposition ou l'état de translocation du substrat. Le graphique résultant révèle qu'en réalité les diatomées tératologiques ont des occurrences et des abondances différentes dans l'ensemble du matériel expérimental.

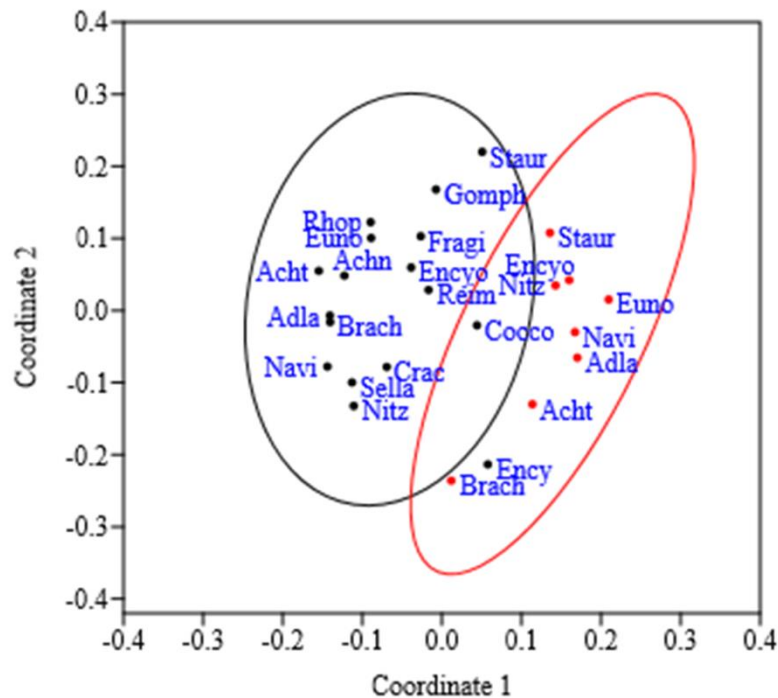


Figure V.8. Analyse multidimensionnelle non métrique des genres de diatomées, formes normales (noir) et aberrantes (rouge). Achn : *Achnanthes*, Adla : *Adlafia*, Crac : *Craticula*, Ency : *Encyonema*, Euno : *Eunotia*, Gomp : *Gomphonema*, Reim : *Reimeria*, Rhop : *Rhopalodia*, Sella : *Sellaphora*. Codes des autres genres sont inclus dans le Tableau V.3.

Plusieurs études ont révélé une relation positive significative entre l'abondance des individus présentant des formes tératologiques et l'augmentation de la salinité dans les habitats d'eau douce (Millan et al., 2020; Clavero et al., 2000; Tuchman et al., 1984; Schmid, 1980).

Falasco et al. (2009b) ont observé que dans les cultures à long terme, non seulement les nutriments et les déchets, mais également la salinité peut stimuler le développement de formes aberrantes, affectant principalement la production de structures impliquées dans la formation de colonies et l'ancrage cellulaire pour surmonter les difficultés de flottaison, bien que des formes tératologiques

telles que des ornements de surface aberrantes (position et forme des aréoles) et le contour des valves puissent également être formés (Falasco et al., 2009a).

La salinité agit sur les diatomées principalement par pression osmotique (Stoermer et Andresen, 2006) en altérant la fonction des microtubules (Falasco et al., 2009b), mais parfois la composition ionique de l'eau elle-même peut être responsable de variations morphologiques chez les algues, comme le soulignent Schmid (1979) et Lewin et Roberston (1971).

La déformation qui en résulte peut être sévère et l'identification devient difficile même au niveau du genre (Stoermer et Andresen, 2006).

Au cours de ses recherches, Schmid (1980) a trouvé une relation étroite entre les changements de salinité de l'eau et la reproduction sexuée chez *Anomoeoneis sphaerophora* (Ehrenberg) Pfitzer et *Surirella peisonis* Pantocsek. La fissure du raphe dans ces diatomées était fragmentée en parties courtes ou tubules lorsque la salinité augmentait. Schultz (1971) a également constaté qu'une modification du modèle de valve de *Cyclotella cryptica* Reimann, Lewin & Guillard et *C. meneghiniana* Kützing était liée aux niveaux de salinité.

De même, Håkansson et Chepurnov (1999) ont constaté que les cellules de *Cyclotella meneghiniana* cultivées à des niveaux de salinité élevés présentaient une plus grande variabilité morphologique, y compris des différences dans la configuration et le nombre de stries marginales, le nombre et l'emplacement des fuloportules de la face valvulaire, et le motif des pores des fuloportules du manteau.

Al-handal et al. (2014) dans leur étude au lac Sawa (un lac salé en Irak), ont observé que la salinité de l'eau était responsable des caractères tératologiques chez *Cocconeis sawensis* Al-Handal et Riaux-Gobin, avec apparition d'anomalies dans le contour des valves, la déviation du raphe, et la déformation de la structure des aréoles.

Dans notre expérience, le stress salin n'a pas induit de déformations dans certains genres, en particulier cinq des seize genres dominants (*Achnanthes*, *Encyonema*, *Epithemia*, *Gomphonema* et *Rhopalodia*) n'ont montré aucune déformation de leurs frustules même dans des conditions de conductivité élevée.

D'autre part, des espèces telles que *A. minutissimum*, *E. subminuta*, *N. palea*, *P. brevistriata*, *S. construens* var. *Binodis*, et *S. venter* présentent un pourcentage élevé de déformations sous stress salin.

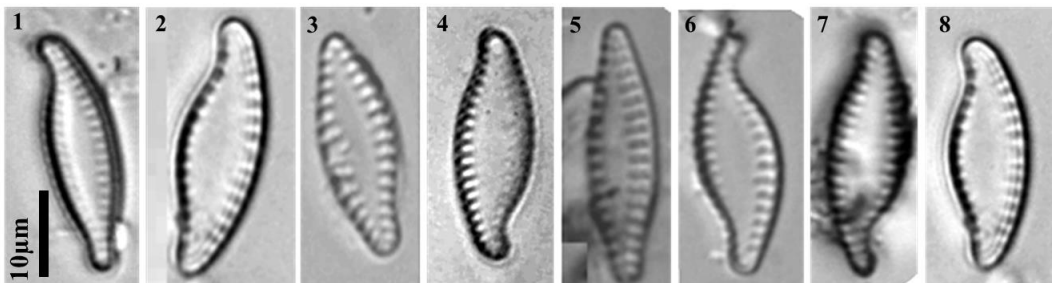
Vendrell-Puigmitja et al. (2021) et Trobajo et al. (2004) ont également remarqué ces réponses spécifiques aux espèces, mais les raisons conduisant à de telles différences taxonomiques

demeurent inconnues. Lavoie et al. (2017) pensent que certains genres sont plus susceptibles que d'autres de produire des formes tératologiques lorsqu'ils sont affectés par 'un certain type' de perturbation.

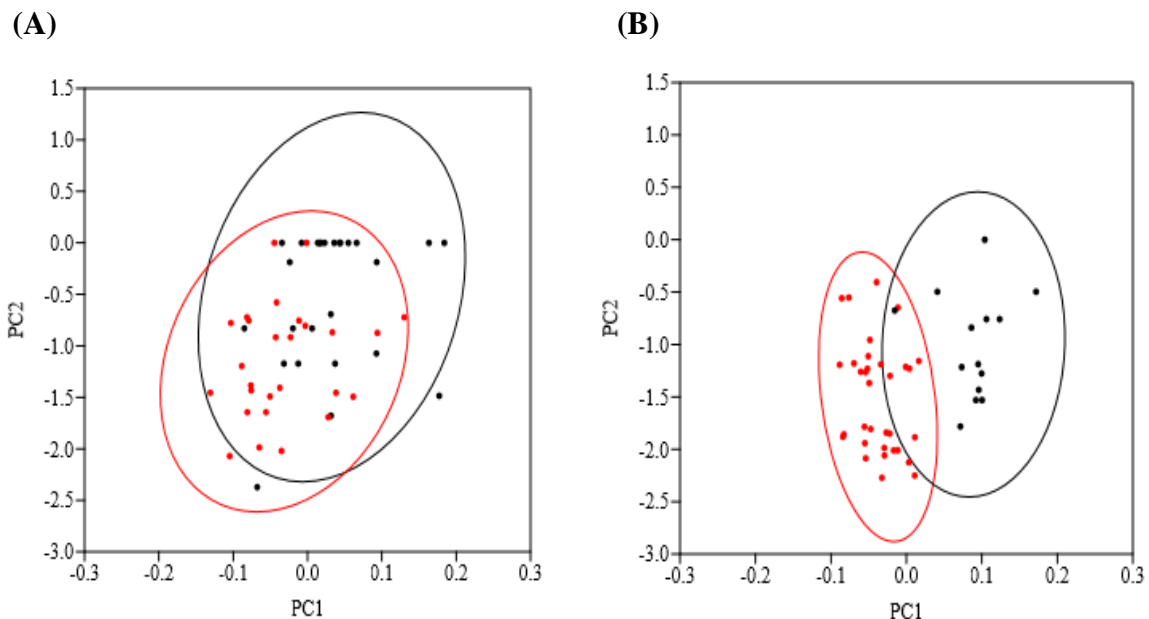
Le contour irrégulier de la valve a montré la forme de tératologie la plus importante dans nos échantillons, suivie par des stries aberrantes, des fibules perturbées et un raphe atypique. Contrairement à plusieurs travaux (Trobajo et al., 2011, 2004; Trobajo Pujadas, 2007; Jahn, 1986), nous n'avons pas remarqué de variation dans la taille (la longueur et la largeur) des cellules tout au long de l'expérience.

V.4.5.3. Degré de tératologie

Pseudostaurosira brevistriata est l'espèce la plus dominante parmi les formes tératologiques. Ce taxon est choisi comme modèle pour quantifier le degré de déformation du contour de la valve, la morphométrie géométrique a révélé peu de différences de forme entre les formes normales et tératologiques trouvées dans les traitements LC, mais des différences dans le contour des valves étaient évidentes à la fin de l'expérience dans les traitements exposés à une conductivité élevée (Figures V.9.1 à 8) (test ANOSIM sur les scores ACP : $p=0,001$, Figures V.10.A et B).



Figures V.9.1 à 8. Microphotographies LM de frustules anormaux de *Pseudostaurosira brevistriata* enregistrés à la fin de l'expérience dans des traitements exposés à un niveau élevé de conductivité de l'eau (HC). Barre d'échelle = 10 µm.



Figures V.10.A et B : Plot ACP des descripteurs elliptiques de Fourier obtenus dans les populations analysées de *P. brevistriata* : valves déformées (rouges) et normales (noires) résultant d'une faible conductivité (A) et d'une conductivité élevée (B) après quatre semaines d'exposition.

Le présent travail démontre, en particulier, une relation étroite entre le stress salin et la déformation du contour de la valve chez *P. brevistriata*. **Peres-Weerts (2000)** avait déjà rapporté que le pourcentage aberrant de *P. brevistriata* augmentait avec la diminution des conditions de l'eau, mais notre étude montre également une réponse dans le degré de déformation du contour de la valve (perte de symétrie, profil courbé, incisée, gonflé ou entaillé), évalué au moyen de l'analyse EFA.

Les résultats soulignent une corrélation étroite entre le stress salin et la déformation spécifique. Le degré de déformation est plus prononcé chez *P. brevistriata* cultivé dans des traitements exposés au stress salin que chez ceux collectés des plateaux témoins.

Nos résultats sont en accord avec **Olenici et al. (2017)** qui ont détecté un gradient de déformation chez *A. minutissimum* à partir de sites de drainage minier acide. Une corrélation positive a été observée entre le degré de déformation du contour de la valve et les concentrations de zinc (Zn) dissout.

Mu et al. (2018) ont également concentré leurs études sur le degré de tératologie d'*Halamphora veneta* (Kützing) Levkov lorsqu'il est exposé au cadmium (Cd) et au plomb (Pb) pendant une période de 96 heures. Ils ont constaté une légère déformation sur les cellules de *H. veneta* suite à

une exposition au cadmium à une concentration de 1,42 mg/l, tandis qu'une déformation évidente s'est produite avec des cellules largement développées après 96 heures d'exposition au plomb à une concentration de 15,35 mg/l.

Les cellules affectées par des déformations mixtes sont peu viables et incapables de se reproduire (Arini et al., 2013). Selon de nombreux chercheurs, les tératologies mixtes sont mortelles, c'est pourquoi elles sont rarement observées dans les biofilms naturels (Falasco et al., 2009b), ainsi que dans les expériences en laboratoire (Arini et al., 2013). Cela pourrait expliquer le faible pourcentage de tératologies mixtes par rapport à une forme unique de déformation trouvée dans notre expérience.

Il convient de souligner que les communautés de diatomées cultivées dans notre expérience à différents niveaux de conductivité n'étaient pas significativement différentes : une conductivité élevée induite par le stress salin n'a pas induit de différences dans la composition des communautés de diatomées, ce qui contraste avec des études précédentes (Cantonati et al., 2014; Morin et al., 2012b; Duong et al., 2008; Sgro et al., 2007; Cunningham et al., 2003) qui ont signalé des changements dans la composition des espèces de diatomées sous contrainte métallique.

Venâncio et al. (2019) ont remarqué que même de petites augmentations de salinité peuvent être suffisantes pour induire des changements structurels dans les communautés d'eau douce ou pour induire des changements dans les relations trophiques. En conséquence, Vendrell-puigmitja et al. (2021) ont révélé que la salinisation de l'eau douce, induite par les effluents de l'extraction de potasse, a provoqué un changement dans la communauté de diatomées du biofilm exposé.

D'autre part, Nos résultats concordent avec ceux de Millan et al. (2020) qui ont observé que la minéralisation et la radioactivité n'entraînaient aucun changement significatif dans les populations de diatomées.

V.5. Conclusion

Bien que nos deux expériences aient utilisé des plans expérimentaux simple, elles ont démontré qu'une conductivité élevée induite par l'ajout de sel marin a le potentiel d'altérer significativement la structure des frustules de diatomées provoquant l'apparition de formes tératologiques, cette tératologie se poursuit au fil des générations par reproduction végétative. Les contours de valves irréguliers, les stries aberrantes, les fibules perturbées, les raphes atypiques et

certaines déformations mixtes sont les déformations les plus significatives observées au cours de notre étude.

Il a été prouvé que le temps d'exposition est important dans le développement et l'exacerbation des tératologies.

Cette étude a également indiqué qu'une augmentation de la conductivité de l'eau en ajoutant du sel marin (NaCl) a le potentiel de perturber le métabolisme de la chlorophylle-a dans les cultures de diatomées benthiques.

Des mesures automatiques par morphométrie géométrique ont révélé des différences morphologiques entre les individus normaux et anormaux de *P. brevistriata* corrélées aux niveaux de conductivité.

La conductivité élevée causée par l'ajout de sel dans les traitements n'a eu aucun effet perceptible sur les populations de diatomées. Les échantillons, dans les deux expériences, ont montré une grande diversité de compositions en espèces, qui a été conservée tout au long de l'étude, ce qui témoigne de leur aptitude à s'adapter aux nouvelles conditions de stress salin.

Conclusion générale

&

Perspectives

Notre étude *in situ* portée sur les eaux des rejets épurés des stations d'épuration et les rejets bruts non épurés le long du bassin versant Kébir-Rhumel nous a permis d'identifier 47 genres appartenant à six (06) familles de diatomées dans tous les points d'échantillonnage.

L'analyse systématique a révélé la dominance de Naviculaceae et Nitzschiaceae, en montrant la plus grande abondance en genres et en espèces avec des pourcentages respectifs de 56,68% et 39,07% pour les rejets épurés des STEP et 37,26% et 59,03% pour les rejets bruts non épurés.

Au total, 166 taxons différents ont été identifiés dans les 150 échantillons de diatomées benthiques collectées sur les 30 points de prélèvements. Les genres *Navicula* et *Nitzschia* étaient les plus représentés avec 13 et 38 taxons respectivement.

Les rejets épurés et les rejets bruts non épurés ont partagé 74 taxons communs.

Les espèces NPAL, NVEN, NCPL, GPAR et LGOE ont dominées les rejets épurés par les STEP avec des pourcentages respectifs de 19,66%, 14,46%, 11,10%, 9,42% et 6,65% alors que les rejets bruts non épurés ont été caractérisés par NPAL (28,88%) suivi par NCPL (18,04%), ESBM (9,56%) et MPMI (7,14%).

Dans notre étude, le printemps est la saison qui a marqué plus de diversité en genres et en espèces, et le rejet brut non épuré d'Oued Ouarzeg avec ses différents points de prélèvement est le site le plus diversifié comparativement aux autres sites étudiés. D'un autre côté, le rejet non épuré à 30m d'Oued Hdjar a été caractérisé par un tapis de NCPL au printemps 2017, ce même site avec ses différents points de prélèvements a toujours été le moins diversifié comparativement aux autres points de prélèvement dans les différentes saisons.

L'indice de diversité de Shannon a montré que la diversité en espèce de diatomées augmente le long du gradient descendant de pollution sur le Kébir Rhumel.

L'analyse des données physico-chimiques a mis en évidence une variabilité spatiale et temporelle des concentrations d'ions et de métaux lourds dans le bassin versant du Kébir-Rhumel, ceci est lié aux épisodes de rejet des eaux usées dans le Kébir-Rhumel à travers ses cours d'eau. Des concentrations élevées de polluants observés dans Kébir-Rhumel pourraient être attribuées aux différents types et intensités des activités humaines qui se produisent.

Les cultures maraichères, surtout le long des oueds et dans les alentours des barrages de Beni-Haroun et de Hammam Grouz, et avec l'utilisation irrationnelle de pesticides et des engrais, part ailleurs, les rejets des eaux usées domestiques et industrielles provenant respectivement des agglomérations et des différentes usines et industries sont à l'origine de la pollution organique et métallique dans les zones en amont, en aval et au milieu du Kébir-Rhumel.

