

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 عمار ثليجي بالأغواط
UNIVERSITE AMAR TELIDJI
LAGHOAT
كلية العلوم
FACULTE DES SCIENCES
قسم البيولوجيا



DEPARTEMENT DE
BIOLOGIE

Thèse

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de

Doctorat LMD

Spécialité : Microbiologie de l'environnement

THEME

**Etude de la qualité microbiologique et physicochimique des cours d'eaux
dans la région de Laghouat**

Présentée par :

Melle BOUAZZARA Houria

Devant le jury composé de :

Président :	GOUZI Hicham	Pr, Univ-Laghouat.
Directeur de thèse :	CHAIBI Rachid	Pr, Univ-Laghouat.
Co-directeur de thèse	BENACEUR Farouk	MCA, Univ- Laghouat.
Examineurs :	ATTIR Badreddine	MCA, Univ-Biskra.
	ZIANE Mohammed	MCA, Univ-Ain Témouchent.
	ZERROUK Salim	MCA, Univ-Laghouat.

Soutenu publiquement le : 29/05/2022.

Remerciements

« Se réunir est un début, rester ensemble est un progrès, travailler ensemble est la réussite »

Henry Ford.

Quand je repense à ces quatre années de doctorat à la fin de cette thèse, je me rends compte à quel point elles auraient été difficiles sans la présence de nombreuses personnes. Ces personnes m'ont permis d'avancer tant sur le plan scientifique que personnel au cours de cette phase d'apprentissage, alors il vient donc le moment d'exprimer ma gratitude à tous ceux qui m'ont aidé à réussir au cours de mes études de doctorat.

Je remercie en premier lieu le Pr CHAIBI Rachid, en tant que directeur de thèse, pour avoir initié et dirigé ce travail. Sans lui, cette expérience unique n'aurait jamais eu lieu. Je suis extrêmement reconnaissante de m'avoir fait confiance en me permettant de faire cette thèse, je le remercie d'avoir su me guider dans ces quatre années en me laissant une grande autonomie, merci pour sa disponibilité, son soutien, sa patience, ses encouragements et tous ses conseils qui m'ont permis de m'améliorer, progresser et développer ma critique scientifique.

Je tiens à remercier mon co-directeur de thèse, Dr BENACEUR Farouk. Vous étiez mon maître, mon mentor, mon confident, mon collègue, mon ami et mon soutien moral. Vous avez donné tellement de vous-même pour m'aider à réussir. Merci "Oustad" pour tout ce que vous m'avez apporté, votre soutien indéfectible, vos nombreux encouragements et votre présence, que ce soit pour échanger sur des sujets scientifiques ou autres, votre pragmatisme et votre enthousiasme ont été une vraie force pour moi et m'ont permis de moi de trouver la motivation et le courage de continuer après les nombreux moments de doute qui ont façonné à plusieurs reprises mon parcours de thèse.

Je suis reconnaissante au Pr BRUNO Laura de l'université de Tor Vergata, Italie, pour ses discussions utiles sur les cyanobactéries et les microalgues. Merci beaucoup pour votre grande disponibilité, que ce soit dans le cadre de discussions scientifiques fondées ou pour votre efficacité dans la correction de documents écrits, merci beaucoup, chère Professeur, pour votre assiduité dans mon travail et votre soutien tout au long de mon temps de thèse. Je vous aime et je vous respecte beaucoup.

J'adresse mes remerciements au Pr GOUZI Hicham, directeur de laboratoire des Science Biologique et Agronomiques, qui m'a fourni les informations nécessaires sur l'écologie des algues et les méthodes de rédaction des articles. Mes vifs remerciements pour ses conseils, son rigueur et ses critiques constructives qui m'ont beaucoup aidé et contribué à ma formation.

Je tiens aussi à remercier infiniment M. YAHIAOUI Bachir, responsable de la formation postdoctorale, pour sa bonne réception des dossiers d'inscription et réinscription en doctorat, ses orientations sur tous ce qui est procédure administrative ainsi, pour son soutien moral au cours des 4 ans de formation doctorale.

Je tiens à remercier aussi les membres jury, le Pr ZIANE Mohamed, Maitre de conférences « A », Univ- Belhadj Bouchaib, Ain Témouchent; le Pr ATTIR Badreddine, Maitre de conférences « A », Univ- Mohamed Khider Biskra et Dr ZERROUK Salim, Maitre de conférences « A », Univ-Amar Telidji- Laghouat d'avoir accepté d'évaluer ce travail en tant qu'examineurs de thèse.

Je tiens à remercier M. HADJOUJDA Mostafa, Responsable de laboratoire pédagogique de biologie pour ses facilitations au laboratoire ainsi que pour ses encouragements et ses conseils.

Je tiens à remercier M. CHETATHA Mohamed mon encadrant en Master, mes vifs remerciements pour ses conseils, son rigueur et ses critiques constructives qui m'ont beaucoup aidé et contribué à ma formation.

Je suis très reconnaissante à M. MECHRAOUI Mohamed, le responsable de laboratoire d'analyse des eaux et M. HENECH Ahmed le chef service. Merci beaucoup ! Sans votre confiance, votre soutien et les facilités logistiques et financières que vous m'avez accordées, je n'aurais pas réalisé ce travail.

Je tiens également à remercier les membres titulaires et non titulaires du laboratoire d'analyse des eaux, répartis en différentes équipes, pour l'accueil, pour leur gentillesse, qui a été distribué lors des repas souvent animés, avec une pensée particulière à Sarah, Messaouda et Dallal, les trois belles chimistes au monde et la plus belle charmante DJOUDI Ilhem pour ses conseils dans le service de bactériologie.

Je tiens à remercier l'ensemble du personnel du Département de Biologie et d'Agronomie, enseignants, secrétariat, étudiants et collègues. J'ai également une pensée à destination de Melle Boussebci Ibtihel mon étudiante pour son aide précieuse et aussi pour son amitié.

J'adresse aussi du fond du cœur mes remerciement à mes chères amies « Nour-El Houda, Nacira et Lynda ».

Sans oublier que, la réalisation de ce travail n'aurait pas abouti sans le soutien moral de ma famille, mon cher père BOUAZZARA Mebarek, ma chère mère BOUAZZARA Fatma et tous mes frères, surtout mon petit adorable Hassan ainsi que tous mes proches.

BOUAZZARA, H

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail :

A mon très cher père

A ma très chère mère

A mes chers frères

A mes chères amies

الملخص:

تهتم هذه الرسالة بدراسة الجودة الميكروبيولوجية والفيزيوكيميائية للمياه في وادي مزي، في الفترة الممتدة من نوفمبر 2018 إلى أكتوبر 2019. تم جمع العينات على أساس شهري في أربع محطات من أجل تقديم حالة حقيقية لتنوع العوالق والعوامل الرئيسية لتطورها. أظهرت النتائج أن 49 نوعا من العوالق النباتية تنتمي إلى 5 أقسام، حيث 31 نوعا منها ينتمي إلى Bacillariophyceae بنسبة 93.65٪، 10 أنواع تنتمي إلى Chlorophyceae بنسبة 2.83٪، 05 أنواع تنتمي إلى Cyanophyceae بنسبة 0.76٪، نوعين إلى Euglenophyceae بنسبة 0.75٪ ونوع واحد فقط إلى Zygnematophyceae بنسبة 0.01٪. يشير التقييم الموسمي لكثافة العوالق النباتية، أن أعلى كثافة لوحظت في الصيف والربيع تتراوح من 171429.648 في المحطة 01 إلى 588656.186 فرد/لتر في المحطة 03. من ناحية أخرى، أدنى كثافة سجلت في فصل الشتاء والخريف بكثافة لم تتجاوز 297074.148 فرد/لتر. كما كان متوسط مؤشر التنوع Shannon (H')، مؤشر الانتظام (J') ومؤشر Margalef (D) على التوالي ($H' = 3.63$ ، $J' = 0.66$ ، $D = 2.12$). بالإضافة إلى ذلك، تم احصاء ثلاثة وثلاثون نوعا من العوالق الحيوانية تنتمي إلى أربعة أقسام، حيث 27 نوعا ينتمي إلى Rotifera بنسبة 89٪، نوع واحد إلى Nematoda بنسبة 05٪، 03 أنواع إلى Cladocera بنسبة 04٪ ونوعين إلى Copepoda بنسبة 02٪. سجلت كثافة العوالق الحيوانية بقيمة عليا في فصل الصيف بقيمة 10644.6 فرد/لتر في المحطة 03 وفي الربيع بقيمة 9608.4 فرد/لتر في المحطة 02. مقارنة بالخريف والشتاء بقيمة لم تتجاوز 3013.458 فرد/لتر. القيم المتوسطة لمؤشرات التنوع؛ مؤشر Shannon من 3.14 إلى 3.8، مؤشر الانتظام من 0.72 إلى 0.874 ومؤشر Margalef من 1.08 إلى 1.45؛ تبين أن جميع مناطق أخذ العينات كانت oligosabrobic، مما يدل على الجودة البيئية الجيدة لمياه وادي مزي. يشير تحليل CCA إلى أن درجة حرارة الماء، درجة الحموضة، الأمونيوم، النترات، الفوسفات والناقلية كانت مسؤولة عن معظم الاختلافات في العوالق النباتية والحيوانية. في هذه الدراسة، تم التطرق إلى تأثير درجة الحموضة، الملوحة ودرجة الحرارة على نمو *Gloeocapsa sp*. من خلال النتائج *Gloeocapsa sp* أظهرت نمو اعظمي في درجة الحموضة القلوية، كما ان المستويات المنخفضة من ال pH لها تأثير سلبي على نموها بالرغم من النمو المنخفض استمرت الكتلة الحيوية في pH 6 و7. كانت *Gloeocapsa sp* قادرة على النمو في جميع اوساط الملوحة، وأعلى نمو لها كان في التركيزات الأعلى (0.6 و0.9٪). كما أظهرت *Gloeocapsa sp* نموا أعظمية عند درجة الحرارة 25 درجة مئوية ولكن نموها عند 50 درجة مئوية قد انخفض. هذه المتغيرات مفيدة لإنشاء شروط النمو المناسبة لتعزيز نمو السيانوبكتيريا وهي مفيدة أيضا لفهم استجاباتهم لمجموعة متنوعة من العوامل البيئية.

الكلمات المفتاحية: العوالق، التنوع، المؤشرات البيئية، العوامل الفيزيوكيميائية، *Gloeocapsa sp*، النمو، وادي مزي.

Résumé :

La présente thèse s'intéresse par l'étude de la qualité microbiologique et physicochimique des eaux d'Oued M'zi, entre Nov-2018 et Oct-2019. Des échantillons d'eau ont été collectés sur une base mensuelle dans quatre stations d'étude afin de présenter l'état réel de la diversité planctonique et les facteurs majeurs de leurs évolutions. Les résultats ont montré que 49 espèces de phytoplancton appartenant à 5 classes, où 31 espèces appartenant au Bacillariophyceae (93.65%), 10 espèces au Chlorophyceae (02.83%), 5 espèces au Cyanophyceae (02.76%), deux espèces au Euglenophyceae (0.75%) et une seule espèce au Zygnematophyceae (0.01%). L'évaluation saisonnière des densités phytoplanctoniques indique que les plus fortes densités sont observées en été et au printemps, allant de 171429.648 (St. 1) à 588656.168 ind/L (St. 3). D'autre part, la densité la plus faible est signalée en hiver et en automne avec une densité qui n'a pas dépassé les 297074.148 ind/L. L'indice moyen de diversité de Shannon (H'), de régularité (J') et de Margalef étaient respectivement, ($H'= 3.62$, $J'= 0.66$, $D= 2.12$). En outre, trente-trois espèces de zooplancton appartenant à quatre classes ont été décrites dans l'Oued M'zi, où 27 espèces appartenant au Rotifera (89%), une seule espèce au Nematoda (5%), trois espèces au Cladocera (4%) et deux espèces au Copepoda (2%). Les communautés zooplanctoniques ont été observées comme étant abondantes au printemps et en été où la densité la plus élevée a été rapportée à la St. 3 en été avec (10644.6 ind/L) et à la St. 2 au printemps avec (9608.4 ind/L), par rapport à l'automne et à l'hiver avec une densité qui n'a pas dépassé les 3013.458 ind/L. Les valeurs moyennes des indices de diversité de Shannon (3.14 à 3.8), de régularité (0.72 à 0.84) et de Margalef (1.08 à 1.45), expliquent que toutes les zones d'échantillonnage étaient oligosabrobiques, ce qui indique la bonne qualité environnementale d'eau d'Oued M'zi. L'analyse canonique indique que la température d'eau, pH, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} et la conductivité étaient responsables de la plupart des différences dans les organismes planctoniques. Dans cette analyse, l'effet du pH, de la salinité et de la température sur la croissance de *Gloeocapsa* sp a été étudié. *Gloeocapsa* sp a préféré un pH alcalin, les faibles niveaux de pH ont un effet négatif sur sa croissance, malgré cette diminution elle a soutenu de la biomasse à pH 6 et 7. *Gloeocapsa* sp a été capable de se développer à toutes les salinités et sa croissance optimale a été observée à des concentrations de sel plus élevées (0.6 et 0.9 %). *Gloeocapsa* sp a montré une meilleure croissance à 25°C mais sa croissance à 50°C a diminué. Ces variables sont utiles pour créer des conditions de culture appropriées pour promouvoir la croissance des cyanobactéries et sont également utiles pour comprendre leur réponse à une variété de facteurs environnementaux.

Mots-clés : Plancton, diversité, indices écologiques, paramètres physico-chimiques, *Gloeocapsa* sp., croissance, Oued M'zi.

Abstract:

The present thesis is interested by the study of the microbiological and physicochemical quality of water on Wadi M'zi, between Nov-2018 and Oct-2019. Samples were collected on a monthly basis in four study stations in order to present a real state of planktonic diversity and the major factors of their evolutions. The results showed that 49 phytoplankton species belonging to 05 classes, where 31 species belong to Bacillariophyceae (93.65%), 10 species belonging to Chlorophyceae (02.83%), 5 species belonging to Cyanophyceae (2.76%), two species belonging to Euglenophyceae (0.75%) and just one specie belongs to Zygnematophyceae (0.01%). The seasonal assessment of phytoplankton densities indicates that the highest densities are observed in summer and spring, ranging from 171429.648 (St. 1) to 588656.168 ind/L (St. 3). On the other hand, the lowest density is reported in winter and fall with a density that did not exceed 297074.148 ind/L. The average Shannon diversity index (H'), regularity (J') and Margalef index were respectively, ($H'= 3.62$, $J'= 0.66$, $D= 2.12$). In addition, thirty-three species of zooplankton belonging to four classes were documented in Wadi M'zi, where 27 species belonging to Rotifera (89%), just one species to Nematoda (5%), three species to Cladocera (4%) and two species to Copepoda (2%). Zooplankton communities were observed to be abundant in spring and summer where the highest density was reported at St. 3 in summer with (10644.6 ind/L) and at St. 2 in spring with (9608.4 ind/L), compared to autumn and winter with a density that did not exceed 3013.458 ind/L. The average values of the Shannon diversity index (3.14 to 3.8), the regularity index (0.72 to 0.84) and the Margalef index (1.08 to 1.45), explain that all the sampling zones were oligosabrobic, which indicates the good environmental quality of the water of Wadi M'zi. The canonical analysis indicates that water temperature, pH, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} and conductivity were responsible for most differences in plankton organisms. In this analysis, the effect of pH, salinity and temperature on the growth of *Gloeocapsa* sp was studied. *Gloeocapsa* sp preferred an alkaline pH, low pH levels had a negative effect on its growth and significantly decreased at pH 6 despite sustained low biomass growth at pH 6 and 7. *Gloeocapsa* sp was able to grow at all salinities and its optimal growth was observed at higher salt concentrations (0.6 and 0.9 %). *Gloeocapsa* sp showed better growth at 25°C but its growth at 50°C decreased. These variables are useful for creating appropriate culture conditions to promote the growth of cyanobacteria and are also useful for understanding their response to a variety of environmental factors.

Keywords: Plankton, diversity, ecological index, physico-chemical parameters, *Gloeocapsa* sp., growth, Wadi M'zi.

Table de matière

Remerciements	
Dédicaces	
Résumé	
Sommaire	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des abréviations	

Introduction.....	1
-------------------	---

Chapitre 01 : Matériels et méthodes

1. Cadre de l'étude	6
1.1. Présentation de la zone d'étude	6
1.2. Cadre géologique générale de la wilaya de Laghouat	7
1.2.1. Les reliefs	7
1.2.2. Le sol	8
1.2.3. L'hydrologie	9
1.2.4. La végétation	9
1.3. Cadre climatique	10
1.3.1. Précipitation	10
1.3.2. Température	11
1.3.3. Synthèse climatique	11
1.3.3.1. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen	11
1.3.3.2. Climagramme d'EMBERGER	12
1.4. Choix et caractérisation environnementale des sites d'étude	13
1.4.1. La vitesse du courant	15
1.4.2. Le substrat	15
2. Méthodes de l'étude	17
2. 1. Méthodes de caractérisation de la qualité de l'eau.....	17
2.1.1. Mesures des paramètres-physicochimiques de l'eau	17
2.1.2. Mesures des paramètres biologiques.....	20
2.1.2.1. Dosage de la chlorophylle- <i>a</i> et des phéopigments	20
2.2. Méthode et techniques de prélèvement du plancton	21
2.2.1. Isolement et conservation	21
2.2.2. Identification des communautés planctoniques.....	22
2.2.2.1. Le phytoplancton	22

2.2.2.2. Le zooplancton	22
2.2.3. Dénombrement des communautés planctoniques	24
2.3. Culture <i>In-Vitro</i> des cyanobactéries	25
2.3.1. Méthode d'échantillonnage et isolement de <i>Gloeocapsa</i> sp	25
2.3.2. Analyse <i>In-Vitro</i>	26
2.3.3 Réalisation d'un bioréacteur à petite échelle	26
2.3.4. Influence des paramètres physicochimique sur la croissance	27
2.3.4.1. Détermination de la température optimale pour la croissance.	27
2.3.4.2. Détermination de la concentration optimale de sel pour la croissance	28
2.3.4.3. Détermination du pH optimal pour la croissance	28
2.3.4.4. Détermination de la croissance de <i>Gloeocapsa</i> sp avec salinité et pH combinés	28
2.3.4.5. Détermination de la croissance de <i>Gloeocapsa</i> sp avec salinité et température combinées.....	28
2.3.5. Estimation de la chlorophylle- <i>a</i>	28
3. Exploitation et analyse statistique des données.....	29
3.1. Caractérisation des communautés planctonique avec des indices de diversité	29
3.1.1. Application des paramètres de diversité des peuplements	29
3.1.1.1. La richesse spécifique totale (S).....	29
3.1.1.2. La richesse spécifique moyenne (Sm).....	29
3.1.1.3. Dominance (Y).....	29
3.1.1.4. Fréquence en nombre (Fc)	30
3.1.1.5. La constance ou la fréquence d'occurrence (C)	30
3.1.1.6. Indice de similitude de SORESEN (Qs)	30
3.1.2. Les indices de diversité	31
3.1.2.1. Indice de SHANNON-WEINER (H')	31
3.1.2.2. Indice d'équitabilité de Piélou (E)	31
3.1.2.3. Indice de Margalef (D).....	32
3.2 Analyses statistiques	32
3.2.1. Analyse statistique univariée	32
3.2.1.1. L'ANOVA (Analyse de Variance)	32
3.2.1.2. Coefficient de corrélation de Pearson (r)	33
3.2.1.3. Test de Kruskal-Wallis	33
3.2.2. Analyse statistique multivariée	33
3.2.2.1. Principe de l'Analyse en Composante Principale (ACP).....	34

3.2.2.2. Principe de l'analyse canonique des correspondances (ACC)	34
--	----

Chapitre 02 : Caractérisation physicochimiques et qualité des eaux d'Oued M'zi.

2.1. Variations spatio-temporelles de la qualité physico-chimique d'eau	36
2.1.1. Température de l'eau de surface	36
2.1.2. Le pH (potentiel d'hydrogène)	38
2.1.3. Turbidité et matière en suspension (MES)	40
2.1.4. La conductivité électrique	43
2.1.5. Les matières totales dissoutes (TDS) et la salinité	44
2.2. Eléments chimiques inorganique de l'eau (cations et anions)	47
2.2.1. Dureté totale (Titre hydrotimétrique (TH))	48
2.2.2. Calcium (Ca^{2+})	49
2.2.3. Magnesium (Mg^{2+})	49
2.2.4. Chlorure (Cl^-)	50
2.2.5. Sodium (Na^+)	50
2.2.6. Potassium (K^+)	50
2.3. Concentration des éléments nutritifs dans l'eau	51
2.3.1. Nitrite, nitrate, ammonium et phosphate	52
2.3.2. Sulfates (SO_4^{2-})	54
2.3.3. Bicarbonate (HCO_3^- ou hydrogénocarbonates)	55
2.4. Oxygène dissous, Fer total, Chlorophylle- <i>a</i> et Phéopigments	56
2.4.1. Oxygène dissous (OD)	56
2.4.2. Fer total (Fe)	57
2.4.3. Chlorophylle- <i>a</i> et phéopigments	57
2.5. Analyses statistiques	58
2.5.1 Coefficient de corrélation de Pearson (r) entre les paramètres physicochimiques	58
2.5.2. Analyse des composantes principales (ACP)	59
2.6. Discussion	63
2.6.1. Qualité physico-chimique de l'eau	63
2.6.2. La chlorophylle- <i>a</i> et les phéopigments comme déterminants de la biomasse phytoplanctonique	66
2.6.3. Les éléments nutritifs comme déterminants de la structure des assemblages	66

Chapitre 03 : Ecologie et diversité des communautés phyto-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

3.1. Inventaire et variations spatio-temporelle de la composition phyto-planctonique	68
3.1.1. Composition globale du phytoplancton.....	68
3.1.2. Diversité et répartition spatiale des communautés phytoplanctoniques	71
3.1.3. Analyse de fréquence d'occurrence et similitude	71
3.1.4. Distribution spatiale de phytoplancton d'Oued M'zi	73
3.1.5. Distribution temporelle du phytoplancton dans l'Oued M'zi	75
3.1.6. Répartition spatio-temporelle par classe de phytoplancton.....	77
3.1.6.1. Répartition spatiale et saisonnière des Bacillariophyceae	77
3.1.6.2. Répartition spatiale et saisonnière des Chlorophyceae	78
3.1.6.3. Répartition spatiale et saisonnière des Cyanophyceae	80
3.1.6.4. Répartition spatiale et saisonnière des Euglenophyceae	81
3.1.6.5. Répartition spatiale et saisonnière des Zygnematophyceae	82
3.2. Etude de la biomasse	82
3.2.1. Teneurs en chlorophylle- <i>a</i> et phéopigments moyenne en fonction de la densité moyenne phytoplanctoniques	82
3.3. Indices de diversité.....	86
3.4. Relation entre la communauté phytoplanctonique et les facteurs environnementaux	87
3.5. Discussion	90
3.5.1. Diversité des espèces de phytoplancton	90
3.5.2. Relation entre la communauté phytoplanctonique et les facteurs environnementaux ...	95

Chapitre 04 : Ecologie et diversité des communautés zoo-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

4.1. Inventaire et variations spatio-temporelle de la composition zoo-planctonique.....	97
4.1.1. Composition globale du zooplancton.....	97
4.1.2. Diversité et répartition spatiale des communautés zooplanctoniques	199
4.1.3. Analyse de fréquence d'occurrence et similitude	100
4.1.4. Distribution spatiale de zooplancton d'Oued M'zi	101
4.1.5. Distribution temporelle du zooplancton dans l'Oued M'zi.....	102
4.1.6. Répartition spatio-temporelle par classe de zooplancton	106
4.1.6.1. Répartition spatiale et saisonnière des Rotifères	106
4.1.6.2. Répartition spatiale et saisonnière des Copépodes.....	107

4.1.6.3. Répartition spatiale et saisonnière des Cladocères.....	108
4.1.6.4. Répartition spatiale et saisonnière des Nématodes	109
4.2. Indices de diversité.....	111
4.3. Relation entre les espèces de zooplancton et les facteurs environnementaux.....	111
4.4. Discussion	115
4.4.1. Diversité et distribution des espèces de zooplancton	115
4.4.2. Relation entre la communauté zooplanctonique et les facteurs environnementaux.....	118

Chapitre 05 : Impact des paramètres physicochimiques sur la croissance des cyanobactéries (*Gloeocapsa* sp).

5.1. Caractéristique physicochimique de l'échantillon d'eau	120
5.2. Morphologie, énumérations et isolement des cyanobactéries	120
5.3. Aspect macroscopique et microscopique des cultures de cyanobactéries isolées	122
5.3.1. Aspect macroscopique	122
5.3.2. Aspect microscopique	123
5.4. Croissance des cultures de <i>Gloeocapsa</i> sp sur les différentes conditions de culture	123
5.4.1. Effet du pH sur le taux de croissance de <i>Gloeocapsa</i> sp combiné à différentes variations de salinités	124
5.4.2. Effet de la température sur le taux de croissance de <i>Gloeocapsa</i> sp combiné à différentes variations de salinités	127
5.4.3. Effet de la salinité sur le taux de croissance de <i>Gloeocapsa</i> sp	128
5.5. Estimation de la chlorophylle- <i>a</i>	130
5.6. Discussion	132
Conclusion et perspectives	136
Références bibliographiques	141
Annexes	150

Liste des figures :

Figure 01 : Situation géographique de la wilaya de Laghouat d'après Moulai et Bouammar (2020).	06
Figure 02 : Carte des reliefs de la wilaya de Laghouat (C.D.F., 2017).	08
Figure 03 : Carte de la phytogéographie de la wilaya de Laghouat d'après Zerouala (2021)	10
Figure 04 : Diagramme Ombrothermique Bagnouls et Gaussen de la station d'Oued M'zi (2010-2020).	12
Figure 05 : Localisation de la région d'Oued M'zi sur le Climagramme d'EMBERGER 2010/2020.	13
Figure 06 : Localisation des quatre sites d'échantillonnage dans l'oued M'zi de la province de Laghouat, Algérie (Original 2020).	14
Figure 07 : Photographie et schéma descriptif d'un filet à plancton de 20µm de maille (Original, 2019).	22
Figure 08 : La morphologie des principaux groupes zooplanctoniques dans les eaux douces a. Rhizopoda ; b. Rotifera ; c. Cladocera ; d. Copepoda ; e. Ostracoda (Phan et al., 2015).	23
Figure 09 : Schéma synthétique du dispositif de comptage du plancton (Chaibi, 2004).	24
Figure 10 : Station d'échantillonnage des cyanobactéries, (a) Barrage inféro flux de Tadjmout, (b) points de prélèvement de cyanobactéries.	25
Figure 11 : Mise en culture des cyanobactéries sur Milieu liquide d'Aiba et Ogawa à une température ambiante ($23 \pm 2^{\circ}\text{C}$) après 10 jours d'incubation.	26
Figure 12 : Les différentes étapes de culture de <i>Gloeocapsa</i> sp dans les conditions expérimentale (a) à température ambiante 25°C à l'intérieur et à côté d'une fenêtre ; b) dans un phytotron à température 50°C .	27
Figure 13 : Variations spatio-temporelles de la température de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).	37
Figure 14 : Variation saisonnière et spatiale de température de l'eau d'Oued M'zi (Novembre 2018 à octobre 2019).	38
Figure 15 : Variation spatio-temporelle de pH de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).	39
Figure 16 : Variation saisonnière de pH de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).	40
Figure 17 : Variation spatio-temporelle de turbidité de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).	41

Figure 18 : Variation saisonnière et spatiale de turbidité de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).....	41
Figure 19 : Variation spatio-temporelle de matière en suspension de l'eau d'Oued M'zi (Novembre 2018 à octobre 2019).....	42
Figure 20 : Variation saisonnière et spatiale de matière en suspension de l'eau d'Oued M'zi (Novembre 2018 à octobre 2019).....	42
Figure 21 : Variation spatio-temporelle de conductivité de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).....	43
Figure 22 : Variation saisonnière et spatiale de conductivité de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).....	44
Figure 23 : Variation spatio-temporelle de TDS de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).....	45
Figure 24 : Variation saisonnière et spatiale de TDS de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).....	46
Figure 25 : Variation spatio-temporelle de salinité de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).....	46
Figure 26 : Variation saisonnière et spatiale de salinité de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).....	47
Figure 27 : Variation saisonnière et spatiale des éléments chimiques inorganique de l'eau d'Oued M'zi durant 2018-2019.....	51
Figure 28 : Variation saisonnière et spatiale des éléments nutritifs de l'eau d'Oued M'zi durant 2018-2019.....	54
Figure 29 : Photo représentative de formations secondaires principalement le gypse au niveau la vallée d'Oued M'zi 2018/2019 (Original, 2019).....	55
Figure 30 : Variation saisonnière et spatiale des sulfates et bicarbonates de l'eau d'Oued M'zi durant 2018-2019.	55
Figure 31 : Variation saisonnière et spatiale d'oxygène dessous et de fer total de l'eau d'Oued M'zi durant 2018-2019.....	57
Figure 32 : Variation saisonnière et spatiale des paramètres biotiques (chlorophylle- <i>a</i> et phéopigments) de l'eau d'Oued M'zi durant 2018-2019.	58
Figure 33 : Coefficient de corrélation (<i>r</i>) de divers paramètres physico-chimiques étudiés dans l'Oued M'zi.....	59
Figure 34 : Score factoriel des facteurs 1(a) et 2 (b) dans l'Oued M'zi.	62

Figure 35 : Bi plots pour l'analyse en composantes principales 1 + 2 des paramètres de qualité de l'eau.....	63
Figure 36 : Richesse spécifique par classes de phytoplancton recensé dans l'Oued M'zi (novembre 2018-octobre 2019).....	70
Figure 37 : Composition spécifique globale en pourcentage du phytoplancton recensé dans l'Oued M'zi.	70
Figure 38 : Répartition stationnelle de la densité phytoplanctonique en fonction de classes pendant la période d'étude	74
Figure 39 : Densité moyenne globale par station des microalgues recensées dans l'Oued M'zi.	75
Figure 40 : Distribution saisonnière du phytoplancton d'Oued M'zi entre (novembre 2018-octobre 2019).	75
Figure 41 : Variation spatio-temporelle de la densité globale du phytoplancton d'Oued M'zi (novembre 2018-octobre 2019).	76
Figure 42 : Variation mensuelle de la densité globale phytoplanctonique d'Oued M'zi.....	76
Figure 43 : Variation temporelle de la densité moyenne globale des cinq classes de phytoplancton recensées dans l'Oued M'zi.....	77
Figure 44 : Distribution saisonnière des Bacillariophyceae dans les quatre stations prospectées (octobre 2018- novembre 2019).	78
Figure 45 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvement des Bacillariophyceae d'Oued M'zi.	78
Figure 46 : Distribution saisonnière et spatiale des Chlorophyceae d'Oued M'zi	79
Figure 47 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvements des chlorophycées d'Oued M'zi.	79
Figure 48 : Distribution saisonnière et spatiale des Cyanophyceae d'Oued M'zi.	80
Figure 49 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvements des Cyanophyceae d'Oued M'zi.....	81
Figure 50 : Distribution saisonnière et spatiale des Euglenophyceae d'Oued M'zi.	81
Figure 51 : Distribution spatiale de la densité moyenne annuelle des Euglenophyceae d'Oued M'zi.	82
Figure 52 : Distribution saisonnière et spatiale des Zygnematophyceae d'Oued M'zi.....	82
Figure 53 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvement des Zygnematophyceae d'Oued M'zi.....	83

Figure 54 : Variations mensuelles moyenne de la teneur en chlorophylle- <i>a</i> et les pheopigments en fonction de la densité moyenne du phytoplancton d'Oued M'zi	84
Figure 55 : Variation de la chlorophylle- <i>a</i> en fonction de la densité globale du phytoplancton dans la station 01 (octobre 2018 et novembre 2019).....	84
Figure 56 : Variation de la chlorophylle- <i>a</i> en fonction de la densité globale du phytoplancton dans la station.2 (cctobre 2018 et novembre 2019).....	85
Figure 57 : Variation de la chlorophylle- <i>a</i> et les phéopigments en fonction de la densité globale du phytoplancton dans la station.3 (Octobre 2018 et Novembre 2019).....	85
Figure 58 : Variation de la chlorophylle- <i>a</i> et les phéopigments en fonction de la densité globale du phytoplancton dans la station.4 (octobre 2018 et novembre 2019).....	86
Figure 59 : Diagramme d'ordination triplot de l'analyse canonique des correspondances (ACC) pour les principales espèces de phytoplancton et les variables environnementales de l'eau pour chaque station d'échantillonnage.	89
Figure 60 : Corrélation de Pearson (<i>r</i>) entre les espèces de phytoplancton et les variables environnementales dans différentes stations d'Oued M'zi.	89
Figure 61 : Richesse spécifique par classes de zooplancton récentes dans l'Oued M'zi (novembre 2018-octobre 2019).....	98
Figure 62 : Composition spécifique globale en pourcentage du zooplancton recensé dans l'Oued M'zi.	99
Figure 63 : Répartition stationnelle de la densité zooplanctonique en fonction de classes pendant la période d'étude.	101
Figure 64 : Densité moyenne globale par station des zooplanctons recensés dans l'Oued M'zi.	102
Figure 65 : Variation de la densité relative des différents taxons de zooplancton et de la densité totale de zooplancton au cours des périodes d'échantillonnage.	103
Figure 66 : Distribution saisonnière du zooplancton pendant la période d'étude.....	104
Figure 67 : Densité totale de zooplancton de chaque station d'échantillonnage pendant la période d'étude.....	104
Figure 68 : Variation temporelle de la densité globale zooplanctonique d'Oued M'zi.	105
Figure 69 : Variation temporelle de la densité moyenne globale des cinq classes de zooplancton recensées dans l'Oued d'Oued M'zi.	105
Figure 70 : Distribution saisonnière des rotifères dans les quatre stations prospectées (Octobre 2018- Novembre 2019).	106

Figure 71 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvement des rotifères d'Oued M'zi.	107
Figure 72 : Distribution saisonnière des copépodes dans les quatre stations prospectées (Octobre 2018- Novembre 2019).	107
Figure 73 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvement des copépodes d'Oued M'zi.	108
Figure 74 : Distribution saisonnière des cladocères dans les quatre stations prospectées (Octobre 2018- Novembre 2019).	109
Figure 75 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvement des cladocères d'Oued M'zi.	109
Figure 76 : Distribution saisonnière des Nématodes dans les quatre stations prospectées (Octobre 2018- Novembre 2019).	110
Figure 77 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvement des Nématodes d'Oued M'zi.	110
Figure 78 : Triplot d'ordination CCA montrant les relations zooplancton-environnement d'Oued M'zi et ses zones adjacentes.	113
Figure 79 : Corrélation de Pearson (r) entre les espèces de zooplancton et les variables environnementaux dans différentes stations d'Oued M'zi.	114
Figure 80 : Aspect macroscopique des cultures de <i>Gloeocapsa</i> sp isolée après 15 jours d'incubation.....	122
Figure 81 : <i>Gloeocapsa</i> sp sous microscope optique à l'objectif Gr. X40.....	123
Figure 82 : Les cultures de <i>Gloeocapsa</i> sp sur différentes conditions environnementales avant et après 14 jours d'incubation	124
Figure 83 : Taux de croissance de <i>Gloeocapsa</i> sp isolés d'échantillons d'eau du barrage de Tadjmout (mesurés en densité optique) à des pH variables.	125
Figure 84 : Taux de croissance de <i>Gloeocapsa</i> sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadjmout (mesuré en densité optique) à pH 10 à des salinités variables (0.3, 0.6 et 0.9%).	125
Figure 85 : Taux de croissance de <i>Gloeocapsa</i> sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadjmout (mesuré en densité optique) à pH 6 à des salinités variables (0.3, 0.6 et 0.9%).	126
Figure 86 : Taux de croissance de <i>Gloeocapsa</i> sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadjmout (mesuré en densité optique) à pH 7 à des salinités variables (0.3, 0.6 et 0.9%).	126

Figure 87 : Taux de croissance de <i>Gloeocapsa</i> sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadjmout (mesuré en densité optique) à température variable.	127
Figure 88 : Taux de croissance de <i>Gloeocapsa</i> sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadjmout (mesuré en densité optique) à une température de 25°C à une salinité variable (0.6 et 0.9%).	128
Figure 89 : Taux de croissance de <i>Gloeocapsa</i> sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadjmout (mesuré en densité optique) à une température de 50°C à une salinité variable (0.6 et 0.9%).	128
Figure 90 : Taux de croissance de <i>Gloeocapsa</i> sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadjmout (mesuré en densité optique) à différentes concentrations de salinités.	129
Figure 91 : Aspect macroscopique des cultures de <i>Gloeocapsa</i> sp après 14 j d'incubation à pH10 sur les différentes conditions de salinités (0.3, 0.6 et 0.9%).	130
Figure 92 : Aspect macroscopique des cultures de <i>Gloeocapsa</i> sp après 14 j d'incubation à T25°C sur les différentes conditions de salinités (0.6 et 0.9%).	130
Figure 93 : Aspect macroscopique des cultures de <i>Gloeocapsa</i> sp après 14j d'incubation (à gauche : pH6/S% ; à droite ; pH7/S%).	131

Liste des tableaux :

Tableau 01 : Les précipitations moyennes mensuelles enregistrées à Oued M'zi de 2010-2020	11
Tableau 02 : La température moyenne annuelle caractérisé la région d'Oued M'zi durant la période 2010-2020.	11
Tableau 03 : Description des sites d'échantillonnage étudiés dans l'Oued M'zi... ..	15
Tableau 04 : Echelle granulométrique de Wentworth modifiée (1922).....	16
Tableau 05 : Typologie et Caractéristiques environnementales des stations étudiées.....	16
Tableau 06 : Appareillages et méthodes d'analyse et de mesures des différents paramètres physico-chimiques de l'eau	17
Tableau 07 : Variations spatio-temporelles de la température de l'eau (°C), pH, salinité (S%), conductivité (CE), turbidité, total des sels dissous (TDS) et des matières en suspension (MES) dans quatre stations de prélèvement.....	36
Tableau 08 : Variation spatiotemporelle de Titre hydrique (TH), calcium (Ca^{2+}) chlorure (Cl^-), magnésium (Mg^{2+}) sodium (Na^+) et potassium (K^+) dans les quatre stations de prélèvement d'eau en moyenne annuelle durant 2018-2019.	48
Tableau 09 : Variation spatiotemporelle de nitrite (NO_2^-), nitrate (NO_3^-), ammonium (NH_4^+), phosphate (PO_4^{3-}) bicarbonate (HCO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-}) dans quatre stations de prélèvement d'eau en moyenne annuelle durant 2018-2019.	52
Tableau 10 : Variation spatiotemporelle d'oxygène dissous (OD), Fer total (Fe), Chlorophylle- <i>a</i> (Chl- <i>a</i>) et Phéopigments (Phéo) dans quatre stations de prélèvement d'eau en moyenne annuelle durant 2018-2019.	56
Tableau 11 : Valeurs propres en fonction des composantes et pourcentages des variances dans l'Oued M'zi.....	60
Tableau 12 : Chargements de 23 variables expérimentales sur les composantes principales dans l'Oued M'zi.....	60
Tableau 13 : Liste récapitulative de 49 espèces recensées au niveau l'Oued M'zi entre novembre 2018 et octobre 2019.	68
Tableau 14 : Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique totale (S) et moyenne (Sm) des communautés micro-algales déterminées à l'Oued M'zi.....	71
Tableau 15 : Fréquences d'occurrence (C%) et échelle de constance (EC) des différentes espèces phytoplanctoniques recensées dans l'Oued M'zi (C : constante ; A : accessoire ; (+) : présence ; (-) : absence ; (*) : toxique).....	72

Tableau 16 : Indice de similarité spatiale de SORESEN (Qs), calculé à partir de la composition des communautés de microalgues identifiées dans les différentes stations étudiées.....	73
Tableau 17 : Indice phytoplanctonique de Shannon-Weiner (H'), indice de régularité (J') et indice de Margalef (D) pour chaque station d'échantillonnage.	87
Tableau 18 : Liste récapitulative de 33 espèces recensées au niveau l'Oued M'zi entre novembre 2018 et octobre 2019	97
Tableau 19 : Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique totale (S) et moyenne (Sm) des communautés zooplanctoniques déterminées à l'Oued M'zi.	100
Tableau 20 : : Indice de similarité spatiale de SORESEN (Qs), calculé à partir de la composition des communautés de zooplancton identifiées dans les différentes stations étudiées.....	100
Tableau 21 : Indice zooplanctonique de Shannon-Weiner (H'), indice de régularité (J') et indice de Margalef (D) pour chaque station d'échantillonnage.	111
Tableau 22 : Caractéristiques de l'échantillonnage de l'eau (température de l'eau, pH, salinité, conductivité (CE), TDS, oxygène dissous et chlorophylle- <i>a</i> dans le barrage de Tadjmout au mois de février 2020.....	120
Tableau 23 : Description de la morphologie, reproduction et estimation de la biomasse des espèces isolées.....	121
Tableau 24 : Variations du pH et du pH combiné avec la salinité sur la croissance (teneur moyenne en chlorophylle- <i>a</i> en µg/mL) de <i>Gloeocapsa</i> sp.....	131
Tableau 25 : Effet de la température et de la température combinée à la salinité sur le taux de croissance (teneur en chlorophylle- <i>a</i> en µg/mL) de <i>Gloeocapsa</i> sp.	132
Tableau 26 : Effet de différentes concentrations de salinités sur la croissance (teneur en chlorophylle- <i>a</i> en µg/mL) de <i>Gloeocapsa</i> sp.	132

Liste des abréviations :

°C : Degré Celsius.

ACC : Analyse canonique des correspondances

ACP : Analyse en composante principale

ADE : Algérienne des eaux

ANOVA : Analyse de la variance

Ca²⁺ : Calcium

CE : Conductivité électrique

Chl-*a* : Chlorophylle-*a*

F : Valeur de Fisher

g : Gramme

Gr : grossissement

Fig : Figure.

HCO₃⁻ : Bicarbonate

m : Mètre

Mg²⁺ : Magnésium

mg/L : milligramme/litre

mg/m³ : milligramme/mètre cube

N : Nord

NO₃⁻ : Nitrate

Kg : Kilogramme.

Km : kilomètre.

L: Litre.

mg: Milligramme.

mL: Millilitre.

NO₂⁻ : Nitrite

NH₄⁺: Amonium

NTU : Nephelométric Turbidity Unit

Obs : Observé

P : Valeur de la probabilité

PO₄³⁻: Othophospahtes

S%: Salinité

SO₄²⁻ : Sulfate

T : Température

TDS : Concentration des éléments solides totaux dissous

Trb : Turbidité

μS/cm : Microsiemens/centimètre

pH : Potentiel hydrogène.

Phéo : Phéopigments

r : coefficient de corrélation de Pearson

L: Lac

O: Oued

B: Barrage

R : retenue collinaire,

C (%) : fréquence d'occurrence

Min : minimales

Max : maximales

Moy : moyennes

P : Prévalence,

AR : Abondance relative.

T°: Température.

Tab: Tableau

Introduction

Les eaux de surface prennent la majeure partie de terre, environ 98% de ces masses d'eau sont de l'eau de mer, les 2% restants sont des masses d'eau continentales représentées par des rivières, lacs, étangs, oueds... etc. Ces eaux intérieures ont une énorme valeur pour les activités ménagères telle que la consommation, l'agriculture, les loisirs ainsi que pour les activités industrielles. Ces écosystèmes d'eau douce contiennent un large éventail d'organismes, notamment des micro-organismes, des invertébrés, des insectes, des algues et des poissons, cette biodiversité est indispensable au maintien de l'équilibre de ces écosystèmes.

Malheureusement, l'eau et la biodiversité sont exposées à de nombreux facteurs de stress environnementaux, notamment ceux liés aux activités humaines (Xiong et *al.*, 2019), à cause de l'explosion démographique actuelle, nous sommes conscients que les ressources d'eau douce épuisent et que l'activités environnementales et humaines sont considérées comme une cause principale de la dégradation de l'environnement (Thi et *al.*, 2018). La désertification, l'expansion agricole et le développement industriel, l'urbanisation et la pollution croissante et le changement climatique (pluie et température) ont exercé un stress énorme sur les conditions écologiques et le développement durable de nombreux habitats aquatiques (Paerl et *al.*, 2014). Donc l'évaluation de la biodiversité dans les habitats aquatiques est importante pour la corrélation des différents milieux naturels avec les paramètres géographiques, hydrologiques et environnementaux de base (Rosińska et *al.*, 2017; Zhang et *al.*, 2019). La quantité et la qualité de ces ressources disponibles posent des problèmes de plus en plus complexes et difficiles à résoudre. Cependant, l'eau peut contenir des éléments susceptibles d'avoir des effets néfastes sur la santé, tels que des micro-organismes pathogènes, des substances indésirables, voire des substances toxiques. Ces substances peuvent provenir soit du milieu physique dans lequel l'eau a évolué, soit du rejet de certaines activités humaines dont l'eau est devenue le réceptacle. En conséquence, de nombreuses masses d'eau sont irréversiblement endommagées par la pollution et/ou l'eutrophisation, les étant les plus menacées à proximité des grandes zones d'agglomération humaines.

Le Sahara septentrional est situé dans une zone écotonique, ce qui lui permet de comprendre une mosaïque d'écosystèmes qui abritent une biodiversité riche et vierge. Du fait de cette situation biogéographique et bioclimatique, la biodiversité est soumise à des perturbations d'origine naturelle (fluctuations et changements climatiques) qui sont intensifiées par les actions humaines qui ont des effets néfastes sur ces précieuses ressources naturelles, écologiques, économiques et patrimoniales. Ces dernières années, l'Algérie a construit un certain nombre de barrages pour augmenter la quantité d'eau disponible en réponse aux demandes en eau, mais à cause des activités humaines et les méthodes d'agriculture intensive

au bords des barrages et les oueds ont entraîné une augmentation des taux d'azote et de phosphore, ce qui se traduit par une augmentation de l'eutrophisation, c'est-à-dire des taux de matières organiques, qui contribuent le plus souvent à la prolifération des micro-algues et surtout les cyanobactéries ce qui a accentué la détérioration des milieux aquatiques. Les perturbations physico-chimiques ont des effets importants sur la répartition des espèces dans l'eau, comme le phytoplancton. L'évaluation biologique dans les habitats aquatiques est axée sur le contrôle de l'accumulation de différents produits chimiques et leur interaction avec les organismes biologiques, c'est-à-dire l'impact des produits chimiques au niveau des sous-entités et des entités dans des conditions normalisées.

L'étude de ces organismes est généralement corrélée à l'utilisation de ces organismes comme des bioindicateurs de qualité des eaux et du bon fonctionnement de ces milieux. Divers indices (Palmer, 1969) ont été établis au sujet de la résistance des algues aux niveaux de contamination. Les avantages du suivi des marqueurs biologiques avec les paramètres physiques et chimiques sont bien documentés. Les bacillariophycées et les cyanophycées sont l'un des marqueurs biologiques les plus couramment utilisés pour l'évaluation de la qualité des eaux douces en raison de leur capacité à se développer dans une large gamme de qualité d'eau, de leur réponse rapide aux conditions environnementales changeantes qui en font d'excellents bio-indicateurs naturels (Gaysina et *al.*, 2019; Guo et *al.*, 2019).

Récemment, plusieurs travaux de recherche ont accordé une attention particulière aux paramètres physicochimiques, au phytoplancton, à la densité, à la variété, à la richesse des espèces, à l'abondance saisonnière et à la composition pour évaluer la qualité de l'eau en utilisant différents indices biologiques (Chaibi, 2014, Draredja and Frihi, 2019; Li et *al.*, 2019; Zhang et *al.*, 2019; Cupertino et *al.*, 2019). En outre, les protistes, les copépodes, les rotifères, les nématodes et les cladocères répondent rapidement à de nombreux facteurs environnementaux (Pawlowski et *al.*, 2016) ; ils sont considérés comme un excellent marqueur biologique de la qualité de l'eau. De nombreux types de recherches confirment que les communautés de zooplancton ont été considérablement affectées par une charge excessive en nutriments (Antony et *al.*, 2020).

Plusieurs éléments distinctifs peuvent être utilisés comme indicateurs de la santé du système, notamment des éléments chimiques essentiels tels que (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ et OD). Pour la vie des organismes aquatiques, les nutriments sont essentiels, mais une charge excessive de nutriments dans les sources d'eau peut affecter les utilisations désignées de l'eau (Freeman et *al.*, 2009). L'étude sur la qualité de l'eau de l'Oued M'zi, avec une enquête qualitative et quantitative de plancton a été rapportée pour la première fois.

En outre, dans cette recherche, nous avons défini les espèces planctoniques indicatrices potentielles et aussi les paramètres essentiels de la qualité de l'eau qui affectent la dynamique du plancton du système et ensuite caractériser les espèces appropriées pour servir de déterminants de la variabilité de la qualité de l'eau et de la santé de l'écosystème. Cette recherche traite donc de l'évaluation de l'état de la qualité de l'eau d'Oued M'zi en utilisant les valeurs de l'indice de Shannon & Weaver basé sur l'examen qualitatif et quantitatif de la population de phytoplancton, l'indice de pollution de Palmer, l'indice de Margalef et la qualité physico-chimique du lac.

Les cyanobactéries ont également des caractéristiques telles que la capacité de conserver l'eau, un temps de génération court, la capacité de fixer le N₂ atmosphérique, la tolérance aux environnements sévères et elles fonctionnent souvent comme des producteurs primaires phototrophes influents dans les environnements naturels, ce qui rend les cyanobactéries plus spécifiques et capables de s'adapter à des conditions variables dans les écosystèmes naturels et stressés (Gaysina et *al.* 2019).

Il est généralement reconnu que la température est fortement liée au taux de croissance des cyanobactéries (Mackey et *al.* 2013) et cette association diffère selon les organismes. La salinité peut influencer l'organisme directement en agissant sur sa physiologie ou indirectement en modifiant l'environnement de la cellule, la capacité d'adaptation des cyanobactéries à la salinité en fait le sujet de recherches biochimiques et écologiques approfondies (Rejmánková, Komárek et Komárková, 2004). La culture de cyanobactéries en laboratoire dans des conditions appropriées peut être réalisée en comprenant les exigences écophysiologiques d'une espèce donnée. La formulation d'un milieu approprié et l'amélioration des environnements de culture sont des conditions préalables à l'obtention d'une production élevée de biomasse. Les variables physiologiques telles que la température, le pH et la salinité, ou les facteurs chimiques tels que la composition du milieu influencent le taux de croissance, l'état physiologique et la composition biochimique des cyanobactéries dans les conditions de culture (Lee et Kim, 2002). Les micro-algues d'eau douce se sont avérées être une source efficace de protéines, de lipides, de glucides et de vitamines, et sont donc utilisées dans les études sur l'aquaculture. Il a été démontré que la salinité et le pH induisent les propriétés nutritionnelles caractéristiques du phytoplancton. Récemment, plusieurs articles de recherche ont accordé une attention particulière à l'impact de la température, de la salinité et du pH sur la croissance des cyanobactéries, mais aucun rapport sur l'effet de la combinaison de la salinité, du pH et de la température sur le taux de croissance des cyanobactéries dans les écosystèmes d'eau douce (Schubert et *al.*, 1993, Rakko et Seppälä, 2014, Muruga et *al.*, 2014, Shruthi and Rajashekhar,

2014, Silveira and Odebrecht, 2019, Sen, 2020). Pour notre étude *Gloeocapsa* sp a été choisi pour tester son adaptation aux différentes conditions de température, pH et salinité. Par exemple Gacheva et al. (2013) démontrent la capacité du genre *Gloeocapsa* à se développer dans une large gamme de température (15°C-40°C). Mais peu de rapports sont disponibles pour le genre *Gloeocapsa* (Garcia-pichel et al., 1993, Gacheva et al., 2013, Ivanova et al., 2014). Dans cette étude, l'attention est dirigée vers la réponse de *Gloeocapsa* sp. à été pris en considération aux différentes variations de température, de pH et de salinité.

Les axes de recherche de notre étude portent sur l'objectif de la connaissance et de l'amélioration de la biodiversité de la région du Sahara au nord de l'Algérie (Laghouat) dans le but d'une meilleure conservation, avec une vision d'intégrité et de durabilité. L'étude soutient des modèles biologiques qui représentent les indications réelles de l'état de la biodiversité et forment des témoins d'une grande importance pour la connaissance de la santé des écosystèmes aquatiques et de leur développement sous l'effet des changements globaux.

D'un point de vue scientifique, socio-économique et culturel, l'étude permettra d'enrichir les connaissances limitées sur divers aspects de la biodiversité dans notre région d'étude, ainsi que l'évaluation de cette biodiversité permettent d'identifier les lignes directrices sur la base d'indicateurs, de conservation et de gestion pertinente de la biodiversité, tant pour les espèces d'intérêt que pour les écosystèmes naturels et aménagés dans lesquels ils se développent.

Par conséquent, nos principaux objectifs sont les suivants :

- 1) Fournir pour la première fois d'un Data Base sur la communauté planctonique de l'un des principaux oueds de l'Algérie (Oued M'zi).
- 2) De faire une évaluation ainsi une valorisation du milieu par la caractérisation abiotique et biotique que possible afin de connaître l'état de santé de ces écosystèmes dans les régions Sahariennes.
- 3) De faire ressortir les facteurs limitants pour le fonctionnement de ces écosystèmes.
- 4) De définir la bioécologie d'une algue de cyanobactérie *Gloeocapsa* sp. sous une culture *In-Vitro*.

Le document proposé est structuré en **5 chapitres** indépendants. **Le premier chapitre** est un exposé sur les caractéristiques générales de la région d'étude : décrivant les sites explorés, les méthodes et les techniques d'échantillonnage, et de détermination, ainsi que les méthodes d'exploitation et d'analyse des données. **Le second chapitre** s'intéresse aux principaux résultats décrivant la qualité physicochimique d'eau dans les surfaces d'eaux d'Oued M'zi. **Le troisième chapitre**, est consacrée à étudier l'écologie et la diversité des communautés phytoplanctoniques en relation avec les facteurs environnementaux. **Le**

Introduction

quatrième chapitre, s'intéresse à l'écologie et la diversité des communautés zooplanctoniques en relation avec les facteurs environnementaux et **le dernier chapitre** à étudier la bioécologie d'une algue de cyanobactérie *Gloeocapsa* sp. en culture *In-Vitro* et tester sa croissance sous différentes conditions environnementales.

Et enfin nous finalisons notre étude par une **conclusion générale et des perspectives**.

Chapitre 01 : Matériels et Méthodes

1. Cadre de l'étude

1.1. Présentation de la zone d'étude

En raison de sa situation géographique, la wilaya de Laghouat constitue la porte d'entrée centrale du désert Saharien, couvrant une superficie de 27 561.6 kilomètres carrés (Salemkour et *al.*, 2013). Elle est traversée par la chaîne de l'Atlas saharien avec des sommets de plus de 2000 mètres ("Djebel Amour" 2200 mètres) jusqu'aux steppes du Sahara, délimitée par les wilayas de Djelfa à l'Est et au Nord-Est, El Bayadh à l'Ouest, Tiaret au Nord-Ouest et Ghardaïa au Sud (Khellil, 1998) et appartient au groupe des 9 wilayas pastorales et des treize wilayas sahariennes du pays (Moulay et Bouammar, 2020) (Fig. 01).

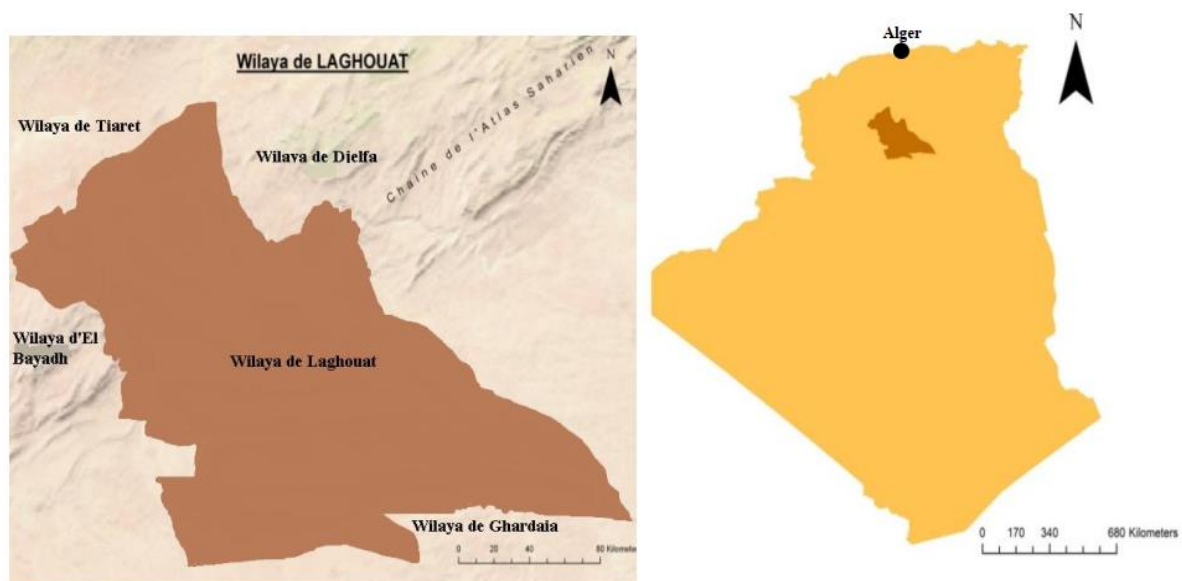


Figure 01 : Situation géographique de la wilaya de Laghouat d'après Moulay et Bouammar (2020).

Laghouat se situe à 400 km au sud de la capitale d'Alger, parmi les 24 communes que compte la wilaya de Laghouat, 19 sont considérées comme des communes rurales (soit 83.3% des communes) et 05 comme des communes urbaines qui sont (Laghouat, Aflou, Ain Madhi, Hassi R'mel et Ksar El Hirane (MADR, 2018). La ville chef-lieu de la wilaya porte le même nom Laghouat et est située (33°48'N, 02°53'E), à une altitude de 767 mètres. Selon la monographie de la wilaya, la population est estimée à fin 2020 à environ 477 328 habitants. Le nom Laghouat en arabe signifie "maison entourée de jardins" et a été construit dans les contreforts de l'Atlas saharien. Historiquement, la ville est née sous la forme de plusieurs petits Ksour dispersés sur un rayon de plusieurs kilomètres et dont la fusion, au XIe siècle, a abouti au Ksar de la Laghouat. C'est dans cette réunion de villages et de maisons dispersés sur une portée de deux ou trois kilomètres que Laghouat a eu sa formation et de là qu'il a tiré le nom (Mangin, 1983). Sur le plan naturel, elle se compose de deux plateaux nord et sud relativement plats avec une

pente moyenne de 0.1% à 4%, qui sont séparés par une série rocheuse de 40 à 50 mètres de hauteur (Benarfa, 2018). La ville a été construite dans le delta de deux vallées fluviales : l'Oued M'zi, l'un des plus grands oueds du nord saharien qui s'alimente du bassin versant de Djebel Amour avec de fortes crues fréquentes, et l'Oued M'saad, où les faibles crues se produisent moins souvent.

1.2. Cadre géologique générale de la wilaya de Laghouat

L'eau continental joue un rôle important dans divers processus géologiques tels que la formation des pentes naturelles et l'érosion des cours d'eau. Les systèmes d'écoulement d'eau sont responsables du transfert de chaleur et de produits chimiques dans les systèmes géologiques et, par conséquent, l'eau est importante dans des processus tels que le développement de systèmes géothermiques, la thermodynamique associée à la formation de roches plutoniques et la formation de roches plutoniques avec minéralisation de valeur économique. Dans cette partie nous aborderons le rôle de la performance géologique de la région afin de la relier à la qualité physico-chimique de l'eau.

La performance géologique générale de la région est une série de strates d'origine calcaires très épaisses au fond et une série de grès au sommet. Ces strates forment une courbe très évidente dans le paysage, où les strates sont essentiellement constituées de croûtes de calcaires et/ou gypse surmontés par l'épisode des Grès à chenaux de Taouiala. Les croûtes sont définies comme des formations superficielles, délicates, cassantes, poreuses, légères, de couleur claire et plus ou moins cimentées d'une accumulation de chaux ou de gypse qui s'étendent sur tout un horizon, mais sont moins dures qu'une croûte. Elles datent du Quaternaire (environ 2.6 millions d'année) et résultent d'un certain nombre d'échanges par dissolution et précipitation (Aissaoui, 2016). Les encroûtements peuvent être classés en trois catégories selon leur formation : les encroûtements calcaires ($\text{CaCO}_3 > 60 \%$), le gypse ($\text{CaSO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O} > 50 \%$) et les pâtes calcaires (mixtes) (Goual, 2012). Les tufs d'encroûtements calcaires sont situés dans les zones subhumides et semi-arides entre 100 à 600mm de pluie par an) et les tufs d'encroûtements gypseux ou gypse-calcaires en zone saharienne aride (moins de 100 mm de pluie par an) (Struillou et Alloul, 1984).

1.2.1. Les reliefs

Le territoire de la wilaya de Laghouat s'étend sur deux zones géologiques bien distinctes (Fig. 02), notamment en termes de structure et de développement (Hannachi, 1981), ces zones sont :
- L'Atlas saharien au nord, formé par les monts des Amours et des Ouled Nails ; caractérisé par des altitudes moyennes allant de 1000 à 1700m avec des pentes de 12.5 à 25 % au nord-ouest de la Wilaya (régions d'Aflou et de Brida), il est constitué de forêts anciennes d'une superficie

de 47, 095 ha, d'aquifères alfatière couvrant une superficie de 315, 125 ha ainsi que des pâturages couvrant une superficie de 1 531 766 ha (A.N.I.R.E.F., 2014).

- La plate-forme saharienne au sud, qui se compose d'une série de plateaux sous-tabulaires, qui diffèrent selon leur structure, leur position et la nature des roches qui les composent, caractérisée par des altitudes moyennes allant de 700 à 1000m et des pentes de 0 à 3 % elle est formée par de vastes contreforts steppiques d'une superficie de 1900000 ha dont la plupart ont été dégradées sous l'effet d'une sécheresse prolongée (A.N.I.R.E.F., 2014).

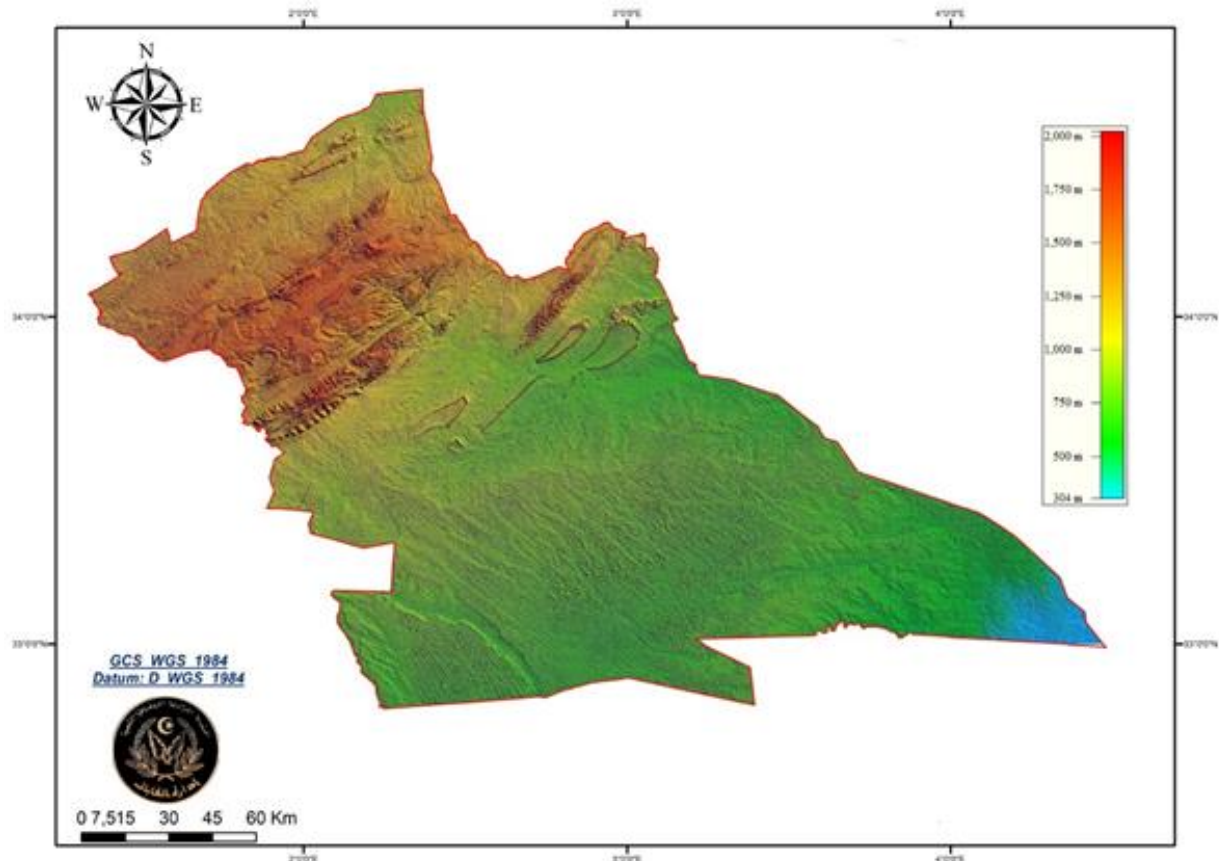


Figure 02 : Carte des reliefs de la wilaya de Laghouat (C.D.F., 2017).

1.2.2. Le sol

Laghouat se distingue principalement par trois grands ensembles de sols :

Le premier se caractérise par :

- * Les piémonts de l'Atlas saharien ;
- * La plaine alluviale de l'Oued M'zi ;
- * Un plateau à surface plane avec une charge caillouteuse en surface.

Le deuxième ensemble est celle des roches mères, elles sont constituées par des formations marneuses et calcaires (Khadraoui, 2004).

Le troisième ensemble est présentée par les terrains qui sont caractérisées par trois types de textures : sablonneux-argileux, limono-sableux et limono-argileux (Halitim, 1998, Marouani, 2011).

1.2.3. L'hydrologie

Selon Khadraoui (2004) la région de Laghouat se distingue par trois systèmes d'aquifères qui sont :

- a) La nappe phréatique du quaternaire ;
- b) Le complexe terminal ;
- c) Le continental intercalaire.

Le réseau hydrographique est fortement influencé à la fois par les variations saisonnières et interannuelles de la pluviométrie et le relief formant un cloisonnement topographique (Halitim, 1998). Les ressources en eaux superficielles sont localisées dans l'Atlas Saharien, leur faible importance est liée à l'irrégularité du régime pluviométrique et aux fortes évaporations causées par les fortes températures. Les principaux oueds de la région sont : Oued M'zi, Oued Touil et Oued Messaad. Les deux zones (Nord-Ouest, Sud-Est) sont traversées par trois oueds dont le plus important est Oued M'Zi. Son cours va du Nord-Ouest vers le Sud-Est (C.D.F., 2017).

1.2.4. La végétation

Laghouat est présentée par trois zones phytogéographiques bien distinctes (Fig. 03)

1) Le Nord –Ouest constitue de :

- Vieux massifs forestiers d'une superficie de 68,430 ha ;
- Nappe alfatière couvrant une superficie de 315,125 ha ;
- Des parcours d'Alfa d'une superficie de 508,000ha.

2) La zone Sud –Est est constituée de :

- Vaste étendues steppiques dont une grande partie a été dégradée (sécheresse, labours illicites), la composition est étroitement liée aux facteurs écologiques du milieu (C.D.F, 2017).

3) Les zones inférieures ou présahariennes se caractérisent par :

- La présence et la dominance d'espèces steppiques strictes.

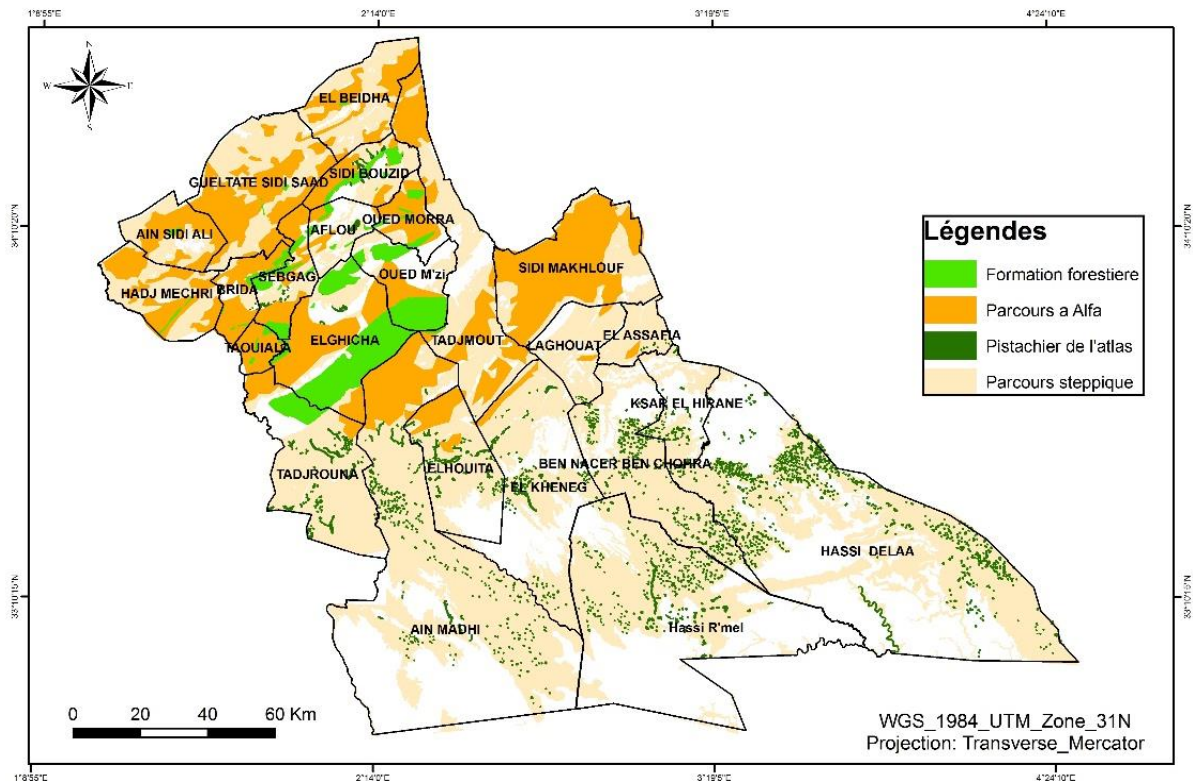


Figure 03 : Carte de la phytogéographie de la wilaya de Laghouat d'après Zerouala (2021).

1.3. Cadre climatique

Le climat est l'un des facteurs qui déterminent le milieu naturel, il joue un rôle fondamental dans la répartition de la vie biologique et il dépend de nombreux facteurs : la lumière, le vent, la pression atmosphérique, la topographie et la nature du sol, le voisinage ou la distance vis-à-vis la mer (Faurie et *al.*, 2003). Dans la présente étude nous présentons une synthèse climatique d'une période de dix (10) ans (entre 2010 et 2020) (O.N.M, 2021). Les données climatiques de la température et la précipitation sont tous récupérés de la station météorologique d'El Kheneg. L'ensemble de données sont soumises à un traitement correctif selon la méthode de Seltzer (1946) en tenant compte, la station d'El Kheneg comme un point de référence et la nouvelle station sera la station de notre étude de Oued M'zi. Pour cela, nous avons procédé à un ajustement des données disponibles selon la méthode conventionnelle de correction en suivant un gradient de variation décrit par Seltzer (1946). Pour notre cas nous avons un gradient altitudinal croissant pour les précipitations et décroissant pour les températures.

1.3.1. Précipitation

Avec un cumul annuel de 209.6mm (Tab. 01), les précipitations au niveau la région d'Oued M'zi présentent un rythme saisonnier variable ou l'écart entre le mois le plus pluvieux (septembre (27.04mm)) et celui le plus sec (juillet (8.32mm)) est égal à 18.77 mm. D'autre part

nous avons constaté que la période automnale est la plus arrosée qui s'étale durant les mois de septembre, octobre et novembre et les précipitations sont respectivement 27.04, 22.6 et 23.28 mm.

Tableau 01 : Les précipitations moyennes mensuelles enregistrées à Oued M'zi de 2010-2020.

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jun	Juil	Aout	Sep	Oct	Nov	Déc	Cumul
P(mm)	14.63	12.55	13.51	22.8	16.64	15.62	8.32	17.9	27.04	22.6	23.28	14.71	209.6

1.3.2. Température

La température est un paramètre limitant très important car elle est à l'origine de tous les phénomènes métaboliques et donc à l'origine de la répartition de toutes les espèces et communautés de la biosphère (Ramade, 1984). Elle dépend de la latitude, de la couverture nuageuse, à l'exposition de l'eau et la présence de courants océaniques de sol et de végétation (Faurie et *al.*, 2003). Les températures moyennes enregistrées présentent des variations mensuelles assez remarquables (Tab. 02). Le mois le plus froid est janvier avec une valeur minimale de 6.48°C et le mois le plus chaud juillet où un maximum est enregistré avec 29.46°C.

Tableau 02 : La température moyenne annuelle caractérisé la région de Oued M'zi durant la période 2010-2020.

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sep	Oct	Nov	Déc
T _{max M} (C°)	12.24	13.45	17.43	22.67	27.37	32.72	37.16	35.7	30.48	24.15	16.6	12.78
T _{min m} (C°)	0.72	1.09	4.02	8.33	12.43	17.23	21.76	21.56	17.22	11.62	5.32	1.93
(T _M +T _m)/2	6.48	7.27	10.72	15.5	19.9	24.97	29.46	28.63	23.85	17.88	10.96	7.35

1.3.3. Synthèse climatique

1.3.3.1. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen

Selon (Gausssen, 1953), un mois est sec si le précipité est inférieur ou égale au deux fois la température mensuelle moyenne de degrés Celsius ($P \leq 2T$). Le diagramme Ombrothermique Bagnouls et Gaussen de la station d'Oued M'zi (2010-2020) est représenté dans la Figure 04.

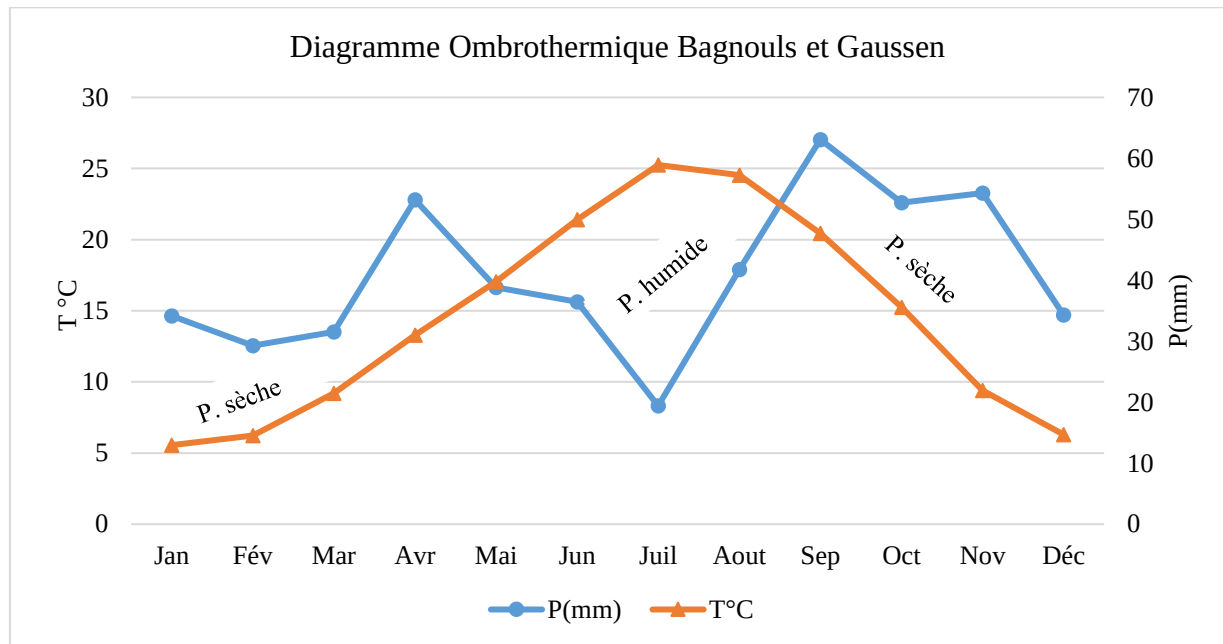


Figure 04 : Diagramme Ombrothermique Bagnouls et Gaussen de la station d'Oued M'zi (2010-2020).

1.3.3.2. Climagramme d'EMBERGER

Afin de déterminer l'étage bioclimatique de notre zone d'étude et le situer dans le climagramme d'EMBERGER, nous avons calculé le quotient pluviométrique pour la station d'Oued M'zi « Q_2 » avec les données climatiques calculées sur une période de 10ans par la formule suivante (Stewart, 1969) :

$$Q_2 = 3.43 \times \frac{P}{M-m}$$

Où :

Q_2 : le quotient pluviométrique ;

P : le cumul annuel de pluie en mm ;

M : température moyenne maximale de mois le plus chaud en °C ;

m : température moyenne minimale du mois le plus froid en °C.

$$\text{La station d'Oued M'zi : } Q_2 = 3.43 \times \frac{209.6}{(29.46-6.48)} = 31.28$$

D'après la Figure 05, la station d'Oued M'zi se situe sous un étage bioclimatique aride à hiver tempère, Valeur confirmée par notre calcul de Q_2 (2010/2020) = 31.28 (avec m = 6.48 C°).

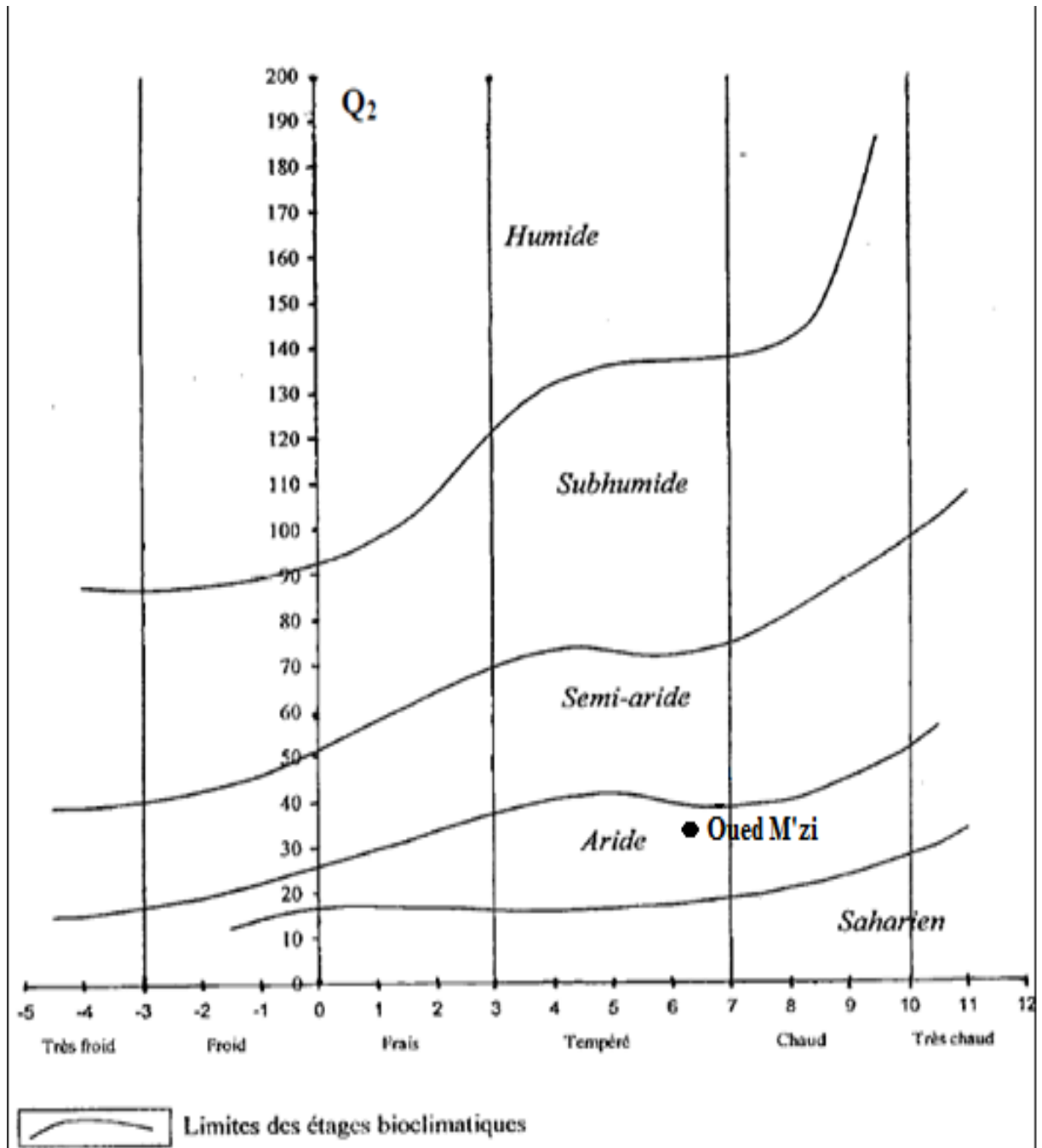


Figure 05 : Localisation de la région d'Oued M'zi sur le Climagramme d'EMBERGER 2010/2020.

1.4. Choix et caractérisation environnementale des sites d'étude

L'Oued M'zi est l'un des plus importants cours d'eau de l'Atlas saharien. Il provient d'Aflou dans le massif du Djebel Amour, au Sud-Est de Laghouat, il rejoint Oued Messaad d'où il tire le nom d'Oued Djedi, qui se débouche dans le Chott Melghir au sud de la wilaya de Biskra sur une distance de 450 km, formant ainsi un système endoréique typique des régions arides et semi-arides. Oued M'zi est un oued naturel permanent d'eau douce, originaire de Djbel chebka à une altitude de 1536 m, avec une salinité inférieure à 1.2 g/L (Fig. 06).

Quatre échantillons d'eau ont été prélevés pour chaque mois dans chacune des quatre stations d'échantillonnage d'Oued M'zi pendant les heures du matin, pour une période de douze mois (novembre 2018-octobre 2019). Les échantillons utilisés pour l'identification et l'analyse du plancton ont été prélevés à la surface de l'eau (profondeur de 0.25 à 0.6 m). Des échantillons pour les mesures des paramètres physicochimiques, concentrations en chlorophylle-*a*, phéopigments et la caractérisation de la communauté planctonique ont été transportés au laboratoire pour une analyse plus approfondie.

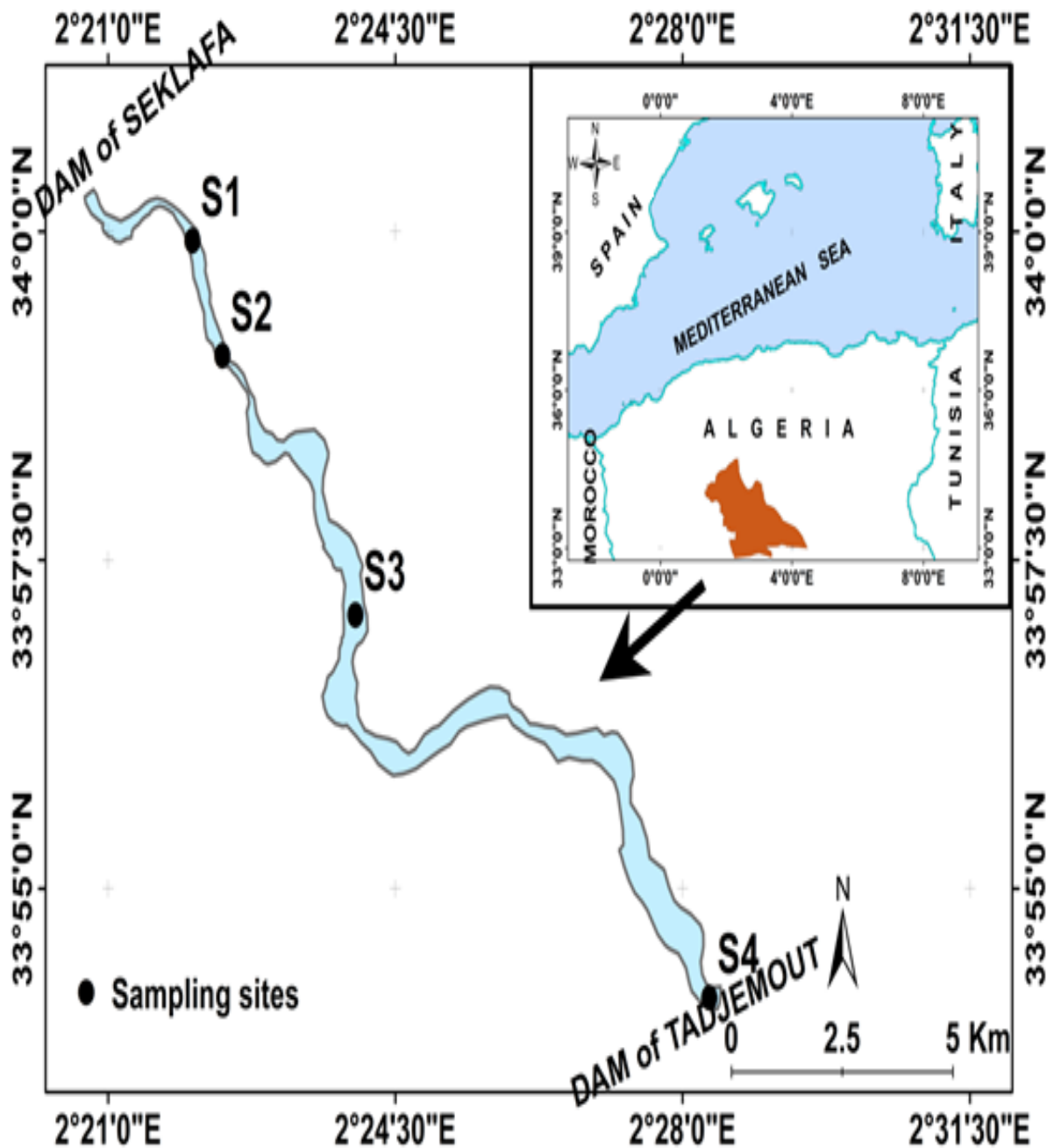


Figure 06 : Localisation des quatre sites d'échantillonnage dans l'Oued M'zi de la province de Laghouat, Algérie (Original, 2020).

Chapitre 01 : Matériels et méthodes

La description typologique des sites de prélèvements est présentée dans le tableau 03.

Tableau 03 : Description des sites d'échantillonnage étudiés dans l'Oued M'zi.

Sites	Location	GPS	Altitude
St. 1	-1 Km de la source du barrage de Seklafa ; Faibles activités anthropiques ; Atelier (barrage de Seklafa) ; Faible densité de population (communautés bédouines) ; Forte concentration de poissons dans le lac.	N: 33°59'55.90." E: 2°22'1.75."	976m
St. 2	- 2.7 Km de la source de barrage ; Activités agricoles ; activités anthropiques (moyennes) ; faible densité de population (communautés bédouines) ; forte concentration de poissons dans le lac ; Débit d'eau moyen.	N: 33°59'3.40." E: 2°22'23.58."	978m
St. 3	-7.2 km de la source de barrage ; faible densité de population (communautés bédouines) ; végétation élevée ; activités agricoles ; forte concentration de poissons dans le la ; Débit d'eau moyen.	N: 33°57'4.87." E: 2°24'0.86"	965m
St. 4	-15.6 Km de la source de barrage, située après avoir reçu les eaux du barrage de Tadjmout ; Forte densité de population ; Activités anthropiques élevées ; Faible concentration de poissons dans le lac ; Contaminé par les eaux usées de la ville ; Exposé au trafic routier ; Débit d'eau moyen.	N: 33°54'10.13" E: 2°28'19.59"	907m

L'importance des paramètres qui déterminent l'occupation spatio-temporelle des différents milieux tels que la nature du substrat et la vitesse d'écoulement sont souvent considérés comme des facteurs écologiques importants qui peuvent influencer de façon directe la distribution des espèces de plancton.

1.4.1. La vitesse du courant

Dans ce travail, les mesures de vitesse à la surface de la trajectoire axiale sont effectuées avec un flotteur, qui est relâché sur une distance connue, le temps mis par le flotteur pour parcourir cette distance permet de calculer la vitesse. Les valeurs mesurées de la vitesse de l'eau, qui ne sont que des indications, sont classées selon l'échelle BERG : Vitesse très lente, inférieur à 0.1 m/s ; Vitesse lente, 0.1 à 0.25 m/s ; Vitesse moyenne, 0.25 à 0.5 m/s ; Vitesse rapide, 0.5 à 1 m/s ; Vitesse très rapide, supérieur à 1 m/s.

1.4.2. Le substrat

Le substrat est décrit pour chaque station en se référant à l'échelle de Wentworth modifiée (Malavoi et Souchon, 1989) (Tab. 04).

Tableau 04 : Echelle granulométrique de Wentworth modifiée (1922).

Appellation	Diamètre (en mm)
Limons et Argiles (LA).	[0 – 0.0625 [
Sables (fins et grossiers) (S (SF, SG)).	[0.0625 – 2[
Graviers (fins et grossiers) (G (GF, GG)).	[2 - 16[
Cailloux (fins et grossiers) (C (CF, CG)).	[16 - 64[
Pierres (fines et grossières) (P (PF, PG)).	[64 - 256[
Blocs (B).	[256 – 1024[
Dalles (D).	>1024

Les stations prospectées de l'amont vers l'aval sont caractérisées par un ensemble des critères typologiques, dont, on peut citer, la vitesse du courant, la largeur et la profondeur de la lame d'eau, la nature de substrat et de sol, la végétation, la faune existante et les différents menaces, qui sont représentées dans le tableau 05.

Tableau 05 : Typologie et caractéristiques environnementales des stations étudiées.