L'analyse des similitudes DCA n'a pas révélé de différences entre les structures des assemblages des communautés de diatomées entre les groupes des sites aval, 30m et 300m.

Les résultats CCA réalisée sur les communautés de diatomées du bassin versant du Kébir-Rhumel et les principales variables environnementales, indiquent que la conductivité, les phosphates et la vitesse du courant représentent les variables qui expliquent l'essentiel de la différence dans la composition de la communauté entre les sites étudiés, les nitrates et la température sont également des facteurs déterminants importants de la répartition des diatomées.

L'évaluation biologique des eaux de rejets par les indices de diatomées a montré que le Kébir-Rhumel avait généralement un état de qualité de l'eau très mauvais et plusieurs variables environnementales ont montré des corrélations significatives avec les indices de diatomées étudiés.

Des frustules déformés de diatomées ont été enregistrées dans nos échantillons d'étude à un taux de 2,5 ‰, les proportions les plus élevées de formes aberrantes étaient observées en été.

L'analyse de la composition taxonomique a montré que 14 espèces de diatomées présentaient des anomalies morphologiques de frustules. Les espèces présentant le plus grand nombre d'individus déformés étaient *Mayamaea permitis*, *Craticula subminuscula*, *Gomphonema parvulum*, *Sellaphora seminulum*, *Nitzschia palea* et *Navicula veneta*. Des individus anormaux de ces espèces ont expérimenté des changements saisonniers remarquables et des abondances plus élevées dans les eaux de rejets non épurés du bassin Kébir-Rhumel.

L'anomalie la plus fréquemment observée est la déformation au niveau du contour des valves suivi par des perturbations au niveau des stries et dans l'organisation des fibules.

L'apparition de formes tératologiques était liée à la présence d'eaux à un niveau de pollution. Les cas où les sites étaient fortement impactés par la pollution, cas des rejets non épuré RS et RZ, étaient caractérisés par des communautés de diatomées polluo-tolérantes dans lesquelles, aucune forme tératologique n'a été détectée.

L'approche expérimentale originale que nous avons développée et qui constitue un bon outil méthodologique pour aider à la réduction et à l'interprétation des processus complexes qui déterminent le milieu naturel a permis d'aboutir à des conclusions très pertinentes concernant l'apparition et le développement de formes tératologiques de diatomées.

A partir des deux expériences développées en conditions contrôlées de laboratoire, nous avons pu constater que :

- La conductivité élevée a le potentiel d'altérer significativement la structure des frustules de diatomées provoquant l'apparition de formes tératologiques.
- La tératologie se poursuit au fil des générations par reproduction végétative.

- Des contours irréguliers de valve, des stries aberrantes, des fibules perturbées, des raphes atypiques et certaines déformations mixtes sont les déformations les plus observées au cours de l'étude.
- L'espèce *Pseudostaurosira brevistriata* était un bon exemple utilisé pour mesurer le degré de tératologie, corrélé aux niveaux de conductivité.
- Il a été prouvé que le temps de l'exposition joue un rôle important dans le développement et l'exacerbation des anomalies.
- Les résultats montrent également une augmentation du nombre de valves déformées proportionnellement à l'augmentation de la conductivité pour chaque traitement expérimental.
- L'étude a également indiqué que l'augmentation de la conductivité de l'eau par l'ajout de sel de mer (NaCl) a le potentiel de perturber le métabolisme de la chlorophylle-a dans les cultures de diatomées benthiques.
- La conductivité élevée causée par l'ajout de sel dans les traitements n'a eu aucun effet perceptible sur la communauté de diatomées, les échantillons ont montré une diversité dans la composition des espèces, qui a été maintenue tout au long de l'expérience, montrant ainsi leur adaptabilité aux nouvelles conditions de stress de salinité.

Les résultats de cette thèse suggèrent de nouvelles perspectives de recherche :

- Le Kébir-Rhumel constitue un hydrosystème fortement anthropisé, dans une optique de gestion de l'environnement et afin de prendre en compte de façon efficace la problématique des rejets des eaux usées dans les cours d'eau, il serait nécessaire voir urgent d'installer plus de station de contrôle et de traitement de l'eau le long du bassin versant Kébir-Rhumel afin d'améliorer la qualité de l'eau.
- Renforcer la base de données existante par l'évaluation de la pollution du Kébir-Rhumel par d'autres polluants tels les pesticides, les PCB, les HAP, etc., afin d'avoir un bilan plus complet du problème de pollution.
- Malgré leur importance écologique et leur grande diversité dans les écosystèmes aquatiques mondiaux, les diatomées de nombreuses régions de l'Algérie restent pratiquement inconnues, nous encourageons les chercheurs à faire des études éco-régionales en faisant une structuration spatiale des espèces tout en étudiant les relations environnement-assemblage dans le but de créer des cartes de distribution des espèces de diatomées en Algérie.
- Les deux études, *in situ* et au laboratoire, développées dans la présente thèse sont complémentaires et apportent des informations précieuses. Les études de terrain peuvent être

d'un grand intérêt pour l'Algérie pour approfondir les connaissances sur les effets de la pollution sur le développement des communautés de diatomées.

- Les résultats des deux expériences en milieu contrôlé de laboratoire offrent un large éventail de perspectives pour évaluer, *in vitro*, les effets séparés de différents effluents ou produits chimiques sur la composition de la communauté de diatomées ainsi que sur le développement des tératologies, car la complexité du milieu naturel, et qui résulte de la très grande diversité des facteurs, agissant seuls et en interaction, conduit à une difficulté, voire impossibilité dans certains cas, à tirer des conclusions.
- D'autres critères peuvent s'ajouter à l'étude pour détecter et estimer l'intensité des polluants dans les cours d'eau tels le biovolume, la motilité, les corps lipidiques, la concentration des contaminants dans les cellules, etc.
- Les frustules déformés de diatomées constituent des biomarqueurs puissants et fiables reflétant une réponse à un ou plusieurs facteurs de stress. Des études au niveau moléculaire et protéome sont nécessaires pour comprendre le mécanisme sous-jacent lié au développement des tératologies.
- Pour mieux comprendre l'impact de polluants sur les diatomées, ainsi que le niveau de tolérance, des études, à une échelle plus individuelle, sur des cultures axéniques (c'est-à-dire examiner le comportement de chaque espèce séparément), seront intéressantes et utiles.

*Références
bibliographiques*

A

- Abba, E., Nassali, H., Benabid, M., El Ayadi, R., & El Ibaoui, H. (2008). Contribution à l'étude physicochimique de l'écosystème lacustre Dayet Aoua au Maroc. *Afrique Science: Revue Internationale Des Sciences et Technologie*, 4(2), 306–317.
- Abboudi, A., Tabyaoui, H., El Hamichi, F., Benaabidate, L., & Lahrach, A. (2014). Etude de la qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Guigou, Maroc. *European Scientific Journal*, 10(23), 1857–7881.
- Abe, S., Nagumo, T., & Tanaka, J. (2000). Effects of current on the development of loosely and tightly attached layers in periphyton communities. *Phycological Research*, 48(4), 261–265.
- ABH. (2000). Agence des Bassins Hydrographiques Constantinois- Seybousse- Mellegue. Cahiers de l'agence A.B.H - C.S.M. (ministère de l'équipement et de l'aménagement du territoire).
- ABH. (2017). Agence des Bassins Hydrographiques Constantinois-Seybousse- Mellegue, (2017).
- Abràmoff, M. D., Magalhães, P. J., & Ram, S. J. (2004). Image processing with imageJ. *Biophotonics International*, 11(7), 36–41. <https://doi.org/10.1201/9781420005615.ax4>
- Ács, É., Szabó, K., Tóth, B., & Kiss, K. T. (2004). Investigation of benthic algal communities, especially diatoms of some Hungarian streams in connection with reference conditions of the Water Framework Directives. *Acta Botanica Hungarica*, 46(3–4), 255–278. <https://doi.org/org/10.1556/abot.46.2004.3-4.1>
- Adshead-Simonsen, P. C., Murray, G. E., & Kushner, D. J. (1981). Morphological changes in the diatom, *Tabellaria flocculosa*, induced by very low concentrations of cadmium. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 26(6), 745–748
- AFNOR. (2007). Qualité de l'Eau. Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD)- Norme NF T90-354. Association Française de Normalisation Saint-Denis, France.
- Afri-Mehennaoui, F.-Z., Sahli, L., & Mehennaoui, S. (2004). Assessment of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel river by using multivariate analysis. *Environmetrics*, 15(5), 435–446.
- AgAtabay, A., Panahy Mirzahasanlou, J., Rostami Charati, F., & Akbari, R. (2021). Biodiversity of Diatoms in Khormarud River, Golestan Province. *Journal of Natural Environment*, 73(4), 625–636.
- Al-handal, A. Y., Riaux-gobin, C., Abdulla, D. S., & Ali, M. H. (2014). *Cocconeis sawensis* sp. nov. (Bacillariophyceae) from a saline lake (Sawa Lake), South Iraq: comparison with allied taxa. *Phytotaxa*, 181(4), 216–228. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.181.4.2>
- Alem, A. A. (1950). Distribution and ecology of British marine littoral diatoms. *Journal of Ecology*, 38(1), 75–106. <https://doi.org/10.2307/2256526>

- Allakhverdiev, S. I., Nishiyama, Y., Suzuki, I., Tasaka, Y., & Murata, N. (1999). Genetic engineering of the unsaturation of fatty acids in membrane lipids alters the tolerance of *Synechocystis* to salt stress. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96(10), 5862–5867. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.10.5862>
- Allan, J. D. (1995). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Chapman and Hall New York.
- Almeida, S F P. (2001). Use of diatoms for freshwater quality evaluation in Portugal. *Limnetica*, 20(2), 205–213.
- Amin, S. A., Parker, M. S., & Armbrust, E. V. (2012). Interactions between diatoms and bacteria. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 76(3), 667–684.
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26(1), 32–46.
- Anderson, N. J. (2000). Diatoms, temperature and climatic change. *European Journal of Phycology*, 35(4), 307–314.
- Andresen, N. A., & Tuchman, M. L. (1991). Anomalous diatom populations in Lakes Michigan and Huron in 1983. *Journal of Great Lakes Research*, 17(1), 144–149. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(91\)71350-6](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(91)71350-6)
- Antoine, S. E., & Benson-Evans, K. (1984). Teratological variations in the river Wye diatom flora, Wales, UK. *Proceedings of the 8th International Diatom Symposium, Paris, 1984*, 59–66.
- Arini, A., Durant, F., Coste, M., Delmas, F., & Feurtet-Mazel, A. (2013). Cadmium decontamination and reversal potential of teratological forms of the diatom *Planothidium frequentissimum* (Bacillariophyceae) after experimental contamination. *Journal of Phycology*, 49(2), 361–370. <https://doi.org/10.1111/jpy.12044>
- Arini, A., Feurtet-mazel, A., Morin, S., & Maury-brachet, R. (2012a). Remediation of a watershed contaminated by heavy metals: A 2-year field biomonitoring of periphytic biofilms. *Science of the Total Environment*, 425, 242–253. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.067>
- Arini, A., Pokrovsky, O. S., & Coste, M. (2012). Recovery potential of periphytic biofilms translocated in artificial streams after industrial contamination (Cd and Zn). *Ecotoxicology*, 1403–1414. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-0894-3>
- Armbrust, E. V. (2009). The life of diatoms in the world's oceans. *Nature*, 459(7244), 185–192. <https://doi.org/10.1038/nature08057>
- Armbrust, E. V., Berges, J. A., Bowler, C., Green, B. R., Martinez, D., Putnam, N. H., Zhou, S., Allen, A. E., Apt, K. E., Bechner, M., & others. (2004). The genome of the diatom *Thalassiosira pseudonana*: ecology, evolution, and metabolism. *Science*, 306(5693), 79–86.

Armstrong, R. A., Peterson, M. L., Lee, C., & Wakeham, S. G. (2009). Settling velocity spectra and the ballast ratio hypothesis. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 56(18), 1470–1478. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2008.11.032>

Avendaño-Herrera, R. E., & Riquelme, C. E. (2007). Production of a diatom-bacteria biofilm in a photobioreactor for aquaculture applications. *Aquacultural Engineering*, 36(2), 97–104.

Azam, F., Hemmingsen, B. B., & Volcani, B. E. (1974). Role of silicon in diatom metabolism. *Archives of Microbiology*, 97(1), 103–114.

B

Baars, J. W. M. (1983). Autecological investigations on freshwater diatoms-1. Generation times of some species. *Archiv Für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 67(1), 11–18.

Baker, L. J., & Kemp, P. F. (2020). Bacterial inoculations can perturb the growth trajectory of diatoms with an existing microbiome. *PeerJ*, 8, e8352. <https://doi.org/10.7717/peerj.8352>

Barber, H. G., & Carter, J. (1981). Observations on some deformaties found in british diatoms.

Barbiero, R. P. (2000). A multi-lake comparison of epilithic diatom communities on natural and artificial substrates. *Hydrobiologia*, 438(1), 157–170.

Barinova, S. (2017). Essential and practical bioindication methods and systems for the water quality assessment. *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources*, 2(3), 1–11.

Battarbee, R. W., Carvalho, L., Juggins, S., & Uk, S. J. A. (2001). Daitoms. Tracking Environmental Change Using Lake Sediments, 3, 155–202. https://doi.org/10.1007/0-306-47668-1_8

Battin, T. J., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Cheng, X., & Hansen, C. (2003). Effects of current velocity on the nascent architecture of stream microbial biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(9), 5443–5452.

Baudrimont, R. (1974). Recherches sur les Diatomées des eaux continentales de l'Algérie. *Ecologie et paléo-écologie. Mémoire. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord, nouvelle série*–12,265.(in French).

Bayona, Y., Roucaute, M., Cailleaud, K., Lagadic, L., Bassères, A., & Caquet, T. (2014). Structural and biological trait responses of diatom assemblages to organic chemicals in outdoor flow-through mesocosms. *Environmental Pollution*, 192, 186–195. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.023>

Belabed, B.-E., Meddour, A., Samraoui, B., & Chenchouni, H. (2017). Modeling seasonal and spatial contamination of surface waters and upper sediments with trace metal elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189, 1–19.

- Belhamra, A., & Hani, A. (2016). Impact des néo-facteurs de pollution sur la qualité des eaux de la zone aval de la vallée de l'Oued Seybouse, Est Algérien. *Synthèse: Revue Des Sciences et de La Technologie*, 32, 30–41.
- Belkhiri, L. (2021). Spatial and temporal variability of water stress risk in the Kebir Rhumel Basin, Algeria. *Agricultural Water Management*, 253, 106937.
- Bellinger, B. J., Cocquyt, C., & O'Reilly, C. M. (2006). Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia*, 573, 75–87.
- Bellou, S., Triantaphyllidou, I.-E., Aggeli, D., Elazzazy, A. M., Baeshen, M. N., & Aggelis, G. (2016). Microbial oils as food additives: recent approaches for improving microbial oil production and its polyunsaturated fatty acid content. *Current Opinion in Biotechnology*, 37, 24–35.
- Benoiston, A.-S., Ibarbalz, F. M., Bittner, L., Guidi, L., Jahn, O., Dutkiewicz, S., & Bowler, C. (2017). The evolution of diatoms and their biogeochemical functions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 372(1728), 20160397.
- Bérard, A., Rimet, F., Capowicz, Y., & Leboulanger, C. (2004). Procedures for determining the pesticide sensitivity of indigenous soil algae: a possible bioindicator of soil contamination? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46(1), 24–31.
- Bere, T., & Tundisi, J. G. (2009). Weighted average regression and calibration of conductivity and pH of benthic diatom assemblages in streams influenced by urban pollution--São Carlos/SP, Brazil. *Acta Limnol. Bras*, 21(3), 317–325.
- Bere, T. (2016). Are diatom-based biotic indices developed in eutrophic, organically enriched waters reliable monitoring metrics in clean waters? *Ecological Indicators*, 62, 312–316.
- Bere, Taurai, & Mangadze, T. (2014). Diatom communities in streams draining urban areas: community structure in relation to environmental variables. *Tropical Ecology*, 55(2), 271–281.
- Bertrand, M. (2010). Carotenoid biosynthesis in diatoms. *Photosynthesis Research*, 106(1–2), 89–102.
- Besemer, K., Singer, G., Limberger, R., Chlup, A.-K., Hochedlinger, G., Hödl, I., Baranyi, C., & Battin, T. J. (2007). Biophysical controls on community succession in stream biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, 73(15), 4966–4974.
- Besse-Lototskaya, A., Verdonschot, P. F. M., & Sinkeldam, J. A. (2006). Uncertainty in diatom assessment: sampling, identification and counting variation. *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods*, 247–260.
- Besse-Lototskaya, A., Verdonschot, P. F. M., Coste, M., & de Vijver, B. (2011). Evaluation of European diatom trophic indices. *Ecological Indicators*, 11(2), 456–467.