Stations	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4
Photographie				
Largeur du lit (m)	20	35	27	33
Vitesse du courant (m /s)	0.22	0.3	0.35	0.50
La profondeur de la lame d'eau (cm)	60	50	25	60
Nature de substrat	Dalle + Sables (fins et grossiers)	Sables (fins et grossiers) + limons	Sables (fins et grossiers) + Pierres (fines et grossière)	Pierres (fines et grossières) + dalle+ Sable
Végétations sur les sites	Herbacées, Laurier R - Roseau	Tamarix sp Laurier R - Roseau	Tamarix sp Artemisia sp. Stipa tenacissima	Forêts Tamarix
Végétations aquatiques	Algues	Algues	Algues	Algues
Appréciation de pollution		Moyennement pollué		
Nature du sol		Marne et calcaire.		
Étage Bioclimatique		Semi-aride, à hiver tempéré.		
Faune		Poissons – Tortue, oiseaux, reptile, animaux passagères, grenouille		
Menace		Naturel : Sécheresse prolongée Anthropiques : Agriculture/Irrigation,		

2. Méthodes de l'étude

2. 1. Méthodes de caractérisation de la qualité de l'eau

2.1.1. Mesures des paramètres-physicochimiques de l'eau

La température et le pH ont été déterminés *In-Situ* par la sonde multi-paramètres HANNA. La détermination de la conductivité électrique (CE), les solides dissous totaux (TDSs) et la salinité (S%) ont été mesurés avec le conductimètre HANNA tandis que les solides en suspension (MES) ont été mesurés en utilisant la méthode d'Aminot et Chaussepied (Aminot et Chaussepied, 1983). En outre, la dureté totale (TH), le bicarbonate (HCO_3^-), le calcium (Ca^{2+}) et le chlorure (Cl^-) ont été analysés par la méthode colorimétrique (Rodier et *al.*, 2009). Les nitrates (NO_3^-), l'ammonium (NH_4^+), le nitrite (NO_2^-), le sulfate (SO_4^{2-}), les orthophosphates (PO_4^{3-}), le magnésium (Mg^{2+}), le fer (Fe), le sodium (Na^+) et le potassium (K^+) ont été analysés par des méthodes standard (APHA, 2005). L'oxygène dissous (OD) a été évalué par la méthode de Winkler (Strickland et Parsons, 1979). Les différents appareillages et méthodes d'analyse et de mesures des différents paramètres physico-chimiques de l'eau sont représentés dans le tableau 06.

Tableau 06 : Appareillages et méthodes d'analyse et de mesures des différents paramètres physico-chimiques de l'eau.

Paramètres	Méthodes d'analyses et appareillages de mesure	Mode opératoire
T	Multi-paramètres	- Enfoncez la sonde dans l'eau. - Attendez quelques minutes et lire la valeur indiquée
pH		- Enfoncez la sonde dans l'eau, attendez quelques minutes et lire la valeur indiquée.
CE, TDS et S%	Conductimètre (Modèle HACH 2100 N)	- Rincer l'électrode avec de l'eau distillée. - Plonger l'électrode dans le flacon contenant l'échantillon. - Lecture après la stabilisation de l'affichage numérique
Turb	Turbidimètre (modèle HACH 2100N)	- Remplir une cuvette propre jusqu'au trait avec de l'eau à analyser en évitant la formation de bulles d'air. -Tenir la cuvette par le bouchon et l'essuyer avec mouchoir doux sans pelucher pour retirer les gouttes d'eau et les traces des doigts. - Placer la cuvette dans le puits de mesure et fermer le capot. - Lire et noter le résultat affiché.
TH	(ISO 6058, 1984) La méthode colorimétrique (Rodier et <i>al.</i> , 2009).	Technique : -50ml d'échantillon+ 25 ml eau distillée+1 ml solution (pH10) + 5 gouttes d'indicateur Net+ bien mélanger (la solution devient rose) -Titration avec l'EDTA 0.01 mol/L jusqu'à l'apparition de la coloration bleue.

	Eprouvette, Bêcher, Pipette graduée, Agitateur, Barreau magnétique	Calcule : TH= V (volume de titrage) *2*F (facteur de dilution) *FC (facteur de correction).
Ca²⁺		Technique : -50 ml d'échantillon+ 25 ml eau distillé + 1 ml solution pH=10+solution d'hydroxyde de NaOH 2N+ Pincée d'indicateur (Calcon) bien mélanger. -Titration avec l'EDTA 0.01 mol/L. Calcule : Donc : $Ca^{2+} = V * 0.01 * F * 40.08 * 1000 / 50$. $Ca^{2+} = V \times 2 \times 8.016$
Cl⁻		La méthode titrimétrique de MOHR (Rodier et <i>al.</i> , 2009). Réactifs : 1) l'indicateur de chromate de potassium 2) la solution de nitrate d'argent. Technique : -100ml de l'échantillon+ 1ml de l'indicateur de chromate de potassium (K₂CrO₄) avec agitation. -Titration avec la solution de nitrate d'argent (AgNO ₃) à 0.02 mol/L Jusqu'à l'apparition de la couleur rouge brique+ 1 goutte de la solution étalon de chlorure de sodium à 0.02 mol/L... jusqu'à la coloration soit disparue. Calcule : $Cl(mg/l) = V(AgNO_3) \cdot N(AgNO_3) \cdot 1000 / V$
HCO₃⁻		Réactifs : 1) Indicateur de Méthyle orange ; 2) Acide sulfurique. Technique : A pH < 8.2 -Mettre 10 ml de l'eau à analyser dans un Bécher -Ajouter 05 gouttes de l'indicateur de Méthyle orange. - Titre par l'Acide Sulfurique jusqu'au virage de l'incolore. Calcule: $HCO_3^- = V(H_2SO_4) \cdot N(H_2SO_4) \cdot 1000 / V$.
Mg²⁺	La différence entre TH (dureté) et Ca ²⁺ .	Selon (RODIER et <i>al.</i> , 2009) le magnésium est estimé par la différence entre la dureté et le Calcium exprimé en CaCO ₃ . $[TH] = [Mg^{+2}] + [Ca^{+2}]$
No₃⁻	Méthodes standard (APHA, 2005). -Spectrophotomètre UV-Visible (modèle CACH ODYSSEY). -Etuve.	Réactifs : 1) Solution de salicylate de sodium à 0.5% ; 2) Solution d'hydroxyde de sodium 30% ; 3) Tartrate double de sodium et de potassium Technique : 10 ml d'échantillon+ 3 gouttes de NaOH à 30%+ 1 ml de salicylate de sodium+ évaporation à l'étuve à 80°C + Reprendre le résidu avec 2 ml de l'acide sulfurique (H ₂ SO ₄) et laisser reposer 10 min+ ajouter 15 d'eau distillée+ 15 ml de tartrate double de sodium et de potassium. Effectuer la lecture à la longueur d'onde $\gamma = 415nm$.
		Réactifs : 1) Réactif Mixte de sulfanilamide.

NO₂⁻		Technique : -50 ml de l'eau à examiner. -Ajouter 1ml de réactif mixte, puis laisser mélanger et reposer pendant 10 min. -L'apparition de la couleur rose indique la présence des NO ₂ - -Effectuer la lecture à la longueur d'onde $\gamma=543\text{nm}$.
NH₄⁺		Réactifs : 1) Réactif I ; 2) Réactif II. Technique : - 40 ml de l'échantillon. - 4 ml du réactif I. - 4 ml du réactif II et ajuster à 50 ml avec H ₂ O distille et attendre 1h.30min. L'apparition de la couleur verdâtre indique la présence de NH ₄ ⁺ . - Effectuer la lecture à la longueur d'onde $\lambda= 655 \text{ nm}$.
PO₄³⁻		Réactifs : 1) Réactif Mixte ; 2) Acide ascorbique. Technique : - 40 ml de l'échantillon. - Ajouter 1ml acide ascorbique, laisser mélanger et reposer. -2 ml du réactif mixte. Attendre 10 min jusqu'à le développement de la couleur bleue puis effectuer la lecture à une longueur d'onde 880nm.
SO₄²⁻		Réactifs : 1) Solution stabilisante 2) Solution de chlorure de baryum 0.01 mol/L. Technique : 100 ml d'échantillon + 5ml solution stabilisante+ 2 ml solution de chlorure de baryum. Agitation pendant 1 min. La lecture est à une longueur d'onde de 420 nm.
O₂ dissous	La méthode de Winkler (Strickland et Parsons, 1979). Eprouvette, Bêcher, Pipette graduée, Agitateur, Barreau magnétique.	Par la méthode de Winkler (Strickland et Parsons, 1979). Réactifs : 1) solution de NaOH et de KI ; 2) Solution d'empois d'amidon ; 3) solution de chlorure de manganèse ; 4) Acide chlorhydrique ; 5) Solution thiosulfate sodium. Technique : - 100 ml de l'échantillon à mesurer+ 1ml de la solution de NaOH et de KI + 1 ml de MnCl ₂ + 2.5 d'Acide chlorhydrique + agitation jusqu'à dissolution total du précipité+ puis on ajoute quelque goutte de la solution d'amidon. Titration avec la solution de thiosulfate de sodium (0.01N) jusqu'à décoloration total.
MES	La méthode d'Aminot et Chaussepied (Aminot et Chaussepied, 1983).	Laver le disque de filtration à l'eau distillée, le sécher (105°C) jusqu'à masse constante, puis le peser à 0,1 mg près après passage au dessiccateur. Le mettre en place sur l'équipement de filtration. Mettre en service le dispositif d'aspiration ou de pression.

	-Dispositif de filtration sous vide ou sous pression (100000 à 200000 Pa) -disques filtrants en fibres de verre WHATMAN GF/C 0.47 µm.	Verser l'échantillon (V) sur le filtre. Rincer la fiole ayant contenu l'eau à analyser avec 10 ml d'eau permutée. Faire passer sur le filtre cette eau de lavage. Laisser essorer le filtre, sécher à 105 °C. laisser refroidir au dessiccateur et peser à 0.1 mg près, jusqu'à masse constante. La teneur de l'eau en matières en suspension (mg/L) est donnée par l'expression : $MES(mg/L) = \frac{P_2 - P_1}{V}$
Fe	Méthodes standard (APHA, 2005). -Spectrophotomètre UV-Visible (modèle CACH ODYSSEY).	Réactifs : 1) Tampon Acétate ; 2) Chlorhydrate d'hydroxylamine à 10% ; 3) Solution de Phénanthroline-1-10 monohydraté. Technique : 50ml d'échantillon+1ml de la solution de Chlorhydrate d'hydroxylamine et mélanger soigneusement puis ajouter 2ml de tampon Acétate+ 2 ml de la solution 1-10 de Phénanthroline et conserver à l'obscurité pendant 15 min, puis effectuer la lecture à une longueur d'onde 510nm.
Na⁺ et K⁺	Photométrie de la flamme Appareil Dr LANGE (JENWAY)	Enfoncez la sonde dans l'eau, attendez quelques minutes et lire la valeur indiquée.

2.1.2. Mesures des paramètres biologiques

2.1.2.1. Dosage de la chlorophylle-a et des phéopigments

a. Echantillonnage et filtration :

Les mesures des concentrations en chlorophylle-a et en phéopigments ont été effectuées suivant la méthode monochromatique de Lorenzen (1967). Les échantillons d'eau brute ont été filtrés à travers un filet ou un tamis de 200 à 250 µm de vide de maille ce qui permet l'élimination grossière du zooplancton. Des volumes d'échantillons de 500 à un peu plus de 1000 mL ont été récupérés (en fonction de la densité de l'échantillon) et sont filtrés sous vide sur membranes en fibres de verre fritté GF/C Whatman (0.47µm vide de maille) recouverte au préalable d'une fine couche de carbonate de magnésium pour éviter l'altération de la chlorophylle-a.

b. Extraction des pigments :

Après la filtration les membranes filtrantes sont déchiquetées et introduites dans des tubes à centrifuger contenant 10mL d'acétone à 90% plus une agitation vigoureuse pendant 1 min pour disperser les fibres. Les tubes sont placés à l'obscurité et au frais (4°C) pendant une vingtaine d'heures (24h) de façon à permettre l'extraction des pigments. Après centrifugation à 3600tr/min pendant 5 min le surnageant est transféré dans la cuve du spectrophotomètre de 10 à 50 mm de parcours optique.

c. Mesure et calculs :

Il est important de mettre le zéro de spectrophotomètre en utilisant une cuve remplie d'acétone 90%, après un volume de 20 µm de l'échantillon est placé dans le faisceau de mesure pour la lecture des densités optiques à 750 et 665 nm à l'aide de spectrophotomètre model JENWAY-6405 UV-Visible. Dès la fin de la première mesure 15µL d'HCl 1N (0.999mol/L) est ajoutée à 3 mL d'extrait chlorophyllien et le laisser agir environ une minute, puis faire une nouvelle lecture à 665 et 750 nm. Dans le tableur Excel les valeurs de l'échantillon ont été notées : Volumes filtrés sur les membranes filtrantes, volumes de solvant utilisé pour l'extraction, les différentes valeurs lues au spectrophotomètre : Absorbances à 665 et 750 nm avant acidification (A_{o665} et A_{o750}), Absorbances à 665 et 750 nm après acidification (A_{a665} et A_{a750}). Les concentrations, exprimées en mg.m^{-3} , en chlorophylle-*a* (Chl-*a*) et en phéopigments (Phéo) ont été calculées selon les équations de Jeffrey et Humphrey (Jeffrey and Humphrey, 1975).

$$\text{Chl-}a = 27 * [(A_{o665} - A_{o750}) - (A_{a665} - A_{a750})] * (v / (L * V)).$$

$$\text{Phéo} = 27 * [1.7 * (A_{o665} - A_{o750}) - (A_{a665} - A_{a750})] * (v / (L * V)).$$

Où :

A_{o665} et A_{o750} = Absorbances à 665 et 750 nm avant acidification.

A_{a665} et A_{a750} = Absorbances à 665 et 750 nm après acidification.

v = Volume de solvant utilisé pour l'extraction en millilitres.

V = Volume d'eau filtrée en Litres

L = Parcours optique de la cuve utilisée en centimètres.

27 = Facteur déterminé expérimentalement (Constant).

1.7 = Coefficient déterminé expérimentalement (Constant).

2.2. Méthode et techniques de prélèvement du plancton.

2.2.1. Isolement et conservation

L'échantillonnage du phytoplancton a été réalisé dans les eaux de surface, où un volume de 50L d'eau a été filtré à l'aide d'un filet à plancton de 20 micromètres (µm) de maille (Fig. 07), puis conservé du formaldéhyde à 4% pour une utilisation ultérieure (Li *et al.*, 2019). Le dénombrement du plancton a été effectué selon la méthode d'Utermöhl (1958). Le comptage du plancton et son identification ont été réalisés au microscope optique (type Zeiss AxioStar) en utilisant une optique à contraste de phase avec un objectif Gr. X40.

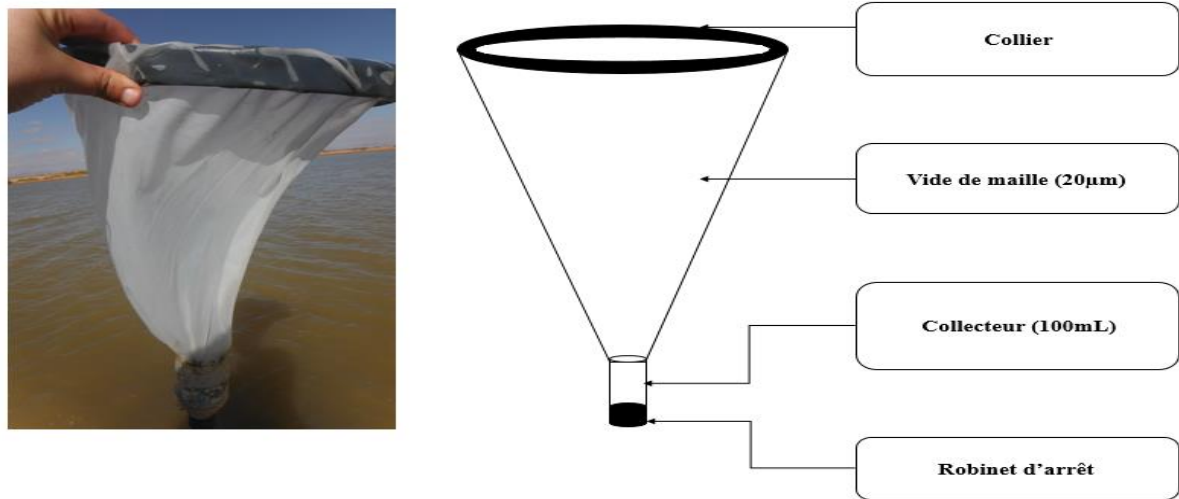


Figure 07 : Photographie et schéma descriptif d'un filet à plancton de 20µm de maille (Original, 2019).

2.2.2. Identification des communautés planctoniques

2.2.2.1. Le phytoplancton

L'identification du phytoplancton a été effectuée à l'aide de la littérature et des livres suivants : Plankton : A guide to their ecology and monitoring for water quality (Suthers et Rissik, 2009), Freshwater Algae (Bellinger , 2015), The freshwater algae (Prescott, 1954), Cyanophyta (Desikachary, 1959), Marine planktons (Newell et Newell, 1977), Identification of Marine Phytoplankton (Thomas, 1997) et des bases de données algales en ligne, à savoir AlgaeBase (Guiry et Guiry, 2018) et Landcare Research (Novis, 2015).

La détermination des genres et espèces de chaque récolte est réalisée à partir de l'observation des caractères morphologiques selon les clés d'identification universellement admises. Les critères retenus sont :

- La structure et la couleur des micro-algues (cellulaire ou filamenteuse) ;
- La forme de la colonie ou du trichome ;
- La taille des cellules ;
- La présence ou l'absence de : gaine gélatineuse (couleur, aspect et taille), akinètes, hétérocystes, vacuoles à gaz (pseudovacuoles).

2.2.2.2. Le zooplancton

L'identification du zooplancton a été faite sur la base des caractéristiques morphologiques en utilisant des guides et des clés publiés (Shiel, 2014; Glime, 2017a; Glime, 2017b; Glime, 2017c; Glime, 2017d). Afin d'identifier clairement un organisme, il est nécessaire d'apprendre la terminologie anatomique essentielle. Les éléments généraux à évaluer d'après Witty (2019) pour tous les groupes de zooplancton sont :

- La forme et la taille du corps ;
- Les longueurs relatives des divers appendices, y compris les antennes, les pattes et les setae (poils) ;
- La présence et la taille relative des épines.

Les principales bases de l'identification du zooplancton selon Phan et *al.* (2015) sont les suivantes :

1. Taille généralement microscopique ; unicellulaire (Règne Protista - Sous-règne Protozoa - Phylum Sarcomastigophora - Superclasse Rhizopoda (Fig. 08.a).

- Animal multicellulaire. Corps segmenté ou non segmenté (Règne Animalia).

2. Corps non segmenté, avec couronne, corps en 3 parties : tête, tronc et pied (Phylum Rotifera) (Fig. 08.b).

- Corps segmenté, possède généralement une tête distincte ; deux paires d'annélides ; corps comportant plus de 4 paires de pattes articulées (Phylum Arthropoda - Subphylum Crustacea).

3. Appendices en forme de feuille ; corps comprimé ; tous, sauf la tête, sont généralement enfermés dans une carapace bivalve, la carapace est une plaque unique pliée ; avec 4 à 6 paires d'appendices thoraciques Classe Branchiopoda - Ordre Cladocera (Fig. 08.c).

- Appendices non en forme de feuille.

4. Corps long, cylindrique ou en forme de poire, avec 5 - 6 paires d'appendices thoraciques ; corps avec céphalothorax, thorax et abdomen ; thorax avec 4 - 6 appendices ; céphalothorax avec un œil de nauplius Classe Copepoda (Fig. 08.d).

- Tête indistinctement séparée du tronc et couverte d'une carapace bivalve ; thorax avec seulement deux paires d'appendices Classe Ostracoda (Fig. 08.e).

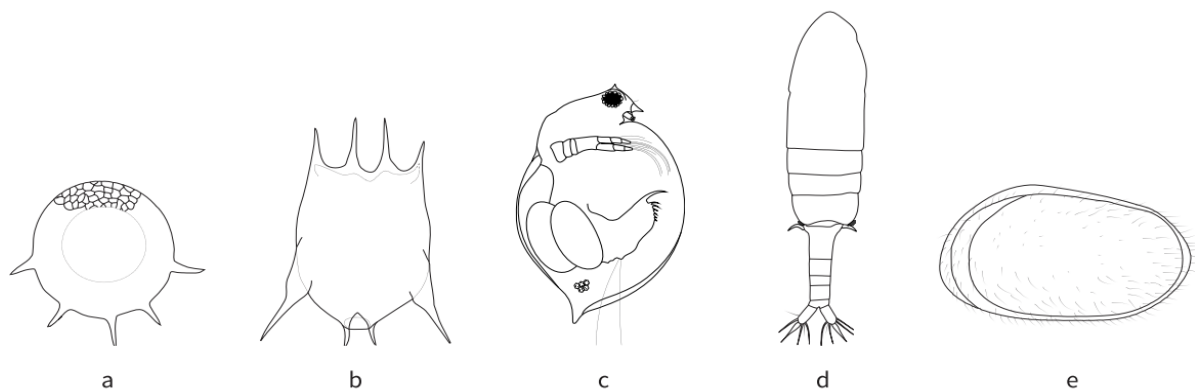


Figure 08 : La morphologie des principaux groupes zooplanctoniques dans les eaux douces a. Rhizopoda ; b. Rotifera ; c. Cladocera ; d. Copepoda (Calanoida) ; e. Ostracoda (Phan et *al.*, 2015).

2.2.3. Dénombrement des communautés planctoniques

Le comptage du plancton a été réalisé selon la méthode d'Utermöhl (Utermöhl, 1958), dans laquelle 50 ml de l'échantillon sont mélangés avec quelques gouttes de Lugol, le fixateur tue les algues, les alourdit (ce qui facilite leur sédimentation) et permet leur conservation pendant plusieurs mois. Un sous échantillon est prélevé (le volume est choisi en fonction de la densité des algues) et déposé dans une chambre de sédimentation. Le Comptage des planctons rencontrées sur les parcours horizontaux effectués sur toute la longueur de la bande ; Ce processus est répété plusieurs fois (3 à 4 observations). Ce comptage n'inclut pas toute la surface de la chambre, mais seulement une "sous-chambre" de superficie connue (Fig. 09). La détermination de la densité planctonique de l'échantillon est effectuée par : **i)** Le calcul de la superficie de la chambre de comptage $S = L \times La$; (S : superficie mm^2 , L : longueur de la chambre de comptage en mm, La : largeur de la chambre de comptage en mm) ; **ii)** Le calcul de la superficie de la sous chambre : $s = l \times la$; (s : superficie mm^2 , l : longueur en mm, la : largeur en mm) ; **iii)** Le calcul du nombre de cellules dans toute la chambre : $D = \frac{S}{s} \times n$; D : densité des individus dans toute la chambre de comptage, n : Nombre des individus dans la sous chambre). L'énumération des organismes a été effectuée en les dénombrant sur l'ensemble de la collection. La composition des espèces a été exprimée par la proportion des espèces par rapport au nombre total d'individus (%) tandis que l'abondance a été exprimée par le nombre d'individus par litre (ind/L).

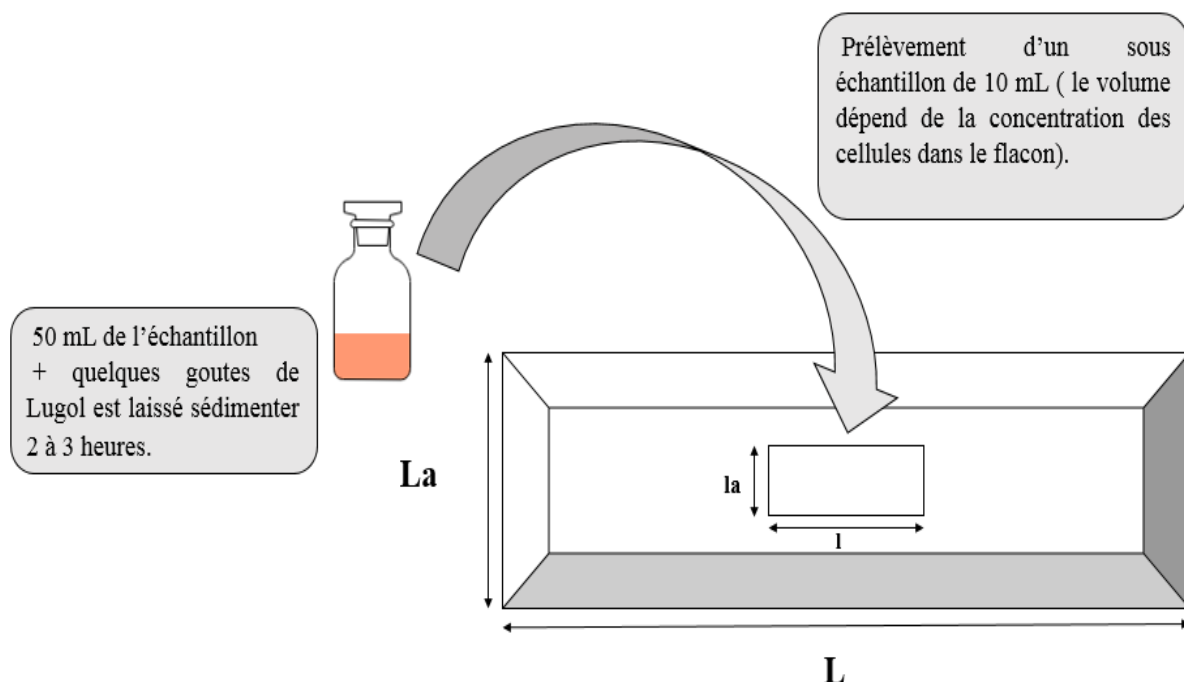


Figure 09 : Schéma synthétique du dispositif de comptage du plancton (Chaibi, 2014).

2.3. Culture *In-Vitro* des cyanobactéries

2.3.1. Méthode d'échantillonnage et isolement de *Gloeocapsa* sp

Des échantillons d'eau ont été prélevés à des endroits variant de l'incolore, bleuâtre et brunâtre au vert de coloration spécifique de l'eau. Les recherches ont été menées au mois de février 2020 au barrage inféro-flux de Tadjmout (Fig. 10). Environ 300 mL d'échantillon d'eau ont été prélevés dans trois flacons stériles de 150 mL à chaque endroit. Les échantillons ont été transportés au laboratoire dans une glacière est maintenue à 4 °C jusqu' à l'analyse. La qualité de l'eau a été déterminée en mesurant la température, le pH, l'oxygène dissous, la conductivité, la salinité, le TDS et aussi en analysant la chlorophylle-*a* avec un multi-paramètre de type HANNA. Après identification des échantillons cyanobactériens, des lames ont été préparées et observées au microscope. *Gloeocapsa* sp était la plus abondante dans l'échantillon avec une forte concentration en raison de leur capacité à croître dans un large éventail de qualité de l'eau, leur réponse rapide à l'évolution des conditions environnementales, leur isolement et purification sont relativement faciles, à condition qu'ils se développent tout aussi bien sur les médias liquides, à cette fin, nous l'avons choisi pour tester leur adaptation sur différentes conditions environnementales. L'isolement à était réalisé avec une seringue stérile et chaque cellule est introduite dans un flacon contenant le milieu de culture approprié pour les cyanobactéries. La méthode de purification utilise est par repiquage successifs puis un lavage en eau distille stérile et à la fin un ensemencement en gélose profonde (milieu d'Aiba et Ogawa additionné d'agar).

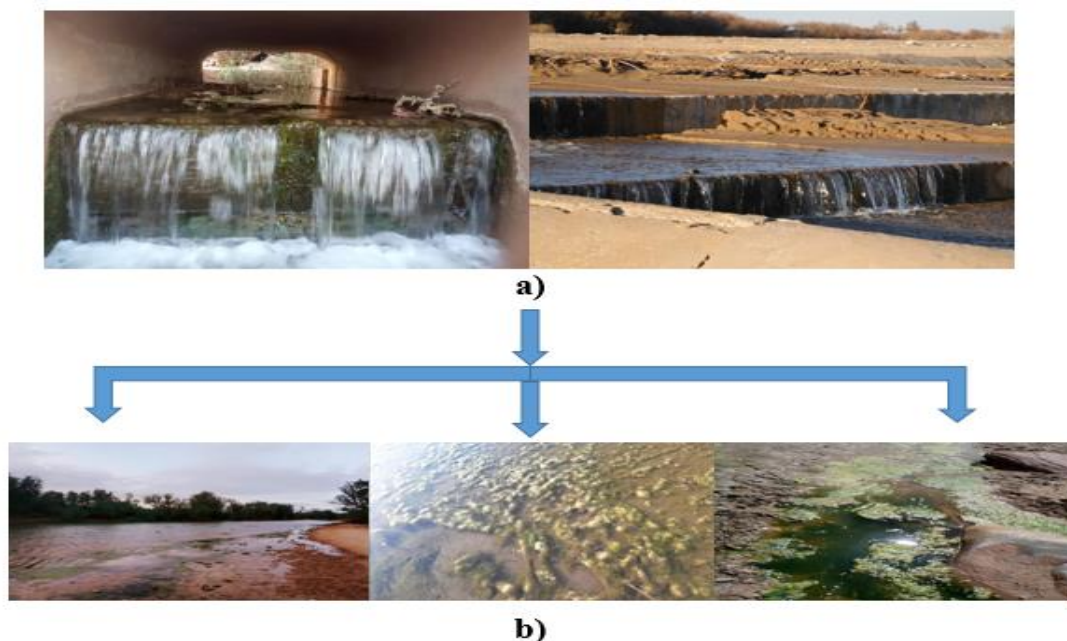


Figure 10 : Station d'échantillonnage des cyanobactéries, (a) Barrage inféro flux de Tadjmout, (b) points de prélèvement de cyanobactéries.

2.3.2. Analyse *In-Vitro*

Gloeocapsa sp a été cultivé en batch dans un système fermé sans aucun courant d'entrée ou de sortie, les nutriments étant préparés dans un volume fixe de milieu liquide, dans des conditions stériles à 25°C et 50°C avec des conditions de pH (6, 7 et 10) et de salinité (0.1, 0.3 et 0.9%) spécifiques. L'échantillon a été pré cultivé en culture discontinue (milieu Aiba et Ogawa) ; un système de culture microbienne fermé avec un nutriment particulier, une température, une souche, une aération et d'autres conditions environnementales particulières pour maximiser la croissance. Comme les nutriments ne sont pas ajoutés ou que les déchets ne sont pas éliminés pendant l'incubation, seule une quantité limitée de cycles de vie peut être atteinte avant que les nutriments ne soient absorbés et que la croissance cesse ; pendant 10 jours (environ 20 générations) pour obtenir des cultures adaptées. La chlorophylle-*a* et les niveaux de croissance ont été calculés comme mentionné ultérieurement. Les expériences ont été répétées à deux reprises à l'aide de cultures indépendantes.

2.3.3 Réalisation d'un bioréacteur à petite échelle

Les échantillons d'eau ont été complétés avec le milieu liquide d'Aiba et Ogawa (Aiba et Ogawa 1977) pour constituer la communauté des microbes ; 20 mL d'échantillonnage de cyanobactéries pour 30 mL de milieu liquide et incubés à température ambiante ($23 \pm 2^\circ\text{C}$) à côté d'une fenêtre permettant un ensoleillement suffisant pendant 10 jours (Fig. 11).

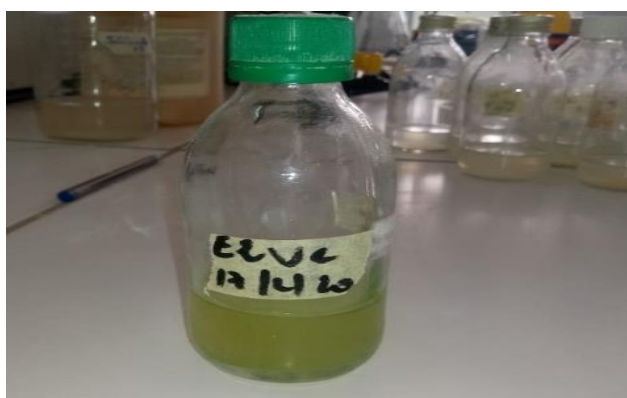


Figure 11 : Mise en culture des cyanobactéries sur Milieu liquide d'Aiba et d'Ogawa à une température ambiante ($23 \pm 2^\circ\text{C}$) après 10 jours d'incubation.

Les solutions d'Aiba et d'Ogawa ont été préparées en deux solutions différentes pour éviter la sédimentation :

➤ Solution A consisté de, NaCl: 1 g; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$: 0.2 g; K_2SO_4 : 1 g; $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 40 mg; NaNO_3 2.5 g; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 10 mg, Solution minérale: 1 mL (H_3BO_4 :715 mg; $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$: 452 mg; $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$: 56 mg; $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$: 97 mg; $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$: 20mg. $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$: 12.5mg); Eau distillé 500 mL.

➤ Solution B consisté de, K_2HPO_4 : 0.5 g; Na_2CO_3 : 4.03 g; $NaHCO_3$ 13.61 g; Eau distillé 500 mL. Après autoclavage, la solution A et la solution B ont été mélangées de manière aseptique et donner un pH final de 9.4-9.8. Après une période de 10 jours d'incubation, les cultures ont été inspectées au microscope pour vérifier leur croissance. Les cultures axéniques efficaces ont été sous-cultivées et utilisées pour des recherches ultérieures (Muruga et *al.*, 2014).

2.3.4. Influence des paramètres physicochimique sur la croissance

2.3.4.1. Détermination de la température optimale pour la croissance

Cinq millilitres de solution contenant *Gloeocapsa* sp isolé dans le milieu de culture ont été ajoutés à 45 ml de nutriments d'Aiba et Ogawa. Les cultures ont été incubées aux températures suivantes : température ambiante ($23 \pm 2^\circ C$), à côté d'une fenêtre offrant suffisamment de lumière solaire et nous avons utilisé un Phytotron comme incubateur pour la température $50^\circ C$. La densité optique de chaque bouillon de culture a été mesurée avec un spectrophotomètre de marque OPTIMA (SP-3000nano) à une longueur d'onde de 686 nm et après chaque deux jours pendant 14 jours.

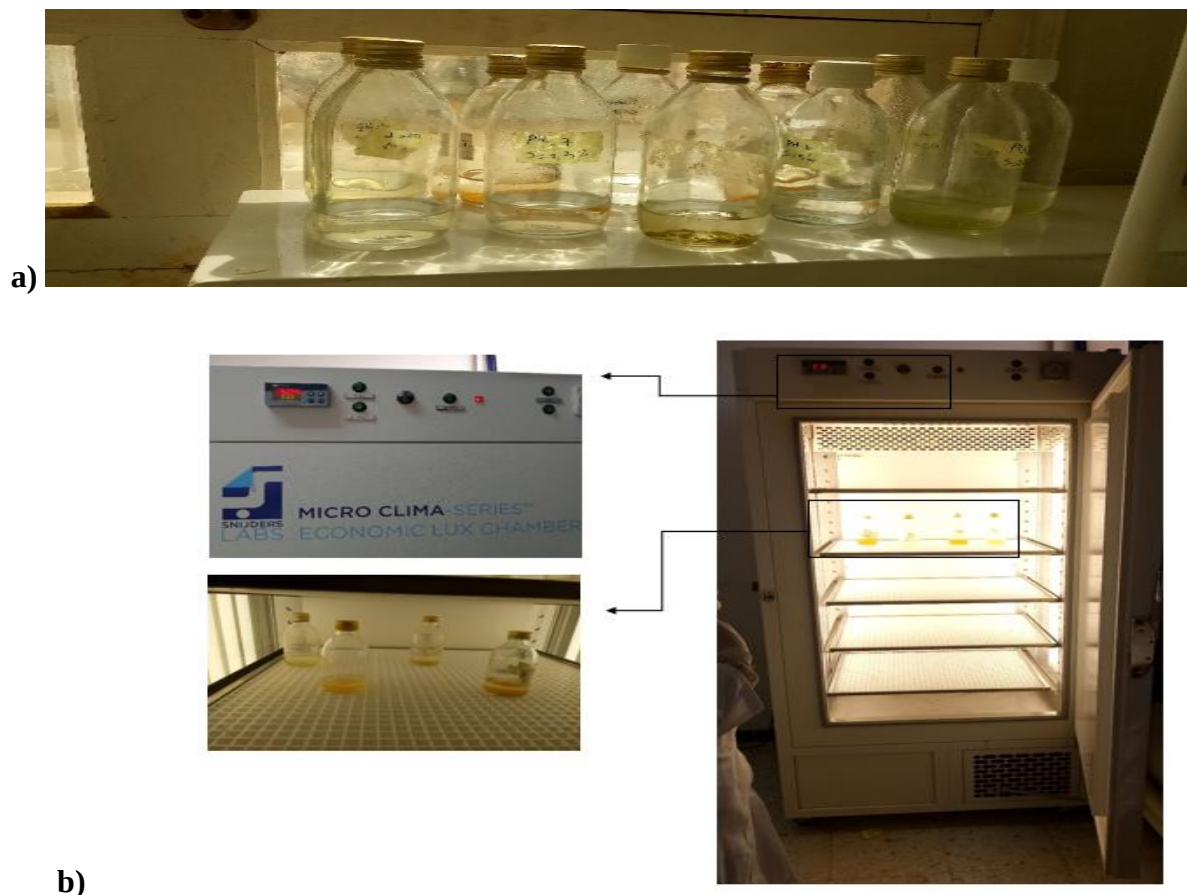


Figure 12 : Les différentes étapes de culture de *Gloeocapsa* sp dans les conditions expérimentale (a) à température ambiante $25^\circ C$ à l'intérieur et à côté d'une fenêtre ; b) dans un phytotron à température $50^\circ C$.

2.3.4.2. Détermination de la concentration optimale de sel pour la croissance

Des concentrations spécifiques de NaCl de 0.1, 0.3, 0.6 et 0.9% ont été préparées pour le milieu. Cinq millilitres de chaque bouillon de culture ont été ajoutés à 45 mL de milieu liquide à différentes concentrations en NaCl et incubés à température ambiante (25°C) et à travers une fenêtre permettant 14 jours d'ensoleillement.

2.3.4.3. Détermination du pH optimal pour la croissance

Le bouillon de cyanobactéries halophiles a été ajusté en utilisant de l'acide chlorhydrique concentré ; le pH a été ajusté de 10 à 7 et 6. Quarante-cinq millilitres sont versés dans des flacons d'échantillon stériles et inoculés avec 5 mL de bouillon d'échantillon contenant *Gloeocapsa* sp. Les cultures ont été incubées dans la salle à température (25°C) à côté de la fenêtre, permettant un ensoleillement important.

2.3.4.4. Détermination de la croissance de *Gloeocapsa* sp avec salinité et pH combinés

Cinq millilitres de chaque culture de bouillon ont été ajoutés à 45 ml de milieu liquide spécifique à des concentrations différentes et incubés à température ambiante (25°C) et par une fenêtre permettant 14 jours de lumière du soleil. Le liquide a été préparé avec différente concentration de salinité et de pH comme suit :

- pH 6 avec 0.3, 0.6 et 0.9 % de NaCl.
- pH 7 avec 0.3, 0.6 et 0.9 % de NaCl.
- pH 10 avec 0.3, 0.6 et 0.9 % de NaCl.

2.3.4.5. Détermination de la croissance de *Gloeocapsa* sp avec salinité et température combinées

Le liquide a été préparé avec deux concentrations de salinité (0.6 et 0.9%) et incubé à deux températures. Cinq millilitres de chaque culture de bouillon ont été ajoutés à 45 ml de milieu liquide à des concentrations différentes et incubés à 25 °C à température ambiante (25 °C) et près d'une fenêtre permettant la lumière du soleil pendant 14 jours et à 50 °C en utilisant le Phytotron type Microclima-seriesTM- Snijders Labs comme incubateur.

2.3.5. Estimation de la chlorophylle-a

Il est nécessaire de centrifuger le bouillon de culture pour séparer la culture du milieu, puis 10 mL d'acétone à 90% ont été ajoutés. Les tubes ont été secoués vigoureusement et homogénéisés pour être complètement dissous dans le solvant. Les tubes ont été maintenus dans un réfrigérateur pendant 24 h pour une extraction complète des pigments. Les échantillons ont été centrifugés à 3600 tours pendant cinq minutes, après la période d'extraction, et le surnageant a été obtenu. Le surnageant a été porté à 10 mL environ avec de l'acétone à 90 %, et l'absorbance

a été estimée à 630 nm, 647 nm, 664 nm et 750 nm avec de l'acétone à 90 % comme blanc. La quantité de chlorophylle-*a* contenue a été déterminée en utilisant l'équation de Jeffrey et Humphrey (Jeffrey et Humphrey, 1975).

$$\text{Chl-}a \text{ (}\mu\text{g/ mL)} = (11.85 \cdot \text{DO}_{664}) - (1.54 \cdot \text{DO}_{647}) - (0.08 \cdot \text{DO}_{630}).$$

3. Exploitation et analyse statistique des données

3.1. Caractérisation des communautés planctonique avec des indices de diversité

Pour décrire une communauté, les écologistes emploient divers indices exprimant la diversité ou la régularité. Ces indices sont un ensemble d'informations sur la composition du peuplement d'où est prélevé l'échantillon et sur la répartition des individus qui le composent entre eux (Heip et Soetaert, 1998). Toute altération des indicateurs de diversité correspondant à des échantillons prélevés sur un même peuplement et étalés dans le temps traduit donc des changements dans la construction du peuplement et permet de suivre l'évolution globale au cours d'un cycle d'une certaine durée (Daget, 1976). Dans cette étude nous avons sélectionné les indices de diversité les plus couramment utilisés qui sont définis ci-dessous :

3.1.1. Application des paramètres de diversité des peuplements

La diversité des populations vivantes est généralement déterminée par l'abondance spécifique totale (*S*) de l'espèce dans un biotope et l'abondance moyenne (*s*), c'est-à-dire la moyenne des espèces observées dans plusieurs échantillons. Dans notre recherche, les paramètres de diversité des populations sont calculés pour déterminer la diversité des populations planctoniques.

3.1.1.1. La richesse spécifique totale

La richesse totale (*S*) est le nombre d'espèces contractées au moins une fois à l'issue de *n* relevés effectués. L'adéquation de ce paramètre à la richesse réelle est évidemment d'autant plus importante que le nombre de relevés est important (Blondel, 1979).

3.1.1.2. La richesse spécifique moyenne (*Sm*)

La richesse spécifique moyenne est utile pour étudier la structure de la population, elle est calculée à partir du nombre moyen d'espèces présentes dans un échantillon (Ramade, 2009) :

$$\text{Sm} = \frac{\text{Total du nombre d'espèces recensés lors de chaque relevé}}{\text{Nombre de relevés réalisés}}$$

3.1.1.3. Dominance

La dominance est exprimée par la formule suivante :

$$Y = \frac{n_i}{N} \times f_i$$

où *n_i* est le nombre d'individus de l'espèce *i* dans une zone donnée au cours de la période d'étude, *N* est le nombre total d'individus de toutes les espèces dans la zone donnée au cours

de la période d'étude, n_i / N représente la proportion relative de l'espèce i , f_i est la fréquence d'occurrence de l'espèce i (Hill and Hoe, 1993). Les espèces avec ($Y > 0.02$) sont considérées comme des espèces dominantes.

3.1.1.4. Fréquence en nombre

La fréquence centésimale (F_c) représente l'abondance relative et correspond au pourcentage d'individus d'une espèce (n_i) sur la base du nombre total d'individus enregistrés (N) dans une population. Il peut être calculé pour une récolte ou pour tous les échantillons d'une biocénose (Dajoz, 2006).

$F_c = \frac{n_i}{N} \times 100$, les fréquences en nombre (%) sont calculées pour le peuplement planctonique contenu dans l'échantillon d'eau analysées.

3.1.1.5. La constance ou la fréquence d'occurrence

La constance (C) d'un taxon particulier est le rapport entre le nombre de relevés contenant ce taxon (P_i) et le nombre total de relevés (P), exprimé en pourcentage (Dajoz, 2006). La fréquence d'occurrence est calculée pour les communautés planctoniques contenues dans les échantillons d'eau analysés.

$$C\% = \frac{P_i}{P} \times 100$$

Bigot et Bodot (1973), différencient les groupes d'espèces selon leur fréquence :

- Les espèces constantes sont présentes dans 50% ou plus des relevés effectués.
- Les espèces accessoires sont présentes dans 25 à 49% des prélèvements.
- Les espèces accidentelles sont celles dont la fréquence est inférieure à 25% et supérieure à 10 %.
- Les espèces très accidentelles qualifiées de sporadiques, ont une fréquence inférieure à 10%.

3.1.1.6. Indice de similitude de SORENSSEN

Afin de tester la différence dans la composition des peuplements entre eux (au niveau des stations), nous avons comparé la structure des relevés au moyen d'une analyse discriminante avec calcul de l'indice de SORENSSEN (Q_s) (Magurran, 2004) :

$$Q_s = \frac{2c}{a+b} \times 100$$

a : nombre d'espèces mentionnées dans le relevé 1 ;

b : nombre d'espèces décrites dans le relevé 2 ;

c : nombre d'espèces recensées simultanément dans les 2 relevés a et b .