- Beyene, A., Addis, T., Kifle, D., Legesse, W., Kloos, H., & Triest, L. (2009). Comparative study of diatoms and macroinvertebrates as indicators of severe water pollution: Case study of the Kebena and Akaki rivers in Addis Ababa, Ethiopia. *Ecological Indicators*, 9(2), 381–392.
- Biggs, B. J. F. (2000). *New Zealand periphyton guideline. Detecting, Monitoring and Managing Enrichment of Streams*. NIWA, Christchurch.
- Biggs, B. J. F., & Close, M. E. (1989). Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biology*, 22(2), 209–231.
- Biggs, B. J. F., & Smith, R. A. (2002). Taxonomic richness of stream benthic algae: effects of flood disturbance and nutrients. *Limnology and Oceanography*, 47(4), 1175–1186.
- Biggs, B. J. F., & Stokseth, S. (1996). Hydraulic habitat suitability for periphyton in rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12(2–3), 251–261.
- Biggs, B. J. F., & Thomsen, H. A. (1995). Disturbance of stream periphyton by perturbations in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance 1. *Journal of Phycology*, 31(2), 233–241.
- Biggs, B. J. F., Goring, D. G., & Nikora, V. I. (1998). Subsidy and stress responses of stream periphyton to gradients in water velocity as a function of community growth form. *Journal of Phycology*, 34(4), 598–607.
- Bigler, C., Grahn, E., Larocque, I., Jeziorski, A., & Hall, R. (2003). Holocene environmental change at Lake Njulla (999 m asl), northern Sweden: a comparison with four small nearby lakes along an altitudinal gradient. *Journal of Paleolimnology*, 29, 13–29.
- Blanco Lanza, S., Álvarez Blanco, I., Cejudo Figueiras, C., & Bécares Mantecón, E. (2011). *Guía de las diatomeas de la Cuenca del Duero*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino / Confederación Hidrográfica del Duero.
- Blanco, S., Bécares, E., Cauchie, H.-M., Hoffmann, L., & Ector, L. (2007). Comparison of biotic indices for water quality diagnosis in the Duero Basin (Spain). *Archiv Für Hydrobiologie. Supplementband. Large Rivers*, 17(3–4), 267–286.
- Blanco, S., Cejudo-Figueiras, C., Tudesque, L., Bécares, E., Hoffmann, L., & Ector, L. (2012). Are diatom diversity indices reliable monitoring metrics? *Hydrobiologia*, 695, 199–206.
- Bouzaïd-Lagha, S., & Djelita, B. (2012). Etude du phénomène d'eutrophisation dans le Barrage de Hammam Boughrara (Wilaya de Tlemcen, Algérie). *Hydrological Sciences Journal*, 57(1), 186–201.
- Broadly, P. A. (1996). Diversity, distribution and dispersal of Antarctic terrestrial algae. *Biodiversity and Conservation*, 5(11), 1307–1335.
- Brock, T. C. M., Roijackers, R. M. M., Rollon, R., Bransen, F., & der Heyden, L. (1995). Effects of nutrient loading and insecticide application on the ecology of Elodea-dominated

freshwater microcosms. II. Responses of macrophytes, periphyton and macroinvertebrate grazers. *Archiv Für Hydrobiologie*, 134, 53–74.

Buchez, A., Dorigo, U., & Rimet, F. (2010). Surveillance des impacts environnementaux d'effluents aqueux de sites industriels par les Diatomées dulçaquicoles. *Etude Record*, 07–1016, 175.

Buma, A., Zimmelink, H. J., Sjollem, K. A., & Gieskes, W. W. C. (1995). Effect of UV-B on cell characteristics of the marine diatom *Cyclotella* sp. *Proceedings First European Symposium on the Effects of Environmental UV-B Radiation on Health and Ecosystems: Publ. European Commission.*, 305–311.

Burns, A., & Ryder, D. S. (2001). Potential for biofilms as biological indicators in Australian riverine systems. *Ecological Management & Restoration*, 2(1), 53–64.

Busse, S., Jahn, R., & Schulz, C.-J. (1999). Desalinization of running waters: II. Benthic diatom communities: a comparative field study on responses to decreasing salinities. *Limnologia*, 29(4), 465–474.

C

Cañedo-Argüelles, M., Brucet, S., Carrasco, S., Flor-Arnau, N., Ordeix, M., Ponsá, S., & Coring, E. (2017). Effects of potash mining on river ecosystems: An experimental study. *Environmental Pollution*, 224(2017), 759–770. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.072>

Cañedo-argüelles, M., Bundschuh, M., Gutiérrez-cánovas, C., Kefford, B. J., Prat, N., Trobajo, R., & Schäfer, R. B. (2014). Effects of repeated salt pulses on ecosystem structure and functions in a stream mesocosm. *Science of the Total Environment*, 476–477, 634–642. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.067>

Cañedo-Argüelles, M., Hawkins, C. P., Kefford, B. J., Schäfer, R. B., Dyack, B. J., Brucet, S., Buchwalter, D., Dunlop, J., Frör, O., Lazorchak, J., & others. (2016). Saving freshwater from salts. *Science*, 351(6276), 914–916.

Cantonati, M., Angeli, N., Virtanen, L., Wojtal, A. Z., Gabrieli, J., Falasco, E., Lavoie, I., Morin, S., Marchetto, A., Fortin, C., & Smirnova, S. (2014). *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyta) valve deformities as indicators of metal enrichment in diverse widely-distributed freshwater habitats. *Science of the Total Environment*, 475, 201–215. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.018>

Carr, G. M., Morin, A., & Chambers, P. A. (2005). Bacteria and algae in stream periphyton along a nutrient gradient. *Freshwater Biology*, 50(8), 1337–1350.

Castillejo, P., Chamorro, S., Paz, L., Heinrich, C., Carrillo, I., Salazar, J. G., Navarro, J. C., & Lobo, E. A. (2018). Response of epilithic diatom communities to environmental gradients along an Ecuadorian Andean River. *Comptes Rendus - Biologies*, 341(4), 256–263. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2018.03.008>

- Cattaneo, A., Asioli, A., Comoli, P., & Manca, M. (1998). Organisms' response in a chronically polluted lake supports hypothesized link between stress and size. *Limnology and Oceanography*, 43(8), 1938–1943.
- Cattaneo, A., Couillard, Y., Wunsam, S., & Courcelles, M. (2004). Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology*, 32(2), 163–175. <https://doi.org/10.1023/B:JOPL.0000029430.78278.a5>
- CEMAGREF, (1982). Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Cemagref QE Lyon-AF Bassin Rhône Méditerranée Corse, 218. CEMAGREF, Lyon.
- Cerisier, A., Vedrenne, J., Lavoie, I., & Morin, S. (2018). Assessing the severity of diatom deformities using geometric morphometry. *Botany Letters*, 166(1), 32–40. <https://doi.org/10.1080/23818107.2018.1474800>
- Çetin, T., Solak, C. N., & Yılmaz, E. (2021). Testing the performance of European diatom indices for evaluating the ecological status in the KızılırmakK basin, Turkey: flowing waters. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 43567–43578.
- Chabaca, H., Marniche, F., & Tadjine, A. (2020). Diatoms diversity in Oubeïra Lake, northeastern Algeria. *Biodiversity Journal*, 11(2), 573–580. <https://doi.org/10.31396/biodiv.jour.2020.11.2.573.580>
- Chaïb, N., & Tison-Rosebery, J. (2012). Water quality assessment and application of the biological diatom index in the Kebir-East wadi, Algeria. *African Journal of Aquatic Science*, 37(1), 59–69. <https://doi.org/10.2989/16085914.2011.636898>
- Chaïb, N., Alfarhan, A. H., Al-Rasheid, K. A. S., & Samraoui, B. (2011). Environmental determinants of diatom assemblages along a North African wadi, the Kebir-East, North-East Algeria. *Journal of Limnology*, 70(1), 33–40. <https://doi.org/10.3274/JL11-70-1-06>
- Chen, S., Chen, M., Wang, Z., Qiu, W., Wang, J., Shen, Y., Wang, Y., & Ge, S. (2016a). Toxicological effects of chlorpyrifos on growth, enzyme activity and chlorophyll a synthesis of freshwater microalgae. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 45, 179–186. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2016.05.032>
- Chen, X., Bu, Z., Stevenson, M. A., Cao, Y., Zeng, L., & Qin, B. (2016b). Variations in diatom communities at genus and species levels in peatlands (central China) linked to microhabitats and environmental factors. *Science of the Total Environment*, 568, 137–146.
- Chen, Y.-C. (2007). Immobilization of twelve benthic diatom species for long-term storage and as feed for post-larval abalone *Haliotis diversicolor*. *Aquaculture*, 263(1–4), 97–106.
- Chen, F., Ma, J., Zhong, Z., Liu, H., Miao, A., Zhu, X., & Pan, K. (2023). Silicon limitation impairs the tolerance of marine diatoms to pristine microplastics. *Environmental Science & Technology*, 57(8), 3291–3300.

- Cheng, R., Feng, J., Zhang, B.-X., Huang, Y., Cheng, J., & Zhang, C.-X. (2014). Transcriptome and gene expression analysis of an oleaginous diatom under different salinity conditions. *BioEnergy Research*, 7, 192–205.
- Chepurnov, V. A., Mann, D. G., Sabbe, K., & Vyverman, W. (2004). Experimental studies on sexual reproduction in diatoms. In: *International Review of Cytology*, 237, 91–154.
- Chetelat, J., Pick, F. R., Morin, A., & Hamilton, P. B. (1999). Periphyton biomass and community composition in rivers of different nutrient status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(4), 560–569.
- Choi, T. S., Kang, E. J., Kim, J., & Kim, K. Y. (2010). Effect of salinity on growth and nutrient uptake of *Ulva pertusa* (Chlorophyta) from an eelgrass bed. 25(1), 17–26. <https://doi.org/10.4490/algae.2010.25.1.017>
- Cirri, E., De Decker, S., Bilcke, G., Werner, M., Osuna-Cruz, C. M., De Veylder, L., Vandepoele, K., Werz, O., Vyverman, W., & Pohnert, G. (2019). Associated bacteria affect sexual reproduction by altering gene expression and metabolic processes in a biofilm inhabiting diatom. *Frontiers in Microbiology*, 10, 1790. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01790>
- Clavero, E., Grimalt, J. O., Garcia-pichel, F., Clavero, E., & Al, E. T. (2000). Salinity tolerance of diatoms from thalassic hypersaline environments. *J. Phycol.*, 36(September), 1021–1034.
- Cleve-Euler, A. (1955). Die Diatomeen von Schweden und Finnland III. *Kongl. Svenska VetenskA-Kad. Handl. Ser. 4*, 4(1), 1–158.
- Cochero, J., Licursi, M., & Gómez, N. (2017). Effects of pulse and press additions of salt on biofilms of nutrient-rich streams. *Science of the Total Environment*, 579, 1496–1503. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.152>
- Coquillé, N. (2017). Influence de la matière organique dissoute naturelle et d’herbicides, seuls et combinés, sur des microalgues marines et d’eau douce. Bordeaux.
- Coquillé, N., & Morin, S. (2019). Fitness of teratological morphotypes and heritability of deformities in the diatom *Gomphonema gracile*. *Ecological Indicators*, 106, 105442. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105442>
- Coste, M., Boutry, S., Tison-Rosebery, J., & Delmas, F. (2009). Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological Indicators*, 9(4), 621–650.
- Cox, E. J. (1995). Morphological variation in widely distributed diatom taxa: taxonomic and ecological implications. *Proceedings of the 13th International Diatom Symposium, 1995*, 335–345.

Cunningham, L., Raymond, B., Snape, I., & Riddle, M. J. (2005). Benthic diatom communities as indicators of anthropogenic metal contamination at Casey Station, Antarctica. *Journal of Paleolimnology*, 33(4), 499–513. <https://doi.org/10.1007/s10933-005-0814-0>

Cunningham, L., Stark, J. S., Snape, I., Mcminn, A., & Riddle, M. J. (2003). Effects of metal and petroleum hydrocarbon contamination on benthic diatom communities near Casey station, Antarctica: an experimental approach. *J. Phycol.*, 39(March), 490–503.

D

Dalu, T., Wasserman, R. J., Magoro, M. L., Mwedzi, T., Froneman, P. W., & Weyl, O. L. F. (2017). Variation partitioning of benthic diatom community matrices: Effects of multiple variables on benthic diatom communities in an Austral temperate river system. *Science of the Total Environment*, 601, 73–82.

Daufresne, M., Lengfellner, K., & Sommer, U. (2009). Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(31), 12788–12793.

de Almeida, Salomé F P, & Gil, M. C. P. (2001). Écologie des diatomées d'eau douce de la région centrale du Portugal. *Cryptogamie Algologie*, 22(1), 109–126.

De Stefano, M., & De Stefano, L. (2005). Nanostructures in diatom frustules: functional morphology of valvocopulae in Cocconeidacean monoraphid taxa. *Journal of Nanoscience and Nanotechnology*, 5(1), 15–24.

Debenest, T., Silvestre, J., Coste, M., Delmas, F., & Pinelli, E. (2008). Herbicide effects on freshwater benthic diatoms: Induction of nucleus alterations and silica cell wall abnormalities. *Aquatic Toxicology*, 88(1), 88–94. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.03.011>

Debenest, T., Silvestre, J., Coste, M., & Pinelli, E. (2010). Effects of pesticides on freshwater diatoms. In: Whitacre, D. (eds), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 87–103. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-1352-4_2

Debenest, Timothée. (2007). Caractérisation de l'impact des pollutions agricoles sur les diatomées benthiques. Doctorat écotoxicologie, Université de Bordeaux 1, école doctorale des sciences et environnements

Dela-Cruz, J., Pritchard, T. I. M., Gordon, G., & Ajani, P. (2006). The use of periphytic diatoms as a means of assessing impacts of point source inorganic nutrient pollution in south-eastern Australia. *Freshwater Biology*, 51(5), 951–972. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01537.x>

Dell'Uomo, A. (2004). L'indice diatomico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti. Linee Guida. APAT Agenzia per La Protezione Dell'ambiente e per I Servizi Tecnici, Roma.

- Dell'Uomo, A., Pensieri, A., & Corradetti, D. (1999). Diatomées épilithiques du fleuve Esino (Italie centrale) et leur utilisation pour l'évaluation de la qualité biologique de l'eau. *Cryptogamie Algologie*, 20(3), 253–269.
- Delly, J. G., & Gill, S. (2012). An introduction to the microscopical study of diatoms.
- DeNicola, D. (1996). Periphyton responses to temperature at different ecological levels. *Algal Ecology-Freshwater Benthic Ecosystems*.
- DeNicola, D. M., Eyto, E. de, Wemaere, A., & Irvine, K. (2004). Using epilithic algal communities to assess trophic status in Irish lakes 1. *Journal of Phycology*, 40(3), 481–495.
- Denys, L. (1991). A check-list of the diatoms in the Holocene deposits of the western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. *Ministerie van Economische Zaken Belgium*.
- Dere, Ş., Dalkiran, N., Karacaoğlu, D., Elmaci, A., Dülger, B., & Şentürk, E. (2006). Relationships among epipelagic diatom taxa, bacterial abundances and water quality in a highly polluted stream catchment, Bursa--Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 112, 1–22.
- Derwich, E., Beziane, Z., Benaabidate, L., & Belghyti, D. (2008). Evaluation de la qualité des eaux de surface des Oueds Fès et Sebou utilisées en agriculture maraîchère au Maroc. *LARHYSS Journal*, 7, 59-77.
- Deschamps, P., & Moreira, D. (2012). Reevaluating the green contribution to diatom genomes. *Genome Biology and Evolution*, 4(7), 683–688. <https://doi.org/10.1093/gbe/evs053>
- Descy, J.-P., & Ector, L. (1999). Use of diatoms for monitoring rivers in Belgium and Luxemburg. In *Use of algae for monitoring rivers III* (pp. 128–137).
- Descy, J. P. (1979). A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia Beiheft*, 64, 305-323.
- Dickman, M. D. (1998). Benthic marine diatom deformities associated with contaminated sediments in Hong Kong. *Environment International*, 24(7), 749–759.
- Dixit, S. S., Dixit, A. S., & Smol, J. P. (2002). Diatom and chrysophyte functions and inferences of post-industrial acidification and recent recovery trends in Killarney lakes (Ontario, Canada). *Journal of Paleolimnology*, 27, 79–96.
- Dixit, S. S., Smol, J. P., Kingston, J. C., & Charles, D. F. (1992). Diatoms: powerful indicators of environmental change. *Environmental Science & Technology*, 26(1), 22–33.
- Dodds, W. K., Smith, V. H., & Lohman, K. (2002). Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(5), 865–874.
- Dokulil, M. T. (2003). Algae as ecological bio-indicators. In *Trace metals and other contaminants in the environment* (Vol. 6, pp. 285–327). Elsevier.

Dragoş, N. (1997). An Introduction to the Algae and the Culture Collection of Algae at the Institute of Biological Research, Cluj-Napoca. Cluj University Press.

Duong, T. T. (2006). Réponses des Diatomées fixées aux pollutions organiques et métalliques dans les hydrosystèmes Nhue-Tolich (Hanoi, Vietnam), et Lot-Riou Mort (France). Bordeaux 1.

Duong, T. T., Coste, M., Feurtet-Mazel, A., Dang, D. K., Gold, C., Park, Y. S., & Boudou, A. (2006). Impact of urban pollution from the Hanoi area on benthic diatom communities collected from the Red, Nhue and Tolich rivers (Vietnam). *Hydrobiologia*, 563, 201–216.

Duong, T. T., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., Dang, D. K., & Boudou, A. (2007). Dynamics of diatom colonization process in some rivers influenced by urban pollution (Hanoi, Vietnam). *Ecological Indicators*, 7(4), 839–851. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.10.003>

Duong, T. T., Morin, S., Coste, M., Herlory, O., Feurtet-Mazel, A., & Boudou, A. (2010). Experimental toxicity and bioaccumulation of cadmium in freshwater periphytic diatoms in relation with biofilm maturity. *Science of the Total Environment*, 408(3), 552–562. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.015>

Duong, T. T., Morin, S., Herlory, O., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., & Boudou, A. (2008). Seasonal effects of cadmium accumulation in periphytic diatom communities of freshwater biofilms. *Aquatic Toxicology*, 90(1), 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.07.012>

Dziengo-Czaja, M., Koss, J., & Matuszak, A. (2008). Teratological forms of diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water pollution in the western part of Puck Bay (southern Baltic Sea). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 37(2), 119–132. <https://doi.org/10.2478/v10009-007-0042-1>

E

Edegbene, A. O., Arimoro, F. O., & Odume, O. N. (2019). Developing and applying a macroinvertebrate-based multimetric index for urban rivers in the Niger Delta, Nigeria. *Ecology and Evolution*, 9(22), 12869–12885.

El Haouati, H., Arab, A., Tudesque, L., Lek, S., & Samraoui, B. (2015). Study of the diatoms of Reghaia Lake, northern Algeria. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 70(1), 44–57.

Encinas-Arzate, J. J., Marquez-Ríos, E., López-Elías, J. A., Torres-Areola, W., Huerta-Ocampo, J. Á., & Ramírez-Suárez, J. C. (2020). Effect of the deficiency of nitrate and silicate on the growth and composition of the benthic diatom *Navicula incerta*. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 48(2), 280–286.

Estes, A., & Dute, R. R. (1994). Valve abnormalities in diatom clones maintained in long-term culture. *Diatom Research*, 9(2), 249–258.

F

Falaise, C. (2019). Valorisation des activités biologiques de la diatomée marine *Haslea ostrearia*. Le Mans.

- Falasco, E., Bona, F., Badino, G., Hoffmann, L., & Ector, L. (2009a). Diatom teratological forms and environmental alterations: A review. *Hydrobiologia*, 623(1), 1–35. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9687-3>
- Falasco, E., Bona, F., Ginepro, M., Hlúbiková, D., Hoffmann, L., & Ector, L. (2009b). Morphological abnormalities of diatom silica walls in relation to heavy metal contamination and artificial growth conditions. *Water SA*, 35(5), 595–606. <https://doi.org/10.4314/wsa.v35i5.49185>
- Falasco, E., Ector, L., Wetzel, C. E., & Badino, G. (2021). Looking back, looking forward: a review of the new literature on diatom teratological forms (2010 – 2020). *Hydrobiologia*, 848(8), 1675-1753. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04540-x>
- Falciatore, A., & Bowler, C. (2002). Revealing the molecular secrets of marine diatoms. *Annual Review of Plant Biology*, 53(1), 109–130.
- Falkowski, P. G. (2002). The ocean's invisible forest. *Scientific American*, 287(2), 54–61.
- Falkowski, P., & Knoll, A. H. (2011). *Evolution of primary producers in the sea*. Academic Press.
- Fawzi, B., Chlaida, M., Oubraim, S., Loudiki, M., Sabour, B., & Bouzidi, A. (2001). Application de certains indices diatomiques à un cours d'eau marocain : Oued Hassar. *Revue Des Sciences de l'eau Journal of Water Science*, 14(1), 73–89. <https://doi.org/https://doi.org/10.7202/705410ar>
- Fawzi, Brahim, Loudiki, M., Oubraim, S., Sabour, B., & Chlaida, M. (2002). Impact of wastewater effluent on the diatom assemblages structure of a Brackish small stream: Oued Hassar (Morocco). *Limnologica*, 32(1), 54–65. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(02\)80017-2](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(02)80017-2)
- Feurtet-Mazel, A., Gold, C., Coste, M., & Boudou, A. (2003). Study of periphytic diatoms communities exposed to metallic contamination through complementary field and laboratory experiments. *Journal de Physique IV (Proceedings)*, 107, 467–470.
- Flemming, H.-C., & Wingender, J. (2010). The biofilm matrix. *Nature Reviews Microbiology*, 8(9), 623–633.
- Fontana, L., Albuquerque, A. L. S., Brenner, M., Bonotto, D. M., Sabaris, T. P. P., Pires, M. A. F., Cotrim, M. E. B., & Bicudo, D. C. (2014). The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil. *Journal of Paleolimnology*, 51, 29–43.
- Fore, L. S., & Grafe, C. (2002). Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (USA). *Freshwater Biology*, 47(10), 2015–2037.
- Fouad, S., Hajjami, K., Cohen, N., & Chlaida, M. (2014). Qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de l'Oued Hassar: impacts des eaux usées de la localité de Mediouna (Périurbain de Casablanca, Maroc). *Afrique Science: Revue Internationale Des Sciences et Technologie*, 10(1).

Fraga, A., Ketif, A., Sifi, K., & Laifa, A. (2022). Spatio-Temporal Variation of Some Physico-Chemical Parameters of Water in Lower Seybouse River (Northeastern Algeria). *Journal of Bioresource Management*, 9(4), 08–23.

Francoeur, S. N., & Biggs, B. J. F. (2006). Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities. *Hydrobiologia*, 561(1), 59–69.

Francoeur, S. N., Biggs, B. J. F., & Lowe, R. L. (1998). Microform bed clusters as refugia for periphyton in a flood-prone headwater stream. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 32(3), 363–374.

Furey, P. C., Lowe, R. L., & Johansen, J. R. (2009). Teratology in *Eunotia* taxa in the Great Smoky Mountains National Park and description of *Eunotia macroglossa* sp. nov. *Diatom Research*, 24(2), 273–290. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2009.9705802>

G

Gasse, F. (1987). Diatoms for reconstructing palaeoenvironments and paleohydrology in tropical semi-arid zones. *Hydrobiologia*, 154(1), 127–163.

Gastineau, R. (2011). Biodiversité, reproduction et phylogénie des diatomées bleues du genre *Haslea* et valorisation de leurs pigments de type marennine. Université du Maine.

Gautam, S., Pandey, L. K., Vinayak, V., & Arya, A. (2017). Morphological and physiological alterations in the diatom *Gomphonema pseudoaugur* due to heavy metal stress. *Ecological Indicators*, 72, 67–76.

Gbadebo, A. M., Dimowo, B. O., Taiwo, A. M., & Omoniyi, I. T. (2019). Application of Diatom-Based Indices in River Quality Assessment: A Case Study of Lower Ogun River (Abeokuta, Southwestern Nigeria) Using Epilithic Diatoms. In *Limnology-Some New Aspects of Inland Water Ecology*. IntechOpen.

Germain, H. (1981). Flore des Diatomées, Diatomophycées: eaux douces et saumâtres du Massif armoricain et des contrées voisines d'Europe occidentale.

Ghosh, M., & Gaur, J. P. (1998). Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquatic Botany*, 60(1), 1–10.

Godhe, A., Kremp, A., & Montesor, M. (2014). Genetic and microscopic evidence for sexual reproduction in the centric diatom *Skeletonema marinoi*. *Protist*, 165(4), 401–416.

Gold, C., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., & Boudou, A. (2002). Field transfer of periphytic diatom communities to assess short-term structural effects of metals (Cd, Zn) in rivers. *Water Research*, 36(14), 3654–3664.

Gold, C., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., & Boudou, A. (2003a). Effects of cadmium stress on periphytic diatom communities in indoor artificial streams. *Freshwater Biology*, 48(2), 316–328.

- Gold, C., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., & Boudou, A. (2003b). Impacts of Cd and Zn on the development of periphytic diatom communities in artificial streams located along a river pollution gradient. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(2), 189–197. <https://doi.org/10.1007/s00244-002-2024-3>
- Gold, Caroline. (2002). Étude des effets de la pollution métallique (Cd/Zn) sur la structure des communautés de diatomées périphtiques des cours d'eau: approches expérimentales *in situ* et en laboratoire. Bordeaux 1.
- Goma, J., Rimet, F., Cambra, J., Hoffmann, L., & Ector, L. (2005). Diatom communities and water quality assessment in Mountain Rivers of the upper Segre basin (La Cerdanya, Oriental Pyrenees). *Hydrobiologia*, 551, 209–225.
- Gómez, N., & Licursi, M. (2001). The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35(2), 173–181. <https://doi.org/10.1023/A:1011415209445>
- Gómez, N., & Licursi, M. (2003). Abnormal forms in *Pinnularia gibba* (Bacillariophyceae) in a polluted lowland stream from Argentina. *Nova Hedwigia* 77(3–4): 389–398.
- Gonçalves, S., Almeida, S. F. P., Figueira, E., & Kahlert, M. (2019). Valve teratologies and Chl c in the freshwater diatom *Tabellaria flocculosa* as biomarkers for metal contamination. *Ecological Indicators*, 101(August 2018), 476–485. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.032>
- Granetti, B. (1968). Alcune forme teratologiche comparse in colture di *navicula minima* grun. e *navicula seminulum* grun. *Giornale Botanico Italiano*, 102(6), 469–484. <https://doi.org/10.1080/11263506809426483>
- Grimaud, G. M., Mairet, F., Sciandra, A., & Bernard, O. (2017). Modeling the temperature effect on the specific growth rate of phytoplankton: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 16(4), 625–645.
- Guasch, H., & Sabater, S. (1998). Light history influences the sensitivity to atrazine in periphytic algae. *Journal of Phycology*, 34(2), 233–241.
- Gudmundsdottir, R., Palsson, S., Ragna, E., Olafsson, J. S., Mar, G., & Moss, B. (2013). Diatoms as indicators: The influences of experimental nitrogen enrichment on diatom assemblages in sub-Arctic streams. *Ecological Indicators*, 32, 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.015>
- Guedes, A. C., & Malcata, F. X. (2012). Nutritional value and uses of microalgae in aquaculture. *Aquaculture*, 10(1516), 59–78.

H

- Håkansson, H., & Chepurnov, V. (1999). A Study of Variation in Valve Morphology of the Diatom *Cyclotella Meneghiniana* in Monoclonal Cultures: Effect of Auxospore Formation and Different Salinity Conditions. *Diatom Research*, 14(2), 251–272. <https://doi.org/10.1080/0269249X.1999.9705469>
- Håkansson, S. (1992). On Numerical Methods for Inference of pH Variations in Mesotrophic and Eutrophic Lakes in Southern Sweden. *Diatom Research*, 7(1), 203–206.
- Håkansson, H., & Korhola, A. (1998). Phenotypic plasticity in the diatom *Cyclotella meneghiniana* or a new species? *Nova Hedwigia*, 66(1–2), 187–196.
- Hamm, C. E., Merkel, R., Springer, O., Jurkojc, P., Maier, C., Prechtel, K., & Smetacek, V. (2003). Architecture and material properties of diatom shells provide effective mechanical protection. *Nature*, 421(6925), 841–843.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., Ryan, P. D., & others. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9.
- Heranza, K., Barour, C., Djabourabi, A., & Khati, W. (2021). Environmental parameters and diversity of diatoms in the Aïn Dalia dam , Northeast of Algeria. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 22(9), 3633–3644. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d220901>
- Hessen, D. A. G., de Lange, H., & van Donk, E. (1997). UV-induced changes in phytoplankton cells and its effects on grazers. *Freshwater Biology*, 38(3), 513–524.
- Hill, B. H., Willingham, W. T., Parrish, L. P., & McFarland, B. H. (2000). Periphyton community responses to elevated metal concentrations in a Rocky Mountain stream. *Hydrobiologia*, 428(1), 161–169.
- Hill, W. R., & Knight, A. W. (1988). Nutrient and light limitation of algae in two northern california streams 1. *Journal of Phycology*, 24(2), 125–132.
- Hillebrand, H., & Setälä, H. (2005). Regressions of local on regional diversity do not reflect the importance of local interactions or saturation of local diversity. *Oikos*, 110(1), 195–198.
- Hiremath, S., & Mathad, P. (2010). Impact of Salinity on the Physiological and Biochemical Traits of *Chlorella*. *Journal of Algal Biomass Utilization*, 1(2), 51–59.
- Hirst, H., Jüttner, I., & Ormerod, S. J. (2002). Comparing the responses of diatoms and macroinvertebrates to metals in upland streams of Wales and Cornwall. *Freshwater Biology*, 47(9), 1752–1765. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00904.x>
- Hizir, F., Krika, A., Kessasra, F., & Krika, F. (2023). Evaluation and assessment of water and surficial sediments quality in Kebir-Rhumel Wadi, NE Algeria. *Iranian Journal of Earth Sciences*, 15(1), 10–20.

Hoagland, K. D., Drenner, R. W., Smith, J. D., & Cross, D. R. (1993). Freshwater community responses to mixtures of agricultural pesticides: Effects of atrazine and bifenthrin. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 12(4), 627–637.

Hofmann, G., Werum, M., & Lange-Bertalot, H. (2011). *Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa: Bestimmungsflora Kieselalgen für die ökologische Praxis; über 700 der häufigsten Arten und ihrer Ökologie*. Gantner.

Hustedt, F. (1939). Systematische Und Oecologische Untersuchungen Über Die Diatomeen Flora Von Java, Bali, Und Sumatra Nach Dem Material Der Deutschen Factorin Und Ihr Einfluss Auf Die Diatomeenflora. *Arch. Hydrobiol.*, 16, 247–394.

Hustedt, F. (1956). *Kieselalgen (Diatomeen). Einführung in die Kleinlebewelt*. Kosmos. Gesellschaft Der Natur Freunde. Francksche Verlagshandlung Stuttgart, 1–70.

Hustedt, Friedrich. (1930). *Die Süßwasser-Flora Mitteleuropas. Bacillariophyta (Diatomeae)*.

Hürlimann, J., & Niederhauser, P. (2006). *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Kieselalgen Stufe F (flachendeckend)* Bundesamt für Umwelt. BAFU, Bern.

I

Ingalls, A. E., Whitehead, K., & Bridoux, M. C. (2010). Tinted windows: The presence of the UV absorbing compounds called mycosporine-like amino acids embedded in the frustules of marine diatoms. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(1), 104–115. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2009.09.012>

Ingebrigtsen, R. A., Hansen, E., Andersen, J. H., & Eilertsen, H. C. (2016). Light and temperature effects on bioactivity in diatoms. *Journal of Applied Phycology*, 28, 939–950.

ISO. (1992). *The International Standard. Water quality. Measurement of biochemical parameters. Spectrometric determination of the chlorophyll-a concentration. ISO 10260*. International Organization for Standardization Geneva.

Ivorra, C. N. (2000). *Metal induced succession in benthic diatom consortia*. PhD Thesis, Doctoral Thesis. University of Amsterdam. Netherlands.

Iwata, H., & Ukai, Y. (2002). SHAPE: a computer program package for quantitative evaluation of biological shapes based on elliptic Fourier descriptors. *The Journal of Heredity*, 93(5), 384–385. <https://doi.org/10.1093/jhered/93.5.384>

J

Jahn, R. (1986). A study of *Gomphonema augur* Ehrenberg. The structure of the frustule and its variability in clones and populations. 8th Diatom Symposium 1984, 191–204.

Jones, V., & Scott, A. E. (2007). Diatom introduction. *Encyclopedia of Quaternary Science*. Oxford, Elsevier.

Jones, J. I., J. F. Murphy, A. L. Collins, K. L. Spencer, P. S. Rainbow, A. Arnold, J. L. Pretty, A. M. L. Moorhouse, V. Aguilera, P. Edwards, F. Parsonage, H. Potter & P. Whitehouse.

(2018). The Impact of Metal-Rich Sediments Derived from Mining on Freshwater Stream Life. In: de Voogt, P. (eds) *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, vol 248. Springer, Cham, pp 111–189. https://doi.org/10.1007/398_2018_21

Jüttner, I., Rothfritz, H., & Ormerod, S. J. (1996). Diatoms as indicators of river quality in the Nepalese Middle Hills with consideration of the effects of habitat-specific sampling. *Freshwater Biology*, 36(2), 475–486.

K

Kaczmarek, I., Pouličková, A., Sato, S., Edlund, M. B., Idei, M., Watanabe, T., & Mann, D. G. (2013). Proposals for a terminology for diatom sexual reproduction, auxospores and resting stages. *Diatom Research*, 28(3), 1–32. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2013.791344%0A>

Kaddeche, H., Noune, F., Dzizi, S., Chaib, N., Boudjellab, Z. E., & Blanco, S. (2022). Determinant factors of diatom assemblage's distribution along the Coastal Central Constantine (Northeastern Algeria). *Aquatic Ecology*, 56(4), 1245–1269. <https://doi.org/10.1007/s10452-022-09980-8>

Kale, A., & Karthick, B. (2015). The diatoms: Big significance of tiny glass houses. *Resonance*, 20, 919–930.

Kalyoncu, H., & Şerbetçi, B. (2013). Applicability of diatom-based water quality assessment indices in Dari stream, Isparta-Turkey. *International Journal of Environmental and Ecological Engineering*, 7(6), 386–394.

Karr, J. R. (1991). Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1(1), 66–84. <https://doi.org/10.2307/1941848>

Kefford, B. J., Schäfer, R. B., & Metzeling, L. (2012). Risk assessment of salinity and turbidity in Victoria (Australia) to stream insects' community structure does not always protect functional traits. *Science of the Total Environment*, The, 415, 61–68. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.056>

Kelly, M. G. (2003). Short term dynamics of diatoms in an upland stream and implications for monitoring eutrophication. *Environmental Pollution*, 125, 117–122. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00075-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00075-7)

Kermarrec, L., Franc, A., Rimet, F., Chaumeil, P., Frigerio, J.-M., Humbert, J.-F., & Bouchez, A. (2014). A next-generation sequencing approach to river biomonitoring using benthic diatoms. *Freshwater Science*, 33(1), 349–363.

Khan, M. Y. A., Khan, B., & Chakrapani, G. J. (2016). Assessment of spatial variations in water quality of Garra River at Shahjahanpur, Ganga Basin, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 9, 1–10.