Dans notre cas, nous avons utilisé ce coefficient pour comparer la composition spécifique du peuplement planctonique en fonction de l'espace.

3.1.2. Les indices de diversité

3.1.2.1. Indice de SHANNON-WEINER (H')

L'indice de diversité le plus largement utilisé est l'indice de Shannon (Shannon et Weaver, 1949). Aussi connu sous le nom d'indice de Shannon-Wiener, sa formule prend en compte la probabilité de trouver un certain caractère dans un jeu de caractères utilisé. Le caractère sera remplacé par une espèce existante et le texte sera étudié par la population.

$$H' = - \sum p_i (\log_2 p_i)$$

Où : H' est la diversité et p_i la proportion d'individus trouvés dans la $i^{\text{ème}}$ espèce (estimée comme n_i / N nombre total), $\log_2$ = logarithmes naturels des espèces individuelles i .

Dans l'indice de diversité (H'), les valeurs de l'indice qui varient dans l'intervalle de :

- 0 à 1 indiquent une eau polysaprobique (eau très polluée) ;
- 1 à 3 indiquent une eau mésosaprobique (eau non gravement polluée) ;
- Les valeurs > 3 indiquent une eau oligosaprobique (eau propre).

Elle permet d'exprimer la diversité spécifique d'une population étudiée si elle est homogène constituée d'une même espèce alors l'indice $H'=0$. Plus on est en présence de différentes espèces plus leur valeur augmente logarithmiquement il est donc courant de constater des valeurs H' entre 1 et 5 pour rendre compte de la diversité spécifique qui vient avec le fait que l'indice de Shannon est inévitablement lié à la taille de l'échantillon.

3.1.2.2. Indice d'équitabilité de Pielou

L'indice d'équitabilité de Pielou (J), ou indice d'équirépartition (E) (Pielou, 1966). Sa formule correspond au rapport entre H' et $H_{\max}$. Cet indice varie donc entre 0 et 1. S'il tend vers $E = 1$, alors les espèces présentes dans le peuplement ont des abondances identiques. S'il tend vers $E = 0$, alors nous sommes en présence d'un déséquilibre où une seule espèce domine tout le peuplement.

$$E = H' / \ln S$$

Et $H_{\max}$ est la diversité maximale possible qui serait obtenue si toutes les espèces étaient également abondantes.

Dans l'indice de régularité (E), les valeurs de l'indice qui varient dans l'intervalle de :

- 0 à 0.3 indiquent une eau polysaprobique (eau très polluée) ;
- 0.3-0.5 indiquent une eau mésosaprobique (eau non gravement polluée) ;
- 0.5-0.8 indique une eau oligosaprobique (eau propre).

3.1.2.3. Indice de Margalef

L'indice de Margalef est un indice de diversité des espèces développé par l'écologiste espagnol Ramon Margalef Lo'pez dans les années 1950. De nombreuses mesures de la richesse des espèces souffrent du fait qu'elles dépendent fortement de l'effort d'échantillonnage. Plus l'effort d'échantillonnage l'effort d'échantillonnage, la valeur de l'indice est potentiellement plus élevée. Ainsi, il peut être difficile, voire impossible, de comparer des mesures provenant d'échantillons collectés avec différents niveaux d'effort d'échantillonnage. Différents niveaux d'effort d'échantillonnage peuvent être difficiles et trompeuses. L'indice de Margalef a été l'une des premières tentatives pour compenser les effets de la taille de l'échantillon en divisant le nombre d'espèces dans un échantillon par le logarithme naturel du nombre d'organismes collectés. (Margalef, 1968).

L'indice est donc : $D = (S - 1) / \ln N$

Où : S est le nombre d'espèces dans un échantillon et N le nombre d'organismes dans l'échantillon.

Dans l'indice de Margalef (D), les valeurs de l'indice qui varient dans l'intervalle de :

$D < 2 \rightarrow$ Sont considérés comme rattachées aux zones de basse biodiversité.

$2 < D < 6 \rightarrow$ Sont considérés comme indicateurs de biodiversité.

$D > 6 \rightarrow$ Sont considérés comme indicateurs de grandes biodiversité.

3.2 Analyses statistiques

3.2.1. Analyse statistique univariée

En analyse statistique univariée, nous avons calculé pour toutes les variables, les paramètres de base qui sont les statistiques descriptives : la moyenne, l'écart-type (s), les valeurs maximales et minimales.

3.2.1.1. L'ANOVA (Analyse de Variance)

L'ANOVA (Analyse de Variance) est une méthode largement utilisée pour analyser les résultats d'expériences contrôlées réalisées en laboratoire. Les intentions sont généralement différentes selon la nature des facteurs. Dans notre étude, les différences entre les échantillons ont été testées par ANOVA à un facteur, si la normalité et/ou l'homogénéité n'étaient pas vérifiées, les tests non paramétriques de Kruskal-Wallis et MannWhitney ont été utilisés. Les tests post-hoc de Tukey ont été utilisés pour révéler des différences significatives entre les saisons, et les densités de plancton n'ont été testées qu'en considérant les stations d'étude. Un test non paramétrique de Friedman (similaire à l'ANOVA paramétrique à mesures répétées) a été combiné avec les tests " post hoc " à plages multiples. Il a été utilisé pour détecter les différences potentiellement associées aux différents traitements appliqués à chaque échantillon pour les

différences entre les saisons et la répartition des planctons, et a également été utilisé pour tous les tests effectués sur les paramètres qui influent la croissance des cyanobactéries.

P : est la probabilité qui met en évidence les différences significatives entre la valeur du coefficient de corrélation « r » et la valeur zéro.

-Si $P < 0.05$ il y a une corrélation entre les deux caractères et il y a des différences significatives entre les deux caractères.

-Si $P < 0.01$ il y a des différences hautement significatives entre les deux caractères.

-Si $P < 0.001$ il y a des différences très hautement significatives entre les deux caractères.

3.2.1.2. Coefficient de corrélation de Pearson (r)

Les coefficients de corrélation de Pearson ont été calculés afin de comprendre l'association et la relation entre les différents paramètres physiques et chimiques incluant les métaux lourds et les facteurs biotiques d'Oued M'zi.

3.2.1.3. Test de Kruskal-Wallis

Ce test a été utilisé pour déterminer s'il existe des différences significatives entre les stations de collecte et les échantillons pour les différentes variables biotiques sur le terrain, il s'agit d'un test non paramétrique (sans conditions particulières telles que distribution normale des données, égalité de variance entre les emplacements). Il est basé sur la classification des valeurs (plages) : si toutes les valeurs élevées correspondent à une variable du même site et toutes les valeurs faibles correspondent à un autre site, le test montre une différence significative, alors que si les valeurs de tous les niveaux sont uniformément réparties sur les sites, n'indique aucune différence significative.

3.2.2. Analyse statistique multivariée

L'évaluation d'un écosystème en fonction de la flore, de la faune, de l'environnement et de leur interférence dans leurs dimensions spatio-temporelles conduit à une série de données tridimensionnelles, variables x temps x espace, qui sont présentées sous forme naturelle dans plusieurs tableaux (Blanc, 2000). L'analyse multivariée est une série de méthodes de traitement numérique qui analysent en masse de tableaux de données dans lesquels chaque élément d'échantillonnage est défini par plusieurs variables abondances d'espèces ou mesures physico-chimiques. Cette analyse permet de regrouper des environnements avec des attributs similaires, elle se compose généralement de deux matrices de données, à savoir une matrice taxonomique et une matrice d'habitat, de sorte que la méthode multivariée permet une utilisation optimale de nos bases de données. (Legendre et Legendre, 1998). Diverses méthodes d'ordonnement dans un petit espace, telles que l'analyse en composantes principales (ACP) et l'analyse des correspondances canoniques (ACC), ont été utilisées pour synthétiser les paramètres physico-

chimiques et les paramètres biologiques de différentes dates et lieux (Legendre et Legendre, 1998). ACC et ACP diffèrent dans leur domaine d'application, l'ACC nécessite en effet des données quantitatives homogènes en termes de dimensions (unités des variables) et l'ACP des données quantitatives avec une relation linéaire (Legendre et Legendre, 1998). L'ACP a été choisi pour caractériser l'environnement physico-chimique et la structure des communautés, en termes d'espèces indicatrices, et l'ACC a été utilisée sur les densités de plancton.

3.2.2.1. Principe de l'Analyse en Composante Principale (ACP)

L'ACP est une méthode statistique essentiellement descriptive qui permet de synthétiser l'information comprise dans un tableau de données de grande taille. L'ACP permet de décrire les liaisons entre les variables et les similitudes entre les individus. Le principe est de réduire les dimensions de l'espace de représentation des données, en projetant le nuage de points dans le plan montrant au mieux l'information contenue dans les données. Dans cette étude, nous avons utilisé l'analyse en composantes principales (ACP) de l'analyse factorielle qui est une technique de réduction des données et suggère combien de variétés sont importantes pour expliquer la variance observée dans les données. Mathématiquement, les CP sont calculés à partir de matrices de covariance ou d'autres matrices de produits croisés, qui décrivent la dispersion des multiples paramètres mesurés pour obtenir des valeurs propres et des vecteurs propres. De plus, ces derniers sont les combinaisons linéaires des variables originales et des vecteurs propres (Wunderlin et *al.*, 2001). L'ACP peut être utilisé pour réduire le nombre de variables et expliquer la même quantité de variance avec moins de variables (composantes principales) (Wu et Wang, 2007). L'ACP tente également d'expliquer la corrélation entre les observations en termes de facteurs sous-jacents, qui ne sont pas directement observables (Zhao et Guo, 2003). L'ACP a été effectué pour évaluer l'impact des activités anthropiques et des variations spatio-temporelles sur les caractéristiques physico-chimiques de l'Oued M'zi.

3.2.2.2. Principe de l'analyse canonique des correspondances (ACC)

La relation entre la composition des taxons planctoniques et les facteurs environnementaux a été déterminée par l'analyse canonique des correspondances (Ter Braak et Verdonschot, 1995) en utilisant le logiciel Palaeontological Statistics (PAST) version 3.26. L'analyse canonique des correspondances (ACC) est un ordre direct qui sélectionne une combinaison de variables environnementales maximisant la dispersion des scores des espèces (Nabouh et *al.*, 2006). La flèche représentant la variable environnementale indique la direction de la variation maximale de la variable sur le diagramme. L'emplacement du point de l'espèce reflète la préférence de l'espèce pour les facteurs environnementaux. Dans notre étude elle a été utilisée afin de classer les facteurs environnementaux clés en fonction de leur relation avec la composition de la

population planctonique. Le diagramme d'ordination de l'ACC pour les taxons de plancton et les variables environnementales de l'eau est présenté dans les figures des chapitres 03 et 04. La longueur de la flèche est liée à l'importance de la composante. Ainsi, elle démontre des associations positives ou négatives avec l'axe. L'influence des facteurs environnementaux sur une classe des communautés planctoniques dans l'un des 04 stations d'Oued M'zi a été étudiée d'une façon plus détaillée et a fait l'objet d'une publication (Bouazzara et *al.*, 2022b). La méthode d'analyse utilisée dans cet article concerne « Canonical Correspondence Analysis (CCA) ». Cette méthode est une analyse statistique multivariée entre deux analyses en composantes principales. Autrement dit, cette analyse teste l'existence d'une co-structure entre deux tableaux espèces variables (stations- variables environnementales- espèces) dont on a étudié la structure par une analyse en composantes principales.

Tous les calculs et analyses ont été effectués par le logiciel MINITAB (2019) d'analyse et de traitement statistique des données, version (minitab19.2.0.0setup.x64) pour Windows 7 et le logiciel Palaeontological Statistics (PAST) version 3.26.

Résultats et Discussions

Chapitre 02 : Caractérisation physicochimiques et qualité des eaux d'Oued M'zi.

2.1. Variations spatio-temporelles de la qualité physico-chimique d'eau

La température de l'eau, le pH, la turbidité, la conductivité, le total des sels dissous, la salinité et les matières en suspension prélevées de différents endroits sont indiqués dans le tableau ci-dessous. Le tableau 07 montre les résultats moyens des paramètres physiques et chimiques des échantillons prélevés à divers endroits durant l'année 2018-2019 avec des valeurs Min et Max.

Tableau 07 : Variations spatio-temporelles de la température de l'eau (°C), pH, salinité (S%), conductivité (CE), turbidité, total des sels dissous (TDS) et des matières en suspension (MES) dans quatre stations de prélèvement.

	St. 1				St. 2				St. 3				St. 4			
	Min	Max	Moy	SE (±)	Min	Max	Moy	SE (±)	Min	Max	Moy	SE (±)	Min	Max	Moy	SE (±)
T°C	12.3	30.1	20.7	1.89	12	30.1	20.46	1.88	12.3	30.2	20.63	1.89	11.8	30.2	20.57	1.94
pH	7.64	8.26	8.01	0.08	7.9	8.29	8.11	0.042	7.89	8.35	8.17	0.042	7.89	8.42	8.21	0.048
Turb	0.59	56.6	15.98	5.19	0.6	86.5	21.84	8.73	0.3	90.6	15.75	7.8	0.7	27.5	3.85	2.17
MES	16	1636	248	130	37	349	101.5	25.2	8	251	94.3	22.8	25	150	86.2	13.9
CE	1600	2550	2201.2	73.3	1058	2630	2038	153	1844	2528	2135.5	63.3	2000	2516	2265.3	50
TDS	800	1271	1100.7	36.3	525	1316	1019.3	76.4	920	1264	1066.4	31.8	1000	1285	1134.9	25.4
S%	0.8	1.2	1.03	0.03	0.5	1.3	0.97	0.075	0.9	1.2	1.016	0.027	1	1.2	1.058	0.022

*L'unité de Turb: NTU; S%: g/L; CE: µs/cm; autres: mg/L, avec l'exception de T°C et pH.

2.1.1. Température de l'eau de surface

C'est un paramètre qui affecte diverses activités biologiques et chimiques dans l'eau, et est un facteur important dans le milieu aquatique, car il contrôle presque toutes les réactions physiques, chimiques et biologiques (Chapman et *al.*, 1996). En fait, la température élevée de l'eau est nocive pour la vie aquatique car elle contribue à réduire la teneur en oxygène de l'eau. De cette façon, elle contribue à accélérer la croissance rapide des algues et des micro-organismes (Kumar, 2012). Par conséquent, il est très important de comprendre et de contrôler la température de l'eau dont dépendent les organismes aquatiques et les ressources halieutiques. La figure 13 présente la variation spatiotemporelle de la température dans les différents endroits

visités. Les résultats moyens des échantillons d'eau ont montré que la température aux quatre emplacements se situe dans une gamme entre 11.8 et 30.2°C durant les quatre saisons de l'année (Tab. 07). La température moyenne d'eau est assez significative ($p=2.8E-06$) et se range entre 20.4 et 20.7°C au niveau les stations (1 et 2) et de 20.57 à 20.67°C dans les stations (3 et 4). De plus, le tableau 07 montre un écart thermique stable pour l'ensemble des stations avec une valeur inférieur à 1.94°C, cet écart qui peut être interpréter par l'influence de la température de l'air sur la température d'eau à travers les saisons de l'année et la stabilité enregistrée entre les stations de prélèvements peut être justifié par la distance entre les sites.

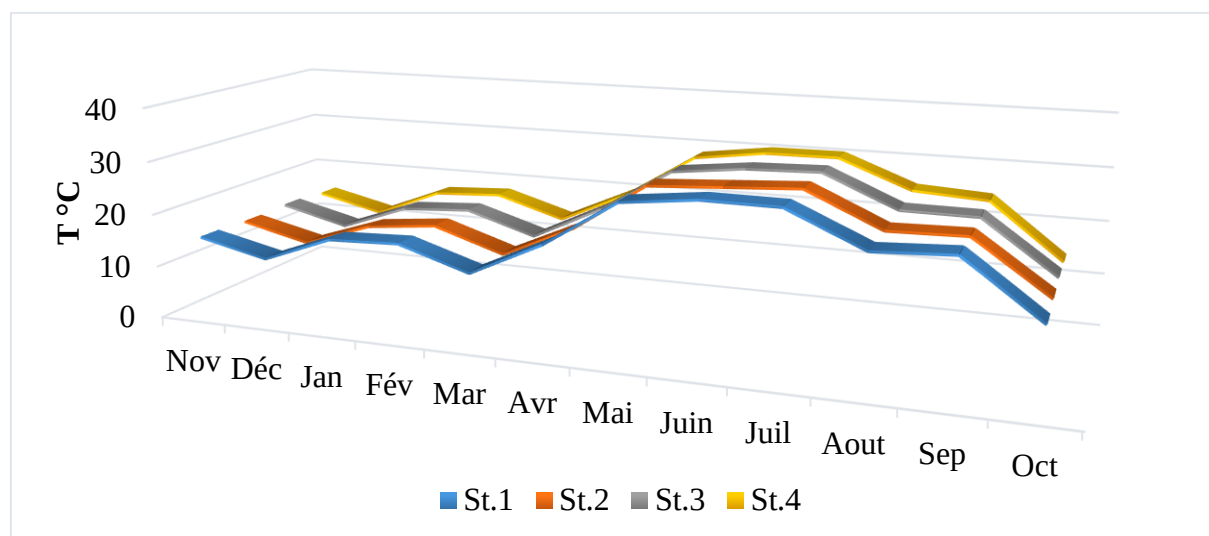


Figure 13 : Variations spatio-temporelles de la température de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).

Ainsi, nous sommes en mesure de distinguer quatre périodes très différentes dans cette analyse (Fig. 13 et 14), qui sont attribuées aux saisons. La première période s'étale de décembre à février (hiver), où la température moyenne de l'eau de surface est inférieure à 17.6 °C. La deuxième période est comprise entre les mois de mars, avril et mai correspond à la saison printanière dont les températures d'eau oscillent entre 13.6 et 28.4°C. La troisième période inclut la saison estivale représentée par les mois de juin, juillet et août dont les températures d'eau se rangent entre 24.35 à 30.12°C. La dernière période correspond à la saison automnale représentée par les mois septembre, octobre et novembre où la température oscille entre 14.75 et 15.075°C. Par addition et suivant les résultats obtenus il était remarqué que la valeur de température de l'eau est observée au niveau la St. 4 avec une valeur 11.8°C au mois de décembre ce qui coïncide avec la période froide dans cette région à la saison hivernale. Alors que les valeurs les plus élevées sont enregistrées au niveau la St. 3 et St. 4 avec des valeurs comprises entre 30.1 et 30.2°C (Tab. 07). En général, les valeurs de température montrent de grandes fluctuations entre les périodes d'échantillonnage, ces valeurs restent dans la plage proche de la température

ambiante (température de l'air) pendant cette période. La température des échantillons montre de légères fluctuations au niveau spatial selon la saison (froide et chaude), tandis que les différences thermiques à chaque emplacement entre les périodes chaudes et froides restent stables.

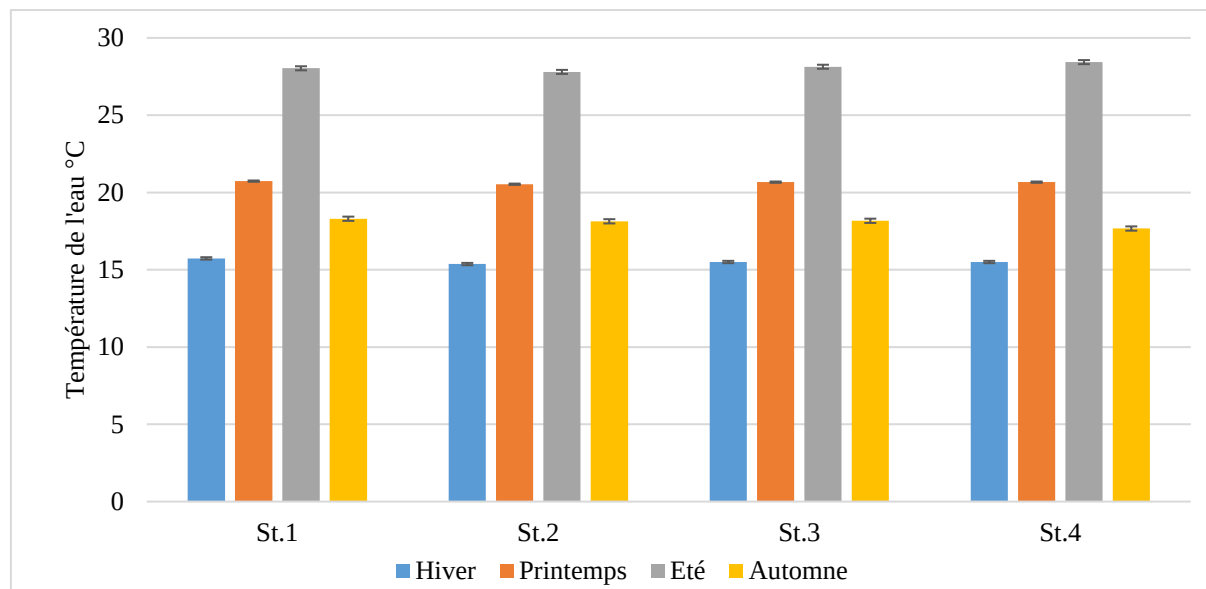


Figure 14 : Variation saisonnière et spatiale de température de l'eau d'Oued M'zi (Novembre 2018 à octobre 2019).

2.1.2. Le pH (potentiel d'hydrogène)

La valeur du pH (potentiel hydrogène) mesure la concentration des ions H^+ dans l'eau et montre ainsi l'équilibre entre les acides et les bases sur une échelle logarithmique de 0 à 14. Ce paramètre définit le degré d'acidité ou d'alcalinité de l'eau et il conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques. Leurs valeurs dans les eaux naturelles sont comprises entre 6 et 8.5 (Chapman et Kimstach, 1996) et pour les eaux de surface de l'Oued M'zi (Fig. 15) elles présentent de fluctuations hautement significatives ($F=15.61$, $p=5.05E-06$) et ont tendance à augmenter avec un minimum 7.64 et maximum 8.42 (Tab.07). Il oscille donc entre un pH neutre et légèrement alcalin, signe de la présence de carbonates (Divya, 2012 ; Chauhan, 2013). Cependant, la valeur du pH de tous les emplacements est dans la limite acceptable par l'organisation de l'OMS (valeur de pH comprise entre 6.5 et 8.5). L'étude de la variation du pH en fonction des sites d'études, indique que les moyennes du pH enregistrées oscillent entre 8.01 et 8.21 et le test de Kruskal-Wallis confirme les résultats obtenus et permet de montrer les différences significatives entre les médianes de prélèvement ($p=0.001$). La moyenne la plus élevée est observée dans la St.4, tandis que la St. 1 représente la moyenne minimale, L'évolution de pH de l'eau au cours de la période d'étude semble régulière d'une manière générale avec des écarts inter-mensuels plus au moins faible 0.08 pour la St. 1 et 0.048 pour la St. 2, où les

moyennes enregistrées ont une tendance de baisser durant les mois les plus chauds (printemps et l'été), alors que pour le reste de l'année le pH est plus au moins stable. En effet deux pics minimaux ont été notés durant le mois de mars et septembre avec des valeurs respectivement de l'ordre de 7.46 et 7.89 (Fig. 15).

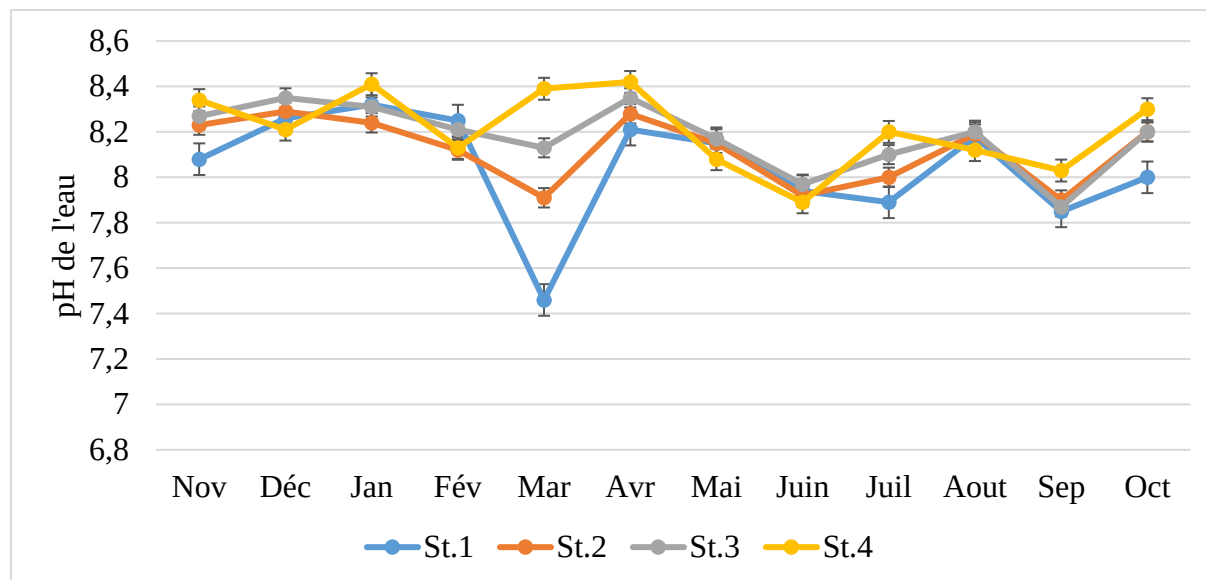


Figure 15 : Variation spatio-temporelle de pH de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).

La figure 16 reflète les variations saisonnières de pH de l'eau dans les différents sites. La valeur du pH des eaux de surface varie légèrement dans la même période entre les sites :

- La période chaude a enregistré des valeurs légèrement alcalines et le pH enregistré affiche des valeurs allant de 7.7 (St. 1) à 8.07 (St. 3) pour la saison estivale, et de 7.95 (St. 1) à 8.29 (St. 4) pour la saison printanière.
- Les valeurs du pH durant la période froide ont enregistré une légère augmentation de 0.11 par rapport à celles de la période chaude, avec un minimum de 7.97 (St. 1) à 8.22 (St. 4) pour la période automnale et de 8.21 (St. 2) à 8.25 (St. 4) pour la période hivernale. Cette petite augmentation est gouvernée essentiellement par le système des carbonates. On admet généralement qu'un pH naturel situé entre 6.5 et 9.5 caractérise des eaux où la vie aquatique se développe de manière optimale (Falconbridge, 2001). En général, la modification du pH de l'eau est liée à la perte du gaz carbonique. Il convient aussi de signaler que la valeur du pH est fonction de la matière organique thermostable dissoute ou non dans l'eau.

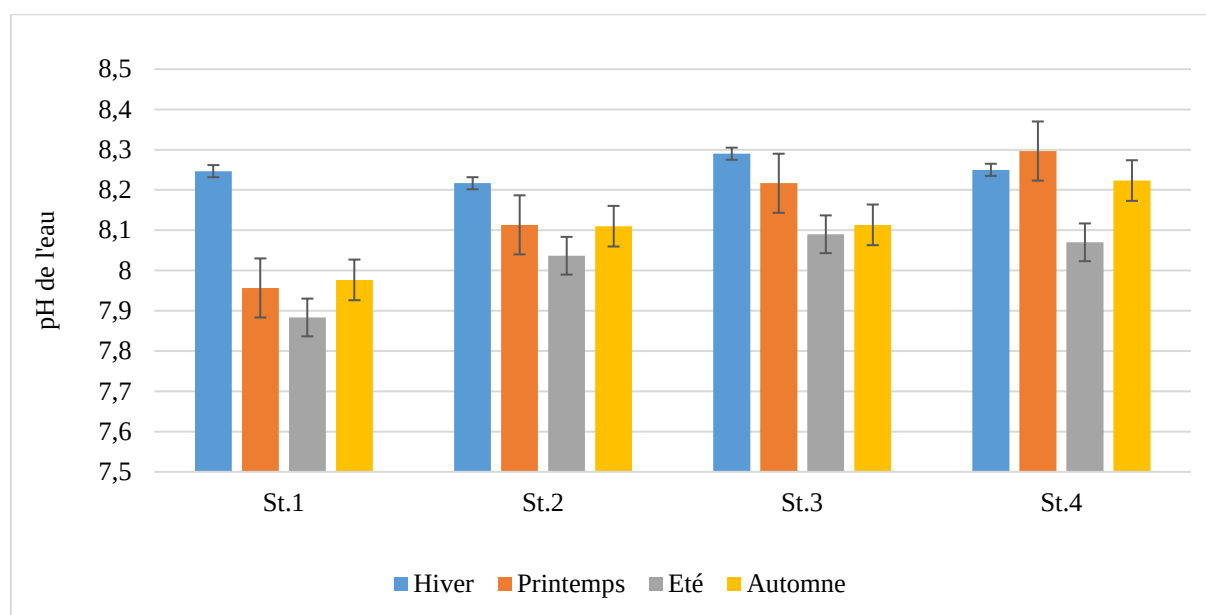


Figure 16 : Variation saisonnière de pH de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).

2.1.3. Turbidité et matière en suspension (MES)

La turbidité de l'eau est la diminution de la transparence due à la présence de microparticules en suspension dans l'eau, telles que de l'argile ou des fissures, des matières organiques finement divisées, etc. Dans la présente étude, la turbidité moyenne était comprise entre 3.85 et 21.84 NTU pour tout l'ensemble des sites et pendant toute la période d'étude (Tab. 07). La turbidité enregistrée dans les St. 1, St. 2, St. 3 et St. 4 durant la période froide s'est avérée plus élevée que celles prescrites par l'OMS ; selon l'OMS fixé à 5(NTU). La courbe de variation spatio-temporelle (Fig. 17) montre qu'en période froide (saison des pluies), notamment en janvier, deux maximums avec des valeurs de 86.5 et 90.6 NTU ont été enregistrés au niveau de St. 2 et St. 3. Cette turbidité accrue est généralement due aux précipitations et aux troubles causées par les mouvements d'air dans l'eau des oueds. Nous avons également constaté que pendant la saison chaude (saison sèche), de faibles teneurs (< 20 NTU) ont été observés dans la plupart des stations (Fig. 18).

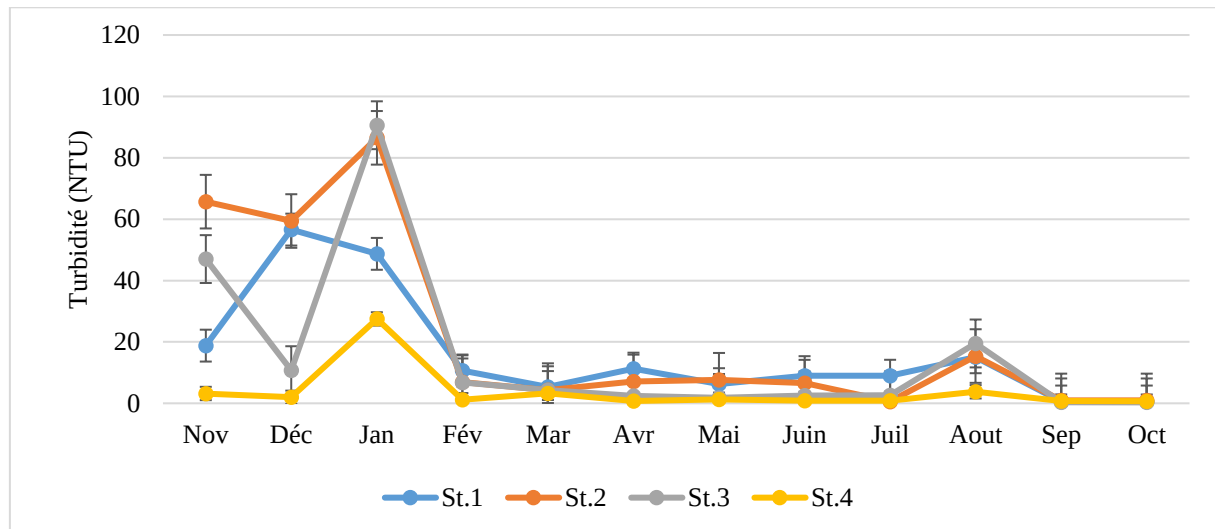


Figure 17 : Variation spatio-temporelle de turbidité de l'eau d'Oued M'zi (Novembre 2018 à octobre 2019).

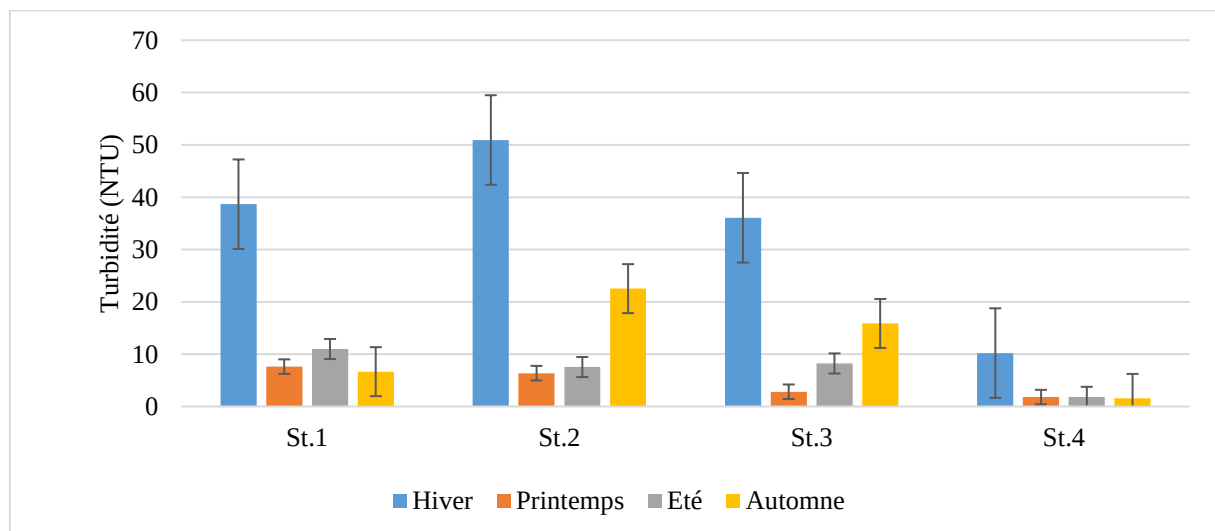


Figure 18 : Variation saisonnière et spatiale de turbidité de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).

Le niveau de matière en suspension varie de manière significative ($p=0.0001$) en fonction du point d'échantillonnage. La plus forte concentration est observée à la St. 1 (1630 mg/L) en février (Fig. 19). Le taux de matière en suspension varie selon les sites en fonction de la quantité de matière dissoute dans ces eaux et il a varié pendant toute la saison avec une valeur moyenne entre 86.2 et 248 mg/L (Tab. 07).

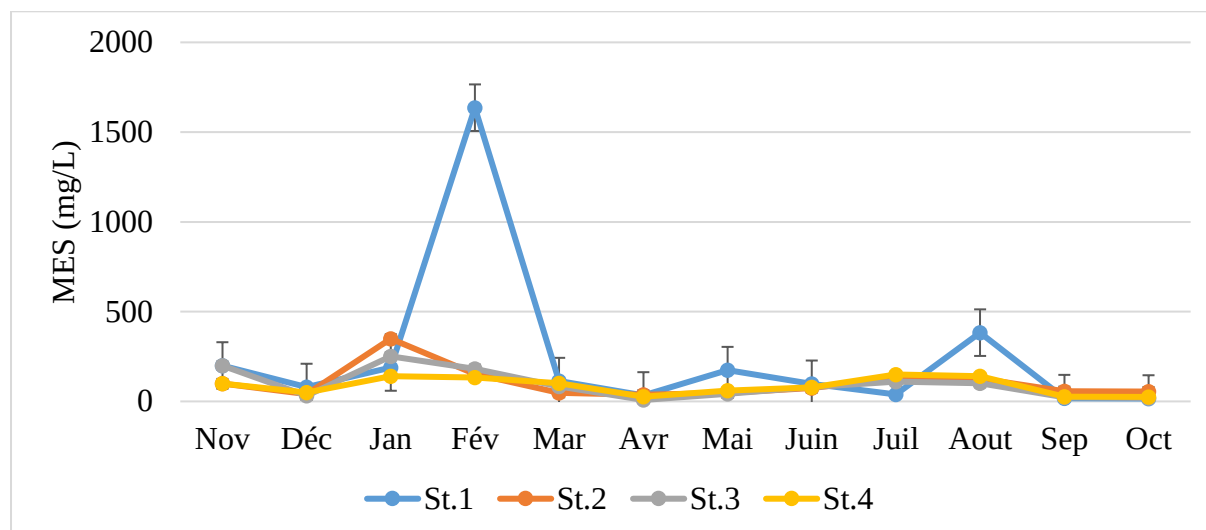


Figure 19 : Variation spatio-temporelle de matière en suspension de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).

Selon les sites d'étude, la teneur en matières en suspension dans St. 1 est maximale. Pour les autres localités, les valeurs moyennes enregistrées pour les matières en suspension ne dépassent pas les 349 mg/L, où la valeur minimale est notée dans le St. 3 avec une valeur de 8 mg/L (Tab. 07), la variation des matières en suspension selon la saison est montrée sur la figure 20 ou il existe une différence significative entre les stations ($F=6.43$, $p=0.0008$), les valeurs les plus élevées de matières en suspension se trouvent dans la période froide, précisément la saison d'hiver les valeurs pour tous les sites d'étude étaient supérieures à 250 mg/L.

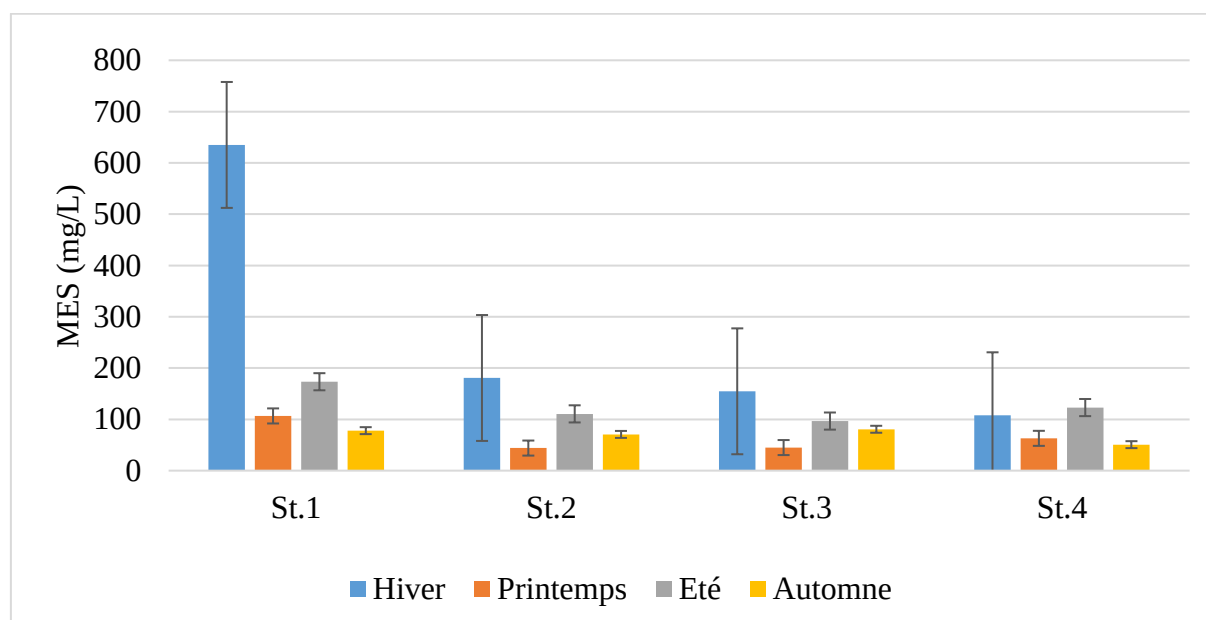


Figure 20 : Variation saisonnière et spatiale de matière en suspension de l'eau d'Oued M'zi (Novembre 2018 à octobre 2019).

2.1.4. La conductivité électrique

La conductivité est l'une des méthodes de contrôle de la qualité physico-chimique de l'eau, car des mesures comparatives dans l'environnement montrent la présence de zones contaminées, mixtes ou imprégnées. Elle estime également la quantité de sel dissous dans l'eau (Rodier, 1996). En général, la conductivité est une mesure de la charge en ion dans l'eau, puisque la plupart des substances dissoutes dans l'eau sont sous forme d'ions chargés (Derwich et *al.*, 2010) ; Elle est exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$, où 2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ correspond à chaque litre d'eau 1 mg de sel dissous (Rodier, 1996) et varie en fonction des fluctuations de température. L'eau de surface de l'Oued M'zi est fortement minéralisée, avec une moyenne de 2038 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 2265.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tab. 07). Les figures 21 et 22 montrent les résultats des variations mensuelles et spatiales de la conductivité électrique mesurées.

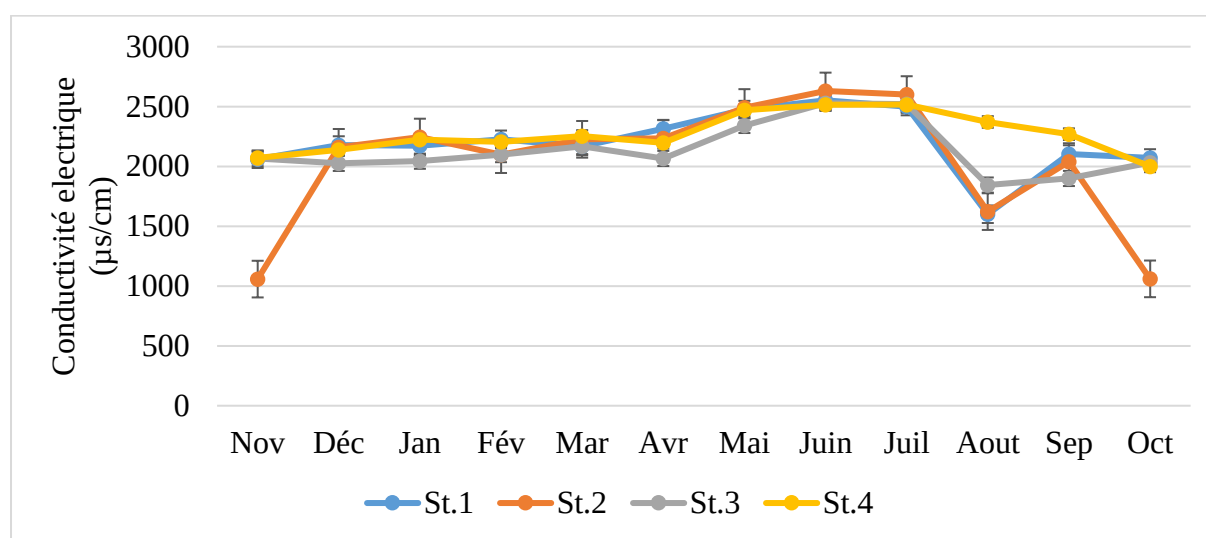


Figure 21 : Variation spatio-temporelle de conductivité de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).

Durant la période froide (automne et hiver) les valeurs de conductivité les plus faibles, sont enregistrées au niveau du St. 2 au mois de novembre avec 1058 $\mu\text{S}/\text{cm}$, suivi par le mois d'octobre (1060 $\mu\text{S}/\text{cm}$), tandis que les valeurs les plus élevées ont été enregistrées au niveau toutes les stations avec une valeur comprise entre 2500 et 2630 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La basse température et l'existence de grandes quantités d'eau dans ces zones pendant la période froide peuvent être la raison de la diminution relative de la conductivité de l'eau. Pour toutes les stations, la conductivité reste supérieure à 1058 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La conductivité durant la période chaude (juin) a enregistré les valeurs les plus élevées au niveau du St. 2, (2630 $\mu\text{S}/\text{cm}$) suivi par St. 1 (2550 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et une valeur de 2600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au St. 2 durant le mois de juillet. Cette forte conductivité relative, traduisant une forte minéralisation, pourrait être attribuée à la réduction de la quantité

des eaux dans l'oued. La valeur la plus basse pendant les périodes chaudes est attribuée à la St.1 (1600 $\mu\text{S}/\text{cm}$) pour le mois d'août ; cette baisse peut être due aux précipitations qui ont causé la dilution de l'eau. Cependant, ces valeurs dépassent les limites fixées par l'OMS (1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$). La conductivité électrique d'une eau naturelle est comprise généralement entre 50 et 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (De villers et *al.*, 2009). En comparant les résultats des différents sites, nous constatons que, la conductivité a enregistré les valeurs les plus élevées dans la période chaude (juin et juillet) pourrait être liée à la forte évaporation en période chaude ainsi à une intense pression anthropique. Les changements importants de conductivité électrique révélés par la comparaison des niveaux de chaque site pendant les périodes chaudes et froides peuvent s'expliquer par le volume d'eau et l'accumulation d'excréments d'animaux. Ces valeurs indiquent probablement la présence des quantités élevées des ions ou des contaminants dans l'eau, en comparaison avec les autres sites. Ceci pourrait être dû aux activités humaines importantes effectuées dans cette zone, surtout les déversements des eaux usées et des effluents industriels.