- Kheiri, S., Solak, C. N., Edlund, M. B., Spaulding, S., Nejadsattari, T., Asri, Y., & Hamdi, S. M. M. (2018). Biodiversity of diatoms in the Karaj River in the Central Alborz, Iran. *Diatom Research*, 33(3), 355–380.
- Khereif Nacereddine, S., Djeddi, H., Benayache, Y., & Afri-Mehennaoui, F. Z. (2018). Dynamique des éléments nutritifs et du phytoplancton dans le Barrage Béni-Haroun dans l'est algérien. *European Scientific Journal*, 12, 1857–7431.
- Kim Tiam, S., Lavoie, I., Doose, C., Hamilton, P. B., & Fortin, C. (2018). Morphological, physiological and molecular responses of *Nitzschia palea* under cadmium stress. *Ecotoxicology*, 27, 675–688.
- Kim Tiam, S., Lavoie, I., Liu, F., Hamilton, P. B., & Fortin, C. (2019). Diatom deformities and tolerance to cadmium contamination in four species. *Environments*, 6(9), 102. <https://doi.org/10.3390/environments6090102>
- Kling, H. J. (1993). *Asterionella formosa* Ralfs: the process of rapid size reduction and its possible ecological significance. *Diatom Research*, 8(2), 475–479.
- Kobayasi, H., & Mayama, S. (1989). Evaluation of river water quality by diatoms. *The Korean Journal of Phycology*, 4(2), 121–133.
- Kociolek, J. P., & Stoermer, E. F. (2010). Variation and polymorphism in diatoms: the triple helix of development, genetics and environment. A review of the literature. *Vie et Milieu/Life & Environment*, 75–87.
- Kolbe, R. W. (1927). Zur Oekologie, Morphologie und Systematik del Brackwasser-Diatomeen. *Pflanzenforschung*, 7, 1–146.
- Kooistra, W. H. C. F., Gersonde, R., Medlin, L. K., & Mann, D. G. (2007). The Origin and Evolution of the Diatoms. Their Adaptation to a Planktonic Existence. In *Evolution of Primary Producers in the Sea* (Issue December). <https://doi.org/10.1016/B978-012370518-1/50012-6>
- Kooistra, W., De Stefano, M., Mann, D. G., & Medlin, L. K. (2003). The phylogeny of the diatoms. *Progress in Molecular and Subcellular Biology*, 33, 59–97.
- Köster, D., & Hübener, T. (2001). Application of diatom indices in a planted ditch constructed for tertiary sewage treatment in Schwaan, Germany. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering All Aspects of Limnology and Marine Biology*, 86(2), 241–252.
- Kralj, K., Plenković-Moraj, A., Gligora, M., Primc-Habdija, B., & Šipoš, L. (2006). Structure of periphytic community on artificial substrata: influence of depth, slide orientation and colonization time in karstic Lake Visovačko, Croatia. *Hydrobiologia*, 560(1), 249–258.
- Krammer, K. H., 2000, *Pinnularia*. In Lange – Bertalot, H. (red.), *Diatoms of Europe – Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats*, 1, A.R.G. Gantner Verlag K.G.

Krammer, K.H., 2003, *Cymbopleura, Delicata, Navicymbella, Gomphocymbellopsis, Afrocybella*. In: Lange – Bertalot, H. (red.), Diatoms of Europe – Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats, 4, A.R.G. Gantner Verlag K.G.

Krammer, K.H., 2004, *Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema*. In: Ettl, H.J., Gerloff, J., Heynig; Mollenhaur, D. (eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, G. Fischer, Jena

Krammer, K.H., Lange – Bertalot, H., 1986, *Bacillariophyceae: Naviculaceae*. In Ettl.,H., Gerloff, J., heyning, H., Mollenhauer, D.(red.), Süsswasserflorra von Mitteleuropa, 2/1, G. Fischer, Stuttgart

Krammer, K.H., Lange – Bertalot, H., 1988, *Bacillariophyceae: Bacillariaceae, Ephitemiaceae, Surirellaceae*. In: Ettl., H., Gerloff, J., heyning, H., Mollenhauer, D.(red.), Süsswasserflorra von Mitteleuropa, 2/2, G. Fischer, Stuttgart

Krammer, K.H, Lange – Bertalot, H., 1991a, *Bacillariophyceae: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*. In: Ettl., H., Gerloff, J., heyning, H., Mollenhauer, D.(red.), Süsswasserflorra von Mitteleuropa, 2/3, G. Fischer, Stuttgart

Krammer, K.H, Lange – Bertalot, H., 1991b, *Bacillariophyceae: Achnanthaceae, Kristische Ergänzungen zu Navicula und Gomphonema*, In: Ettl., H., Gerloff, J., heyning, H., Mollenhauer, D. (red.), Süsswasserflorra von Mitteleuropa, 2/4, G. Fischer, Stuttgart.

Krammer, K.H. Lange-Bertalot, 2000, *Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*. In: Ettl, H.J., Gerloff, J., Heynig; Mollenhaur, D. (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 2/3 ed. 2. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag, Jena.

Krammer, K., Lange-Bertalot, H., McNeill, J., Barrie, F. R., Buck, W. R., Demoulin, V., ... Marhold, K., 2002, Diatoms of the European inland waters and comparable habitats. *Cymbella*. Diatoms of Europe, A.R.G. Gantner Verlag K.G., 3: 1-25.

Kröger, N., Bergsdorf, C., & Sumper, M. (1994). A new calcium binding glycoprotein family constitutes a major diatom cell wall component. *The EMBO Journal*, 13(19), 4676–4683.

Kwandrans, J., Eloranta, P., Kawecka, B., & Wojtan, K. (1998). Use of benthic diatom communities to evaluate water quality in rivers of southern Poland. *Journal of Applied Phycology*, 10, 193–201.

L

La Barre, S., & Bates, S. S. (2018). Marine Biominerals with a Biotechnological Future. *Blue Biotechnol. Prod. Use Mar. Mol.*, 2, 855–912.

Lai, S.-D., Chen, P.-C., & Hsu, H.-K. (2003). Benthic algae as monitors of heavy metals in various polluted rivers by energy dispersive X-ray spectrometer. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 38(5), 855–866.

- Lainé, M., Morin, S., & Tison-Rosebery, J. (2014). A multicompartiment approach-diatoms, macrophytes, benthic macroinvertebrates and fish-to assess the impact of toxic industrial releases on a small French river. *PLoS One*, 9(7), e102358.
- Lakzaie, F., Panahy Mirzahasanlou, J., Gholizadeh, M., & Daneshvar, A. (2018). Ecological study of the diatoms in Chehel Chay River in Golestan province. *Utilization and Cultivation of Aquatics*, 7(3), 41–51.
- Laney, S. R., Olson, R. J., & Sosik, H. M. (2012). Diatoms favor their younger daughters. *Limnology and Oceanography*, 57(5), 1572–1578.
- Lange-Bertalot, H. (1979). Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia Beiheft*, 64, 285–304.
- Lange-Bertalot, H. (Ed.), 2000-2018, *Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats*. A.R.G. Gantner Verlag K.G. Königstein, Germany.
- Lange-Bertalot, H., Hofmann, G., Werum, M., Cantonati, M., & Kelly, M. G. (2017). *Freshwater benthic diatoms of Central Europe: over 800 common species used in ecological assessment (Vol. 942)*. Koeltz Botanical Books Schmitten-Oberreifenberg.
- Langlois, C. (2006). *Diatomées*. Université Paris Diderot, Paris (pp. 1–5).
- Larras, F., Bouchez, A., Rimet, F., & Montuelle, B. (2012). Using bioassays and species sensitivity distributions to assess herbicide toxicity towards benthic diatoms. *PLoS ONE* 7(8): e44458.
- Larras, F., Coulaud, R., Gautreau, E., Billoir, E., Rosebery, J., & Usseglio-Polatera, P. (2017). Assessing anthropogenic pressures on streams: A random forest approach based on benthic diatom communities. *Science of the Total Environment*, 586, 1101–1112.
- Lavoie, I., Dillon, P. J., & Campeau, S. (2009). The effect of excluding diatom taxa and reducing taxonomic resolution on multivariate analyses and stream bioassessment. *Ecological Indicators*, 9(2), 213–225.
- Lavoie, I., Hamilton, P. B., Campeau, S., Grenier, M., & Dillon, P. J. (2008). *Diatomées, Guide d'identification des rivières de l'Est du Canada*. Presses de l'Université Du Québec, Canada, 244.
- Lavoie, I., Hamilton, P. B., Morin, S., Kim Tiam, S., Kahlert, M., Gonçalves, S., Falasco, E., Fortin, C., Gontero, B., Heudre, D., Kojadinovic-Sirinelli, M., Manoylov, K., Pandey, L. K., & Taylor, J. C. (2017). Diatom teratologies as biomarkers of contamination: Are all deformities ecologically meaningful? *Ecological Indicators*, 82(January), 539–550. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.048>
- Lavoie, I., Lavoie, M., & Fortin, C. (2012). A mine of information: Benthic algal communities as biomonitors of metal contamination from abandoned tailings. *Science of the Total Environment*, The, 425, 231–241. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.057>

- Lawrence, J. R., Scharf, B., Packroff, G., & Neu, T. R. (2002). Microscale evaluation of the effects of grazing by invertebrates with contrasting feeding modes on river biofilm architecture and composition. *Microbial Ecology*, 44, 199–207.
- Leclercq, L., & Maquet, B. (1987). Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante: application au Samson et à ses affluents (Bassin de la Meuse Belge), comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénotiques et diatomiques. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. 38, 1–113.
- Lecointe, C., Coste, M., & Prygiel, J. 1. (1993). “Omnidia”: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269(1), 509–513.
- Lefebvre, K. A., & Robertson, A. (2010). Domoic acid and human exposure risks: a review. *Toxicon*, 56(2), 218–230.
- Leguay, S., Lavoie, I., Levy, J. L., & Fortin, C. (2016). Using biofilms for monitoring metal contamination in lotic ecosystems: The protective effects of hardness and pH on metal bioaccumulation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(6), 1489–1501. <https://doi.org/10.1002/etc.3292>
- Leland, H. V, & Porter, S. D. (2000). Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biology*, 44, 279–301.
- Lenoir, A., & Coste, M. (1996). Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network. International Symposium, Volksbildungsheim Grilhof Vill, AUT, 17-19 September 1995, 29–43.
- Lewin Ralph A and Roberston, A. (1971). Influence of salinity on the form of *Asterocytis* in pure culture. *Journal of Phycology*, 7(3), 236–238.
- Liang, Y., Sun, M., Tian, C., Cao, C., & Li, Z. (2014). Effects of salinity stress on the growth and chlorophyll fluorescence of *Phaeodactylum tricornutum* and *Chaetoceros gracilis* (Bacillariophyceae). *Botanica Marina*, 57(6), 469–476. <https://doi.org/10.1515/bot-2014-0037>
- Licursi, M., & Gómez, N. (2002). Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 38(2), 109–118.
- Licursi, M., & Gómez, N. (2013). Short-term toxicity of hexavalent-chromium to epipsammic diatoms of a microtidal estuary (Rio de la Plata): Responses from the individual cell to the community structure. *Aquatic Toxicology*, 134, 82–91.
- Lobo, E A, Callegaro, V. L. M., Hermany, G., Bes, D., Wetzel, C. A., & Oliveira, M. A. (2004). Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(1), 25–40.
- Lobo, E. A., Heinrich, C. G., Schuch, M., Wetzel, C. E., & Ector, L. (2016). Diatoms as bioindicators in rivers. *River Algae*, 245–271.

- Lobo, Eduardo A, Katohtit, K., & Aruga, Y. (1995). Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area, Japan. *Freshwater Biology*, 34, 191–204.
- Lobo, Eduardo Alcayaga. (2016). Índice trófico de qualidade da água: guia ilustrado para sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros.
- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., & Bender, E. P. (2002). Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. *Edunisc*.
- Lock, M. A., & John, P. H. (1979). The effect of flow patterns on uptake of phosphorus by river periphyton. *Limnology and Oceanography*, 24(2), 376–383.
- Lowe, R. L. (1974). Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms (Vol. 1). National Environmental Research Center, Office of Research and Development~....
- Lowe, R. L., Pan, Y. (1996). Benthic algal communities as biological monitors. In *Algal ecology of freshwater benthic ecosystem*, Aquatic Ecology Series, Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L., (Eds.) Academic Press, Boston pp, 705-739.
- Lozupone, C. A., & Knight, R. (2007). Global patterns in bacterial diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(27), 11436–11440. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611525104>
- Lu, C., & Zhang, J. (2000). Role of light in the response of PSII photochemistry to salt stress in the cyanobacterium *Spirulina platensis*. *Journal of Experimental Botany*, 51(346), 911–917. <https://doi.org/10.1093/jxb/51.346.911>
- Lu, X., Lou, T., Shan, T., Liu, Y., & Fan, Y. (2022). The response of benthic diatom community to anthropogenic eutrophication of a river basin under agricultural influence in NE China. *Journal of Freshwater Ecology*, 37(1), 495–511.
- Ludes, B., & Coste, M. (1996). Diatomées et médecine légale: applications de la recherche des diatomées au diagnostic de la submersion vitale. Tec et Doc Lavoisier.
- Luís, A. T., Alexander, A. C., Almeida, S. F. P., da Silva, E. F., & Culp, J. M. (2013). Benthic diatom communities in streams from zinc mining areas in continental (Canada) and Mediterranean climates (Portugal). *Water Quality Research Journal of Canada*, 48(2), 180–191. <https://doi.org/10.2166/wqrjc.2013.043>
- Luis, A. T., Durães, N., de Almeida, S. F. P., & da Silva, E. F. (2016). Integrating geochemical (surface waters, stream sediments) and biological (diatoms) approaches to assess AMD environmental impact in a pyritic mining area: Aljustrel (Alentejo, Portugal). *Journal of Environmental Sciences*, 42, 215–226.
- Luís, A. T., Teixeira, P., Almeida, S. F. P., Matos, J. X., & Da Silva, E. F. (2011). Environmental impact of mining activities in the Lousal area (Portugal): Chemical and diatom

characterization of metal-contaminated stream sediments and surface water of Corona stream. *Science of the Total Environment*, 409(20), 4312–4325.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.052>

Lyon, B. R., Lee, P. A., Bennett, J. M., DiTullio, G. R., & Janech, M. G. (2011). Proteomic analysis of a sea-ice diatom: salinity acclimation provides new insight into the dimethylsulfoniopropionate production pathway. *Plant Physiology*, 157(4), 1926–1941.

M

Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton university press.

Malviya, S., Scalco, E., Audic, S., Vincent, F., Veluchamy, A., & Poulain, J. (2016). Insights into global diatom distribution and diversity in the world's ocean.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1509523113>

Mangadze, T. (2019). Ecological assessment of a temperate river system using biomonitoring techniques: a case study of the Bloukrans river system, South Africa (Issue November).

Mann, D. G. (1993). Patterns of sexual reproduction in diatoms. *Hydrobiologia*, 269(1), 11–20.

Mann, David G, & Vanormelingen, P. (2013). An inordinate fondness? The number, distributions, and origins of diatom species. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 60(4), 414–420.

Mann, David G. (1999). The species concept in diatoms. *Phycologia*, 38(6), 437–495.

Mao, S., Guo, S., Deng, H., Xie, Z., & Tang, T. (2018). Recognition of patterns of benthic diatom assemblages within a river system to aid bioassessment. *Water*, 10(11), 1559.

Martin, G., & de los Reyes Fernández, M. (2012). Diatoms as indicators of water quality and ecological status: Sampling, analysis and some ecological remarks. *Ecol. Water Qual*, 9, 183–204.

Martin-Jézéquel, V., Hildebrand, M., & Brzezinski, M. A. (2000). Silicon metabolism in diatoms: implications for growth. *Journal of Phycology*, 36(5), 821–840.

Mccormick, P. V, & Cairns, J. (1994). Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology.*, 6, 509–526.

McCormick, P. V, & Cairns, J. (1997). *Algal indicators of aquatic ecosystem condition and change*. Lewis Publishers: Chelsea, Michigan.

McFarland, B. H., Hill, B. H., & Willingham, W. T. (1997). Abnormal *Fragilaria spp.* (Bacillariophyceae) in streams impacted by mine drainage. *Journal of Freshwater Ecology*, 12(1), 141–149.

McMillan, M., & Johansen, J. R. (1988). Changes in valve morphology of *Thalassiosira decipiens* (Bacillariophyceae) cultured in media of four different salinities. *British Phycological Journal*, 23(4), 307–316. <https://doi.org/10.1080/00071618800650341>

- Mebarki, A. (1982). Le Bassin du Kébir-Rhumel (Algérie): Hydrologie de surface et aménagement des ressources en eau. Université de Nancy II, 304 p.
- Mebarki, A. (2005). Hydrologie des bassins de l'Est algérien: ressources en eau, aménagement et environnement. In University of Mentouri Constantine Algeria.
- Medley, C. N., & Clements, W. H. (1998). Responses of diatom communities to heavy metals in streams: The influence of longitudinal variation. *Ecological Applications*, 8(3), 631–644. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0631:RODCTH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0631:RODCTH]2.0.CO;2)
- Medlin, L. K. (2011). The Permian-Triassic mass extinction forces the radiation of the modern marine phytoplankton. *Phycologia*, 50(6), 684–693. <https://doi.org/10.2216/10-31.1>
- Medlin, L. K. (2016). Evolution of the diatoms: Major steps in their evolution and a review of the supporting molecular and morphological evidence. *Phycologia*, 55(1), 79–103. <https://doi.org/10.2216/15-105.1>
- Medlin, L. K. (2018). Mini review: Diatom species as seen through a molecular window. *Brazilian Journal of Botany*, 41, 457–469.
- Medlin, L. K., & Kaczmarek, I. (2004). Evolution of the diatoms: V. Morphological and cytological support for the major clades and a taxonomic revision. *Phycologia*, 43(3), 245–270.
- Merghem, K. A., El halouani, H., Alnedhary, A. A., Dssouli, K., Gharibi, E., Alansi, R. Q., Alnahmi, F. (2016). Study of the impact of raw and treated wastewater discharges on the quality of Oued Bani Houat (Sanaa Basin): Spatio-temporal study. *J. Mater. Environ. Sci*, 7(5), 1516-1530.
- Millan, F., Izere, C., Breton, V., Voldoire, O., Biron, D. G., Wetzel, C. E., Miallier, D., Allain, E., Ector, L., & Beauger, A. (2020). The effect of natural radioactivity on diatom communities in mineral springs. *Botany Letters*, 167(1), 95–113.
- Milligan, A. J., & Morel, F. M. M. (2002). A proton buffering role for silica in diatoms. In *Science* (Vol. 297, Issue 5588). American Association for the Advancement of Science.
- Mock, T., & Medlin, L. K. (2012). Genomics and genetics of diatoms. In *Advances in botanical research* (Vol. 64, pp. 245–284). Elsevier.
- Montesor, M., Vitale, L., D'Alelio, D., & Ferrante, M. I. (2016). Sex in marine planktonic diatoms: insights and challenges. *Perspectives in Phycology*, 3(2), 61–75.
- Moradi, F., & Ismail, A. M. (2007). Responses of photosynthesis, chlorophyll fluorescence and ROS-scavenging systems to salt stress during seedling and reproductive stages in rice. *Annals of Botany*, 99(6), 1161–1173.
- Morin, S. (2006). Bioindication des effets des pollutions métalliques sur les communautés de diatomées benthiques. Approches *in situ* et expérimentales. Université Sciences et Technologies-Bordeaux I.

- Morin, S., & Coste, M. (2006). Metal-induced shifts in the morphology of diatoms from the Riou Mort and Riou Viou streams (South West France). *Use of Algae for Monitoring Rivers VI*. Hungarian Algal Society, Göd, Hungary, Balatonfüred, 91–106.
- Morin, S., Cordonier, A., Lavoie, I., Arini, A., Blanco, S., Becares, E., Coste, M., Faggiano, L., Laviale, M., Pe, F., Fortin, C., Guasch, H., & Sabater, S. (2012a). Consistency in diatom response to metal-contaminated environments. In *Emerging and priority pollutants in rivers* (pp. 117–146). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-25722-3_5
- Morin, S., Coste, M., & Hamilton, P. B. (2008a). Scanning electron microscopy observations of deformities in small pennate diatoms exposed to high cadmium concentrations. *Journal of Phycology*, 44(6), 1512–1518. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2008.00587.x>
- Morin, S., Duong, T. T., Dabrin, A., Coynel, A., Herlory, O., Baudrimont, M., Delmas, F., Durrieu, G., Schäfer, J., Winterton, P., Blanc, G., & Coste, M. (2008b). Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South-West France. *Environmental Pollution*, 151(3), 532–542. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.04.023>
- Morin, S., Vivas-Nogues, M., Thi, T. D., Boudou, A., Coste, M., & Delmas, F. (2007). Dynamics of benthic diatom colonization in a cadmium/zinc-polluted river (Riou-Mort, France). *Fundamental and Applied Limnology*, 168(2), 179–187. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2007/0168-0179>
- Morin, Soizic, Coste, M., & Delmas, F. (2008). A comparison of specific growth rates of periphytic diatoms of varying cell size under laboratory and field conditions. *Hydrobiologia*, 614(1), 285–297. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9513-y>
- Morin, Soizic, Lambert, A.-S., Artigas, J., Coquery, M., & Pesce, S. (2012b). Diatom immigration drives biofilm recovery after chronic copper exposure. *Freshwater Biology*, 57, 1658–1666. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02827.x>
- Mosisch, T. D., & Bunn, S. E. (1997). Temporal patterns of rainforest stream epilithic algae in relation to flow-related disturbance. *Aquatic Botany*, 58(2), 181–193.
- Mosisch, T. D., Bunn, S. E., & Davies, P. M. (2001). The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams. *Freshwater Biology*, 46(9), 1269–1278.
- Mostaert, U. (1995). Inorganic ions and mannitol in the red alga *Caloglossa leprieurii*. (Ceramiales, Rhodophyta): Response to salinity change. March. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-34-6-501.1>
- Mostajir, B., Amblard, C., Buffan-Dubau, E., De Wit, R., Lensi, R., & Sime-Ngando, T. (2012). Les réseaux trophiques microbiens des milieux aquatiques et terrestres. Presses Universitaires de Pau et des Pays de l'Adour.
- Mouget, J.-L., Gastineau, R., Davidovich, O., Gaudin, P., & Davidovich, N. A. (2009). Light is a key factor in triggering sexual reproduction in the pennate diatom *Haslea ostrearia*. *FEMS Microbiology Ecology*, 69(2), 194–201.

Mouget, J.-L., Rosa, P., Vachoux, C., & Tremblin, G. (2005). Enhancement of marennine production by blue light in the diatom *Haslea ostrearia*. *Journal of Applied Phycology*, 17, 437–445.

Mu, W., Chen, Y., Liu, Y., Pan, X., & Fan, Y. (2018). Toxicological effects of cadmium and lead on two freshwater diatoms. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 59(March), 152–162. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.03.013>

Muhr, E. (2014). *Teratological Diatom Deformities in the Periphyton of Colorado Alpine Streams as Indicators of Acid Mine Drainage Contamination*. University of Colorado, Boulder.

Muller-Feuga, A. (2000). The role of microalgae in aquaculture: situation and trends. *Journal of Applied Phycology*, 12(3–5), 527–534.

Munn, M. D., Black, R. W., & Gruber, S. J. (2002). Response of benthic algae to environmental gradients in an agriculturally dominated landscape. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(2), 221–237.

Murakami, T. & Kasuya, M. (1993). Teratological variations of *Gomphonema parvulum* Kutzing in a heavily polluted drainage channel. *Diatom*, 8, 7–10.

N

Nanjappa, D., Sanges, R., Ferrante, M. I., & Zingone, A. (2017). Diatom flagellar genes and their expression during sexual reproduction in *Leptocylindrus danicus*. *BMC Genomics*, 18(1), 1–11.

Nartey, V. K., Hayford, E. K., Ametsi, S. K., & others. (2012). Assessment of the impact of solid waste dumpsites on some surface water systems in the Accra Metropolitan Area, Ghana. *Journal of Water Resource and Protection*, 4(08), 605.

Nautiyal, R., & Nautiyal, P. (2018). Health assessment of Loktak lake using diatoms as biological indicators. *Advances in Health and Environment Safety: Select Proceedings of HSFEA 2016*, 1–10.

Nayar, S., Goh, B. P. L., Chou, L. M., & Reddy, S. (2003). *In situ* microcosms to study the impact of heavy metals resuspended by dredging on periphyton in a tropical estuary. *Aquatic Toxicology*, 64(3), 293–306.

Negadi, M, Hassani, A., Hammou, M. A., Dahmani, W., Miara, M. D., Kharytonov, M., & Zhukov, O. (2018). Diversity of Diatom epilithons and quality of water from the subbasin of Oued Mina (district of Tiaret, Algeria). *Ukrainian Journal of Ecology*, 8(1), 103–117.

Negadi, M, M, A. H., Miara, M. D., Bendif, H., & Blake, P. (2021). Floristic diversity and Ecology of Epilithic Diatoms of the ChottChergui wetland (North-West of Algeria). *Genetics and Biodiversity Journal*.

Negadi, Mohamed. (2019). *Bacillariophycées «Diatomées» De La Région De Tiaret : Aspect Taxonomique et Appliqué*. Université Ibn Khaldoun-Tiaret-.

Nehar, B. (2016). Contribution à l'Etude des Diatomées Benthiques de quelques cours d'eau de l'Oranie: Taxonomie et Ecologie. In Université d'Oran.

Nehar, B., Blanco, S., & Hadjadj-Aoul, S. (2015). Diversity and ecology of diatoms in northwest of Algeria: Case of El-hammam stream and estuary of Cheliff river. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13(1), 37–52.

https://doi.org/10.15666/aeer/1301_037052

Nicolardot, B., Parnaudeau, V., & Chabalier, P.-F. (2004). Effet de la température sur la minéralisation de différents produits organiques apportés dans les sols. Atelier de Clôture de l'ATP: Impacts Du Recyclage Des Déchets Agro-Industriels, 1–10.

Niyogi, D. K., Lewis Jr, W. M., & McKnight, D. M. (2002). Effects of stress from mine drainage on diversity, biomass, and function of primary producers in mountain streams. *Ecosystems*, 5(6), 554–567.

Noga, T., Stanek-Tarkowska, J., Peszek, Ł., Pajaczek, A., Kochman-Kędziora, N., & Ligezka, R. (2016). The use of diatoms to assess the water quality in the Wisłoka River in the town of Dębica and the surrounding area. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 45(2), 191–201.

Noune, F., Chaib, N., Kaddeche, H., Dzizi, S., Metallaoui, S., & Blanco, S. (2023). Effect of salinity on valves morphology in freshwater diatoms. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(1), 159. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10770-w>

Noune, F., Chaib, N., Metallaoui, S., Kaddeche, H., Dzizi, S., & Blanco, S. (2024). Exploring the effect of salinity as a primary cause of teratology in freshwater diatoms. *Global NEST Journal*, 26(3). <https://doi.org/doi.org/10.30955/gnj.005586>

Nriagu, J. O., & Pacyna, J. M. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333(6169), 134–139.

Nunes, M. L., Ferreira Da Silva, E., & De Almeida, S. F. P. (2003). Assessment of water quality in the Caima and Mau river basins (Portugal) using geochemical and biological indices. *Water, Air, and Soil Pollution*, 149, 227–250. <https://doi.org/10.1023/A:1025636106890>

O

Olenici, A. (2019). Benthic Diatom Response to Acid Mine Drainage Pollution in Roșia Montană Mining Area (Romania) (Doctoral dissertation).

Olenici, A., Blanco, S., Borrego-Ramos, M., Jimenez-Gomez, F., Guerrero, F., Momeu, L., & Baci, C. (2019). A new diatom teratology driven by metal pollution in a temperate river (Roșia Montană, Romania). *Annali Di Botanica*, 9, 113–118. <https://doi.org/10.13133/2239-3129/14624>

Olenici, A., Blanco, S., Borrego-Ramos, M., Momeu, L., & Baciú, C. (2017). Exploring the effects of acid mine drainage on diatom teratology using geometric morphometry. *Ecotoxicology*, 26(8), 1018–1030. <https://doi.org/10.1007/s10646-017-1830-3>

Oliveira, M. A., Torgan, L. C., Lobo, E. A., & Scharzbold, A. (2001). Association of periphytic diatom species of artificial substrate in lotic environments in the Arroio Sampaio basin, RS, Brazil: relationships with abiotic variables. *Brazilian Journal of Biology*, 61(4), 523–540.

OMS. (2013). Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères, Volume 2, chapitre 8, p 125.

Ostertagová, E., Ostertag, O., & Kováč, J. (2014). Methodology and application of the Kruskal-Wallis test. *Applied Mechanics and Materials*, 611, 115–120. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.611.115>

Ozer, T., Erkaya, I. A., Solak, C. N., & Udoh, A. U. (2018). Diversity and ecology of algae from Melen river (Western Black sea river catchment) in Turkey. *Turkish J Fish Aquat Sci*.

P

Paasche, E., Johansson, S., & Evensen, D. L. (1975). An effect of osmotic pressure on the valve morphology of the diatom *Skeletonema subsalsum* (A. Cleve) Bethge. *Phycologia*, 14(4), 205–211. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-14-4-205.1>

Pan, Y., Stevenson, R. J., Vaithyanathan, P., Slate, J., & Richardson, C. J. (2000). Changes in algal assemblages along observed and experimental phosphorus gradients in a subtropical wetland, USA. *Freshwater Biology*, 44(2), 339–353.

Panahy Mirzahasanlou, J., Ramezanpour, Z., Nejadstattari, T., Imanpour Namin, J., & Asri, Y. (2020). Temporal and spatial distribution of diatom assemblages and their relationship with environmental factors in Balikhli River (NW Iran). *Ecology and Hydrobiology*, 20(1), 102–111. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.04.002>

Pandey, L. K. (2020). *In situ* assessment of metal toxicity in riverine periphytic algae as a tool for biomonitoring of fluvial ecosystems. *Environmental Technology and Innovation*, 18, 100675. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100675>

Pandey, L. K., & Bergey, E. A. (2016). Exploring the status of motility, lipid bodies, deformities and size reduction in periphytic diatom community from chronically metal (Cu, Zn) polluted water bodies as a biomonitoring tool. *Science of the Total Environment*, 550, 372–381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.151>

Pandey, L. K., & Bergey, E. A. (2018). Metal toxicity and recovery response of riverine periphytic algae. *Science of the Total Environment*, 642, 1020–1031. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.069>

- Pandey, L. K., Bergey, E. A., Lyu, J., Park, J., Choi, S., Lee, H., Depuydt, S., Oh, Y.-T., Lee, S.-M., & Han, T. (2017). The use of diatoms in ecotoxicology and bioassessment: Insights, advances and challenges. *Water Research*, 118, 39–58.
- Pandey, L. K., Chandra, Y., Park, J., Choi, S., Lee, H., & Lyu, J. (2018a). Evaluating features of periphytic diatom communities as biomonitoring tools in fresh, brackish and marine waters. *Aquatic Toxicology*, 194(September 2017), 67–77. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.11.003>
- Pandey, L. K., Kumar, D., Yadav, A., Rai, J., & Gaur, J. P. (2014). Morphological abnormalities in periphytic diatoms as a tool for biomonitoring of heavy metal pollution in a river. *Ecological Indicators*, 36, 272–279. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.002>
- Pandey, L. K., Lavoie, I., Morin, S., Park, J., Lyu, J., Choi, S., Lee, H., & Han, T. (2018b). River water quality assessment based on a multi-descriptor approach including chemistry, diatom assemblage structure, and non-taxonomical diatom metrics. *Ecological Indicators*, 84(July 2017), 140–151. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.043>
- Park, J., Bergey, E. A., Han, T., & Pandey, L. K. (2020a). Diatoms as indicators of environmental health on Korean islands. *Aquatic Toxicology*, 227(February), 105594. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105594>
- Park, J., Lee, H., Depuydt, S., Han, T., & Pandey, L. K. (2020b). Assessment of five live-cell characteristics in periphytic diatoms as a measure of copper stress. *Journal of Hazardous Materials*, 400(February), 123113. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123113>
- Patrick, R. (1975). The diatoms of the United States. Vol. 2 Part 1. Acad. Nat. Sci. Phil. Monograph, 13.
- Patrick, R. (1977). Ecology of freshwater diatoms and diatom communities. *The Biology of Diatoms*, 13, 284–332.
- Pelusi, A., De Luca, P., Manfellotto, F., Thamatrakoln, K., Bidle, K. D., & Montresor, M. (2021). Virus-induced spore formation as a defense mechanism in marine diatoms. *New Phytologist*, 229(4), 2251–2259. <https://doi.org/10.1111/nph.16951>
- Pérès, F., Coste, M., Ribeyre, F., Ricard, M., & Boudou, A. (1996). Effects of the phenylurea herbicide isoproturon on periphytic diatom communities in freshwater indoor microcosms. *Journal of Applied Phycology*, 9(3), 215–227. <https://doi.org/10.1023/A:1007960506716>
- Pérès, F., Coste, M., Ricard, F., & Boudou, A. (1997). Effects of methylmercury and inorganic mercury on periphytic diatom communities in freshwater indoor microcosms. *Journal of Applied Phycology*, 9, 215–227.
- Peres-Weerts, F. (2000). Mise en évidence des effets toxiques des métaux lourds sur les diatomées par l'étude des formes tératogènes. Agence de l'Eau Artois Picardie, Douai.
- Peterson, C. G. (1996). Response of benthic algal communities to natural physical disturbance. *Algal Ecology*, 375–402.

- Petruciani, A., Knoll, A. H., & Norici, A. (2022). Si Decline and diatom evolution: Insights from physiological experiments. *Frontiers in Marine Science*, 9, 924452.
- Petrova, D. P., Bedoshvili, Y. D., Zakharova, Y. R., Volokitina, N. A., Likhoshway, Y. V., & Grachev, M. A. (2020). Changes in valve morphology of two pennate diatom species during long-term culture. *Acta Biologica Sibirica*, 6, 669–678. <https://doi.org/10.3897/abs.6.e57888>
- Pinto, E., Sigaud-kutner, T. C. S., Leitao, M. A. S., Okamoto, O. K., Morse, D., & Colepicolo, P. (2003). Heavy metal--induced oxidative stress in algae 1. *Journal of Phycology*, 39(6), 1008–1018.
- Piscart, C., Lecerf, A., Usseglio-Polatera, P., Moreteau, J. C., & Beisel, J. N. (2005). Biodiversity patterns along a salinity gradient: The case of net-spinning caddisflies. *Biodiversity and Conservation*, 14(9), 2235–2249. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-4783-9>
- Poff, N. L., & Nelson-Baker, K. (1997). Habitat heterogeneity and algal-grazer interactions in streams: explorations with a spatially explicit model. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(1), 263–276.
- Potapova, M. G., & Charles, D. F. (2002). Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography*, 29(2), 167–187.
- Potapova, M. G., Charles, D. F., Ponader, K. C., & Winter, D. M. (2004). Quantifying species indicator values for trophic diatom indices: a comparison of approaches. *Hydrobiologia*, 517, 25–41.
- Potapova, M., & Charles, D. F. (2003). Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*, 48(8), 1311–1328. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01080.x>
- Potapova, M., & Charles, D. F. (2005). Choice of substrate in algae-based water-quality assessment. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(2), 415–427.
- Potapova, M., Desianti, N., & Enache, M. (2016). Potential effects of sediment contaminants on diatom assemblages in coastal lagoons of New Jersey and New York States. *Marine Pollution Bulletin*, 107(2), 453–458. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.028>
- Prygiel, J., & Coste, M. (1995). Les diatomées et le diagnostic de la qualité des eaux courantes continentales: les principales méthodes indicielles. *Vie et Milieu/Life & Environment*, 179–186.
- Prygiel, J., & Coste, M. (2000). Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées NF T 90-354. Agence de l'eau Artois Picardie. Cemagref Bordeaux.
- Prygiel, J., Coste, M., & Bukowska, J. (1999a). Review of the major diatom-based techniques for the quality assesment of rivers-State of the art in Europe. *Use of Algae for Monitoring Rivers III*, Prygiel J., Whitton BA, Bukowska J., 224–238.

Prygiel, J., Whitton, B., & Bukowska, J. (1999b). Use of Algae for Monitoring Rivers III: Proceedings of an International Symposium Held at the Agence de L'Eau Artois-Picardie, Douai, France. Agence de l'Eau Artois-Picardie.