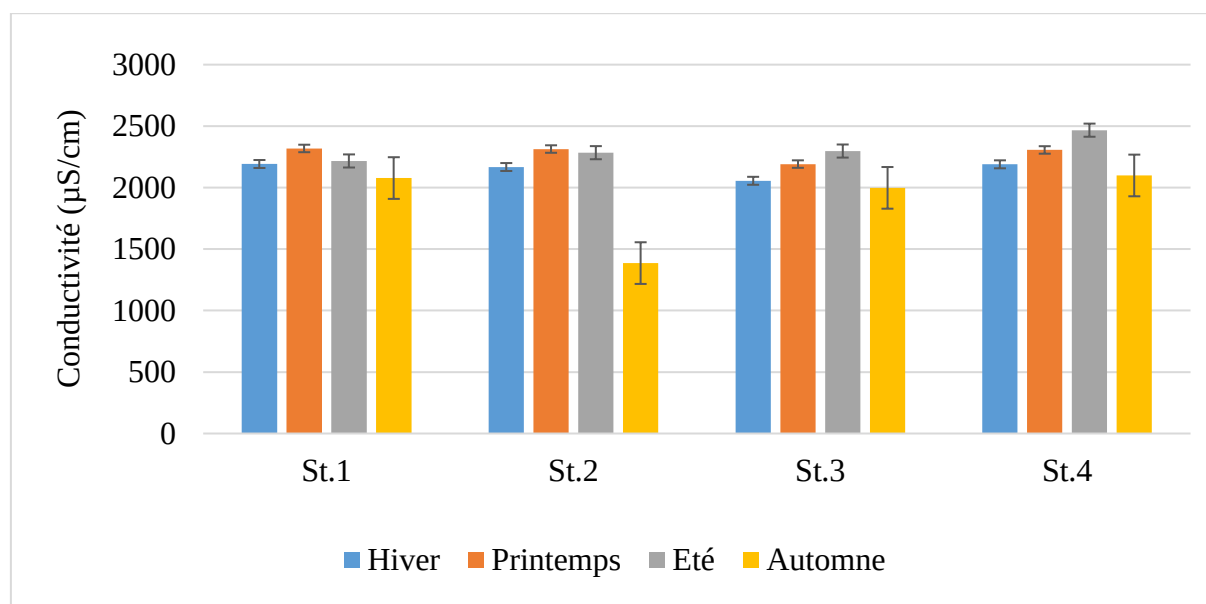


Figure 22 : Variation saisonnière et spatiale de conductivité de l'eau d'Oued M'zi (novembre 2018 à octobre 2019).

2.1.5. Les matières totales dissoutes (TDS) et la salinité

Ce paramètre mesure la quantité totale de substances dissoutes dans l'eau et non en suspension (comme les ions et les sels), et mesure la quantité d'ions organiques et inorganiques dissous dans l'eau. Elle varie selon la salinité de l'eau, suivant les normes suivantes : moins de 1000 mg/L l'eau est considérée comme eau douce ; supérieur à 1000 jusqu'à 10000 l'eau est de type

saumâtre (légèrement salée) ; de 10000 à 30000 eau salée ; plus de 30000mg/L dans ce cas l'eau est très salée (eau saumure).

La norme pour une eau douce potable est d'une concentration <400 ppm TDS. Les valeurs moyennes de TDS à différents sites variaient de 525 à 1134.9 mg / L (Tab. 07). Veuillez noter que St. 2 et St. 4 ont des valeurs TDS très élevées (1316 et 1285 mg/L) par rapport aux autres sites et dépassent la valeur limite de l'OMS (500 mg/L). Les valeurs élevées de TDS et CE de ces quatre régions confirment la relation proportionnelle entre les deux. Ces niveaux élevés de TDS peuvent être liés à la dissolution de fortes concentrations d'ions (comme le chlorure, le sulfate, le calcium, le magnésium, etc.). Ces particules sont souvent associées aux eaux usées et aux déchets industriels (Naidoo, 2014). Les figures 23 et 24 reflètent les résultats des analyses TDS sur les différents sites au cours des études de 12 mois dans deux périodes de temps : froide et chaude. Ces figures montrent qu'en période chaude dans toutes les stations les valeurs TDS les plus élevées avec une valeur comprise entre 1171 et 1316 mg/L ont été atteintes aux mois de mai, juin et juillet, en saison froide les valeurs TDS ne montrent pas une grande différence et les valeurs restent supérieur à 1000 mg/L, à l'exception des mois de novembre et octobre le TDS au niveau la St. 2 est tombé à une valeur de 525 à 537 mg/L. Dans tous les cas, le TDS de l'eau dans les différents emplacements ne répond pas aux normes pour l'eau douce (<1000 mg/L).

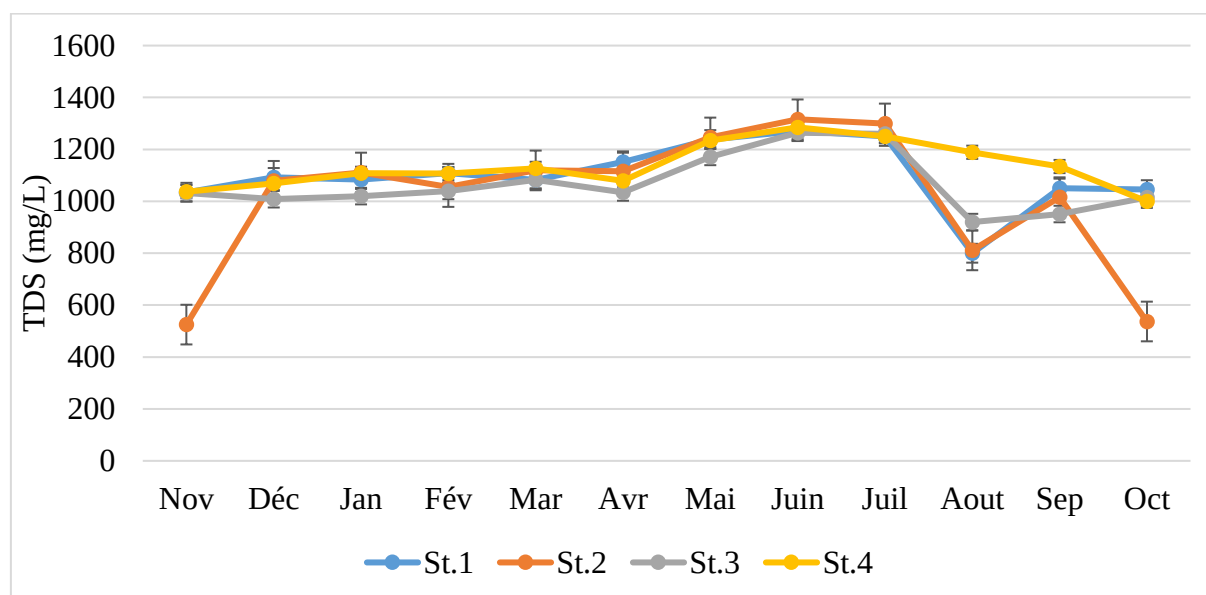


Figure 23 : Variation spatio-temporelle de TDS de l'eau d'Oued M'zi (Novembre 2018 à octobre 2019).

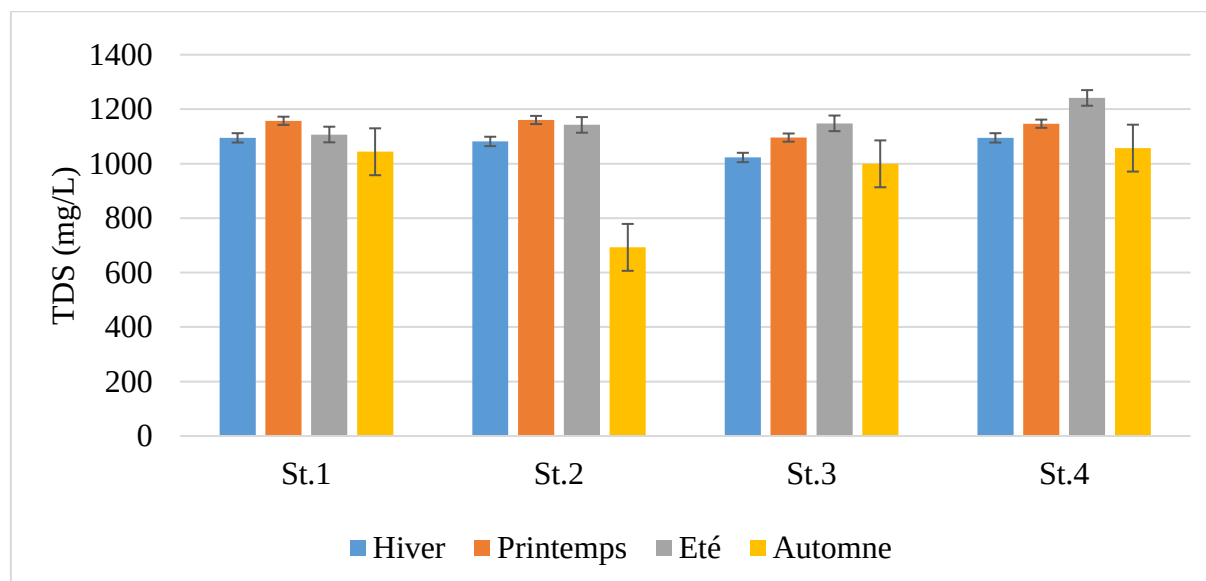


Figure 24 : Variation saisonnière et spatiale de TDS de l'eau d'Oued M'zi (Novembre 2018 à octobre 2019).

La teneur en sel de l'eau est appelée salinité, TDS et CE sont proportionnels à la salinité. Dans la présente recherche, la teneur en sel déterminée était comprise entre 0.97 et 1.058 g/L (Tab. 07). Deux pics minimes ont été enregistrés au niveau de St. 1 avec une valeur de 0.8 g/L et au niveau de la St. 2 avec une valeur 0.5 g/L. Les valeurs maximales sont observées au niveau des sites 2 et 4 avec des valeurs respectives de 1.2 et 1.3 g/L. La figure 25 montre les changements de salinité aux niveau les sites d'études durant tous les mois de l'année dont les valeurs élevées de salinité ont été remarqué au mois juin et juillet pour toutes les stations avec des valeurs de 1.2 à 1.3 g/L.

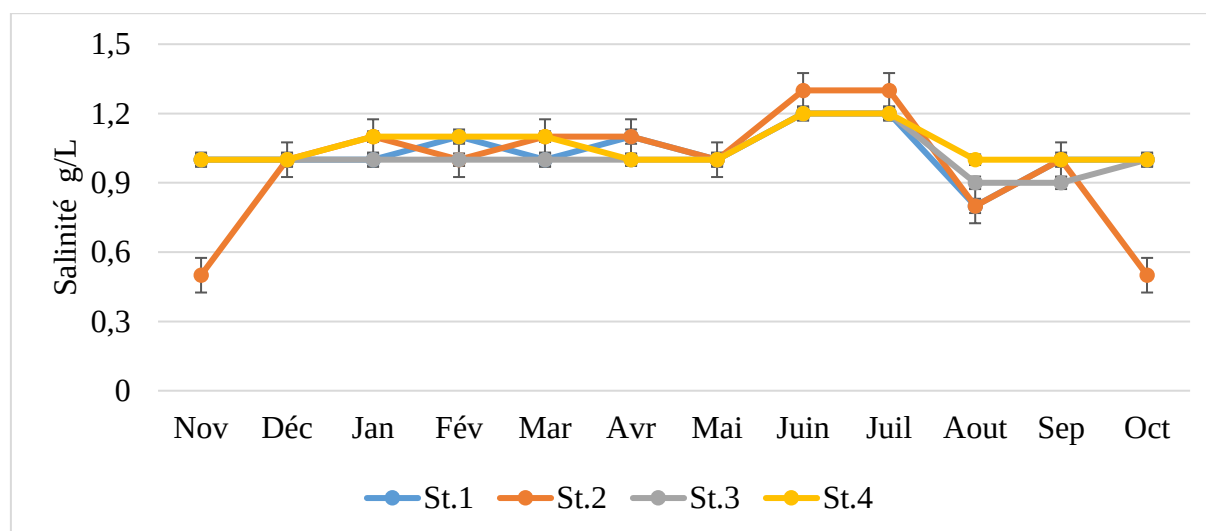


Figure 25 : Variation spatio-temporelle de salinité de l'eau d'Oued M'zi (Novembre 2018 à octobre 2019).

La figure 26 montre également que la valeur de salinité atteint son maximum pendant la saison chaude. D'autre part, à l'exception de la diminution de la salinité en octobre et novembre à St. 2, la différence de salinité à divers endroits tout au long de l'année n'est pas très différente d'une diminution de 0.5 g/L. Ces résultats confirment la relation proportionnelle entre TDS et CE salinité.

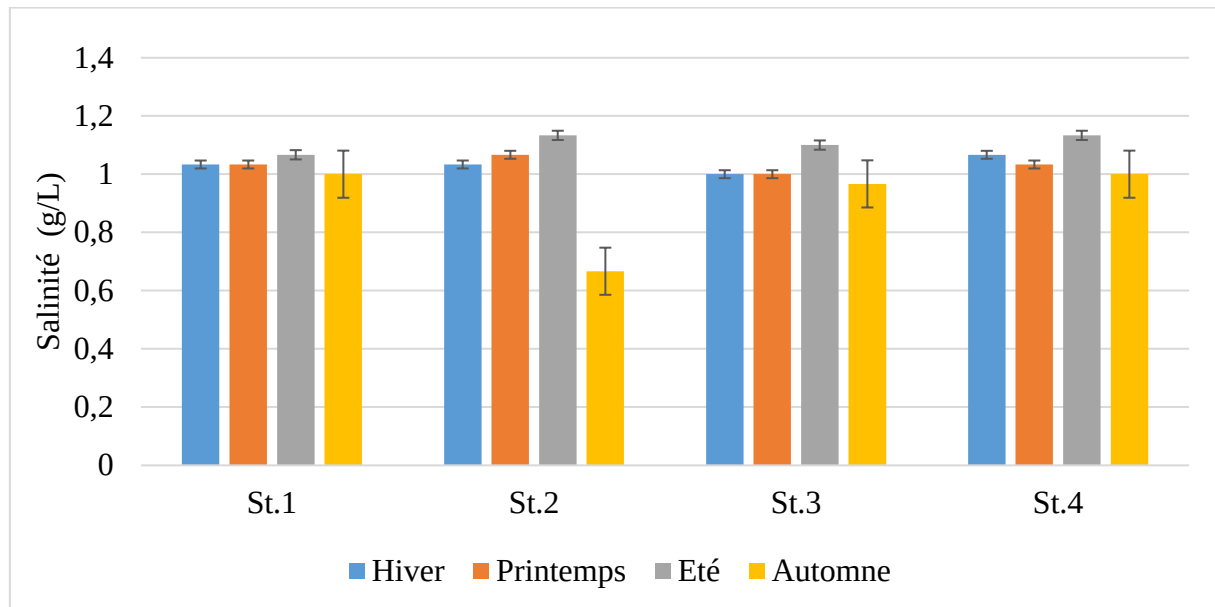


Figure 26 : Variation saisonnière et spatiale de salinité de l'eau d'Oued M'zi (Novembre 2018 à octobre 2019).

2.2. Eléments chimiques inorganique de l'eau (cations et anions)

Les concentrations des éléments chimiques inorganiques dans l'eau d'Oued M'zi : Titre hydrique (TH), calcium (Ca^{2+}), chlorure (Cl^-), magnésium (Mg^{2+}) sodium (Na^+) et potassium (K^+) aux différents emplacements sont présentées dans le tableau 08 et les histogrammes ci-dessous (Fig. 27).

Tableau 08 : Variation spatiotemporelle de Titre hydrique (TH), calcium (Ca^{2+}) chlorure (Cl^-), magnésium (Mg^{2+}) sodium (Na^+) et potassium (K^+) dans les quatre stations de prélèvement d'eau en moyenne annuelle durant 2018-2019.

	St.1				St.2				St.3				St.4			
	Min	Max	Moy	SE (±)	Min	Max	Moy	SE (±)	Min	Max	Moy	SE (±)	Min	Max	Moy	SE (±)
TH	780	1300	946.2	44.9	780	1100	904.2	29.5	690	1050	867.1	39.8	850	1340	1044.2	42.3
Ca^{2+}	128	344.7	226.1	226.1	84.2	348.6	212.6	24.7	44.1	348.6	209.8	26.5	40.1	416.8	242.8	31
Mg^{2+}	38.9	440.2	295.4	38	43.8	162.9	91.2	10.1	46.2	228.6	97.5	15.3	9.7	226.2	106.6	17.9
Cl^-	227	440.2	361.1	14.7	227.2	426	358.1	13.6	267.8	390.5	337.2	10.6	291.1	355	308.9	5.04
Na^+	5	20.9	10.95	1.42	5.18	20.9	10.22	1.28	5.06	19.8	10.15	1.16	4.9	19.8	10.72	1.44
K^+	0.160	1.4	0.951	0.124	0.150	1.46	1.002	0.119	0.160	1.43	0.975	0.133	0.1	7.1	1.568	0.522

2.2.1. Dureté totale (Titre hydrotimétrique (TH))

La dureté de l'eau est la capacité de l'eau à réagir avec le savon (Jothivenkatachalam, Nithya and Mohan, 2010), une eau dure nécessitant considérablement plus de savon pour produire de la mousse. La dureté est l'une des caractéristiques les plus importantes des eaux souterraines du point de vue des services publics à différentes fins et elle est due aux ions métalliques polyvalents dissous (Gupta et Saharan, 2009). Dans la présente étude, les échantillons d'eau de différents endroits ont été observés dans la gamme de 867.1 mg/L à 1044.2 mg/L. La dureté totale maximale a été observée comme 1340 mg/L, 1300 mg/L, 1100 mg/L et 1050 mg/L, respectivement dans les stations 4, 1, 2 et 3 (Tab. 08). Le résultat a indiqué que cette eau n'est pas appropriée pour le but de boisson. La dureté totale des échantillons d'eau de la station 1 à la station 4 dans différentes saisons est décrite dans la figure 27, il a été montré qu'il y a de différence significative entre les saisons ($F=14.59$, $p=1.5E-05$), ou nous avons remarqué, une diminution de la concentration en TH a été notée pour la saison d'automne, où la valeur minimale est attribuée à la St. 3 avec une concentration de 695 mg/L. Pour l'eau potable, le TH devrait être limité à 300 mg/L et la valeur maximale admissible est de 600 mg/L. Les eaux analysées sont très dures ; Ces valeurs sont probablement liées à la nature lithologique de l'aquifère et en particulier à sa composition en magnésium et calcium, de sorte que la

concentration en ions calcium (Ca^{2+}) dans la source d'eau est très élevée et dépasse les normes de l'OMS. Les valeurs se réfèrent à la dissolution des carbonates (Edoulati et *al.*, 2013) ou à la dissolution des sulfates comme le gypse. Selon Saravanakumar, et Kumar (2011), l'eau avec une dureté jusqu'à 75 mg/l est classée comme douce, 76-150 mg/l est modérément douce, 151-300 mg/l est dure et plus de 300 mg/l comme très dure. Sur la base de la présente constatation, l'échantillon d'eau recueilli sur les quatre sites a été considéré comme une eau très dure en raison de sa dureté élevée.

2.2.2. Calcium (Ca^{2+})

Le calcium est le principal composant de la dureté de l'eau et dans nos échantillons d'eau, les teneurs en calcium varient de 209.8 mg/L à 242.8 mg/L (Tab. 08). Les valeurs les plus élevées sont enregistrées au cours des trois saisons avec des valeurs supérieures à 200 mg/L. Sauf pour la saison automnal les concentrations moyennes de calcium pour toutes les stations ne dépassassent pas les 176 mg /L (Fig. 27).

Cette forte teneur peut s'expliquer par la nature de l'aquifère, qui est en partie constitué de calcaire. Selon Potelon et *al.* (1993), le calcium est un métal très courant dans la nature, notamment sous forme de carbonate (CaCO_3) dans le calcaire. Il se produit dans presque toutes les eaux naturelles. La présence de Ca^{2+} dans les échantillons analysés est directement liée aux propriétés géologiques du sol foré. La valeur obtenue ne correspond pas à la norme Algérienne/OMS qui stipule que la concentration maximale en Ca^{2+} est ≤ 200 mg/L.

2.2.3. Magnésium (Mg^{2+})

Le magnésium est le deuxième composant le plus important dans la dureté de l'eau après le calcium. La concentration en magnésium varie en fonction du terrain traversé lors de l'infiltration (Hassoune et *al.*, 2006). Une eau riche en magnésium est bénéfique pour le consommateur et apporte des contributions importantes, notamment au système cardiovasculaire ; affecte l'excitabilité du cœur et le tonus vasculaire, la contractilité, la réactivité et la croissance (OMS, 2009). Il est présent dans les eaux de cette région à des niveaux variant de 91.2 à 295.4 mg/L (Tab. 08). La figure 27 montre une distribution plus large de la concentration en Mg^{2+} entre les sites et les saisons, les valeurs les plus élevées sont enregistrées en hiver dans les St. 3 et St. 4 avec (130.5 et 94.85 mg/L) respectivement ; en printemps dans les St.1 et St.2 avec (111.89 et 98.08 mg/L, respectivement) ; En été dans la St. 4 avec (104.5 mg/L) ; En automne au niveau les St. 1, St. 2, St. 3 et St. 4 avec (97.1-144 mg/L). Ces valeurs sont supérieures à la norme pour le magnésium acceptée par l'OMS, qui est de 50 mg/L.

2.2.4. Chlorure (Cl^-)

Les chlorures sont des anions inorganiques importants qui se trouvent à différentes concentrations dans les eaux naturelles et sont un indicateur de pollution ; sa présence dans les eaux souterraines peut indiquer une contamination anthropique en raison de son existence à la fois dans l'urine et les détergents. Selon le tableau 08, les valeurs varient entre 308.98 et 361.1 mg/L (Fig. 27). Les concentrations en chlorures sont restées stables à toutes les périodes de l'année et ne présentent pas de fluctuations majeures, elles varient de 305.9 à 404.53 mg/L. Les valeurs obtenues dans cette étude correspondent à la norme algérienne ≤ 500 mg/L mais ne correspond pas à la norme de l'OMS selon laquelle la teneur en ions chlorure dans l'eau potable doit être ≤ 250 mg / L.

2.2.5. Sodium (Na^+)

L'analyse des ions sodium des échantillons d'eau de 4 échantillons a donné des valeurs comprises entre 10.15 et 10.95 mg /L (Tab. 08), ce qui est considéré comme acceptable pour la santé humaine. Le sodium est généralement sous forme de sel de chlorure de sodium. Les valeurs déterminées dans cette étude correspondent à la norme nationale algérienne/directrice de l'OMS, qui stipule que la teneur en ions sodium dans l'eau potable doit être de 200 mg/L. On peut voir sur la figure 27 qu'il y a de différence significative de concentration de sodium entre les points confirme par le test de Kruskal-Wallis $p < 0.0001$, et des différences hautement significatives sont trouvées entre les saisons ($F=564$, $p=1.8\text{E}-16$). La teneur en sodium au printemps et en été est aussi élevée avec une gamme de 11.2 à 16.9 mg/L.

2.2.6. Potassium (K^+)

Les niveaux de potassium que nous avons mesurés par photométrie de la flamme (JENWAY) (Tab. 08) varient de 0.951 à 1.568 mg/L. La variation de concentration de potassium était très significative entre les sites $p < 0.0001$, comme la concentration en sodium, les différences étaient entre les saisons et montraient son niveau élevé en automne et en été avec une valeur de 1.13 à 1.38 mg/L dans toutes les localités, à l'exception pour la St. 4 les valeurs étaient élevées pendant la saison hivernale 0.6-2.7mg/L (Fig. 27). Elles sont bien en dessous de la norme OMS. La présence de ces concentrations en potassium est due aux roches traversées. Selon Potelon et *al.* (1993), le potassium est un élément naturel des plans d'eau, dans lesquels sa concentration quasi constante ne dépasse généralement pas 10 à 15 mg/L. Par ailleurs, les valeurs obtenues dans cette étude correspondent à la norme nationale algérienne/directive de l'OMS, qui stipule que la teneur en ions sodium dans l'eau potable doit être ≤ 12 mg/L.

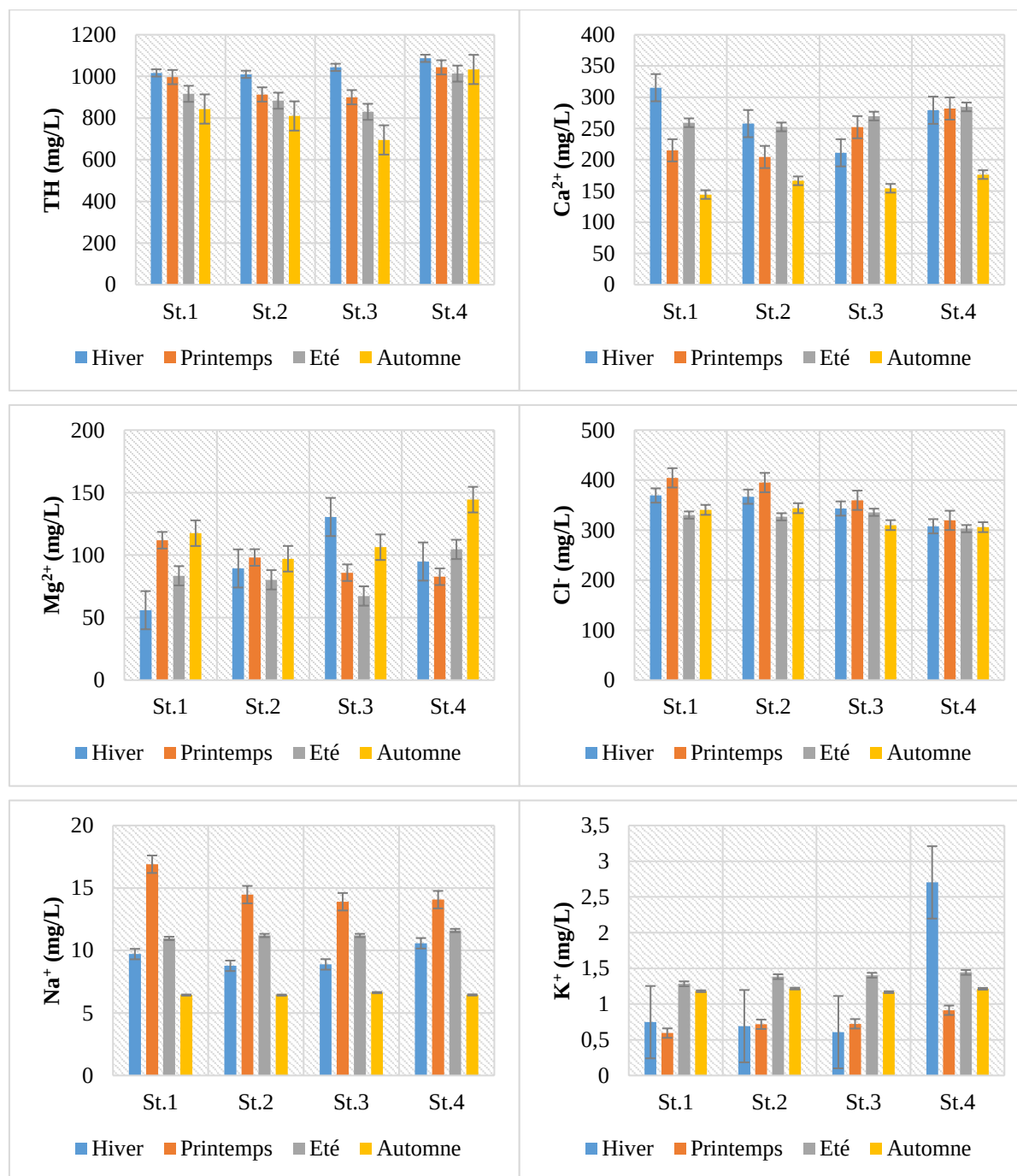


Figure 27 : Variation saisonnière et spatiale des éléments chimiques inorganique de l'eau d'Oued M'zi durant 2018-2019.

2.3. Concentration des éléments nutritifs dans l'eau

Les concentrations en nitrite (NO_2^-), nitrate (NO_3^-), ammonium (NH_4^+), phosphate (PO_4^{3-}), bicarbonate (HCO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-}) aux différents emplacements sont présentées dans le tableau 09 et les histogrammes ci-dessous (Fig. 28 et 30).

Tableau 09 : Variation spatiotemporelle de nitrite (NO_2^-), nitrate (NO_3^-), ammonium (NH_4^+), phosphate (PO_4^{3-}) bicarbonate (HCO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-}) dans quatre stations de prélèvement d'eau en moyenne annuelle durant 2018-2019.

	St. 1				St. 2				St. 3				St. 4			
	Min	Max	Moy	SE ($\pm$)	Min	Max	Moy	SE ($\pm$)	Min	Max	Moy	SE ($\pm$)	Min	Max	Moy	SE ($\pm$)
NO_2^-	0	0.227	0.0389	0.0186	0	0.2620	0.0423	0.0209	0	0.32	0.0542	0.0265	0	0.09	0.01417	0.00736
NO_3^-	0.28	17.9	5.97	1.83	0.51	28.6	6.51	2.36	0.25	31.7	7.09	2.62	0.3	23.8	6.04	2.09
NH_4^+	0	27	4.74	2.94	0	24	4.2	2.61	0	24	4.23	2.61	0	24	3.014	2.46
PO_4^{3-}	0.015	1.7	0.546	0.178	0.01	1.5	0.565	0.176	0.03	1.7	0.547	0.177	0.02	1.7	0.52	0.173
HCO_3^-	105.4	368.9	97.6	282	158.1	263.5	215.2	13.7	158.1	263.5	202	12.7	158.1	263.5	228	11.8
SO_4^{2-}	108	393.6	270.3	26.6	108.1	345.6	237.5	18.6	108.4	364.8	248.6	21.4	200.5	384	289.1	17.1

*Unité : mg/L. SE ($\pm$)

2.3.1. Nitrite, nitrate, ammonium et phosphate

Les résultats de l'analyse des éléments nutritifs sont présentés dans le tableau 09 et la figure 28. Les deux formes d'azote analysées varient de 0.014 à 0.0542 mg/L pour les nitrites et de 5.97 à 7.09 mg/L pour les nitrates. Les valeurs de nitrite et nitrate s'augmentent dans la période hivernale et printanière ils atteignent leurs maximums à 0.32 mg/L pour le nitrite et 31.7 mg/L pour le nitrate dans la St. 3. Les valeurs de nitrite aussi montrent une légère augmentation de concentration pendant la saison automnale dans la St. 3 mais toujours reste inférieur à 0.06 mg/L. Les niveaux les plus élevés ont été signalés dans les stations les plus vulnérables au lessivage et aux activités anthropiques (St. 1, St. 2 et St. 3), en partie à cause de l'utilisation intensive d'engrais azotés et de la minéralisation finale d'autres formes d'azote (NH_4^+ , NO_2^-). En outre, tous les niveaux de nitrates enregistrés étaient inférieurs à la valeur seuil (25 mg/L OMS ; 50mg/L norme algérienne) ; ceci indique une qualité d'eau normale qui répond aux critères d'eau douce de surface pour la production d'eau potable. Cependant, des valeurs élevées de nitrates indiquent une productivité biologique élevée (Rodier, 2009). L'ammonium est le

produit de recyclage final de substances organiques et inorganiques contenant de l'azote dans l'eau et le sol, il provient également de l'excrétion d'organismes vivants, de la réduction des déchets et de la biodégradation, mais sans négliger les apports d'origine indigène, agricole et industrielle. Les concentrations d'ion ammonium dans les stations examinées sont comprises entre 3.94 and 4.74 mg/L. Ces teneurs se trouvent très élevés laissent prédire que cet élément constitue un risque de contamination pour les eaux de surface de l'Oued M'zi (< 0.5 mg/L norme algérienne / OMS), cette variation a été attribuée à l'incursion du ruissellement terrestre et à la décomposition du plancton. La fluctuation saisonnière d'ammonium au niveau les stations d'études montre une grande variation dans la saison automnale représenté par des valeurs très élevées au niveau toutes les stations d'études d'une range de 14.67 à 17.69 mg/L. (Fig. 28) pour le reste des saisons les valeurs ne dépassent pas les 1.05 mg/L.

Un autre élément à ne pas négliger est le phosphate qui constitue un élément essentiel à la vie végétale, mais en trop grande quantité dans l'eau peuvent accélérer l'eutrophisation des rivières et des lacs (en raison de l'augmentation des minéraux et des nutriments organiques, l'oxygène dissous dans la masse d'eau diminue). Le phosphate dans notre recherche fluctuait entre 0.52 et 0.565 mg/L (Tab. 09), la valeur maximale de phosphate est enregistrée aux St. 1, St. 3 et St. 4 à une valeur de 1.7 mg/L, alors que les valeurs minimales étaient à St. 4 à une concentration de 0.02 mg/L. La figure de variation saisonnière (Fig. 28) montre que la concentration de phosphate est élevée en toutes les saisons, de 0.57 à 0.9 mg/L, sauf pour la saison estivale la concentration était moins de 0.09 mg/L. Ces valeurs importantes sont liées à l'utilisation des déchets ménagers et des engrais phosphatés en agriculture au bord de bassin versant de l'Oued M'zi. La présence de fortes concentrations de phosphate est suffisante pour induire des proliférations d'algues. Ces valeurs sont inférieures à la norme pour le phosphate acceptée par l'OMS/ norme algérienne, qui est de 5 mg/L.

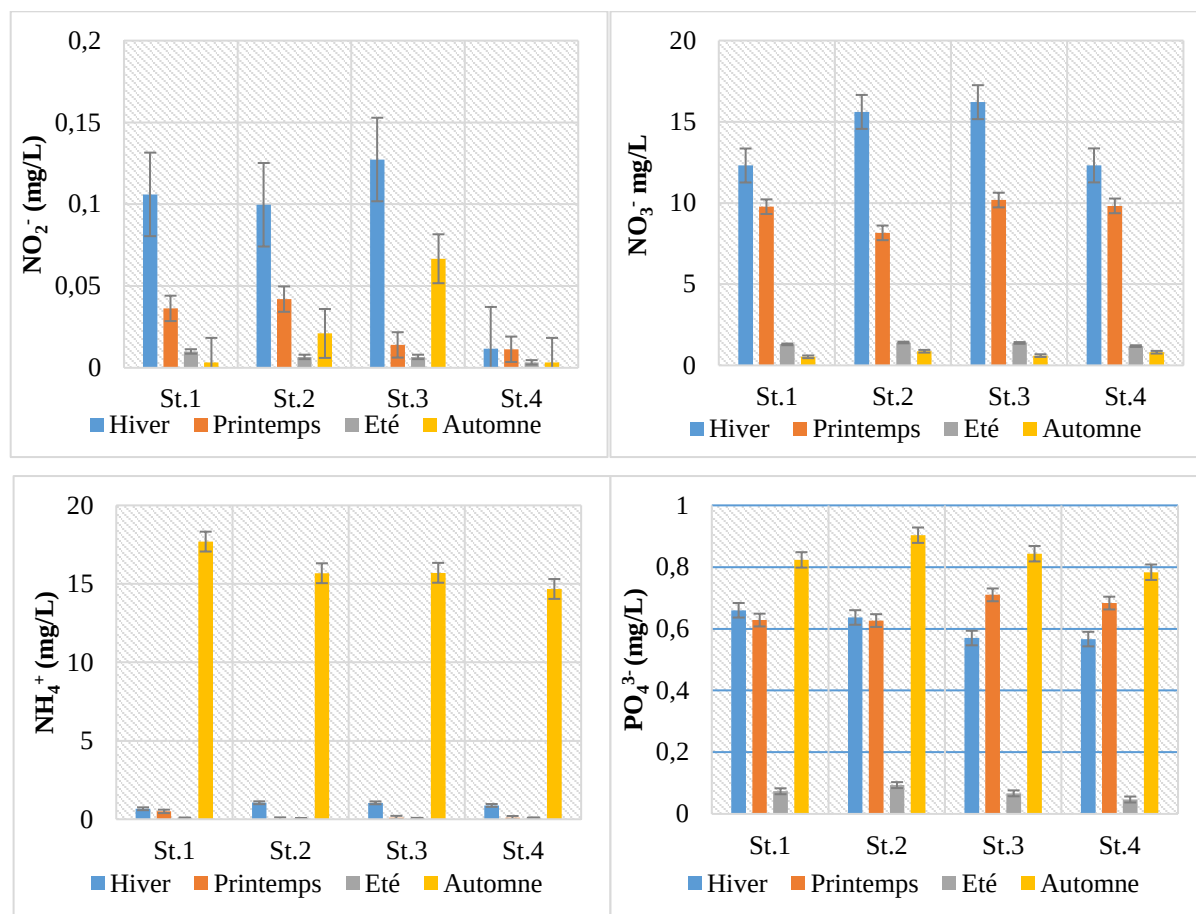


Figure 28 : Variation saisonnière et spatiale des éléments nutritifs de l'eau d'Oued M'zi durant 2018-2019.

2.3.2. Sulfates (SO₄²⁻)

La source naturelle de sulfate est la dissolution des eaux de pluie et des roches sédimentaires évaporatives, y compris le gypse (CaSO₄) et la pyrite (FeS), et plus rarement de roches magmatiques (galène, blende, pyrite). Les origines anthropiques sont la combustion du charbon et du pétrole, qui entraîne une importante production de sulfure, et l'utilisation d'engrais chimiques et d'agents de blanchiment (lessivage) (Barry, 1989). La valeur de ce paramètre dans les eaux testées est très variable et oscille de l'amont vers l'aval entre 237.5 mg/L et 289.1 mg/L (Tab. 09). Ces valeurs sont inférieures à la norme sulfate OMS/ Algérie, qui est de 400 mg/L. Il a été observé que le niveau de sulfate restait élevé et supérieur à 225 mg/L à tout moment de l'année (Fig. 30), à part la saison estivale où il y avait une chute de concentration jusqu'à 142.9 mg/L au niveau la St. 1. La forte teneur en sulfate dans la zone d'étude peut être due aux activités agricoles, mais la strate secondaire, principalement le gypse, reste la principale source de sulfate dans les eaux de l'Oued M'zi (Fig. 29).



Figure 29 : Photo représentative de formations secondaires principalement le gypse au niveau la vallée d'Oued M'zi 2018/2019 (Original, 2019).

2.3. 3. Bicarbonate (HCO_3^- ou hydrogénocarbonates)

L'hydrogénocarbonate est le résultat de l'équilibre physique et chimique entre les roches, l'eau et le dioxyde de carbone. La solubilité du carbonate est principalement affectée par le PCO_2 , la température, la force ionique, la pression totale et le pH (Aissaoui, 2016). Les niveaux de bicarbonate dans l'eau de l'Oued M'zi varient de 97.6 à 228 mg/L (Tab. 09), Il n'y a pas de norme de l'OMS pour cet élément, mais une concentration élevée de bicarbonates donne une saveur salée à l'eau. La figure 30 montre les différences significatives entre les saisons ($F=7.49$ $p=0.0005$) et les sites ($p=0.03$), où les valeurs les plus élevées ont été observées au printemps aux stations 2 et 4 avec 245.76 et 263.1 mg/L, respectivement. L'automne a également montré une valeur élevée avec 245.93 mg/L au niveau les stations 1 et 4. Les différences entre ces lieux et ces saisons sont liées à la nature des roches à différents endroits et à la profondeur de la vallée du bassin versant, ainsi qu'au changement climatique dans la région.

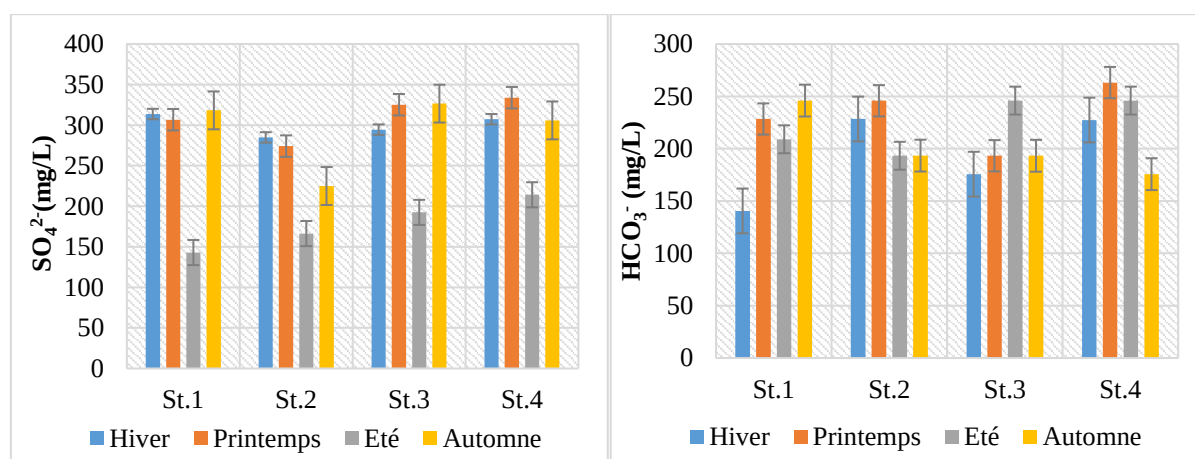


Figure 30 : Variation saisonnière et spatiale des sulfates et bicarbonates de l'eau d'Oued M'zi durant 2018-2019.

2.4. Oxygène dissous, Fer total, Chlorophylle-*a* et Phéopigments

Dans nos recherches, nous nous sommes limités à un seul gaz dans l'eau, qui est l'oxygène dissous, et à un seul métal lourd, le fer total, la sélection est basée sur l'élément le plus étudié dans les eaux de surface algériennes plus deux paramètres biologiques qui sont la chlorophylle-*a* et les phéopigments. Les résultats de concentration de ces paramètres sont représentés dans le tableau 10.

Tableau 10 : Variation spatiotemporelle d'oxygène dissous (OD), Fer total (Fe), Chlorophylle-*a* (Chl-*a*) et Phéopigments (Phéo) dans quatre stations de prélèvement d'eau en moyenne annuelle durant 2018-2019.

	St.1				St.2				St.3				St.4			
	Min	Max	Moy	SE (±)	Min	Max	Moy	SE (±)	Min	Max	Moy	SE (±)	Min	Max	Moy	SE (±)
OD	5	21.6	13.45	1.8	4	19.2	12.3	1.42	2.4	20.8	12.17	1.48	6.4	17.6	12.65	1.03
Fe	0.05	0.07	0.053	0.00225	0.05	0.07	0.0525	0.00179	0.05	0.06	0.05083	0.00833	0.05	0.05	0.05	0
Chl- a	0	17.62	4.84	2.03	0	12	2.69	1.27	0	12.81	2.84	1.34	0	2.4	0.998	0.225
Phéo	0.11	16.87	7.64	1.63	0.19	11.64	5.83	1.18	0	9.93	4.03	1.12	0.16	8.43	4.747	0.817

2.4.1. Oxygène dissous (OD)

L'oxygène dissous mesure la concentration de dioxygène dissous dans l'eau (Rodier, 1996). Il participe à la plupart des processus chimiques et biologiques du milieu aquatique, sa teneur moyenne en eau douce atteint 14.6 mg/L à 0 °C et autour de 9.1, 8.3 et 7.0 mg/L à 20, 25 et 35 °C, respectivement, et à une pression de 1 atm. A 20 °C et 30 °C, la valeur d'OD saturée est de 9-7 mg/L (Himanshu et Vashi, 2015). Dans les eaux d'Oued M'zi, sa concentration moyenne varie de 12.17 mg/L à 13.45 mg/L (Tab. 10). Une faible teneur en oxygène dans l'eau tuera les poissons et autres organismes dans l'eau. Pour les organismes vivants, il doit y avoir au moins 4 mg/L d'oxygène dissous dans l'eau (Himanshu et Vashi, 2015). Le taux d'oxydation biologique augmente considérablement en été. L'oxygène dissous (OD) dans l'approvisionnement en eau de la communauté est bon car il peut améliorer le goût de l'eau potable. Cependant, des concentrations élevées peuvent être nocives pour la vie aquatique. Dans notre analyses les valeurs d'oxygène dissous d'Oued M'zi sont maximal pendant la saison froide (12.8 à 19.2 mg/L) au niveau toutes les stations. Alors que dans la saison chaude les

valeurs se diminuent jusqu'à 6.9 mg/L et la valeur maximale était dans la station 4 avec 11.46 mg/l pendant le printemps (Fig. 31).