Prygiel, J., Leveque, L., & Iserentant, R. (1996). Un nouvel indice diatomique pratique pour l'évaluation de la qualité des eaux en réseau de surveillance. *Revue des Sciences de l'Eau*, 9(1), 97-113. <https://doi.org/10.7202/705244ar>

Q

Qiao, H., Cong, C., Sun, C., Li, B., Wang, J., & Zhang, L. (2016). Effect of culture conditions on growth, fatty acid composition and DHA/EPA ratio of *Phaeodactylum tricornutum*. *Aquaculture*, 452, 311–317.

Quéguiner, B. (2007). *Structure et Fonctionnement des Ecosystèmes Pélagiques Marins*. Centre d'Océanologie de Marseille, Aix-Marseille Université.

R

Rai, A. K., & Abraham, G. (1993). Salinity tolerance and growth analysis of the cyanobacterium *Anabaena doliolum*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 51(5), 724–731.

Raven, P. H., Evert, R. F., & Eichhorn, S. E. (2000). *Biologie végétale*. 6ème Edition de boeck. Bruxelles. Paris.

Reavie, E., & Smol, J. (2001). Diatom-environmental relationships in 64 alkaline southeastern Ontario (Canada) lakes: a diatom-based model for water quality reconstructions. *Journal of Paleolimnology*, 25(1), 25–42.

Reggam, A., Bouchelaghem, H., & Houhamdi, M. (2015). Qualité physico-chimique des eaux de l'Oued Seybouse (Nord-Est de l'Algérie): caractérisation et analyse en composantes principales. *Journal of Materials and Environmental Science*, 6(5), 1417–1425.

Renberg, I., & Hellberg, T. (1982). The pH history of lakes in southwestern Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediments. *Ambio;(Norway)*, 11(1).

Riato, L., Leira, M., Della Bella, V., & Oberholster, P. J. (2018). Development of a diatom-based multimetric index for acid mine drainage impacted depression wetlands. *Science of the Total Environment*, 612, 214–222. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.181>

Ricard, M. (1987). *Atlas du phytoplancton marin (Vol. 2)*. CNRS Diatomophycees, Paris.

Riethman, H., Bullerjahn, G., Reddy, K. J., & Sherman, L. A. (1988). Regulation of cyanobacterial pigment-protein composition and organization by environmental factors. *Photosynthesis Research*, 18(1–2), 133–161. <https://doi.org/10.1007/BF00042982>

Rijstenbil, J. W. (2005). UV- and salinity-induced oxidative effects in the marine diatom *Cylindrotheca closterium* during simulated emersion. *Marine Biology*, 147, 1063–1073. <https://doi.org/10.1007/s00227-005-0015-4>

- Rimet, F, Ector, L., Dohet, A., & Cauchie, H. M. (2004a). Impacts of fluoranthene on diatom assemblages and frustule morphology in indoor microcosms. *Vie et Milieu/Life & Environment*, 145–156.
- Rimet, F., Cauchie, H.-M., Hoffmann, L., & Ector, L. (2005). Response of diatom indices to simulated water quality improvements in a river. *Journal of Applied Phycology*, 17, 119–128.
- Rimet, Frédéric, Ector, L., Cauchie, H.-M., & Hoffmann, L. (2004b). Regional distribution of diatom assemblages in the headwater streams of Luxembourg. *Hydrobiologia*, 520, 105–117.
- Rimet, Frederic. (2009). Benthic diatom assemblages and their correspondence with ecoregional classifications: Case study of rivers in North-Eastern France. *Hydrobiologia*, 636(1), 137–151. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9943-1>
- Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J-P., Chambon, P., Champsaur, H. & Rodi, L. (2005). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires et eau de mer*. 8ème édition, Dunod, Paris.
- Rogelja, M., Cibic, T., Pennesi, C., & De Vittor, C. (2016). Microphytobenthic community composition and primary production at gas and thermal vents in the Aeolian Islands (Tyrrhenian Sea, Italy). *Marine Environmental Research*, 118, 31–44. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.04.009>
- Roig, B., Valat, C., Allan, I. J., Greenwood, R., Berho, C., Guigues, N., Mills, G. A., & Ulitzur, N. (2007). The use of field studies to establish the performance of a range of tools for monitoring water quality. *Trac Trends in Analytical Chemistry*, 26(4), 274–282.
- Rosemond, A. D., Mulholland, P. J., & Brawley, S. H. (2000). Seasonally shifting limitation of stream periphyton: response of algal populations and assemblage biomass and productivity to variation in light, nutrients, and herbivores. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(1), 66–75. <https://doi.org/10.1139/cjfas-57-1-66>
- Rosemond, A. D., Mulholland, P. J., & Elwood, J. W. (1993). Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrients and herbivores. *Ecology*, 74(4), 1264–1280.
- Rott, E., Duthie, H. C., & Pipp, E. (1998). Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand River, Ontario, by means of diatoms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(6), 1443–1453.
- Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P. et Pipp, E. (1997). Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fliessgewässern. Teil 1: Saprobielle Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien, Austria.
- Rott, E., Pfister, P., Dam, H. Van, Pipp, E., Pall, K., Binder, N., & et Ortler, K. (1999). Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fliessgewässern. Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenzen; taxonomische und toxikologische Anmerkungen. Wasserwirtschaftskataster Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwi.

- Round, F. E. (1991a). Diatoms in river water-monitoring studies. *Journal of Applied Phycology*, 3(2), 129–145.
- Round, F. E. (1991b). Use of diatoms for monitoring rivers. *Use of Algae for Monitoring Rivers*, 25–32.
- Round, F. E., Crawford, R. M., & Mann, D. G. (1990). *The Diatoms: Biology and Morphology of the genera*. Cambridge university press.
- Ruggiu, D., Luglié, A., Cattaneo, A., & Panzani, P. (1998). Paleocological evidence for diatom response to metal pollution in Lake Orta (N. Italy). *Journal of Paleolimnology*, 20(4), 333–345. <https://doi.org/10.1023/A:1007929926526>
- Rumeau, A., & Coste, M. (1988). Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce. Pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, (309), 1-69.
- Rybak, M., Noga, T., & Poradowska, A. (2019). Diversity in anthropogenic environment--permanent puddle as a place for development of diatoms. *Journal of Ecological Engineering*, 20(8), 165–174.
- Ryves, D. B., McGowan, S., & Anderson, N. J. (2002). Development and evaluation of a diatom-conductivity model from lakes in West Greenland. *Freshwater Biology*, 47(5), 995–1014. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00832.x>

S

- Saal, I., Bouchelouche, D., Hamache, C., & Arab, A. (2021). Evaluation of the surface water quality in the Kebir-Rhumel catchment area (northeast Algeria) using biotic indices and physico-chemical analyses. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 46565–46579.
- Sabater, S., Navarro, E., & Guasch, H. (2002). Effects of copper on algal communities at different current velocities. *Journal of Applied Phycology*, 14(5), 391–398.
- Saboski, E. M. (1977). Effects of mercury and tin on frustular ultrastructure of the marine diatom, *Nitzschia liebethrutti*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 8, 461–466. <https://doi.org/10.1007/BF00228660>
- Sahli, L., Afri-Mehennaoui, F.-Z., El Okki, M. E. H., Blaise, C., & Mehennaoui, S. (2011). Spatial and seasonal variations and ecotoxicological significance of sediment trace metal concentrations in Kebir-Rhumel basin (Northeast of Algeria). *Water Science and Technology*, 64(8), 1759–1766.
- Salomoni, S. E., Rocha, O., Callegaro, V. L., & Lobo, E. A. (2006). Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, 559, 233–246. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-9012-3>
- Sane, S. (2006). Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal. These de Doctorat de 3e Cycle d'écologie Planctonique, Ucad, Dakar, Sénégal.

- Sarthou, G., Timmermans, K. R., Blain, S., & Tréguer, P. (2005). Growth physiology and fate of diatoms in the ocean: a review. *Journal of Sea Research*, 53(1–2), 25–42. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2004.01.007>
- Schiefele, S., & Kohmann, F. (1993). Bioindikation der trophie in Fliessgewässern. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht Nr. 102 01 504.
- Schmid, A. M. (1980). Valve morphogenesis in diatoms: a pattern-related filamentous system in pennates and the effect of APM, colchicine and osmotic pressure. *Nova Hedwigia*, 33, 811–847.
- Schmid, A. M. M. (1979). Influence of environmental factors on the development of the valve in diatoms. *Protoplasma*, 99(1–2), 99–115. <https://doi.org/10.1007/BF01274072>
- Schmidt, R., Kamenik, C., Kaiblinger, C., & Hetzel, M. (2004). Tracking Holocene environmental changes in an alpine lake sediment core: application of regional diatom calibration, geochemistry, and pollen. *Journal of Paleolimnology*, 32, 177–196.
- Schmitt-Jansen, M., & Altenburger, R. (2005). Toxic effects of isoproturon on periphyton communities - A microcosm study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62(3 SPEC. ISS.), 539–545. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.09.016>
- Schultz, M. E. (1971). Salinity-related polymorphism in the brackish-water diatom *Cyclotella cryptica*. *Canadian Journal of Botany*, 49(8), 1285–1289. <https://doi.org/10.1139/b71-182>
- Schulz, C.-J. (2016). How does salinisation running waters affect aquatic communities? Answers from a case study. *Proceedings IMWA*, 144–150.
- Schumacher, G. J., & Whitford, L. A. (1965). Respiration and p32 uptake in various species of freshwater algae as affected by a current. *Journal of Phycology*, 1(2), 78–80.
- Seckbach, J., & Kociolek, P. (2011). *The diatom world* (Vol. 19). Springer Science & Business Media.
- Sekar, R., Nair, K. V. K., Rao, V. N. R., & Venugopalan, V. P. (2002). Nutrient dynamics and successional changes in a lentic freshwater biofilm. *Freshwater Biology*, 47(10), 1893–1907.
- Sgro, G. V, Poole, J. B., & Johansen, J. R. (2007). Western North American Naturalist Diatom species composition and ecology of the Animas River Watershed, Colorado, USA. *Western North American Naturalist*, 67(4), 510–519.
- Shannon, C. E., & Weaver, W. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27(3), 379–423.
- Sharma, K. K., Schuhmann, H., & Schenk, P. M. (2012). High lipid induction in microalgae for biodiesel production. *Energies*, 5(5), 1532–1553.
- Shetty, P., Gitau, M. M., & Mar, G. (2019). Salinity Stress Responses and Adaptation Mechanisms in Eukaryotic Green Microalgae. *Cells*, 8(12), 1–16.

- Sidi Yakoub-Bezzeghoud, B., Mansour, B., Reguig, L. (2014). Inventaire diatomique d'oued Rhiou affluent d'oued Chéelif et d'oued El Malah .affluent de l'oued Tana., nord-ouest de l'Algérie. 33rd Symposium of Association of Diatomists of French Language, Clermont-Ferrand. [French]
- Sienkiewicz, E., & Gąkasiorowski, M. (2017). The diatom-inferred pH reconstructions for a naturally neutralized pit lake in south-west Poland using the Mining and the Combined pH training sets. *Science of the Total Environment*, 605, 75–87.
- Sienkiewicz, E., & Gąkasiorowski, M. (2019). Natural evolution of artificial lakes formed in lignite excavations based on diatom, geochemical and isotopic data. *Journal of Paleolimnology*, 62, 1–13.
- Silva, E. F., Almeida, S. F. P., Nunes, M. L., Luis, A. T., Borg, F., Hedlund, M., de Sá, C. M., Patinha, C., & Teixeira, P. (2009). Heavy metal pollution downstream the abandoned Coval da Mó mine (Portugal) and associated effects on epilithic diatom communities. *Science of the Total Environment*, 407(21), 5620–5636.
- Sims, P. A., Mann, D. G., & Medlin, L. K. (2006). Evolution of the diatoms: insights from fossil, biological and molecular data. *Phycologia*, 45(4), 361–402.
- Singh, S. P., & Singh, P. (2015). Effect of temperature and light on the growth of algae species: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50, 431–444.
- Sládeček, V. (1986). Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 14(5), 555–566.
- Smetacek, V. S. (1985). Role of sinking in diatom life-history cycles: ecological, evolutionary and geological significance. *Marine Biology*, 84(3), 239–251.
- Smol, J. P., & Stoermer, E. F. (2010). *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press.
- Soininen, J. (2002). Responses of epilithic diatom communities to environmental gradients in some Finnish rivers. *International Review of Hydrobiology*, 87(1), 11–24.
- Soininen, J. (2004). *Benthic diatom community structure in boreal streams: Distribution patterns along environmental and spatial gradients*. University of Helsinki, Finland.
- Soininen, J., & Könönen, K. (2004). Comparative study of monitoring South-Finnish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure Comparative study of monitoring South-Finnish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure. *Aquatic Ecology* 38:, 38(January 2004), 63–75. <https://doi.org/10.1023/B>
- Solak, C. N., & others. (2011). Water quality monitoring in European an Turkish rivers using diatoms. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11(2).

- Solak, C. N., Peszek, Ł., Yilmaz, E., Ergül, H. A., Kayal, M., Ekmekçi, F., Várbiró, G., Yüce, A. M., Canli, O., Binici, M. S., & others. (2020). Use of diatoms in monitoring the Sakarya river basin, Turkey. *Water*, 12(3), 703. <https://doi.org/10.3390/w12030703>
- Sommer, U. (1996). Nutrient competition experiments with periphyton from the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 140, 161–167.
- Stachura-Suchoples, K., Enke, N., Schlie, C., Schaub, I., Karsten, U., & Jahn, R. (2016). Contribution towards a morphological and molecular taxonomic reference library of benthic marine diatoms from two Arctic fjords on Svalbard (Norway). *Polar Biology*, 39, 1933–1956. <https://doi.org/10.1007/s00300-015-1683-2>
- Stancheva, R., Ivanov, P., & Mancheva, A. (2009). Application of epilithic diatoms in water quality assessment of the rivers vit and Osum, Bulgaria. *Diatomededelingen*, 33, 114–118.
- Stefaniak, K. (1998). The impact of the Karlikowski Stream on the environmental condition of the coastal zone of the Gulf of Gdansk. Msc Thesis, Inst. Oceanogr., Uniw. Gdansk, Gdynia.
- Steinman, A. D., Mulholland, P. J., & Hill, W. R. (1992). Functional responses associated with growth form in stream algae. *Journal of the North American Benthological Society*, 11(2), 229–243.
- Steinman, A. D., Mulholland, P. J., & Kirschtel, D. B. (1991). Interactive effects of nutrient reduction and herbivory on biomass, taxonomic structure, and P uptake in lotic periphyton communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48(10), 1951–1959.
- Steinman A. D., 1996. Effects of grazers on freshwater benthic algae. In *Algal ecology of freshwater benthic ecosystem*, Aquatic Ecology Series, Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L.Eds. Academic Press, Boston, 341-366.
- Sterrenburg, F. A. S. (1973). Extreme malformation and the notion of species. *Microscopy*, 32, 314–318.
- Stevenson, R J, Singer, R., Roberts, D. A., & Boylen, C. W. (1985). Patterns of epipellic algal abundance with depth, trophic status, and acidity in poorly buffered New Hampshire lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(9), 1501–1512.
- Stevenson, R Jan, Bothwell, M. L., Lowe, R. L., & Thorp, J. H. (1996). *Algal ecology: Freshwater benthic ecosystems*. Academic press.
- Stevenson, R Jan. (1996). An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*, 3–30.
- Stevenson, R. J. (1984). Epilithic and epipellic diatoms in the Sandusky River, with emphasis on species diversity and water pollution. *Hydrobiologia*, 114(1968), 161–175.
- Stevenson, R. J., Pan, Y., & van Dam, H. (1999). Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, Second Edition (pp. 57–85). <https://doi.org/10.1017/CBO9780511763175.005>

Stewart, P. S., & Costerton, J. W. (2001). Antibiotic resistance of bacteria in biofilms. *The Lancet*, 358(9276), 135–138.

Stoermer, E. F. (1967). Polymorphism in *Mastogloia*. *Journal of Phycology*, 3(19), 73–77.

Stoermer, E. F., & Andresen, N. A. (2006). Atypical *Tabularia* in coastal Lake Erie, USA. *Fossil and Recent Phycological Studies*, 351–361.

Sudhir and Murthy, S. D. S. (2004). Effects of salt stress on basic processes of photosynthesis. *Photosynthetica.*, 42(4), 481–486.

Sutherland, I. W. (2001). The biofilm matrix--an immobilized but dynamic microbial environment. *Trends in Microbiology*, 9(5), 222–227.

Szabó, K., Kiss, K. T., Taba, G., & Ács, É. (2005). Epiphytic diatoms of the Tisza River, Kisköre Reservoir and some oxbows of the Tisza River after the cyanide and heavy metal pollution in 2000. *Acta Botanica Croatica*, 64(1), 1–46.

Szigyártó, L., & Bakos, A. (2015). Diatoms and water quality of the Zetea Lake and surrounding river courses (Harghita County, Romania). *Contributii Botanice*, 50.

Szulc, B., & Szulc, K. (2013). The use of the Biological Diatom Index (BDI) for the assessment of water quality in the Pilica River, Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42, 188–194.

T

Tahmina, B., Sujan, D., Karabi, R., Hena, M. K. A., Amin, K. R., & Sharmin, S. (2018). Assessment of surface water quality of the Turag River in Bangladesh. *Research Journal of Chemistry and Environment*, 22(2), 49–56.

Talebi, A. F., Tabatabaei, M., Mohtashami, S. K., Tohidfar, M., & Moradi, F. (2013). Comparative Salt Stress Study on Intracellular Ion Concentration in Marine and Salt-adapted Freshwater Strains of Microalgae. *Notulae Scientia Biologicae*, 5(3), 309–315. <https://doi.org/10.15835/nsb539114>

Tan, X., Sheldon, F., Bunn, S. E., & Zhang, Q. (2013). Using diatom indices for water quality assessment in a subtropical river, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 4164–4175.