2.4.2. Fer total (Fe)

Dans notre étude, nous nous limitons à la détermination d'un seul élément, à savoir le fer, l'un des éléments les plus étudiés dans les eaux de surface algériennes, qui peut certainement avoir des effets écologiques et sanitaires même à de faibles concentrations. Les eaux de surface de l'Oued M'zi contiennent une très faible quantité de cet élément trace, environ 0.05 mg/L (Tab. 10), indiquant que cet élément ne nuira pas à la qualité de l'eau de surface de l'Oued M'zi. En effet, les concentrations de cet élément trace restent très inférieures à la limite de 0.3 mg/L recommandée par la norme OMS/Algérie. La concentration en Fe dans les échantillons d'eau prélevés à différents endroits s'est avérée très faible, principalement en raison des déchets agricoles (agricoles et rocheux). Les métaux adsorbés à la surface des sédiments peuvent facilement être remobilisés dans l'eau d'oued. Dans la présente étude, le fer maximum et minimum de 0.05 à 0.07 mg/L (Fig. 31) a été enregistré dans toutes les études d'échantillon. Cette faible teneur en fer dans l'Oued M'zi est liée à la décomposition des roches et minéraux, aux eaux usées et aux rejets de l'industrie, aux travaux de construction du barrage de Seklafa, et surtout cette faible quantité est liée au manque d'activité industrielle dans les secteurs industriels qui traitent le fer.

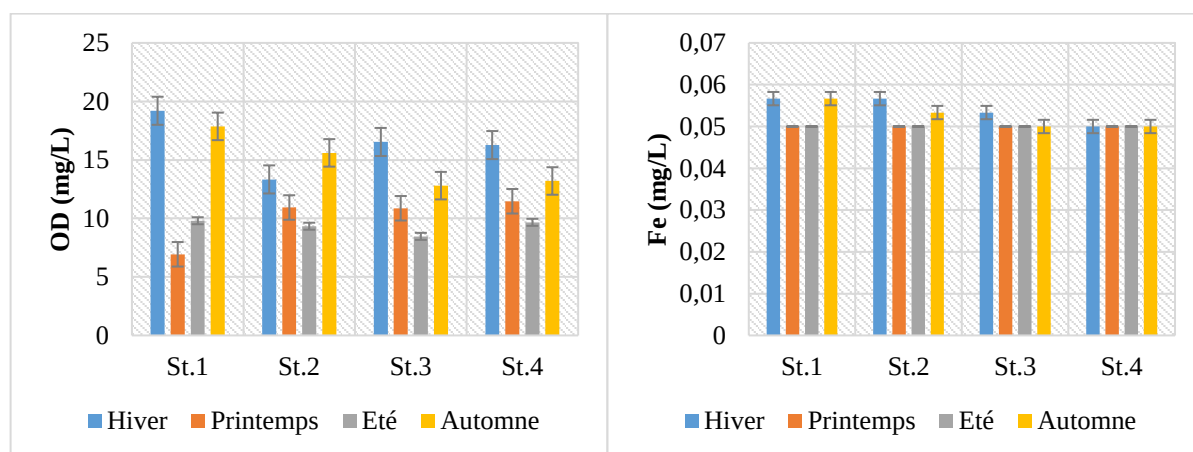


Figure 31 : Variation saisonnière et spatiale d'oxygène dissous et de fer total de l'eau d'Oued M'zi durant 2018-2019.

2.4.3. Chlorophylle-a et phéopigments

La chlorophylle-a présente des concentrations comprises entre 0.99 et 4.84 mg/m³ et atteint la valeur la plus élevée au niveau de la St. 1 avec (17.62 mg/m³), suivi par celle de la station 3 avec (12.81 mg/m³). Les phéopigments présentaient également de très grandes fluctuations spatio-temporelles, qui suivaient celles de Chl-a et allaient de 4.03 à 7.64 mg/m³ et avaient la

valeur la plus élevée dans St. 1 (16.87 mg/m^3), suivi de St. 3 (9.93 mg/m^3) (Tab. 10). La figure 32 montre que les valeurs les plus élevées de Chl-*a* et de pheopigments ont été trouvées pendant la période chaude avec des valeurs allant de 0.53 à 10.76 mg/m^3 pour la Chl-*a* et de 2.65 à 12.74 mg/m^3 pour les pheopigments. Pendant la période froide les valeurs de Chl-*a* et pheopigments restent inférieurs à 7.9 mg/m^3 en toutes les stations. Les concentrations élevées de ces pigments peuvent donner des informations sur le taux de cellules d'algues mortes résultant du broutage par le zooplancton, de la photo-oxydation des pigments et/ou de l'état physiologique des populations d'algues en déclin.

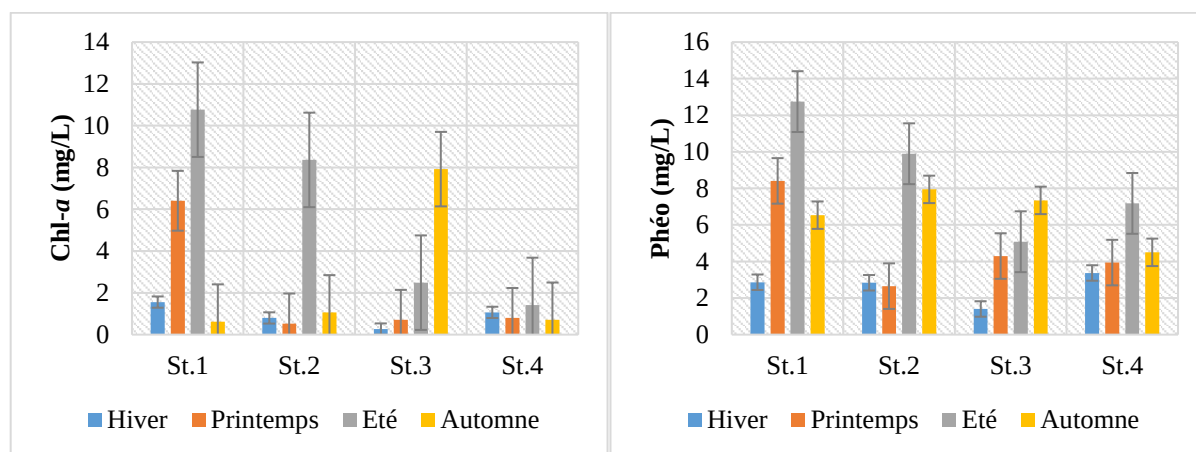


Figure 32 : Variation saisonnière et spatiale des paramètres biotiques (chlorophylle-*a* et phéopigments) de l'eau d'Oued M'zi durant 2018-2019.

2.5. Analyses statistiques

2.5.1 Coefficient de corrélation de Pearson (*r*) entre les paramètres physicochimiques

Les coefficients de corrélation de Pearson ont été calculés afin de comprendre l'association et la relation entre les différents paramètres physiques et chimiques incluant les métaux lourds et les facteurs biotiques dans l'Oued M'zi. Les coefficients de corrélation de Pearson (*r*) entre les paramètres physico-chimiques sont présentés sous forme de matrice, dans la figure 33, pour l'Oued M'zi. Où, la conductivité électrique montre une relation positive significative ($p < 0.01$) avec les TDS ($r = 0.99$, $p = 0.003$) et le S% ($r = 0.99$, $p = 0.004$), alors ce dernier porte également une corrélation positive significative avec les TDS ($r = 0.99$, $p = 0.005$). Cela montre qu'avec l'augmentation ou la diminution de valeurs de la CE, le TDS et le S % présentent également une diminution ou une augmentation de leurs valeurs. Le calcium est positivement corrélé à la dureté totale ($r = 0.98$, $p = 0.01$), mais il est négativement corrélé avec les nitrites ($r = -0.95$, $p = 0.04$) ; Les nitrites montrent également une corrélation significativement négative avec TH ($r = -0.98$, $p = 0.01$) et HCO_3^- ($r = -0.97$, $p = 0.02$). Cela signifie que la teneur en calcium de l'Oued M'zi augmente ou diminue avec l'augmentation ou la diminution de TH, tandis que les nitrites

montrent une corrélation inverse avec Ca^{2+} , TH et HCO_3^- , ce qui peut s'expliquer par l'augmentation de la teneur en calcium, TH et des ions carbonate d'hydrogène (HCO_3^-) réduire le contenu en nitrites de l'eau d'Oued M'zi. Le fer a une corrélation positive significative avec le chlorure ($r=0.95$, $p=0.01$), en revanche, il a montré une corrélation négative avec le pH ($r=-0.95$; $p=0.04$). Une autre corrélation positive a été trouvée entre le magnésium et l'oxygène dissous ($r=0.95$; $p=0.01$) et les matières en suspension ($r=0.98$; $p=0.01$). L'ammonium a une corrélation positive avec la chlorophylle-*a* ($r=0.98$, $p=0.04$), et le phosphate a aussi une forte corrélation positive avec la turbidité ($r=0.99$, $p=0.005$).

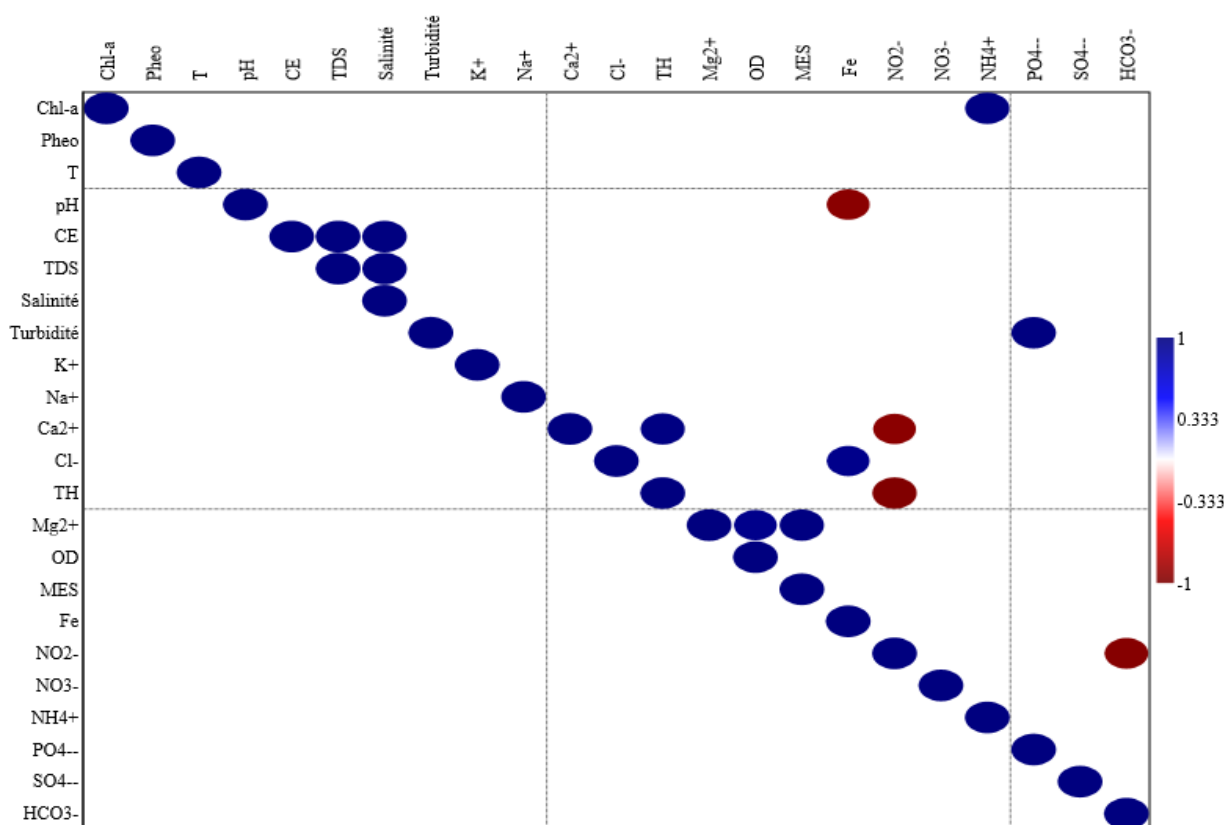


Figure 33 : Coefficient de corrélation (r) de divers paramètres physico-chimiques étudiés dans l'Oued M'zi.

2.5.2. Analyse des composantes principales (ACP)

L'analyse principale des composantes a été effectuée pour déterminer les principaux facteurs et paramètres physiques et chimiques qui affectent la qualité de l'eau. Le logiciel PAST a été utilisé pour effectuer une analyse en composantes principales afin de déterminer les composantes principales des variables d'origine. A partir du tableau 11, les 23 paramètres physiques et chimiques sont simplifiés en deux facteurs principaux (facteurs 1 et 2). Le premier facteur correspond à la plus grande valeur d'Eigen value (11.52), représente environ 50.12 % l'écart total. Le deuxième facteur correspond à la deuxième valeur de l'Eigen value (8.68), qui est d'environ 37.74 % l'écart total. Une matrice de corrélation de ces variables a été calculée et

Chapitre 02 : Caractérisation physicochimiques et qualité des eaux d'Oued M'zi.

la charge des facteurs a été définie pour examiner la nature de la variation entre les paramètres. Une analyse plus détaillée de la charge factorielle a montré que CE, TDS, salinité, turbidité, potassium, sodium, calcium, chlorure, TH, magnésium, oxygène dessous, MES, NO_2^- , PO_4^{3-} et pheopigments étaient les 15 principaux facteurs affectant la qualité de l'eau du cours d'eau de Oued M'zi (Tab. 12). Pour le facteur 1, la CE, TDS, S%, K^+ , Ca^{2+} ont la valeur de chargement des facteurs la plus élevée (>0.85) et ont montré qu'ils sont les variables les plus influents pour le premier facteur ou le composant principal. Alors que la turbidité, le chlorure, le nitrite et le phosphate sont négativement corrélés avec le facteur 1, cela reflète également qu'un excès de phosphate, de nitrite, de turbidité et de chlorure sont responsables du plus gros problème de contamination dans les eaux des rivières. Pour le facteur 2, les phéopigments, le sodium, le magnésium, l'OD et le MES ont la valeur de charge de facteur la plus élevée (>0.85), ce qui suggère que la pollution biologique et chimique est également un polluant environnemental important dans les rivières. Les chargements de facteurs peuvent être interprétés comme la corrélation entre les facteurs et les variables, c'est-à-dire les paramètres physico-chimiques.

Tableau 11 : Valeurs propres en fonction des composantes et pourcentages des variances dans l'Oued M'zi.

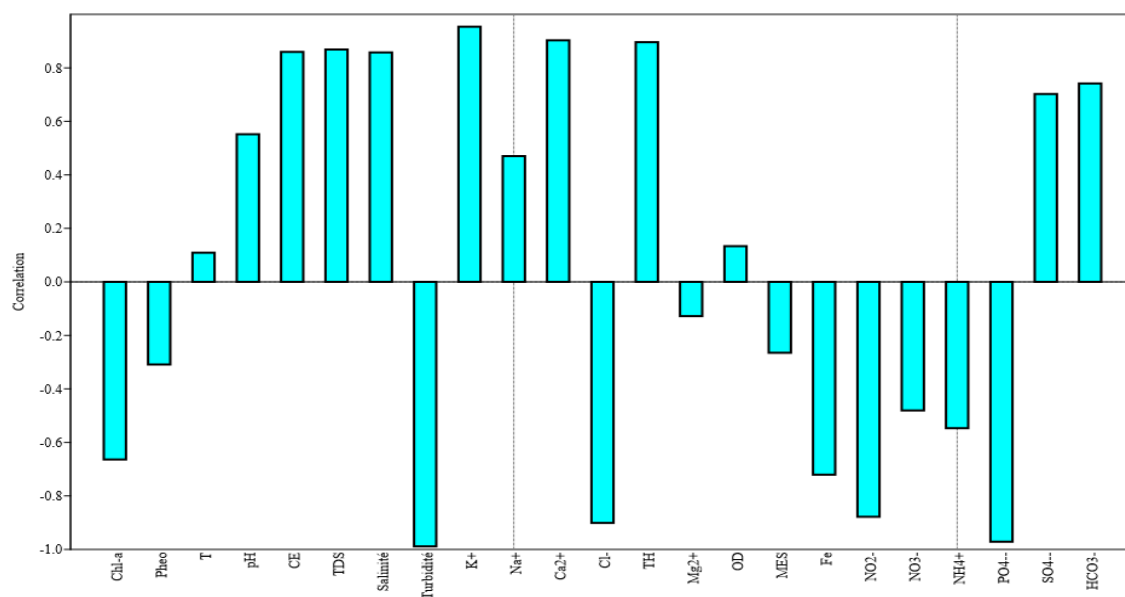
Facteur	Eigen value	% Variance
1	11.5279	50.121
2	8.68058	37.742

Tableau 12 : Chargements de 23 variables expérimentales sur les composantes principales pour l'oued d'Oued M'zi.

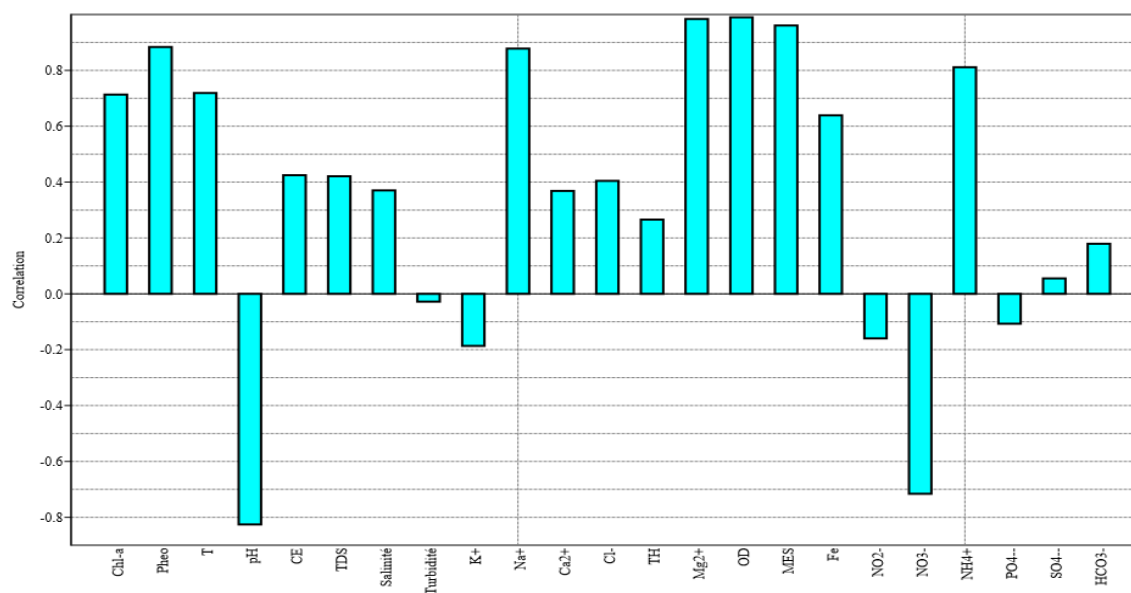
Paramètre	F 1	F 2	Paramètre	F 1	F 2
Chl-a	-0.66409	0.71349	TH	0.89586	0.26575
Pheo	-0.30888	0.88367	Mg²⁺	-0.12778	0.98386
T°C	0.10918	0.71901	OD	0.13326	0.98991
pH	0.55157	-0.82595	MES	-0.26485	0.9606
CE	0.85937	0.42471	Fe	-0.72071	0.63881
TDS	0.86862	0.42085	NO₂⁻	-0.87783	-0.15954
S%	0.85738	0.37009	NO₃⁻	-0.48056	-0.71591
Turb	-0.9887	-0.028027	NH₄⁺	-0.54677	0.81124
K⁺	0.95365	-0.18649	PO₄³⁻	-0.97111	-0.10706
Na⁺	0.47008	0.87779	SO₄²⁻	0.70244	0.054969
Ca²⁺	0.90269	0.36822			
Cl⁻	-0.90085	0.4042	HCO₃⁻	0.74144	0.17894

Afin de déterminer quelles variables de l'échantillon sont étroitement liées, un diagramme de coordonnées factorielles a été créé pour toutes les observations significatives (cas) en utilisant les facteurs de l'analyse de charge factorielle (Fig. 34).

La figure 35 montre les sites qui sont affectés par les 23 paramètres physico-chimiques. Les lignes de variables ont été obtenues à partir des charges factorielles des variables d'origine. Ils représentent la contribution des variables aux échantillons. Plus les deux lignes variables sont proches, plus la corrélation mutuelle est forte. Les sites d'échantillonnage qui sont regroupés les uns à côté des autres ont des caractéristiques similaires en ce qui concerne les facteurs. Une charge de température positive est liée aux fluctuations saisonnières. La relation entre la température et l'oxygène dissous est un processus naturel dans l'eau (Solanki et Raja, 2010) puisque l'eau chaude est légèrement enrichie en oxygène et retient donc moins d'oxygène dissous (Wu et *al.*, 2009). La solubilité du calcium augmente à des températures modérées (Jyoti et Akhtar, 2007). La charge positive de Ca^{2+} et Na^+ est attribuée au ruissellement agricole (Juahir et *al.*, 2011) tandis que les fluctuations saisonnières de Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ , comme mentionné, sont liées aux matériaux rocheux du bassin (Khan et *al.*, 2004). Une charge négative de NO_2^- , NO_3^- et PO_4^{3-} en été est également associée au ruissellement agricole (Uzarski et *al.*, 2004) ; présence des espaces agricoles près de l'oued, les agriculteurs utilisent des engrais et des pesticides imprudents, qui représentent une pollution ponctuelle et non ponctuelle provenant des vergers et des zones agricoles. La charge positive de pH et de OD en facteur 1 avec des scores négatifs des éléments nutritifs NO_2^- , NO_3^- et NH_4^+ représentait les sources de pollution anthropique, car des niveaux inférieurs de matière organique dissoute utilisent moins d'oxygène pour se décomposer, ce qui ne conduisant pas à la formation d'acides organiques, et d'ammoniac. L'échappe de l'hydrolyse de ces acides et l'oxydation des ions NH_4^+ par le processus de nitrification dans des conditions oxiques provoquent une augmentation du pH de l'eau (Kim et *al.*, 2003 ; Kim et *al.*, 2005). Ceci est confirmé par le pH alcalin du milieu.



(a)



(b)

Figure 34 : Score factoriel des facteurs 1(a) et 2 (b) dans l'Oued M'zi.

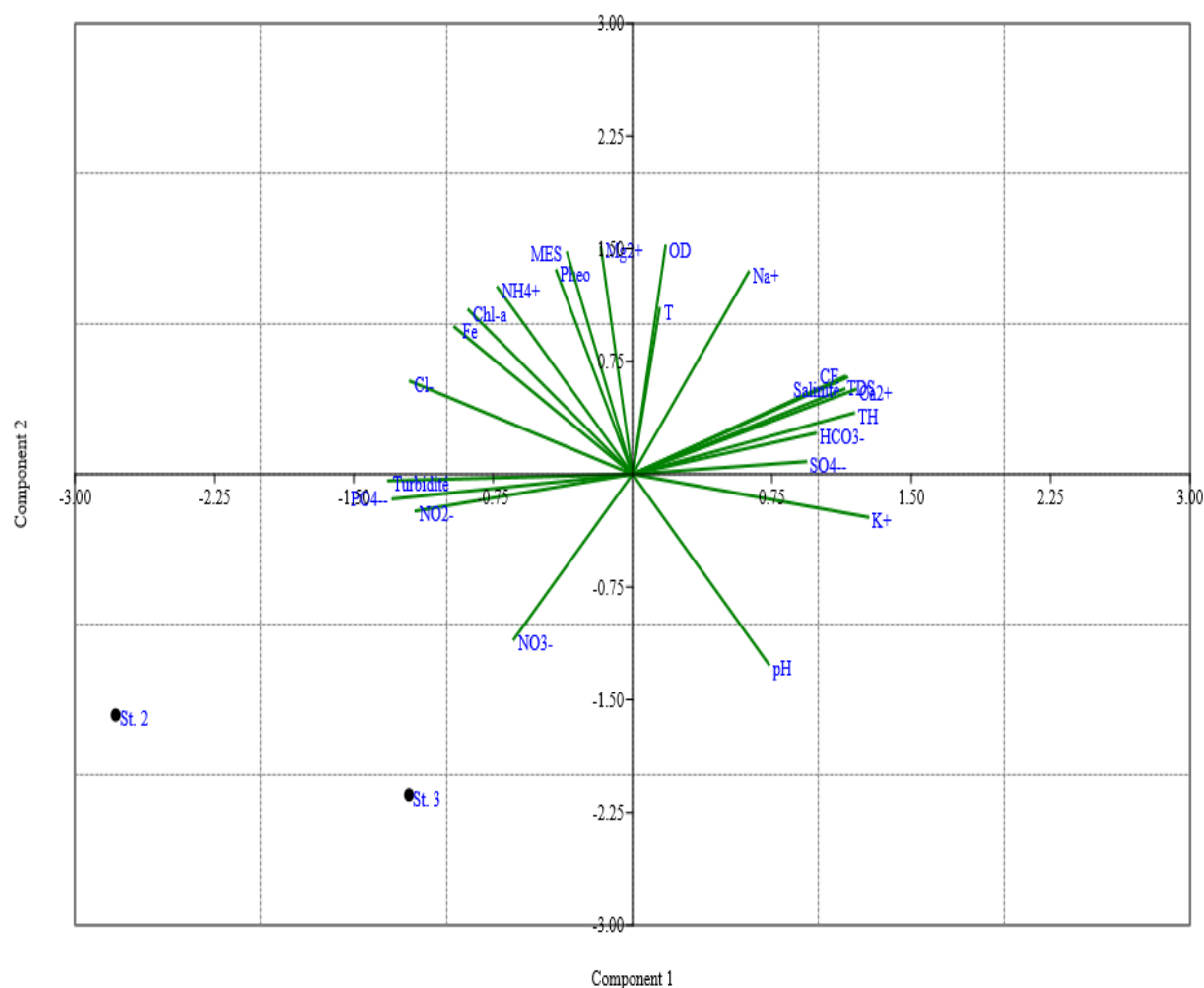


Figure 35 : Bi plots pour l'analyse en composantes principales 1 + 2 des paramètres de qualité de l'eau.

2.6. Discussion

2.6.1. Qualité physico-chimique de l'eau

La température de l'eau est considérée comme l'un des facteurs clés de la régulation de la vie aquatique dans un écosystème aquatique, dans notre étude est influencée par de nombreux facteurs (lumière, environnement aquatique et la zone d'échantillonnage, qui est caractérisée par un climat sec et désertique). La différence de température entre les mois le plus chaud (fin juin et juillet) et le mois le plus froid (Décembre) est de 18.4°C. Cela reflète le caractère sec de la région, où les contrastes entre la saison froide et la saison chaude sont très forts. Nos mesures de température de l'eau au long de l'Oued M'zi montrent l'existence d'une période froide d'octobre à mars, durant laquelle un minimum est enregistré en novembre. (11.8°C) à la St. 4 et d'une période chaude allant d'avril à septembre présentant un maximum en juillet (30.2°C) au niveau les St. 3 et St. 4. Les fluctuations de ce paramètre abiotique sont liées aux conditions climatiques locales et en particulier à la température de l'air et aux phénomènes d'évaporation

d'eau qui en résultent lorsqu'elles augmentent. Des résultats similaires, concernant cet Oued, ont été rapportés par de nombreux auteurs qui signalent l'existence de périodes chaude et froide (Sellam and Zouggaghe, 2019, Chaibi, 2013, Aissaoui, 2016 et Hennachi, 1985). Le pH des eaux de surface varie généralement entre 8.0 et 8.3. Une addition de CO₂ dans l'eau de surface par transfert de CO₂ atmosphérique, par respiration ou par oxydation de la matière organique transforme les carbonates en bicarbonates et provoque une diminution de pH sous la forme synthétique : $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_3^{2-} \rightleftharpoons 2 \text{HCO}_3^-$. Inversement, une diminution de CO₂ entraîne une augmentation de pH et donc un déplacement de l'équilibre en faveur des carbonates. Le pH est un indicateur des processus biologiques et physiques qui ont lieu dans la colonne d'eau, car il y reflète l'état thermodynamique des couples acide/base du système du CO₂ (Clayton et *al.*, 1995 ; Dickson, 1993b). On admet généralement qu'un pH naturel situé entre 6.5 et 9.5 caractérise des eaux où la vie aquatique se développe de manière optimale (Falconbridge, 2001). En général, la modification du pH de l'eau est liée à la perte du gaz carbonique. Il convient aussi de signaler que la valeur du pH est fonction de la matière organique thermostable dissoute ou non dans l'eau. La légère alcalinité dans toutes les stations de notre étude est probablement due à la présence de roches calcaires dans ces sites. Les valeurs enregistrées sont en effet comprises entre 7.64 et 8.42. Des observations similaires sont rapportées par de nombreux auteurs (Barinova et *al.*, 2016, Sharma et *al.*, 2016; Wang et *al.*, 2018). Cette alcalinité s'explique par la ventilation du milieu comme cela a été suggéré par Chakroun (1972) lors de son étude sur le lac de Tunis. En ce qui concerne la légère diminution du pH enregistrée en Mars, elles auraient diverses origines : soit les précipitations, soit les apports d'oueds (de substances acides charriées). Cette baisse du pH, relevée en différents points de l'oued, serait en relation avec la circulation des eaux qui s'effectue, selon Guelorget et *al.*, (1989), par une lente rotation dans le sens des aiguilles d'une montre. L'analyse des eaux de surface en Algérie, révèle des valeurs similaires allant de 7 à 10 °C (Ghazi, 2020 ; Djemai et Mesbah, 2008, Hichem Nasri, 2007, Draredja et Frihi, 2019). Les valeurs de notre étude concordent aussi parfaitement avec d'autres travaux obtenues par (Zhang et *al.*, 2019, Liu et *al.*, 2010; Abboudi Akil et *al.*, 2014) qui trouvent des valeurs de 7 à 8,9 pour les eaux de surface. En revanche d'autres auteurs comme (Li et *al.*, 2019; Priya et *al.*, 2016 et Aguiza et *al.*, 2014) ont trouvé des valeurs inférieures à 6 dans les eaux de surface comme celui de l'eau de surface de la Genhe dans les montagnes du Grand Hinggan, Chine-Ville de Genhe, Mongolie intérieure, s'est révélée légèrement acide, et la valeur moyenne du pH en automne (6.16) était plus élevée qu'au printemps (pH = 5.29) et qu'en été (pH = 5.35) (Li et *al.*, 2019). En conséquent, la qualité des eaux est fortement influencée par la nature du substrat géologique qui agit sur l'équilibre acido-basique en effet,

le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac (Derwich et *al.*, 2010). Par conclusion, les valeurs de pH d'Oued M'zi se situent dans les normes les plus restrictives pour l'eau destinée à la protection de la vie aquatique seraient de pH entre 7 à 9.5.

La turbidité et la salinité jouent un rôle important dans le contrôle de la diversité et de la densité du plancton (Shiel et *al.*, 2019), elles contrôlent la faune et l'abondance de la flore dans les habitats d'eau douce (Wang et *al.*, 2018), la turbidité élevée dans St. 2 peut être due aux précipitations, à la profondeur de l'eau, aux concentrations en suspension des sédiments, à la matière organique et au phosphore (Chen et Chang, 2019). Les valeurs de salinité de l'eau étudiée correspondent à une gamme caractéristique de l'écosystème d'eau douce.

L'apport en eau douce chargée en matière en suspension serait la cause principale de la forte teneur relevée au niveau des stations d'études. La teneur maximale, en MES, relevée au niveau du St. 1 (1630 mg/L) en février serait liée à la teneur en chlorophylle-*a* et à la densité microalgale observées à cette période.

La conductivité et les solides dissous totaux ont montré une concentration élevée dans toutes les stations, les niveaux de conductivité dans les masses d'eau sont influencés par les produits chimiques dissous totaux, les solides en suspension, les organismes submergés, attachés et flottants. De même, le niveau de conductivité pourrait être influencé par la productivité, la densité, la mort et la décomposition des organismes aquatiques dans l'eau, en raison du drainage et de l'érosion du sol des zones de captage et des impacts des activités anthropiques. En outre, les concentrations élevées de solides dissous totaux pourraient être accréditées à l'accumulation des déchets anthropogéniques, ce qui entrave la qualité de l'eau et la croissance des organismes aquatiques, y compris les poissons (Manohar, 2018).

Un autre paramètre chimique important est le chlorure, il est connu que la concentration élevée de chlorure indique le degré d'eutrophisation des plans d'eau et sont généralement pris comme un indice de pollution, ils ont été liés à l'apparition de la prolifération d'algues, ce qui peut diminuer l'approvisionnement en lumière et changer la composition de la toile d'inondation dans l'écosystème d'eau douce. Les valeurs de chlorure étaient plus élevées dans cette étude par rapport à d'autres études sur les écosystèmes d'eau douce (Yuan et *al.*, 2018 ; Barinova et *al.*, 2016).

En outre, les valeurs élevées de calcium et de bicarbonate expliquent le niveau élevé de conductivité dans toutes les stations. Selon la littérature précédente, les valeurs faibles ou

élevées de la conductivité sont associées au Ca^{2+} et au HCO_3^- (Jiang et *al.*, 2015). Ainsi, il est important de mesurer l'oxygène dissous en tant que paramètre environnemental significatif qui définit la santé écologique du cours d'eau fondamentale pour la vie aquatique (Chen et *al.*, 2019) et qui est un paramètre critique pour la dégradation de la matière organique. L'oxygène dissous élevé dans tous les sites peut être dû au niveau photosynthétique élevé des communautés phytoplanctoniques dans l'eau claire qui entraîne des niveaux plus élevés d'oxygène dissous (Vajravelu et *al.*, 2017). Une quantité adéquate d'oxygène dissous est nécessaire pour une bonne qualité de l'eau. L'oxygène est un élément nécessaire tout au long de la vie. Les processus naturels de purification dans les cours d'eau nécessitent des niveaux adéquats d'oxygène pour fournir des formes de vie aérobies. Lorsque la concentration en oxygène dissous dans l'eau tombe en dessous de 5.0 mg/l, la vie aquatique est soumise à un stress ; plus la concentration est faible, plus le stress est important. Des niveaux d'oxygène qui restent inférieurs à 1 ou 2 mg/L pendant quelques heures peuvent entraîner des morts massives d'organismes vivants.

La présence de fer dans l'eau peut être d'origine naturelle ou anthropique, et notamment attribuable à la décomposition des roches et des minéraux, aux effluents d'eaux usées ainsi qu'aux rejets des secteurs industriels qui traitent le fer. Nous avons remarqué la présence d'industrie et d'atelier à côté de l'oued c'est pour possible la raison à ces petites concentrations de fer dans la station.

2.6.2. La chlorophylle-*a* et les phéopigments comme déterminants de la biomasse phytoplanctonique

La chlorophylle-*a* et les phéopigments sont une méthode simple et pratique pour la détermination de la biomasse phytoplanctonique. L'augmentation de la chlorophylle-*a* en St. 1 et St. 3 indique la productivité élevée du phytoplancton par l'activité photosynthétique dans l'écosystème aquatique, la condition d'eau pure, la disponibilité de quantités suffisantes de rayonnement UV et à la consommation d'azote et de phosphate par les producteurs primaires, qui pourraient être apportés par le ruissellement des rivières (Pérez-ruzafa et *al.*, 2019). Les concentrations élevées de phéopigments peuvent donner des informations sur le taux de cellules algales mortes résultant du broutage du zooplancton, de la photo-oxydation des pigments et/ou de l'état physiologique des populations d'algues en déclin (Singh et Krishnan, 2019).

2.6.3. Les éléments nutritifs comme déterminants de la structure des assemblages

Les éléments nutritifs ont montré des variations spatiales et temporelles, leurs niveaux les plus élevés ont été signalés dans les stations les plus vulnérables au lessivage et aux activités anthropiques (St. 1, St. 2 et St. 3) en partie en raison de l'utilisation intensive d'engrais azotés et de la minéralisation ultime d'autres formes d'azote (NH_4^+ , NO_2^-) (Rodier, 2009). En outre,

tous les niveaux de nitrates enregistrés étaient inférieurs à la valeur seuil (25 mg/L) ; cela indique une qualité d'eau normale qui répond aux critères de l'eau douce de surface pour la production d'eau potable. Cependant, des valeurs élevées de nitrates indiquent une productivité biologique élevée (Rodier, 2009). De plus, la variation de la concentration en ammonium a été attribuée à l'incursion du ruissellement terrestre et à la décomposition du phytoplancton. Les fortes concentrations en phosphates sont dues aux rejets domestiques et aux engrais phosphatés utilisés tout au long de l'agriculture sur les berges et le bassin versant du barrage et cette forte concentration est suffisante pour provoquer des blooms d'algues. En fait, la présence de sulfate est principalement liée à la nature géologique de la roche mère et des terres de la région. La forte concentration de sulfate est associée à une température élevée pendant la saison d'été dans la région d'étude, ce qui peut être le résultat du phénomène d'évaporation qui aura tendance à concentrer les sels. Les niveaux de sulfates étaient inférieurs à la valeur seuil de sulfate pour l'approvisionnement en eau est égale à 400 mg/L (OMS, 2004). La disponibilité des nutriments contrôle donc fortement la croissance du phytoplancton et les stratégies distinctes d'absorption des nutriments sont corrélées à la physiologie du phytoplancton, qui détermine la capacité des espèces à compenser la limitation des nutriments. On s'attendait à ce que le nitrite, le nitrate, l'orthophosphate d'ammonium et le sulfate soient plus essentiels que les conditions climatiques pour distinguer la structure des assemblages de phytoplancton en raison de leur grande variabilité entre les sites.

Chapitre 03 :

**Ecologie et diversité des communautés
phyto-planctoniques en relation avec les
facteurs environnementaux.**

3. 1. Inventaire et variations spatio-temporelle de la composition phyto-planctonique.

3. 1.1. Composition globale du phytoplancton

L'observation microscopique des critères morpho-anatomiques de 48 échantillons prélevés au cours de 12 mois (novembre 2018 - octobre 2019) des quatre stations étudiées sur l'Oued M'zi a permis d'établir une liste exhaustive de 49 espèces répertoriées dans le tableau 13. Cette dernière comprend un total de 49 espèces appartenant à 45 genres et 5 classes qui sont respectivement : Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanophyceae, Euglenophyceae et Zygnematophyceae.

Tableau 13 : Liste récapitulative de 49 espèces recensées au niveau l'Oued M'zi entre novembre 2018 et octobre 2019 ((*): toxique).

Classes	Genres + Espèces	Codes
Bacillariophyceae	<i>Achnanthis minutissimum</i>	<i>Achm</i>
	<i>Amphiprora alata</i>	<i>Ampala</i>
	<i>Cocconeis sp</i>	<i>Coccn</i>
	<i>Coscinodiscus sp.</i>	<i>Coscin</i>
	<i>Cyclotella sp.</i>	<i>Cyc</i>
	<i>Stephanodiscus sp</i>	<i>Steph</i>
	<i>Amphora sp</i>	<i>Amph</i>
	<i>Cymbella sp.</i>	<i>Cym</i>
	<i>Diatoma sp.</i>	<i>Diat</i>
	<i>Fragilaria sp.</i>	<i>Frag</i>
	<i>Licmophora sp</i>	<i>Lic</i>
	<i>Synedra sp.</i>	<i>Syn</i>
	<i>Synedra ulna</i>	<i>Synulna</i>
	<i>Hyalodiscus sp</i>	<i>Hyal</i>
	<i>Melosira sp.</i>	<i>Melo</i>
	<i>Caloneis sp</i>	<i>Calo</i>
	<i>Diploneis sp</i>	<i>Dipl</i>
	<i>Epithemia sp</i>	<i>Epith</i>
	<i>Gomphonema sp.</i>	<i>Gomp</i>
	<i>Gyrosigma sp.</i>	<i>Gyro</i>
	<i>Navicula sp.</i>	<i>Navi</i>
	<i>Pinnularia sp.</i>	<i>Pinn</i>
	<i>Pleurosigma sp</i>	<i>Pleu</i>
	<i>Hantzschia sp.</i>	<i>Hant</i>
	<i>Nitzschia dissipata</i>	<i>Nitzhdiss</i>
	<i>Nitzschia sp.</i>	<i>Nitzsh</i>
	<i>Cymatopleura solea</i>	<i>Cymato</i>

Chapitre 03 : Ecologie et diversité des communautés phyto-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

	<i>Surirella sp.</i>	<i>Sur</i>
	<i>Tabellaria sp.</i>	<i>Tab</i>
	<i>Thalassiosira sp</i>	<i>Thal</i>
	<i>Thalassiosira weissflogii</i>	<i>Thalwei</i>
Chlorophyceae	<i>Chlamydomonas sp</i>	<i>Chlam</i>
	<i>Cosmarium sp.</i>	<i>Cosm</i>
	<i>Pediastrum boryanum</i>	<i>Pedia</i>
	<i>Oocystis sp.</i>	<i>Oocy</i>
	<i>Coelastrum sp.</i>	<i>Coel</i>
	<i>Scenedesmus carinatus</i>	<i>Scenedcar</i>
	<i>Scenedesmus dimorphus</i>	<i>Sceneddim</i>
	<i>Selenanstrum sp</i>	<i>Selen</i>
	<i>Spirogyra sp.</i>	<i>Spiro</i>
	<i>Zygnema sp</i>	<i>Zygnema</i>
Cyanophyceae	<i>Anabaena sp*</i>	<i>Anabae</i>
	<i>Gloeocapsa sp</i>	<i>Gloeo</i>
	<i>Merismopedia convoluta</i>	<i>Merismo</i>
	<i>Oscillatoria limosa*</i>	<i>Oscilla</i>
	<i>Spirulina sp</i>	<i>Spir</i>
Euglenophyceae	<i>Euglena sp.</i>	<i>Eug</i>
	<i>Phacus sp.</i>	<i>Phac</i>
Zygnematophyceae	<i>Closterium sp</i>	<i>Clos</i>

Parmi les 49 espèces de phytoplancton identifiées, 31 espèces appartenant aux Bacillariophyceae (93.65%), dix (10) espèces appartenant aux Chlorophyceae (02.83%), Cinq (5) espèces appartenant aux Cyanophyceae (02.76%), deux (2) espèces appartenant aux Euglenophyceae (0.76%) et juste une seule espèce appartient aux Zygnematophyceae (0.01%) (Fig. 36). Par addition, nous avons identifié vingt-six (26) familles au cours de l'étude, dont douze (12) appartenant aux Bacillariophyceae, sept (7) aux Chlorophyceae, cinq (5) aux Cyanophyceae, une seule aux Euglenophyceae et une aux Zygnematophyceae. Les Fragilariaceae étaient dominantes, avec 35% de la composition totale du phytoplancton (Fig. 37). Ceci était suivi par Naviculaceae 26%, Nitzschiaceae 09%, Amphipleuraceae et Melosiraceae avec 07% les autres familles sont toutes inférieures à 04%.

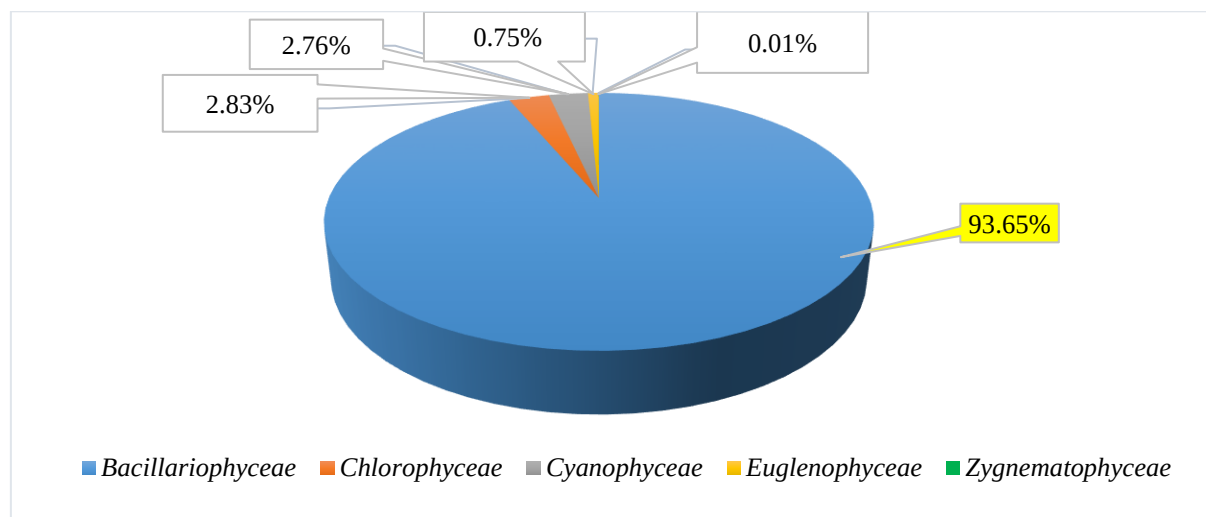


Figure 36 : Richesse spécifique par classes de phytoplancton récentes dans l'Oued M'zi (novembre 2018-octobre 2019).

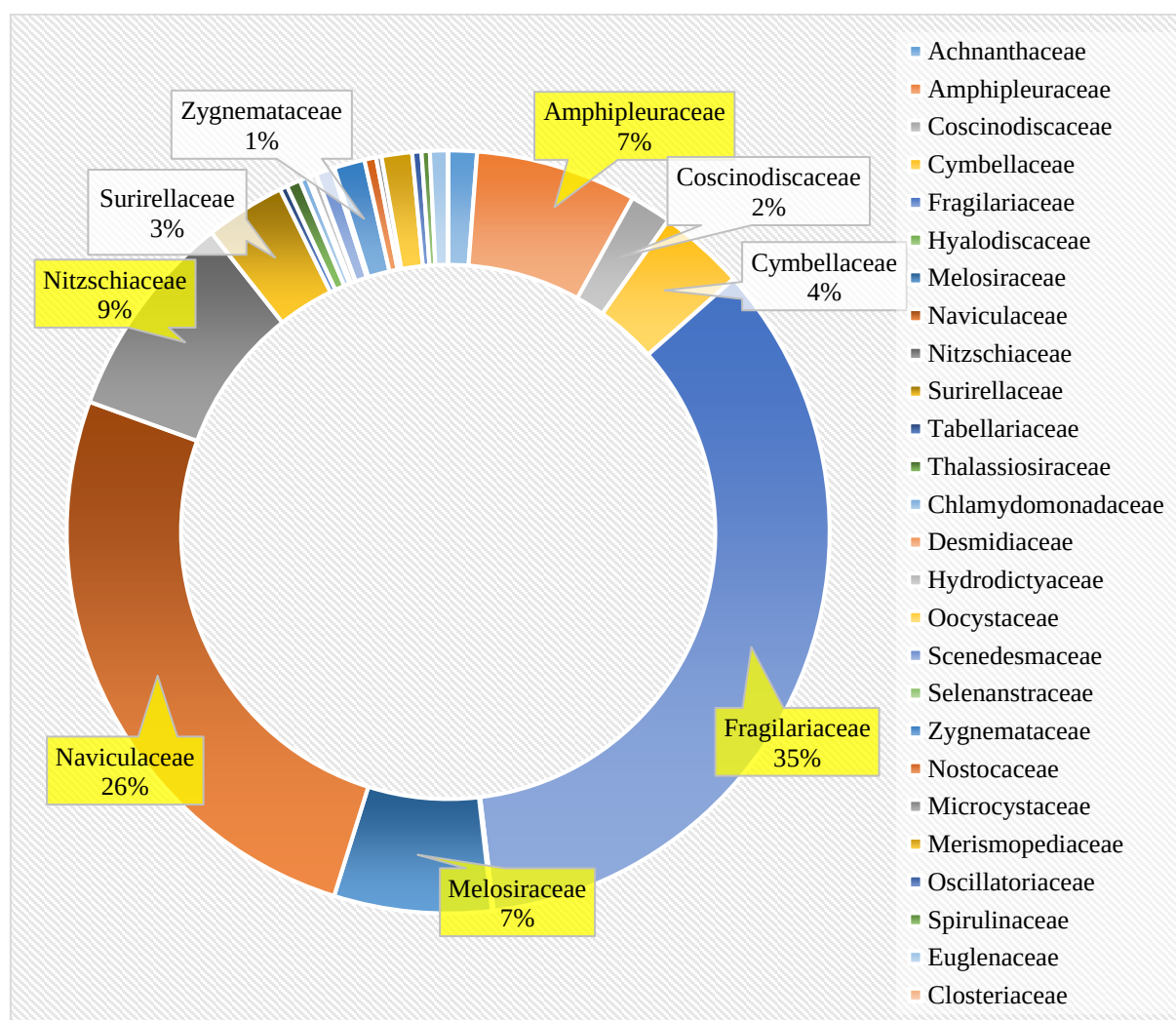


Figure 37 : Composition spécifique globale en pourcentage du phytoplancton recensé dans l'Oued M'zi.

3.1.2. Diversité et répartition spatiale des communautés phytoplanctoniques

Pour évaluer la composition de la communauté phytoplanctonique et décrire les changements de diversité, nous avons calculé la richesse spécifique totale et moyenne des quatre stations d'étude ainsi que pour les 12 mois de suivi (Tab. 14). La mise en évidence de la variation de la flore micro-algale en fonction des stations d'études montre que la St. 1 et la St. 2 présente la richesse spécifique totale la plus élevée avec 45 espèces, suivies par la St. 3 avec 44 espèces et la St. 4 avec 41 espèces. La richesse spécifique moyenne suit la même tendance que celle de la richesse totale, dans laquelle il n'y a pas une grande différence entre les quatre stations et elle oscille entre 18.25 à 20.91, cette légère différence s'explique par le biais que la majorité des espèces ont la capacité d'apparaître au niveau les quatre stations d'étude. Au fil de temps, la richesse totale varie d'un mois à l'autre, avec les valeurs les plus élevées en mai, juin et juillet, suivies de mars et avril, tandis que novembre et septembre ont les valeurs les plus faibles.

Tableau 14 : Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique totale (S) et moyenne (Sm) des communautés micro-algales déterminées à l'Oued M'zi.

Mois et sites		Nov	Déc	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sep	Oct	Total
St.1	S	10	15	12	25	19	24	30	32	32	17	9	26	45
	Sm						20.91							
St.2	S	9	12	14	21	15	23	30	29	30	17	7	23	45
	Sm						19.16							
St.3	S	7	9	15	21	12	18	25	28	28	20	11	25	44
	Sm						18.25							
St.4	S	8	12	10	17	22	25	24	26	26	18	10	31	41
	Sm						19.08							

3.1.3. Analyse de fréquence d'occurrence et similitude

La fréquence d'occurrence (C%) renseigne sur les espèces caractéristiques des sites. Finalement 46 espèces (94 %) ont le statut d'une espèce constante avec une distribution cosmopolite et 3 espèces (soit 6 %) qui restent sont considérées comme accessoires (Tab. 15). La plupart des espèces rapportées tolèrent systématiquement les différents paramètres environnementaux qui caractérisent leur environnement. De plus l'abondance relative des différentes espèces identifiées montre que l'espèce *Navicula* sp est la plus abondante avec plus de 21%, suivie par *Synedra* sp avec 17.9% et *Synedra ulna* avec 10.8%. Par addition, 29 espèces (soit 59%), ont une abondance relative inférieurs à 1%, 13 espèces (soit 26%) avec une

Chapitre 03 : Ecologie et diversité des communautés phyto-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

abondance comprise entre 1 à 3% et 04 espèces (soit 8%) avec une abondance comprise entre 3 et 10%.

Tableau 15 : Fréquences d'occurrence (C%), abondance relative (AR) et échelle de constance (EC) des différentes espèces phytoplanctoniques recensées dans l'Oued M'zi (C : constante ; A : accessoire ; (+) : présence ; (-) : absence ; (*) : toxique).

Espèces	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	C%	EC	AR%
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	+	+	+	+	100	C	1.2436
<i>Amphiprora alata</i>	+	+	+	+	100	C	7.0172
<i>Cocconeis sp</i>	+	+	+	-	75	C	1.3194
<i>Coscinodiscus sp.</i>	-	-	+	-	25	A	0.0135
<i>Cyclotella sp.</i>	+	+	+	+	100	C	1.0499
<i>Stephanodiscus sp</i>	-	+	+	-	50	C	0.0359
<i>Amphora sp</i>	+	+	+	+	100	C	0.4368
<i>Cymbella sp.</i>	+	+	+	+	100	C	3.3300
<i>Diatoma sp.</i>	+	+	+	+	100	C	0.3715
<i>Fragilaria sp.</i>	+	+	-	+	75	C	0.0201
<i>Licmophora sp</i>	-	-	+	-	25	A	0.0022
<i>Synedra sp.</i>	+	+	+	+	100	C	17.935
<i>Synedra ulna</i>	+	+	+	+	100	C	10.8982
<i>Hyalodiscus sp</i>	+	+	+	+	100	C	0.0738
<i>Melosira sp.</i>	+	+	+	+	100	C	6.8568
<i>Caloneis sp</i>	+	+	+	+	100	C	2.5845
<i>Diploneis sp</i>	+	+	+	+	100	C	0.0290
<i>Epithemia sp</i>	+	+	+	+	100	C	0.1167
<i>Gomphonema sp.</i>	+	+	+	+	100	C	1.0851
<i>Gyrosigma sp.</i>	+	+	+	+	100	C	0.0535
<i>Navicula sp.</i>	+	+	+	+	100	C	21.0774
<i>Pinnularia sp.</i>	+	+	+	+	100	C	1.3888
<i>Pleurosigma sp</i>	+	+	+	-	75	C	0.0922
<i>Hantzschia sp.</i>	+	+	+	+	100	C	1.5556
<i>Nitzschia dissipata</i>	+	+	+	+	100	C	4.8516
<i>Nitzschia sp.</i>	+	+	+	+	100	C	2.6452
<i>Cymatopleura solea</i>	+	+	+	+	100	C	1.4429
<i>Surirella sp.</i>	+	+	+	+	100	C	2.0442
<i>Tabellaria sp.</i>	+	+	+	+	100	C	0.3326
<i>Thalassiosira sp</i>	+	-	-	+	50	C	0.0540
<i>Thalassiosira weissflogii</i>	+	+	+	+	100	C	0.5471
<i>Chlamydomonas sp</i>	+	+	+	+	100	C	2.3954

Chapitre 03 : Ecologie et diversité des communautés phyto-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

<i>Cosmarium sp.</i>	+	+	+	+	100	C	0.1011
<i>Pediastrum boryanum</i>	+	+	+	+	100	C	0.2948
<i>Oocystis sp.</i>	+	+	-	+	75	C	0.0067
<i>Coelastrum sp.</i>	+	+	+	+	100	C	0.5425
<i>Scenedesmus carinatus</i>	+	+	-	-	50	C	0.0337
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	+	+	+	+	100	C	0.1440
<i>Selenanstrum sp</i>	+	+	+	+	100	C	0.1036
<i>Spirogyra sp.</i>	+	+	+	+	100	C	2.2446
<i>Zygnema sp</i>	-	-	+	-	25	A	0.0022
<i>Anabaena sp.*</i>	+	+	+	+	100	C	0.5087
<i>Gloeocapsa sp</i>	+	+	+	+	100	C	0.2361
<i>Merismopedia convoluta</i>	+	+	+	+	100	C	1.3281
<i>Oscillatoria limosa*</i>	+	+	+	+	100	C	0.4035
<i>Spirulina sp</i>	+	+	+	+	100	C	0.3597
<i>Euglena sp.</i>	+	+	+	+	100	C	0.676
<i>Phacus sp.</i>	+	+	+	-	75	C	0.0067
<i>Closterium sp</i>	+	+	-	+	75	C	0.0135

La démonstration de l'indice de similarité de SORESEN entre les emplacements examinés (Tab. 16) montre que toutes les stations offrent les mêmes conditions de vie pour l'ensemble des espèces récoltées au niveau l'Oued M'zi ceci était observé par le pourcentage de similitude élevée entre toutes les stations d'études qui est supérieur à 87%.

Tableau 16 : Indice de similarité spatiale de SORESEN (Qs), calculé à partir de la composition des communautés de microalgues identifiées dans les différentes stations étudiées.

Stations	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4
St. 4	95.34%	95.34%	87%	100%
St. 3	89.8%	92%	100%	
St. 2	97.77%	100%		
St. 1	100%			

3.1.4. Distribution spatiale de phytoplancton dans l'Oued M'zi

La composition de la communauté phytoplanctonique de chaque station d'échantillonnage, considérée dans toutes les saisons, est illustrée dans la Figure 38, où il est évident comment la classe des Bacillariophyceae a dominé la communauté phytoplanctonique dans toutes les stations. Les autres espèces détectées appartenaient, de la plus à la moins abondante, respectivement, aux Chlorophyceae, Cyanophyceae, Euglenophyceae et Zygnematophyceae

Chapitre 03 : Ecologie et diversité des communautés phyto-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

avec le plus grand nombre de représentants enregistrés dans les stations St. 2 et St. 3. D'après les résultats du calcul de la valeur de dominance ($Y > 0.02$), il y avait 12 espèces prédominantes dans les quatre sites au cours de cette étude. Parmi les espèces dominantes, onze espèces appartenaient au Bacillariophyceae (c'est-à-dire *Amphiprora alata*, *Caloneis* sp., *Cymatopleura solea*, *Cymbella* sp., *Melosira* sp., *Navicula* sp., *Nitzschia dissipata*, *Nitzschia* sp., *Surirella* sp., *Synedra* sp., *Synedra ulna*), et une seule espèce appartenait au Chlorophyceae (*Spirogyra* sp.).

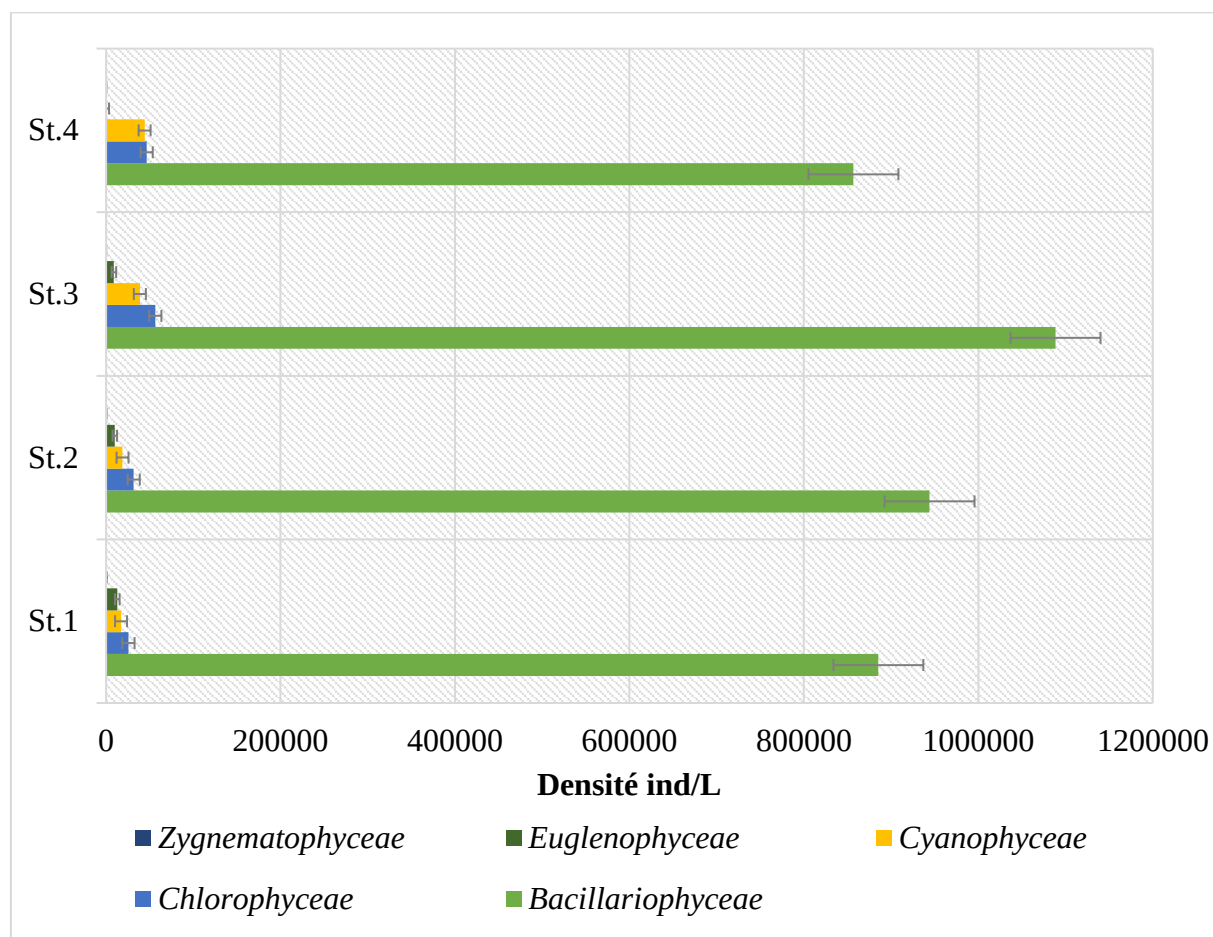


Figure 38 : Répartition stationnelle de la densité phytoplanctonique en fonction de classes pendant la période d'étude.

L'évaluation de la densité moyenne globale de l'ensemble des micro-algues récoltées révèle que la répartition du phytoplancton varie d'un site à l'autre (Fig. 39). Nous notons, en effet, que les densités les plus élevées sont relevées au niveau des St. 3 et St. 2 qui enregistrent respectivement 29% et 25% de la densité moyenne globale. Les densités obtenues dans l'embouchure de l'oued (St. 1) et dans l'aval d'Oued (St. 4) sont identiques et avec un pourcentage de 23%.

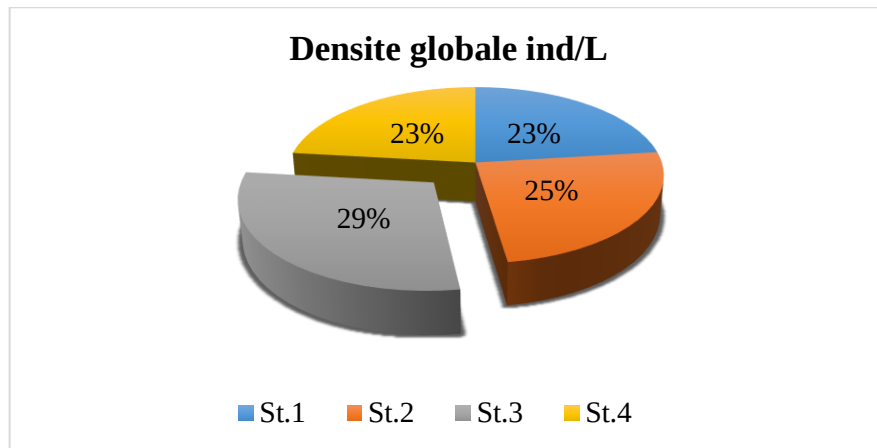


Figure 39 : Densité moyenne globale par station des micro-algues recensées dans l'Oued M'zi.

3.1.5. Distribution temporelle du phytoplancton dans l'Oued M'zi

L'évaluation saisonnière des densités de phytoplancton indique que les plus fortes densités sont observées en été et au printemps, allant de 171429.648 (St. 1) à 588656.168 ind/L (St. 3). D'autre part, la densité la plus faible est signalée en hiver et en automne avec une densité qui n'a pas dépassé les 297074.148 ind/L (Fig. 40). Comme le montre la figure 41, il y a eu différents changements spatiaux dans la densité du phytoplancton dans les quatre stations. La plus forte densité de phytoplancton (jusqu'à 300×10^3 ind/L) a été signalée à St. 1 à la fin du mois de juillet, tandis que la plus faible densité (seulement 4.699633×10^3 ind/L) a été signalée à St. 3 à la fin du mois de novembre.

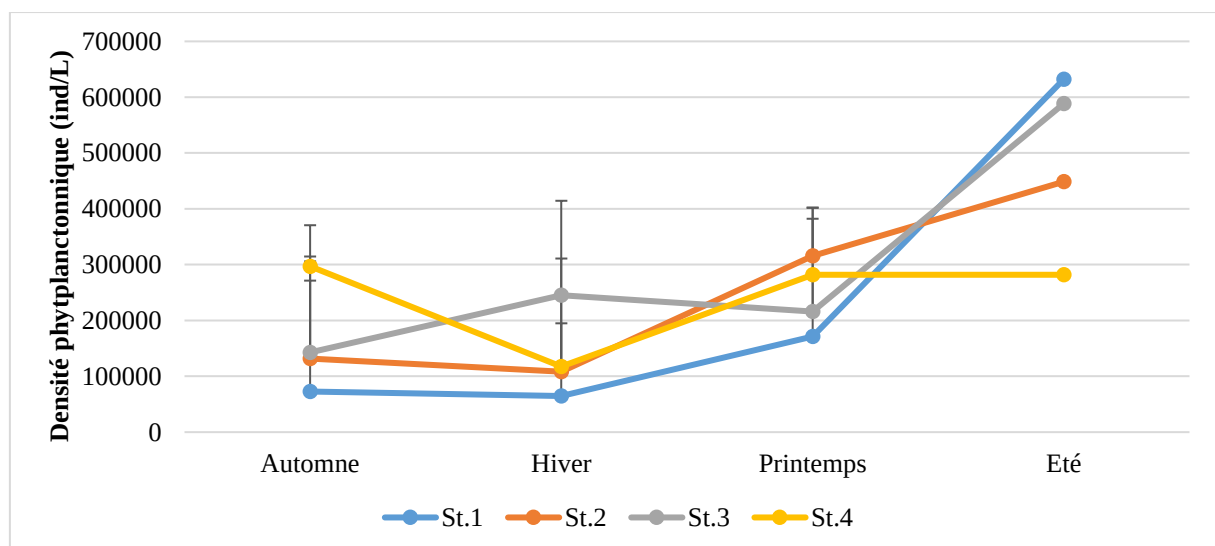


Figure 40 : Distribution saisonnière du phytoplancton d'Oued M'zi entre (novembre 2018-octobre 2019).

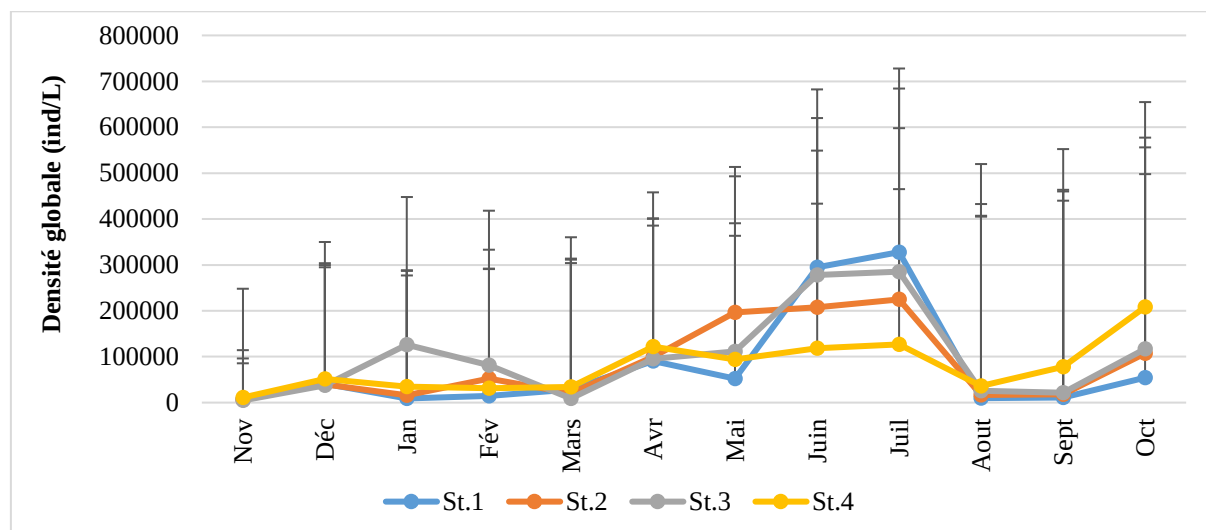


Figure 41 : Variation spatio-temporelle de la densité globale du phytoplancton d'Oued M'zi (novembre 2018-octobre 2019).

L'évaluation globale de la densité moyenne de phytoplancton collectée mensuellement montre 2 valeurs maximales, la première en juin 2019 et la seconde en juillet 2019 avec des densités de 8985574.242 ind/L et 964511.482 ind/L respectivement et 2 autres valeurs minimales en novembre 2018 et août 2019 (Fig. 42) avec une densité de 29574.373 ind/L et 88261.633 ind/L.

La densité de juin est représentée par 92% des espèces de Bacillariophyceae. Dans cette classe, 4 espèces prédominent : *Synedra sp*, *Navicula sp*, *Synedra ulna* et *Melosira sp*. Enregistrant respectivement 246051.342, 140262.858, 99381.942 et 88736.4 ind/L. Nous notons aussi que la densité de juillet est représentée par 92% des espèces de Bacillariophyceae dans cette classe, 4 espèces aussi prédominent : *Synedra sp*, *Navicula sp*, *Synedra ulna* et *Melosira sp*. Enregistrant respectivement 248444.964, 149874.084, 103996.8 et 90725.904 ind/L. Les deux autres densités minimales en novembre et août sont aussi représentées par une abondance des Bacillariophyceae avec des valeurs de 21003.115 et 62075.917 ind/L (Fig. 43).

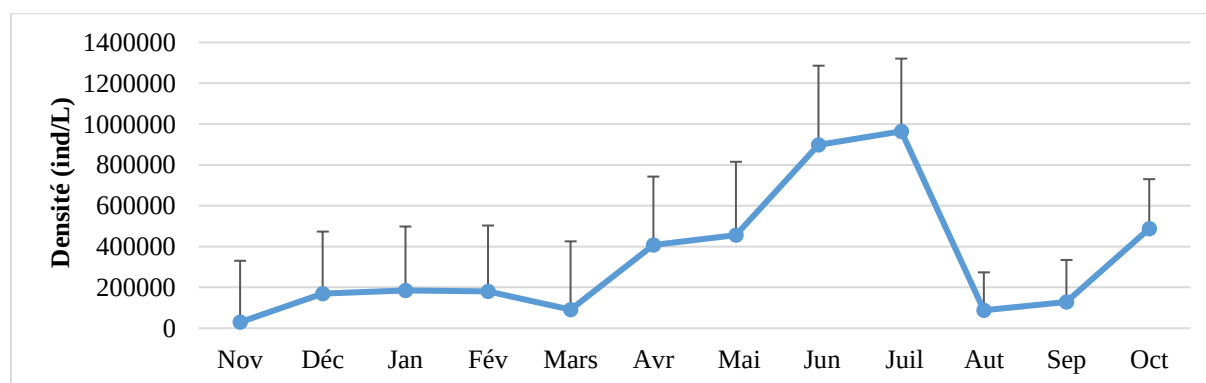


Figure 42 : Variation mensuelle de la densité globale phytoplanctonique d'Oued M'zi.

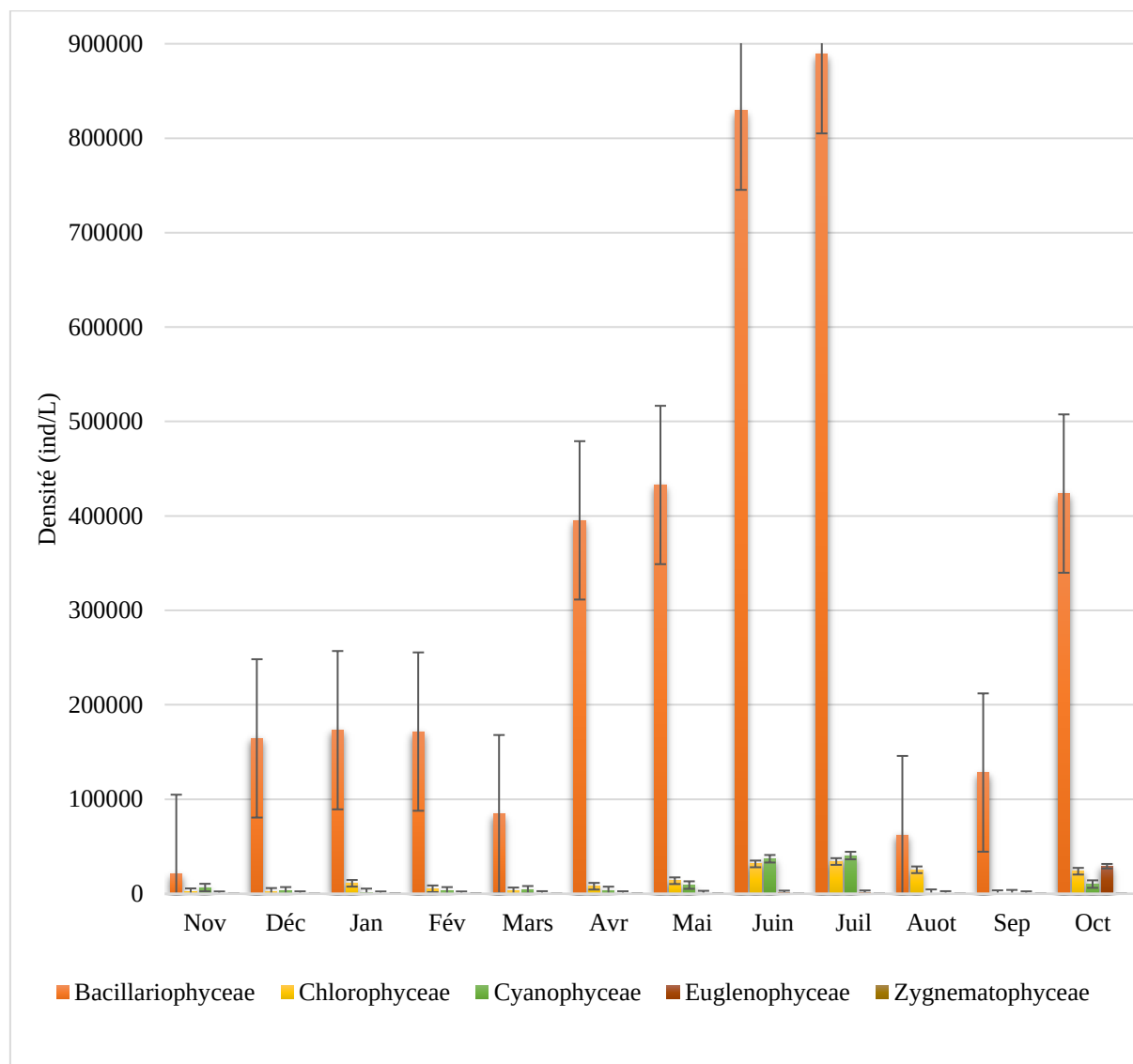


Figure 43 : Variation temporelle de la densité moyenne globale des cinq classes de phytoplancton recensées dans l'Oued M'zi.

3.1.6. Répartition spatio-temporelle par classe de phytoplancton

3.1.6.1. Répartition spatiale et saisonnière des Bacillariophyceae

L'étude de la répartition saisonnière des Bacillariophycées montre que les plus forts taux sont enregistrés dans la période estivale au niveau toutes les stations d'étude. Les valeurs moyennes oscillent entre 80699.256 (St. 4) et 202090.086 (St. 1) (Fig. 44), cette distribution est hautement significative et n'est pas homogène entre les saisons ($F=8.2$, $p=0.003$). Nous notons, par ailleurs, que les taux les plus faibles sont relevés dans la saison froide et elle ne dépasse pas 89551.23 ind/L représentée par les saisons d'automne et hiver. La différence entre la saison estivale et les saisons automnal et hivernal est hautement significative représenté par ($p=0.005$ et $p=0.004$) pour l'automne et l'hiver.

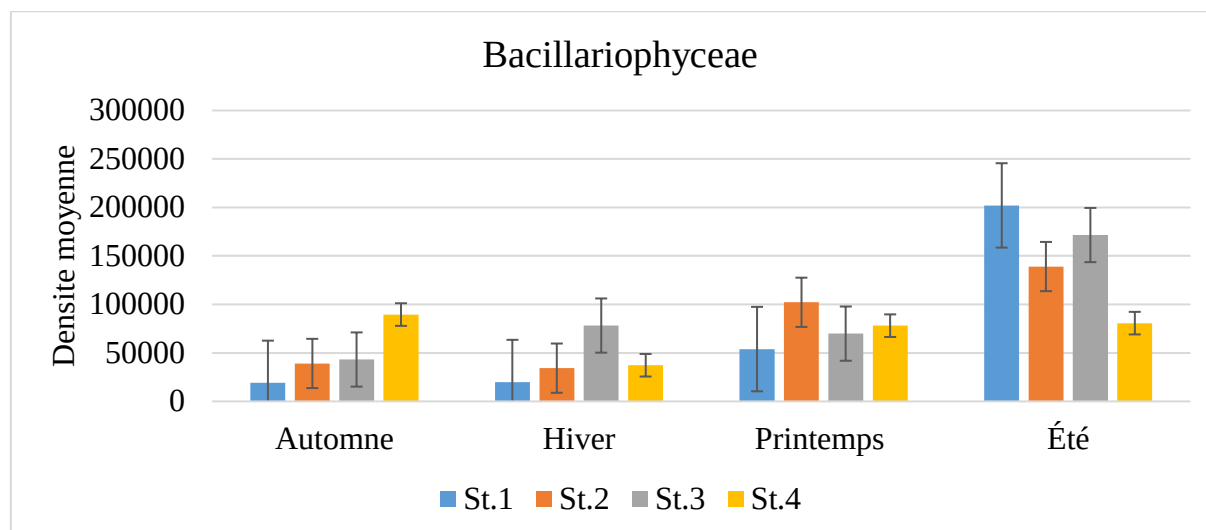


Figure 44 : Distribution saisonnière des Bacillariophyceae dans les quatre stations prospectées (octobre 2018- novembre 2019).

La figure 45 montre une distribution spatiale en moyenne annuelle entre les stations de prélèvement des Bacillariophyceae dans l'Oued M'zi. La plus haute concentration est enregistrée au niveau la St. 3 avec un pourcentage de 29% ce qui représenté d'une valeur moyenne de 90709.6564 par an suivie par la St. 2 avec un pourcentage de 25% (78675.341) et les St. 1 et St. 4 ont des pourcentages égaux de 23%. Cette différence entre les moyennes d'échantillonnage est très significative selon le test de Kruskal-Wallis $p=0.02$.

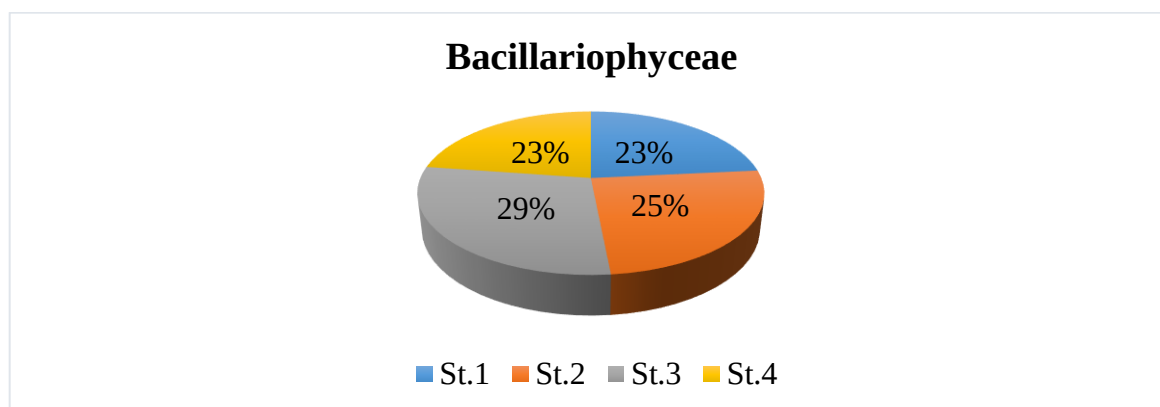


Figure 45 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvement des Bacillariophyceae dans l'Oued M'zi.

3.1.6.2. Répartition spatiale et saisonnière des Chlorophyceae

La distribution saisonnière des Chlorophyceae montre une variation entre les saisons d'étude dont les valeurs les plus élevées ont été enregistrées pendant la saison chaude (l'été spécifiquement), (Fig. 46) avec des valeurs allant de 4176.828 (St. 1) à 13030.686 (St. 3) alors que pendant la période froide les valeurs été plus faible que la période chaude et ne dépassent

Chapitre 03 : Ecologie et diversité des communautés phyto-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

pas 5643.314, cette variation est hautement significative ($F=6$, $p=0.009$). Les chlorophycées montrent aussi des différences significatives entre la période chaude et froide et par comparaison des valeurs de Tukey on a trouvé que les valeurs sont significative représenté par ($p=0.01$ entre l'été et l'hiver et $p=0.02$ entre l'été et l'automne et le printemps).

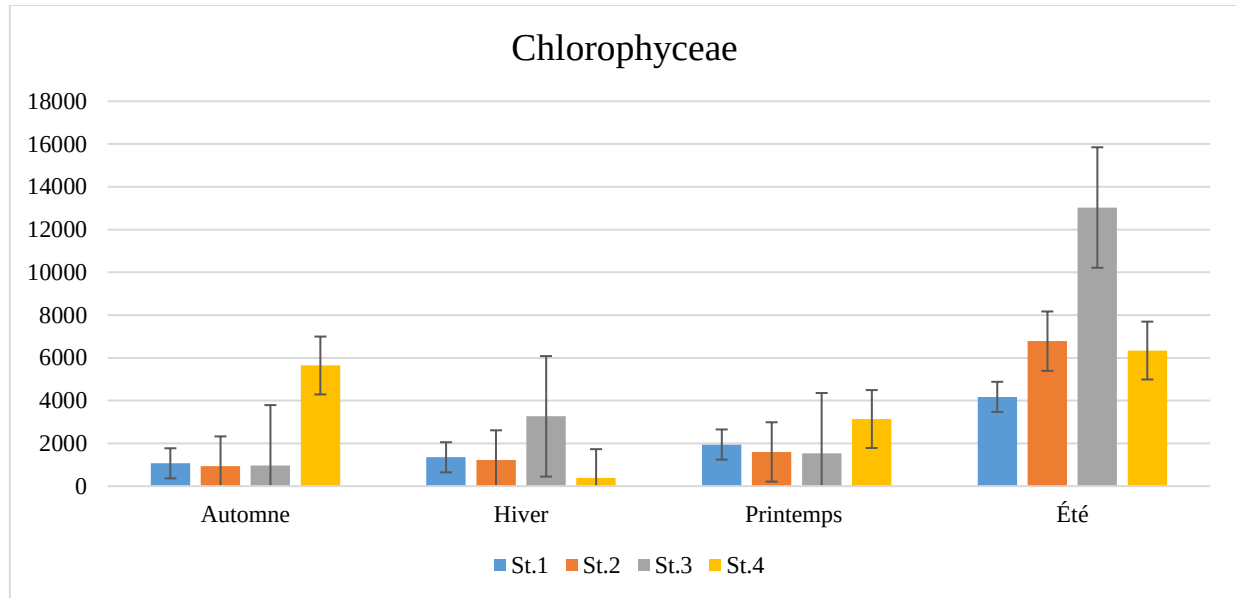


Figure 46 : Distribution saisonnière et spatiale des Chlorophyceae d'oued M'zi.

La distribution spatiale des chlorophycées montre de très grandes variations (Fig. 47) dont les concentrations les plus élevées ont été observées au niveau des St. 3 et St. 4 avec des pourcentages de 35% (4701.993) et 29% (3875.36267) respectivement. D'ailleurs la St. 2 prend une concentration de 20% (2636.10783) et la St. 1 représente la plus faible concentration avec un pourcentage de 16% (2135.35617). Ce résultat d'après le test de Kruskal-Wallis confirme la différence significative entre les sites d'échantillonnages ($p=0.032$).

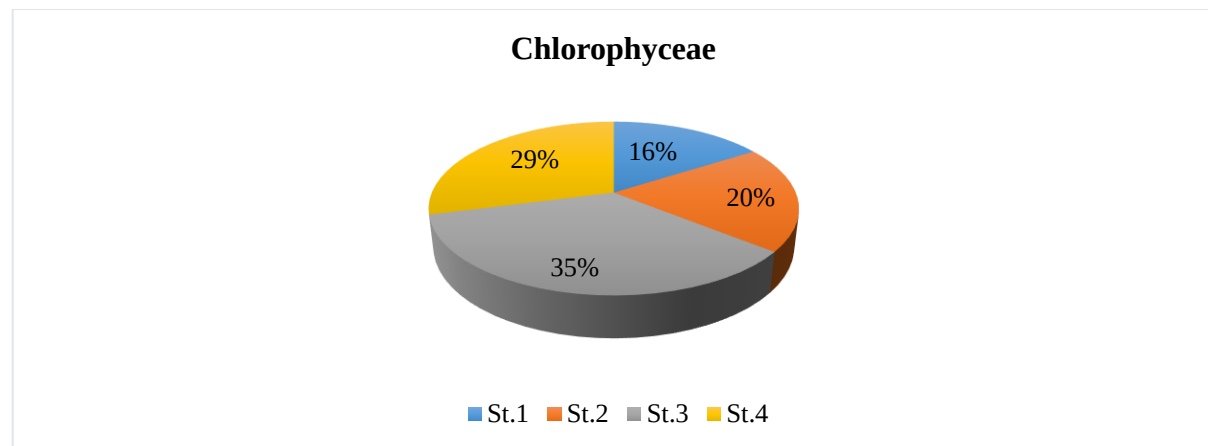


Figure 47 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvements des chlorophycées d'Oued M'zi.

3.1.6.3. Répartition spatiale et saisonnière des Cyanophyceae

Au cours de la période d'étude, la répartition des cyanophycées était inégale entre les différentes saisons (Fig. 48). Nous avons constaté qu'en été, les valeurs les plus élevées étaient observées à tous les points d'échantillonnage, allant de 3423.228 (St. 2) à 11649.714 (St. 3). Cette répartition des cyanophycées est semblable à celle des bacillariophycées et chlorophycées ou nous avons observé les mêmes distributions avec des valeurs élevées pendant la période chaude. Notons aussi que les valeurs les moins faibles sont durant la saison hivernale avec une moyenne de 154.43 (St. 1) à 1537.344 (St. 4). Les saisons printanière et automnale aussi présentent des valeurs faibles qui n'ont pas dépassé 3704.885 pour tous les sites d'étude. Cette répartition entre les saisons d'étude est hautement significative ($F=6.63$, $p=0.0068$) confirmée par les comparaisons entre la saison estivale et hivernale ($p=0.0088$) et entre la saison estivale, printanière et automnale avec $p=0.02$ selon le test de Tukey.

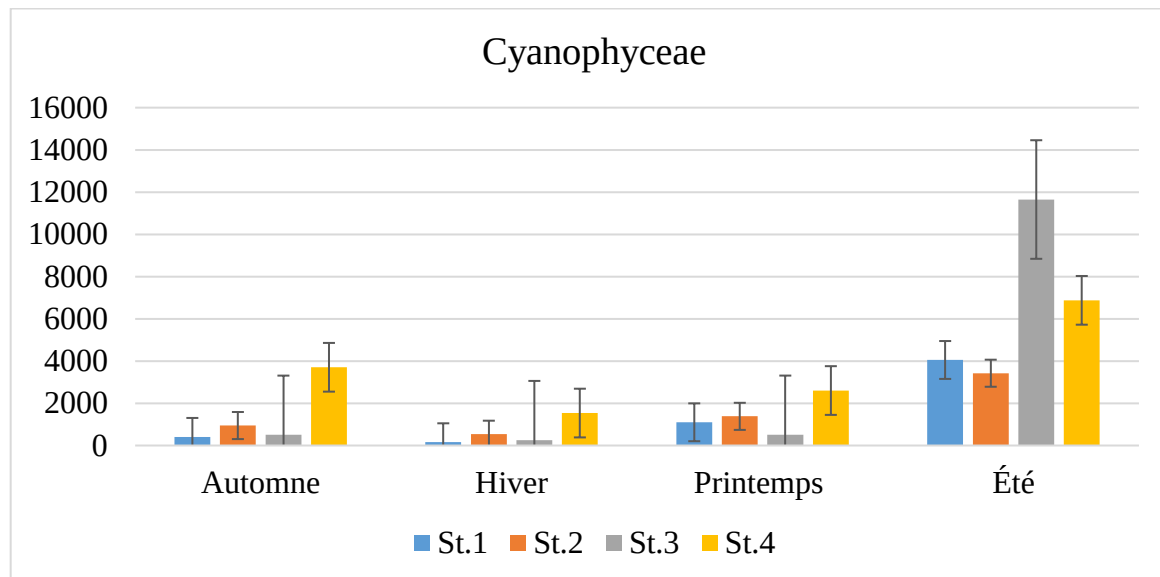


Figure 48 : Distribution saisonnière et spatiale des Cyanophyceae d'Oued M'zi.

La figure 49 montre la répartition spatiale des Cyanophyceae entre les sites d'échantillonnage en moyenne annuelle dont les valeurs les plus élevées sont au niveau des St. 3 et St. 4 avec des pourcentages 33% et 37% alors que les St. 1 et St. 2 présentent des pourcentages de 14% et 16 % respectivement. Ce résultat d'après le test de Kruskal-Wallis confirme la différence significative entre les sites d'échantillonnages ($p=0.031$)

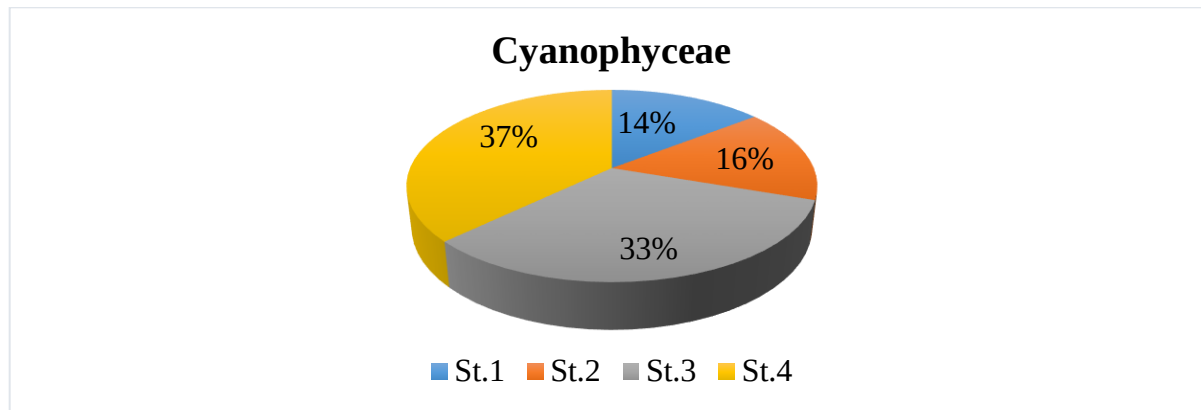


Figure 49 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvements des cyanophycées d'Oued M'zi.