Tan, X., Zhang, Q., Burford, M. A., Sheldon, F., & Bunn, S. E. (2017). Benthic diatom based indices for water quality assessment in two subtropical streams. *Frontiers in Microbiology*, 8, 601.

Tanjung, R. H. R., & Hamuna, B. Alianto (2019). Assessment of water quality and pollution index in coastal waters of Mimika, Indonesia. *Journal of Ecological Engineering*, 20(2), 87–94. <https://doi.org/10.12911/22998993/95266>

Tank, J. L., & Dodds, W. K. (2003). Nutrient limitation of epilithic and epixylic biofilms in ten North American streams. *Freshwater Biology*, 48(6), 1031–1049.

- Taylor, J C, van Vuuren, M. S. J., & Pieterse, A. J. H. (2007a). The application and testing of diatom-based indices in the Vaal and Wilge Rivers, South Africa. *Water Sa*, 33(1).
- Taylor, Jonathan Charles, Harding, W. R., Archibald, C. G. M., & others. (2007). An illustrated guide to some common diatom species from South Africa. Water Research Commission Pretoria.
- Teittinen, A., Kallajoki, L., Meier, S., & Stigzelius, T. (2016). The roles of elevation and local environmental factors as drivers of diatom diversity in subarctic streams. *Freshwater Biology*, 61(9), 1509-1521. <https://doi.org/10.1111/fwb.12791>
- Thomas, W. H., Hollibaugh, J. T., & Seibert, D. L. R. (1980). Effects of heavy metals on the morphology of some marine phytoplankton. *Phycologia*, 19(3), 202–209.
- Tibby, J., Gell, P. A., Fluin, J., & Sluiter, I. R. K. (2007). Diatom--salinity relationships in wetlands: assessing the influence of salinity variability on the development of inference models. *Hydrobiologia*, 591, 207–218.
- Tison, J. (2006). Utilisation de la modélisation neuronale et des caractéristiques des communautés diatomiques pour la bio-évaluation de l'état écologique des cours d'eau et l'accompagnement de leur restauration. Bordeaux 1.
- Tison, J., Park, Y.-S., Coste, M., Wasson, J. G., Ector, L., Rimet, F., & Delmas, F. (2005). Typology of diatom communities and the influence of hydro-ecoregions: a study on the French hydrosystem scale. *Water Research*, 39(14), 3177–3188.
- Tompkins, T., & Blinn, D. W. (1976). The effect of mercury on the growth rate of *Fragilaria crotonensis* kitton and *Asterionella formosa* Hass. *Hydrobiologia*, 49, 111–116. <https://doi.org/10.1007/BF00772680>
- Tornés, E., Mor, J.-R., Mandaric, L., & Sabater, S. (2018). Diatom responses to sewage inputs and hydrological alteration in Mediterranean streams. *Environmental Pollution*, 238, 369–378.
- Townsend, S. A., & Gell, P. A. (2005). The role of substrate type on benthic diatom assemblages in the Daly and Roper Rivers of the Australian wet/dry tropics. *Hydrobiologia*, 548(1), 101–115.
- Trobajo Pujadas, R. (2007). Ecological analysis of periphytic diatoms in Mediterranean coastal wetlands (Empordà wetlands, NE Spain). ARG Gantner Verlag.
- Trobajo, R., Cox, E. J., & Quintana, X. D. (2004). The effects of some environmental variables on the morphology of *Nitzschia frustulum* (Bacillariophyta), in relation its use as a bioindicator by. *Nova Hedwigia*, November, 433–445. <https://doi.org/10.1127/0029-5035/2004/0079-0433>
- Trobajo, R., Rovira, L., Mann, D. G., & Cox, E. J. (2011). Effects of salinity on growth and on valve morphology of five estuarine diatoms. *Phycological Research*, 59(2), 83–90. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1835.2010.00603.x>

Tuchman, M. L., Theriot, E., & Stoermer, E. F. (1984). Effects of low level salinity concentrations on the growth of *Cyclotella meneghiniana* Kütz. (Bacillariophyta). *Archiv Fur Protistenkunde*, 128(4), 319–326. [https://doi.org/10.1016/S0003-9365\(84\)80003-2](https://doi.org/10.1016/S0003-9365(84)80003-2)

Tudesque, L., Grenouillet, G., Gevrey, M., Khazraie, K., & Brosse, S. (2012). Influence of small-scale gold mining on French Guiana streams: Are diatom assemblages valid disturbance sensors? *Ecological Indicators*, 14(1), 100–106.

Tuji, A. (2000). Observation of developmental processes in loosely attached diatom (Bacillariophyceae) communities. *Phycological Research*, 48(2), 75–84.

U

Uehlinger, U., & Brock, J. T. (2005). Periphyton metabolism along a nutrient gradient in a desert river (Truckee River, Nevada, USA). *Aquatic Sciences*, 67(4), 507–516.

Underwood, G., & Provot, L. (2000). Determining the environmental preferences of four estuarine epipellic diatom taxa: Growth across a range of salinity, nitrate and ammonium conditions. *European Journal of Phycology*, 35(2), 173–182. <https://doi.org/10.1080/09670260010001735761>

V

Vairavamurthy, A., Andreae, M. O., & Iverson, R. L. (1985). Biosynthesis of dimethylsulfide and dimethylpropiothetin by *Hymenomonas carterae* in relation to sulfur source and salinity variations. *Limnology and Oceanography*, 30(1), 59–70. <https://doi.org/10.4319/lo.1985.30.1.0059>

Valenzuela, J., Carlson, R. P., Gerlach, R., Cooksey, K., Peyton, B. M., Bothner, B., & Fields, M. W. (2013). Nutrient resupplementation arrests bio-oil accumulation in *Phaeodactylum tricornutum*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97(15), 7049–7059.

Van Dam, H., Mertens, A., & Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28(1), 117–133.

Van Den Hoek, C., Mann, D., & Jahns, H. M. (1995). *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge university press.

Van Donk, E., & Hessen, D. O. (1995). Reduced digestibility of UV-B stressed and nutrient-limited algae by *Daphnia magna*. *Hydrobiologia*, 307, 147–151.

Venâncio, C., Castro, B. B., Ribeiro, R., Antunes, S. C., Abrantes, N., Soares, A. M. V. M., & Lopes, I. (2019). Sensitivity of freshwater species under single and multigenerational exposure to seawater intrusion. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 374(1764). <https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0252>

Vendrell-puigmitja, L., Llenas, L., Proia, L., Ponsa, S., Espinosa, C., Morin, S., & Abril, M. (2021). Effects of an hypersaline effluent from an abandoned potash mine on freshwater

biofilm and diatom communities. *Aquatic Toxicology*, 230(December 2020), 105707. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105707>

Vilbaste, S. (2004). Application of diatom indices in the evaluation of the water quality in Estonian streams. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology, Ecology*, 53(1), 37–51.

Villeneuve, Aurelie, Bouchez, A., & Montuelle, B. (2011). *In situ* interactions between the effects of season, current velocity and pollution on a river biofilm. *Freshwater Biology*, 56(11), 2245–2259.

Villeneuve, Aurélie. (2008). Effets conjoints de facteurs physiques (lumière et vitesse du courant) et chimiques (pesticides) sur la structure et la composition du periphyton: Une approche multi-échelles. Thèse de l'Université de Savoie.

Vis, C., Hudon, C., Cattaneo, A., & Pinel-Alloul, B. (1998). Periphyton as an indicator of water quality in the St Lawrence River (Quebec, Canada). *Environmental Pollution*, 101(1), 13–24.

Vizinet, J., & de Reviers, B. (1995). Les utilisations des diatomées. *Vie et Milieu*, 45((3/4)), 301–314.

Von Dassow, P., Chepurnov, V. A., & Armbrust, E. V. (2006). Relationships between growth rate, cell size, and induction of spermatogenesis in the centric diatom *Thalassiosira weissflogii* (Bacillariophyta). *Journal of Phycology*, 42(4), 887–899.

Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & others. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555–561.

W

Walde, M., Camplong, C., de Vargas, C., Baudoux, A.-C., & Simon, N. (2023). Viral infection impacts the 3D subcellular structure of the abundant marine diatom *Guinardia delicatula*. *Frontiers in Marine Science*, 9, 1034235. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1034235>

Watanabe, T., Asai, K., & Houki, A. (1986). Numerical estimation to organic pollution of flowing water by using the epilithic diatom assemblage diatom assemblage index (DAI_{po}). *Science of the Total Environment*, 55, 209–218.

Weckström, J., Korhola, A., & Blom, T. (1997). The relationship between diatoms and water temperature in thirty subarctic Fennoscandian lakes. *Arctic and Alpine Research*, 29(1), 75–92.

Wendker, S. (1990). Morphologische untersuchungen an population en aus dem formenkreis um *Nitzschia frustulum* (kützing) grunow. June 2013, 37–41.

Werner, D. (1977). *The biology of diatoms* (Vol. 13). Рипол Классик.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. Third Edition, Academic Press, San Diego.

Whitford, L. A., & Schumacher, G. J. (1961). Effect of current on mineral uptake and respiration by a fresh-water alga. *Limnology and Oceanography*, 6(4), 423–425.

Whitton, B. A. (1975). *River ecology* (Vol. 2). Univ of California Press.

Whitton, B. A., Rott, E., & Friedrich, G. (1991). Use of algae for monitoring rivers. *Journal of Applied Phycology*, 3(3), 287.

Wille, E. (1990). Étude de la dynamique des populations phytoplanctoniques du lac de barrage d'Esch-sur-Sûre. *Bull. Soc. Nat. Luxemb*, 90, 3–16.

Windler, M., Bova, D., Kryvenda, A., Straile, D., Gruber, A., & Kroth, P. G. (2014). Influence of bacteria on cell size development and morphology of cultivated diatoms. *Phycological Research*, 62(4), 269–281. <https://doi.org/10.1111/pre.12059>

Winter, J. G., & Duthie, H. C. (2000). Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(1), 32–49.

Y

Yang, J. R., & Duthie, H. C. (1993). Morphology and ultrastructure of teratological forms of the diatoms *Stephanodiscus niagarae* and *S. parvus* (Bacillariophyceae) from Hamilton Harbour (Lake Ontario, Canada). Twelfth International Diatom Symposium. *Hydrobiologia*, 269–270(1), 57–66. <https://doi.org/10.1007/BF00028004>

Youbi, A., Houilia, A., Soumati, B., Berrebbah, H., Djebbar, M. R., & Souiki, L. (2018). Assessment of the physico-chemical and bacteriological quality of the surface waters of wadis" Boukhmira, Meboudja and Seybouse" used in irrigation in the north-east of Algeria. *Studia Universitatis Vasile Goldis Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)*, 28(2), 95–106.

Z

Zalat, A., Welc, F., Nitychoruk, J., Marks, L., Chodyka, M., & Zbucki, Ł. (2018). Last two millennia water level changes of the Młynek Lake (northern Poland) inferred from diatoms and chrysophyte cysts record. *Studia Quaternaria*, 35(2): 77–89.

Zeghmar, A., Marouf, N., & Mokhtari, E. (2022). Assessment of soil erosion using the GIS-based erosion potential method in the Kebir Rhumel Watershed, Northeast Algeria. *Journal of Water and Land Development*, 52, 134–144.

Zhang, L., Han, J., Yang, G., Zhu, B., & Pan, K. (2014). Association of triacylglyceride content and transcript abundance of genes involving in lipid synthesis of nitrogen deficient *Phaeodactylum tricornutum*. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 32(2), 397–402.

Zelinka, M., Marvan, P., 1961. Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57, 389–407.

Zurzolo, C., & Bowler, C. (2001). Exploring bioinorganic pattern formation in diatoms. A story of polarized trafficking. *Plant Physiology*, 127(4), 1339–1345.

Annexes

Annexe 1

Précipitations mensuelles cumulées (en mm) pendant dix années hydrographiques (2009-2018) dans la région d'étude, Source : <https://fr.tutiempo.net/>

	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aoû	Sept	Oct	Nov	Déc
2009	76,97	42,15	82,3	112,78	51,82	0	-	37,58	93,22	57,66	22,35	50,54
2010	73,66	30,98	44,97	63,24	50,05	17,02	2,03	8,38	37,59	43,18	74,68	35,82
2011	6,09	145,29	68,58	64	28,2	31	7,11	4,06	3,05	85,34	32,77	53,61
2012	34,81	106,21	55,13	69,35	21,59	6,1	1,78	2,54	43,43	34,3	28,71	17,27
2013	61,2	107,95	43,42	30,24	9,66	17,02	2,04	22,59	33,77	24,64	85,85	29,21
2014	31,48	41,92	113,29	5,08	60,21	14,47	1,02	0	12,45	13,21	24,37	72,14
2015	138,15	121,92	87,12	5,33	19,56	8,13	0,51	-	18,03	48,26	42,17	0
2016	43,18	14,48	67,32	44,2	41,65	15,25	0	8,63	8,13	20,56	30,72	8,38
2017	88,64	32,26	0	26,93	4,07	14,98	6,1	0	12,7	10,17	68,31	33,78
2018	15,25	33,02	93,2	50,29	39,38	7,63	0,25	41,89	7,61	143,01	5,59	20,08

-Période d'échantillonnage en gras sur le tableau.

Annexe 2

Température moyennes mensuelles en °C pendant dix années hydrographiques dans la région d'étude (2009-2018), Source : <https://fr.tutiempo.net/>

	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aoû	Sept	Oct	Nov	Déc
2009	7,1	6,6	9,5	10,9	17,7	22,9	28,3	25,6	20	15,5	11	9,8
2010	7,9	9,2	10,7	13,7	15,3	21,2	26	25,6	20,8	16,5	11,7	8,2
2011	7,3	6,6	9,9	14,5	16,8	21,2	26,1	26,4	22,3	15,9	12,2	7,8
2012	6,2	3,8	10,3	12,8	17,8	25,5	27,4	28,4	21,9	18,4	12,9	7,8
2013	7	5,9	11,4	13,9	16,1	20,1	25,9	24,5	21,4	20,2	10,6	7
2014	8,2	8,9	8,7	13,7	16,8	22,6	25,4	26,4	24,4	18,7	13,9	7,5
2015	6,1	6	10	14,3	18,7	22,3	27,2	26	21,7	17,3	11,3	7,8
2016	8,9	9	9,8	14,6	17,6	22,6	25,9	24,4	20,9	19,2	12,3	9,5
2017	5,4	9,5	11,9	13,5	20,2	25	27,8	28,1	21,4	16,1	10,3	7,1
2018	8,4	6,3	10,7	13,7	15,9	21,7	28,2	23,5	22,5	15,8	11,4	8,3

-Période d'échantillonnage en gras sur le tableau.

Annexe 3

Vitesse moyenne mensuelle du vent en Km/h pendant dix années hydrographiques 2009-2018
dans la région d'étude, Source : <https://fr.tutiempo.net/>

	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
2009	11,6	12,4	9,4	8,5	6,3	6,4	7,3	7,5	6,5	7,4	6	12,1
2010	14,5	14,7	9	7,8	10	10,3	8,7	8,8	9,7	9,9	13,6	11,2
2011	7,4	12,6	10,3	9	9,1	8,4	9,5	8,8	9,1	8,3	11,2	9,4
2012	9	10,9	8,9	12,2	8,7	9,6	10,6	8,5	10,1	9,5	9,5	9,6
2013	14,8	14,8	15,3	12,3	11,9	11,2	10,2	10,3	8,9	7,3	13,4	6,3
2014	11,7	10,3	11,1	9,2	9,1	10,8	9,8	9,4	6,9	8,2	10,6	11,3
2015	11,1	16,2	13,1	7,9	10,7	11,4	9,6	9,3	10,5	9,6	7,9	3,9
2016	11	13,3	12,3	10,4	10,1	10,5	10	9,5	8,6	8,7	8,8	8,6
2017	12,3	10,7	10,8	9,3	10	10,4	10,6	9,8	10,1	7,9	9,6	11,5
2018	10,7	11,8	16,1	9,3	10,3	9,9	10,3	8,4	9,7	11,1	9,8	6

-Période d'échantillonnage en gras sur le tableau.

Annexe 4

Tableau des principales industries (avec une consommation supérieure à 10 m³ par jour) responsable des rejets industriels dans le bassin versant Kébir-Rhumel (ABH, 2004).

Données non actualisées par l'Agence ABH.

Sous-bassin	Nom	Lieu d'implantation	wilaya
04	C.P.G	Ain Smara	Constantine
04	C.C.A	Ain Smara	Constantine
04	GERMAN (CCE)	Ain Smara	Constantine
04	S.C.O.A	O.Athmania	Mila
05	COTEST	Chaab Eressas	Constantine
05	Laiterie Numidia	Chaab Eressas	Constantine
05	S.N.T.A	Z.I.Ibn Badis	Constantine
05	SO.AL.CO	Z.I.Ibn Badis	Constantine
05	Papier REC	Z.I.Tarf	Constantine
05	Abattoir Municipal	El Khroub	Constantine
05	ENPMO	Z.I.O.Hamimine	Constantine
05	E.N.C.M.T	Z.I.O.Hamimine	Constantine
05	NAFTAL	Bounouara	Constantine
05	CAB.AM	Z.I.Ain M'lila	Oum El Bouaghi
05	ENGI	Z.I.Palma	Constantine
05	SNVI	Z.I.Palma	Constantine
05	Limonad.PUIPA	Constantine	Constantine
05	Limonad.MIMOZA	Z.I.Boumerzoug	Constantine
05	Mégisserie de l'Est	Constantine	Constantine
06	E.R.C.E	Hamma B	Constantine
06	Transcanal	Hamma B	Constantine
06	Moulin Sidi Rached	Hamma B	Constantine
06	S.B.N.C	Z.I.Didouche M	Constantine
06	E.G.B.S (Ex-EMIB)	Didouche M	Constantine
06	CIRTA Céramique	Z.I.Didouche M	Constantine
06	Sarl Indus.Céramique	Z.I.Didouche M	Constantine
06	S.C.C	Ibn Ziad	Constantine