3.1.6.4. Répartition spatiale et saisonnière des Euglenophyceae

La répartition des euglenophycées durant les saisons d'étude (Fig. 50) était largement différente à celle des autres classes de phytoplancton ou nous avons remarqué l'abondance des euglenophycées pendant la saison automnale avec une moyenne qui se range entre 125.286 (St. 4) à 3705 (St. 1). La saison estival et printanière présentent des moyennes très faibles par rapport aux autres classes de phytoplancton et elle n'a pas dépassé les 439.914 au niveau de toutes les stations pendant l'été. L'abondance des euglenophycées pendant l'hiver est presque nulle, elle n'a pas dépassé 31.086 au niveau de toutes les stations. Cette répartition était hautement significative ($F=8.36$, $p=0.0025$) entre les saisons d'étude de sorte que la comparaison entre la saison automnale, hivernale, printanière et estivale est très significative ($p=0.004$, $p=0.0063$, $p=0.0083$) respectivement selon le test de Tukey.

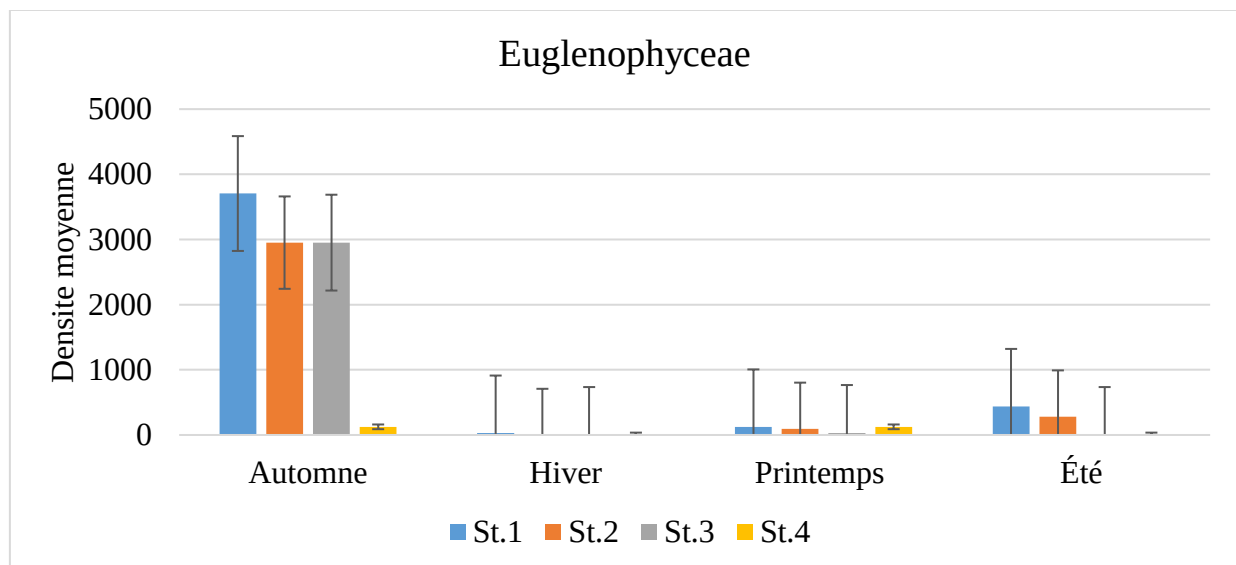


Figure 50 : Distribution saisonnière et spatiale des Euglenophyceae d'Oued M'zi.

En basant sur la figure de répartition spatiale (Fig. 51), nous constatons aussi une différence significative confirmée par le test de Kruskal-Wallis ($p=0.02$), cette répartition se varie entre les sites comme suit ; la station 1 prend un pourcentage de 40% suivie par les St. 2 (31%) et la St. 3 (27%) et en dernière position la St. 4 avec le plus faible pourcentage de 2%.

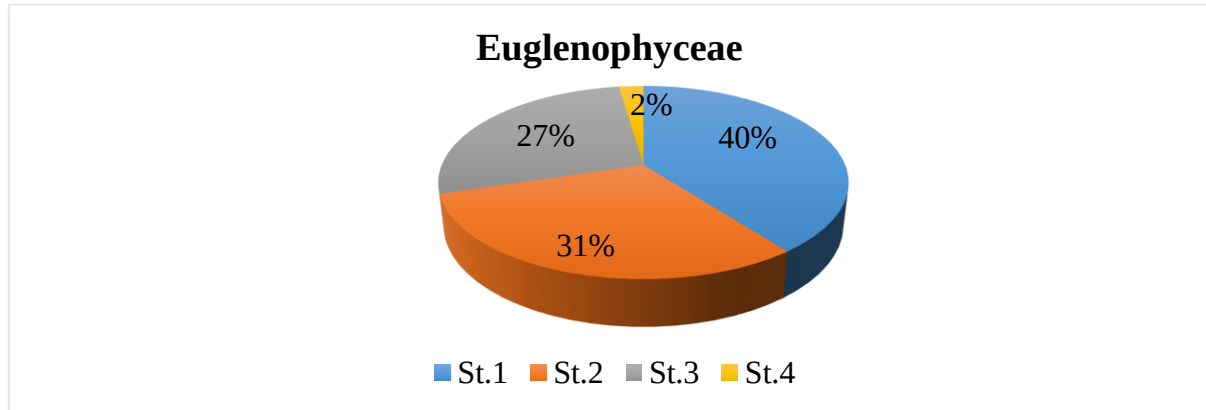


Figure 51 : Distribution spatiale de la densité moyenne annuelle des Euglenophyceae d'Oued M'zi.

3.1.6.5. Répartition spatiale et saisonnière des Zygnematophyceae

La répartition des Zygnematophyceae durant les saisons d'étude (Fig. 52) était largement différente à celle des autres classes de phytoplancton où nous avons remarqué la faible concentration des Zygnematophyceae pendant toutes les saisons et au niveau toutes les stations et elle était dominée juste par une seule espèce qui est *Closterium* sp ou elle a apparié durant l'hiver et le printemps au niveau des St. 1, 2 et 4 avec des densités moyennes qui n'ont pas dépassé les 80 ind/L.

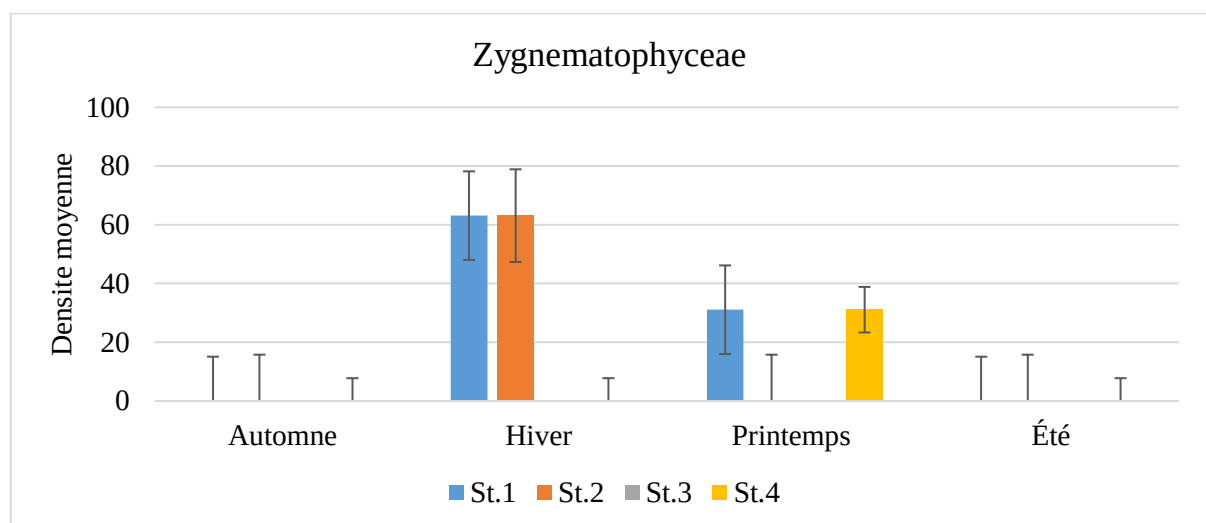


Figure 52 : Distribution saisonnière et spatiale des Zygnematophyceae d'Oued M'zi.

D'après la figure de répartition spatiale (Fig. 53), nous constatons aussi une différence non significative entre les sites, cette répartition se varie entre les sites comme suit ; la station 1 avec un pourcentage de 50% suivie par les St. 2 (33%) et la St. 4 (17%) et en dernière position la station 3 avec l'absence total de cette classe.

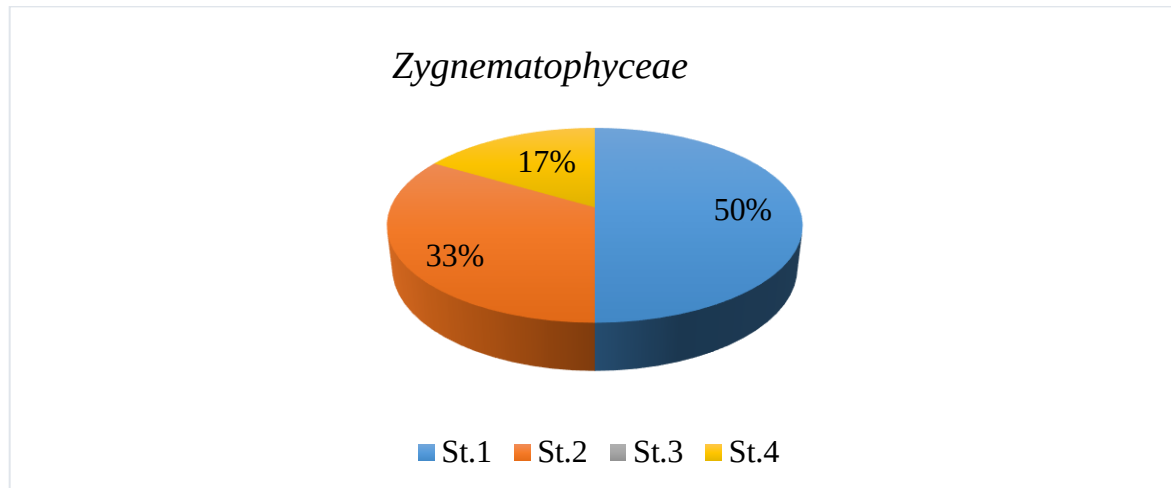


Figure 53 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvement des Zygnematophyceae d'Oued M'zi.

3.2. Etude de la biomasse

3.2.1. Teneurs en chlorophylle-*a* et phéopigments moyenne en fonction de la densité moyenne phytoplanctoniques

Les résultats du dosage de la chlorophylle-*a* et de phéopigments (Fig. 54), montrent que les concentrations en ces pigments varient d'un mois à l'autre et d'un site à autre, cette variation est en fonction de la densité algale. D'après la figure nous remarquons que les teneurs en Chl-*a* sont comprises entre 0.46 et 9.07 mg/m³ et les teneurs en phéopigment entre 1.58 et 8.88 mg/m³ alors que les densités algales se varient de 7393.59325 à 241127.961 ind/L. En effet nous notons que la concentration la plus élevée en Chl-*a* est enregistré pendant le mois de juillet avec une concentration de 9.07 mg/m³ ce qui coïncide avec la forte densité algale durant ce mois qui est d'une valeur de 241127.961 ind/L et la concentration en phéopigments qui est d'une valeur de 8.1mg/m³. D'autre part la variation de chlorophylle-*a* et les concentrations en phéopigments durant les autres mois de l'année variant d'un mois à un autre et elle restait en relation proportionnel avec la densité algale, sauf pour les mois de mars, avril et juin ou nous avons détecté une relation inversement proportionnelle entre la densité algale et les concentrations en chlorophylle-*a* et en phéopigments représenté par des densités élevées avec des faibles teneurs en chlorophylle-*a* et en phéopigments.

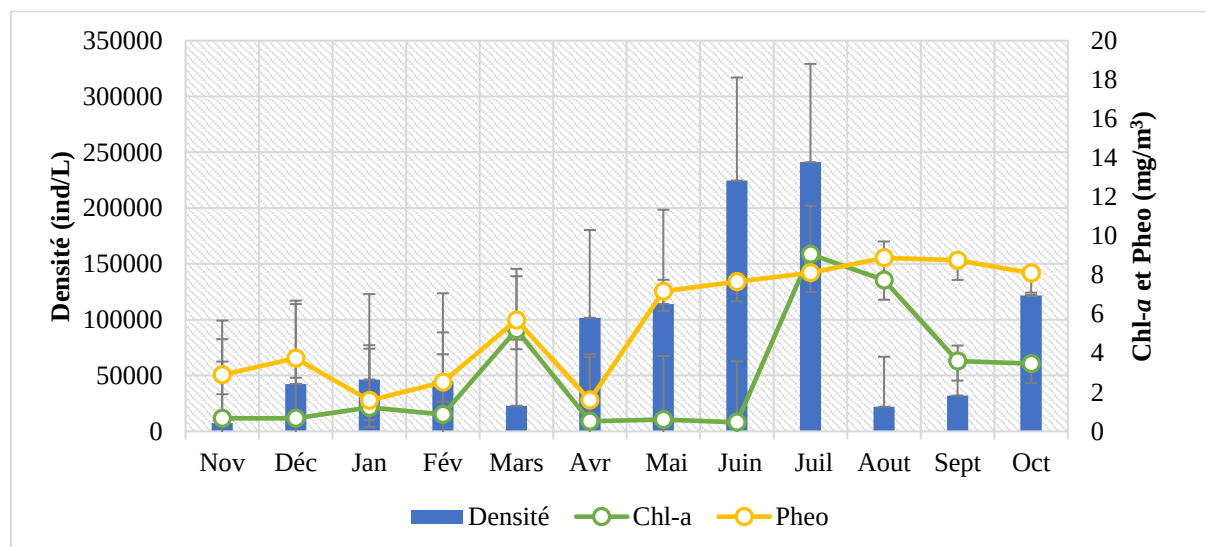


Figure 54 : Variations mensuelles moyennes de la teneur en chlorophylle-*a* et les phéopigments en fonction de la densité moyenne du phytoplancton d'Oued M'zi.

Dans l'embouchure de l'oued d'Oued M'zi (St. 1), des teneurs en chlorophylle-*a* importantes sont relevées pendant les mois de mars, juillet et aout avec des valeurs de 17.62, 15.21 et 16.28 mg/m³ respectivement. De même pour les phéopigments les valeurs étaient 16.87, 14.71 et 16.1 mg/m³, respectivement. Alors que les densités algales étaient importantes durant juin et juillet (Fig. 55).

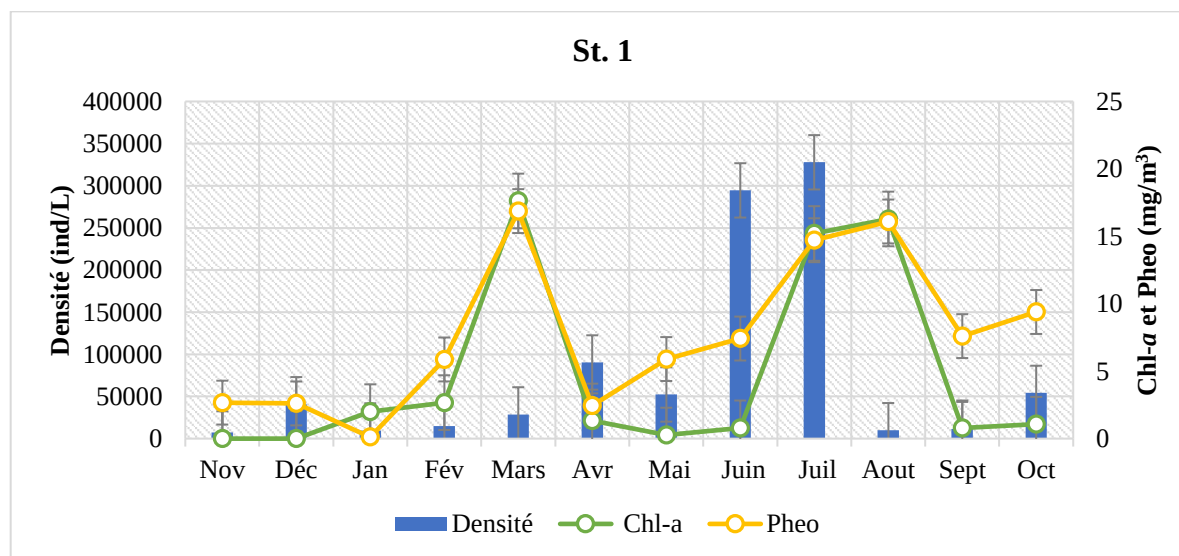


Figure 55 : Variation de la chlorophylle-*a* en fonction de la densité globale du phytoplancton dans la station 01 (octobre 2018 et novembre 2019).

Dans la St. 2, les résultats du dosage de la chlorophylle-*a* font apparaître des valeurs inférieures à 2.13 mg/m³ durant tous les mois de l'année sauf pour les mois de juillet et aout la concentration de Chl-*a* atteint un niveau maximal avec une valeur de 12.01 mg/m³. En revanche, la densité des micro-algues sont de valeurs élevées durant les mois d'avril jusqu'à

juillet entre 99565.632 et 224774.388 ind/L. de plus nous remarquons que les valeurs de phéopigments sont plus élevées a celles des chlorophylle-*a* (Fig. 56).

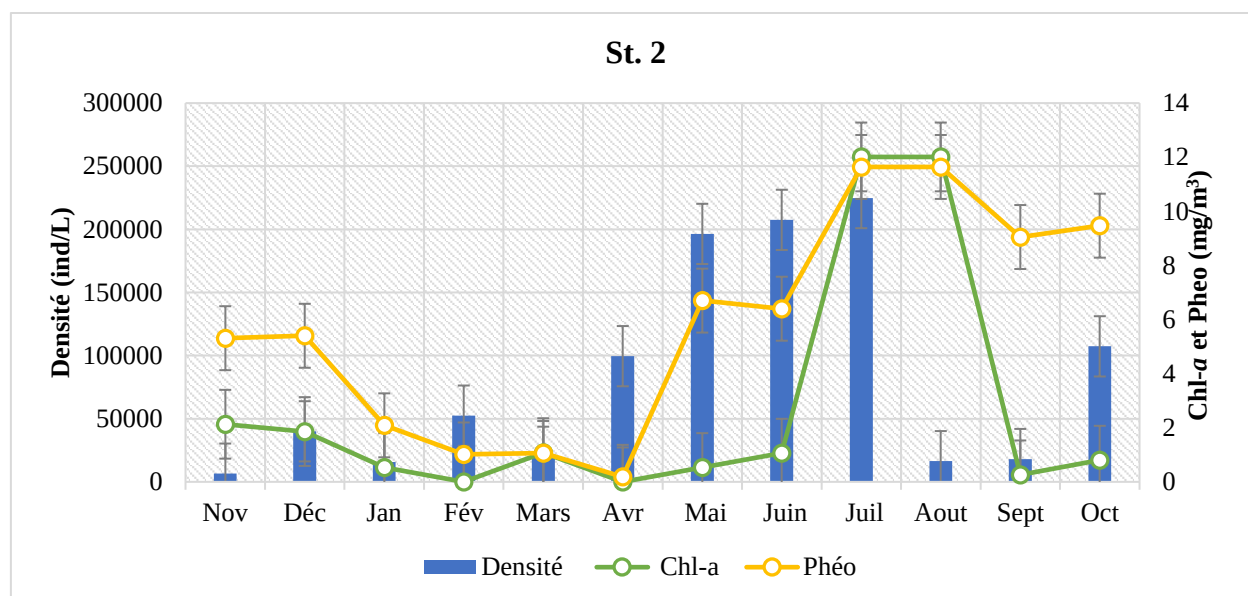


Figure 56 : Variation de la chlorophylle-*a* en fonction de la densité globale du phytoplancton dans la station.2 (octobre 2018 et novembre 2019).

Dans le centre d'Oued M'zi (St. 3), les teneurs en chlorophylle-*a* étaient faibles de novembre jusqu'à juin allant de 0 à 1.33 mg/m³. Les mois de septembre et octobre représentent deux pics maximums qui arrivent jusqu'à 12.81mg/m³, d'un autre côté les densités des micro-algues étaient aussi faible durant tous les mois d'études à part le mois de juin et juillet ou la concentration en micro-algues arrive à son maximum (Fig. 57).

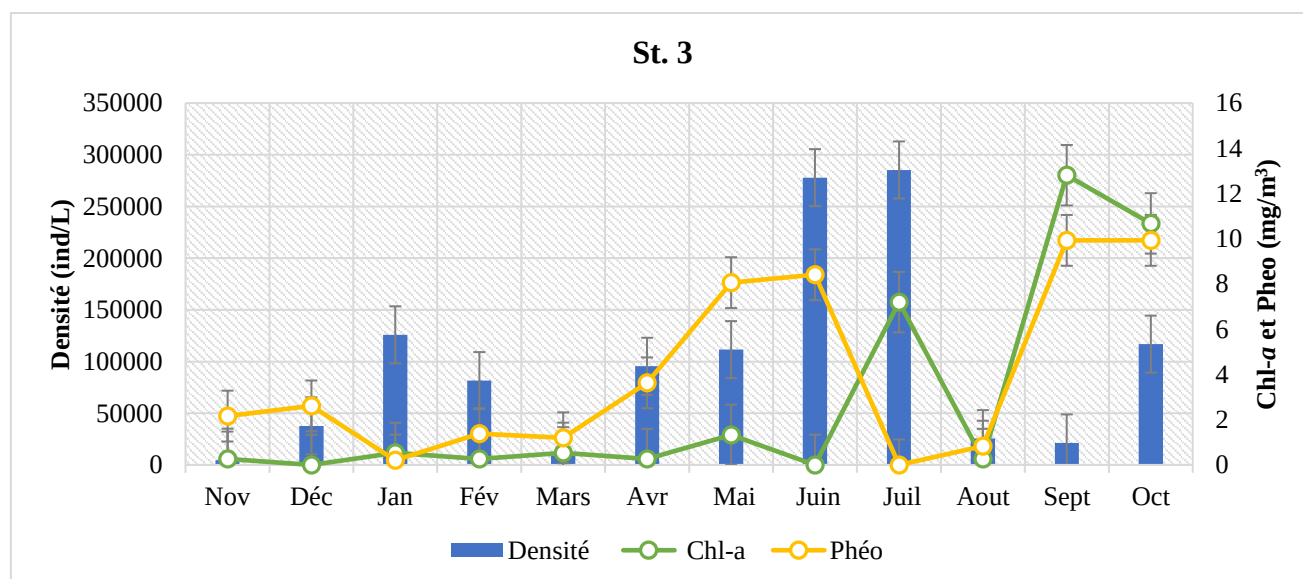


Figure 57 : Variation de la chlorophylle-*a* et les phéopigments en fonction de la densité globale du phytoplancton dans la station. 3 (Octobre 2018 et Novembre 2019).

Dans la St.4 (Fig. 58), les teneurs en chlorophylle-*a* ne dépassent pas 1.86 mg/m³. Tandis que les densités des micro-algues étaient entre 11021.4 à 208343.4 ind/L. De plus les concentrations en phéopigments restent toujours supérieures à celles des chlorophylle-*a*.

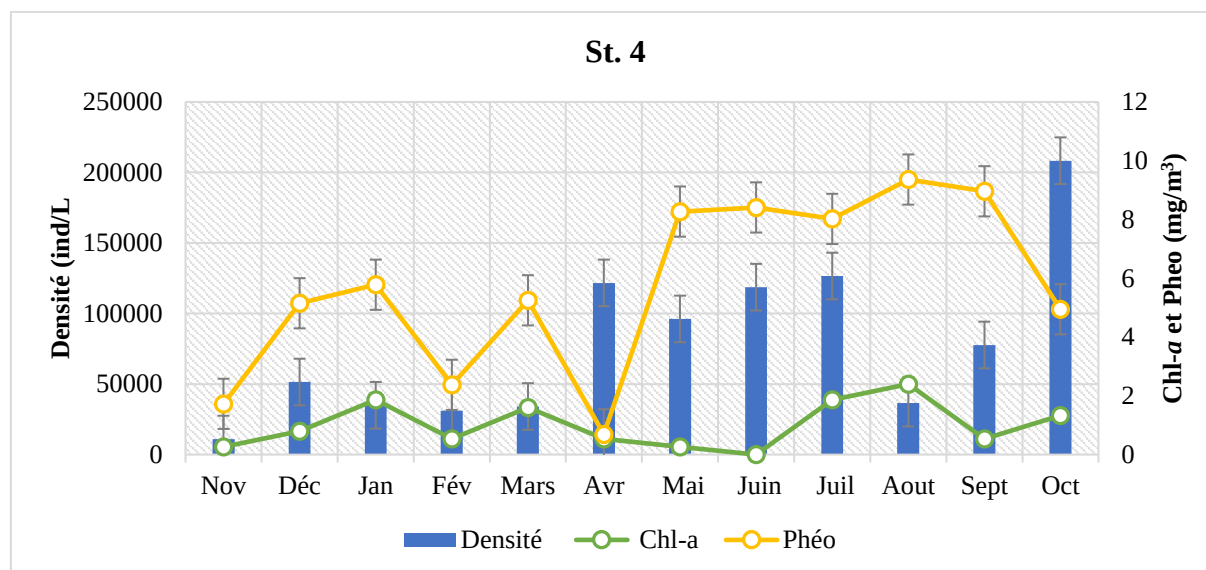


Figure 58 : Variation de la chlorophylle-*a* et les phéopigments en fonction de la densité globale du phytoplancton dans la station.4 (octobre 2018 et novembre 2019).

3.3. Indices de diversité

L'indice de diversité de Shannon-Weiner pour les sources d'eau douce saines est défini comme un indice de diversité supérieur à 4 ou 3-4 est proposé comme eau légèrement polluée tandis que moins de 2 est proposé comme eau fortement polluée. L'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') a été utilisé pour mesurer la diversité du phytoplancton au cours de l'analyse, il a varié de 3.37 à 3.95, avec une moyenne de 3.62. L'indice de la valeur de régularité des espèces avait un modèle de distribution similaire à celui de la diversité de Shannon-Weiner, il était compris entre 0.62 et 0.72 avec une moyenne de 0.66. Le résultat des indices de diversité est présenté dans le tableau 17. La plus grande diversité de Shannon-Weiner a été enregistrée à St. 3 avec 44 espèces : 29 appartiennent aux bacillariophycées, 08 aux chlorophycées, 05 aux cyanophycées et seulement deux espèces appartiennent aux eugénophycées. En revanche, la plus faible diversité Shannon-Weiner a été enregistrée à St. 4 avec 41 espèces : 26 appartiennent aux bacillariophycées, 08 aux chlorophycées, 05 aux cyanophycées une seule espèce appartient aux eugénophycées et une aux zygnematophycées. En outre, la diversité de régularité de Peilou a montré le même résultat par rapport à l'indice de diversité de Shannon-Weiner, où la valeur la plus élevée a également été enregistrée à St. 3 avec (0.72) et la plus faible à St. 4 avec (0.62). La plus faible diversité de richesse de Margalaf était de 2.005 à St. 4 et la plus élevée de 2.19 à la St. 2.

Tableau 17 : Indice phytoplanctonique de Shannon-Weiner (H'), indice de régularité (J') et indice de Margalef (D) pour chaque station d'échantillonnage.

	Indice de Shannon-Weiner (H')	Indice de régularité (J')	Indice de Margalef (D)
St. 1	3.53895856	0.64147568	2.17
St. 2	3.60800669	0.65399142	2.19
St. 3	3.95627979	0.7213785	2.12
St. 4	3.37783658	0.62639405	2.005
Moyenne	3.620270405	0.66080991	2.12125

3.4. Relation entre la communauté phytoplanctonique et les facteurs environnementaux

Le diagramme d'ordination de l'ACC pour les taxons de phytoplancton et les variables environnementales de l'eau est présenté dans la Fig. 59. Nous avons remarqué que les pourcentages de variance et les valeurs Eigen value de chaque site dans l'axe 1 étaient plus élevés que ceux trouvés dans l'axe 2. L'ACC a été tracée entre 23 paramètres physicochimiques et 12 espèces dominantes, basées sur le calcul de la valeur de dominance ($Y > 0.02$), dans les quatre sites pendant l'étude ont été choisis pour l'analyse. Les valeurs propres étaient égales à 0.10884 pour l'axe 1 et 0.01385 pour l'axe 2 dans les quatre stations d'échantillonnage. Ce résultat a montré un pourcentage de corrélation entre les paramètres physicochimiques et les taxons phytoplanctoniques égal à 87.85% pour l'axe 1 et 11.18% pour l'axe 2. Parmi les variables comprises dans l'ACC, NH_4^+ , Chl-*a*, T°C, Trb, TH, Cl⁻, Ca^{2+} , pH et Fe, ont affecté de manière significative la communauté phytoplanctonique, forte corrélation entre les variables environnementales et les espèces phytoplanctoniques, le premier axe est positivement corrélé avec la turbidité, le magnésium et *Nitzschia dissipata*. Par contre, il est négativement corrélé avec T, CE, TDS, S, *Nitzschia sp*, *Spirogyra sp*, *Cymbella sp* et *Melosira sp*. Le deuxième axe est positivement corrélé avec la T°C, Chl-*a*, les pheo, *Amphiprora alata*, *Caloneis sp*, *Hantzschia sp*, *Navicula sp* et *Synedra sp*. En revanche, cet axe présente une liaison négativement corrélée avec le pH, *Synedra ulna* et *Spirogyra sp*. L'analyse de l'ACC et de la corrélation de Pearson (Fig. 60) a révélé une forte corrélation positive entre *Amphiprora alata*, *Caloneis sp*, *Hantzschia sp*, *Navicula sp* d'une part et NH_4^+ d'autre part où les valeurs de (r) sont respectivement ($r = 0.96$, $r = 0.99$, $r = 0.99$, $r = 0.98$). Chl-*a* a également montré une forte corrélation positive avec ces espèces ($r = 0.98$, $r = 0.96$, $r = 0.99$, $r = 0.98$) mais il a montré une corrélation négative avec *Synedra sp* ($r = -0.96$). En outre, *Amphiprora alata*, *Caloneis sp*, *Hantzschia sp* et *Navicula sp* étaient plus proches les uns des autres sur l'axe d'ordination CCA. *Synedra ulna* était positivement corrélé avec pH ($r = 0.96$) et négativement avec *Amphiprora*

Chapitre 03 : Ecologie et diversité des communautés phyto-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

alata, *Caloneis sp* et *Synedra sp* ($r = -0.97$, $r = -0.99$, $r = -0.99$). *Nitzschia dissipata* était négativement corrélé avec TH et Ca^{2+} ($r = -0.96$, $r = -0.98$) et positivement avec la turbidité ($r = 0.95$). *Nitzschia sp* était positivement corrélé avec la température ($r = 0.98$) et ils étaient positivement corrélés avec l'axe 02. *Melosira sp.*, *Synedra ulna* et *Spirogyra sp* ont été négativement corrélés avec Cl^- ($r = -0.99$, $r = -0.96$, $r = -0.98$) et positivement avec le pH en plus ils étaient plus proches les uns des autres sur l'axe d'ordination CCA et ils sont négativement corrélés avec l'axe 02. Dans l'autre côté il y avait aussi une corrélation négative et positive entre les espèces les uns aux autres comme montré qu'il y a une corrélation positive entre *Amphiprora alata*, *Caloneis sp.* *Synedra sp* ($r = 0.99$, $r = 0.97$, $r = 0.96$, $r = 0.96$). Une autre corrélation entre *Spirogyra sp*, *Melosira sp* et *Synedra ulna* ($r = 0.98$, $r = 0.99$). En revanche, une forte corrélation négative a été montrée entre *Synedra ulna*, *Amphiprora* et *Caloneis sp* ($r = -0.98$, $r = -0.98$) ainsi qu'entre *Spirogyra sp*, *Amphiprora sp* et *Caloneis sp* ($r = -0.96$, $r = -0.95$). En vue de comprendre et de confirmer la relation entre les classes de phytoplancton et les variables environnementales la CCA a été réalisée entre les 05 classes de phytoplancton. L'analyse des corrélations entre les taxons phytoplanctoniques et les variables environnementales montre clairement l'évolution inversement proportionnelle entre les zygnematoxycées d'une part les chlorophycées et les cyanophycées ($r = -0.98$, $r = -0.84$). D'autre part, les zygnematoxycées aussi sont négativement corrélées avec le pH ($r = -0.86$), mais positivement corrélées avec Fe et Phéo ($r = 0.96$, $r = 0.97$), Bacillariophyceae a été positivement corrélé avec NO_3^- et NO_2^- ($r = 0.97$, $r = 0.84$) et négativement corrélé avec TH, HCO_3^- et Ca^{2+} ($r = -0.84$, $r = -0.9$, $r = -0.81$). Euglenophyceae a été positivement corrélé avec NH_4^+ , Cl^- , turbidité et Chl-*a* ($r = 0.87$, $r = 0.96$, $r = 0.85$, $r = 0.84$, $r = 0.93$) et négativement avec K^+ et le pH ($r = -0.96$, $r = -0.86$). Fer, Cl^- et les Phéo étaient négativement corrélées avec les cyanophycées ($r = -0.96$, $r = -0.94$, $r = -0.84$) tandis que le pH lui montre une corrélation positive ($r = 0.9$). En fin la classe des chlorophycées montre une corrélation hautement négative avec les Phéo ($r = -0.94$).

Chapitre 03 : Ecologie et diversité des communautés phyto-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

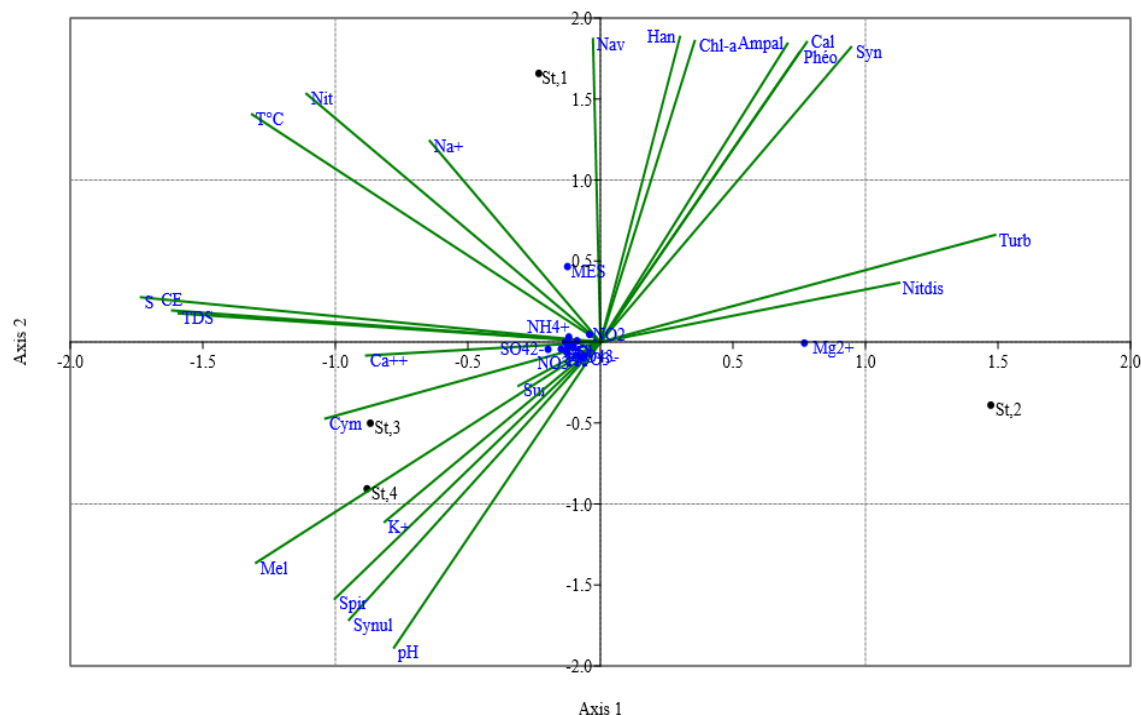


Figure 59 : Diagramme d'ordination triplot de l'analyse canonique des correspondances (ACC) pour les principales espèces de phytoplancton et les variables environnementales de l'eau pour chaque station d'échantillonnage.

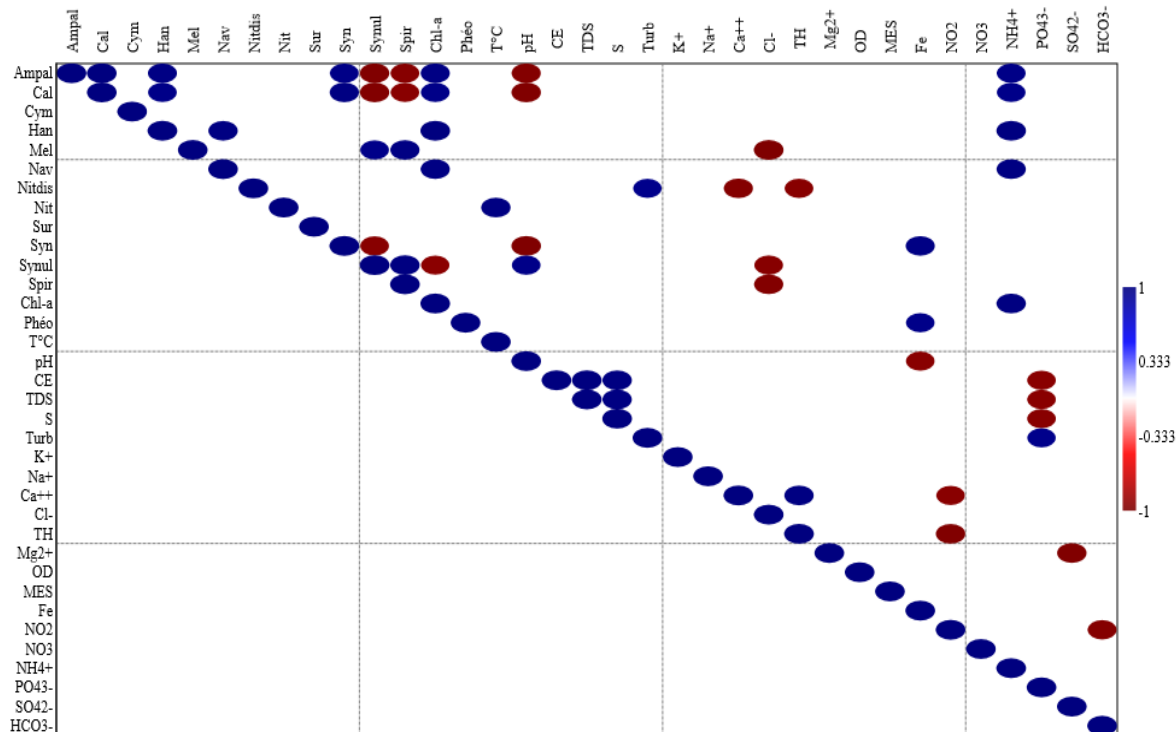


Figure 60 : Corrélation de Pearson (r) entre les espèces de phytoplancton et les variables environnementales dans différentes stations d'Oued M'zi.

3.5. Discussion

3.5.1. Diversité des espèces de phytoplancton

L'évolution de la biocénose phytoplanctonique peut s'expliquer par les changements hydrologiques intervenus et l'influence des apports anthropiques environnants. De manière générale, les densités phytoplanctoniques au large de l'Oued M'zi sont relativement élevées ; mais plus élevées en milieu (St. 2 et St. 3) par apport en aval et en amont. Selon le gradient longitudinal amont-aval, le phytoplancton se répartit différemment à chaque station. En effet, la communauté se change avec une addition d'espèces et peu de disparitions. Dans ce système d'eau permanent, à écoulement plus ou moins moyen, les algues phytoplanctoniques sont très abondantes. Les communautés phytoplanctoniques y trouvent en effet des conditions très favorables à leur développement en termes d'état de stagnation et d'une profondeur inférieure à 1 m, ce qui offre un aspect transparent. Par ailleurs, les masses d'eau de surface se caractérisent par leur sursaturation en oxygène dissous, alors que les eaux sous-jacentes ont de faibles niveaux d'oxygène à 2 m de profondeur, cette variation de la concentration en oxygène dissous dans un milieu riche en matière organique est caractéristique des milieux fortement eutrophes (Moss, 1998). La composition et la dominance des espèces de phytoplancton dans une masse d'eau particulière sont contrôlées par certains facteurs écologiques, tels que la charge en nutriments et le statut de pollution. Quarante-neuf espèces de phytoplancton ont été signalées dans l'Oued M'zi. Les bacillariophycées sont le groupe dominant du phytoplancton et représentent plus de 93.65% de la population totale de phytoplancton. La prévalence des Bacillariophyceae dans les eaux douces est une indication de leur statut oligotrophe et sont signalés comme des espèces tolérantes à la pollution. Elles peuvent être utilisées comme bio-indicateurs adéquats pour l'évaluation de la qualité de l'eau car elles ont un temps de génération rapide et une tolérance écologique spécifique. Les Chlorophyceae constituent le deuxième plus grand groupe d'algues vertes d'eau douce. Dans notre étude, ces groupes ont contribué à 2.83% du total des espèces de phytoplancton enregistrées avec 10 espèces documentées (*Chlamydomonas* sp., *Coelastrum* sp., *Cosmarium* sp., *Oocystis* sp., *Pediastrum boryanum*, *Scenedesmus carinatus*, *Scenedesmus dimorphus*, *Selanastrum* sp., *Spirogyra* sp., *Zygnema* sp.). En outre, on a observé que la densité des Chlorophyceae était élevée pendant la saison printanière, suivie de la saison estivale, ce qui peut être dû à un niveau élevé d'oxygène dissous, à un statut élevé de nutriments et à un débit d'eau lent pendant cette période. Le troisième groupe est les Cyanophyceae, l'un des principaux groupes de phytoplancton qui est principalement limité aux zones d'eau douce. L'incidence de cette communauté pourrait être attribuable à

plusieurs facteurs dont les températures élevées, la variation du pH et les conditions alcalines, le déversement en nutriments dans l'eau douce ; la présence de sédiments en suspension, qui provoquent la turbidité et favorisent leur croissance. De même, un total de 05 espèces de Cyanophyceae ont été signalées dans nos quatre sites sélectionnés (*Anabaena* sp., *Gloeocapsa* sp., *Merismopedia convoluta*, *Oscillatoria limosa* et *Spirulina* sp.). La quatrième classe détectée dans notre étude est l'Euglenophyceae, qui est essentiellement un groupe de flagellés unicellulaires. L'abondance des membres d'Euglenophyceae dans le plan d'eau peut être attribuée à l'apport de nutriments par l'afflux d'eaux usées domestiques provenant de St. 4, ce qui est une indication de pollution organique. Deux espèces d'Euglenophyceae ont été signalées sur les sites, notamment *Euglena* sp et *Phacus* sp. La dernière classe signalée était celle des Zygnematophyceae avec un pourcentage très faible, cette classe est caractérisé par une seule espèce qui est *Closterium* sp où elle a apparié durant l'hiver et le printemps au niveau les St.1, 2 et 4 avec des densités moyennes qui n'ont pas dépassé les 80 ind/L. Les faibles valeurs d'abondance des Zygnematophyceae dans la présente étude indiquent la sévérité des conditions de vie dans ces biotopes situés dans la région aride du nord, en particulier les températures et la conductivité élevée. La dominance des Bacillariophyceae dans un tel système s'explique par leur court temps de génération, par leur caractère cosmopolite et il est connu que la composition des assemblages de Bacillariophyceae est affectée par des paramètres chimiques tels que l'acidification, la concentration en nutriments et la charge organique (Lekshmi et al., 2018 ; Pestryakova et al., 2018). Pour cette raison, nous suggérons que l'eau de ce paysage était adéquate pour les Bacillariophyceae et qu'elle était légèrement polluée. La forte densité de population qui en a résulté en été et au printemps était due à la prévalence des Bacillariophyceae et des Chlorophyceae. La forte densité observée pendant l'été pourrait être attribuée à des paramètres hydrographiques plus stables. Cependant, la composition des espèces était relativement plus élevée en été et au printemps qu'en automne et en hiver. L'abondance plus faible en hiver pourrait être due à de fortes précipitations, à une salinité, une température, un pH, des nutriments et une turbidité élevée. Il est utile de noter la présence de 2 genres toxiques (*Anabaena* sp et *Oscillatoria limosa*). Les fluctuations saisonnières de la densité moyenne de phytoplancton montrent que les densités de population les plus élevées sont atteintes en été et en automne, car les conditions de TC°, pH, oxygène dissous et nutriments sont favorables à la croissance des microalgues. L'influence de la température sur la croissance des microalgues a été décrite par de nombreux auteurs ; ces derniers confirment la préférence des microalgues pour des températures comprises entre 15 et 30 °C (Skulberg et al., 1984 ; Carmichael et al.,

1990). De plus, les teneurs en sels nutritifs et en chlorophylle-*a* semblent indiquer une tendance à l'eutrophisation et à l'accumulation de matières particulaires, et les valeurs de chlorophylle-*a* et de turbidité confirment que l'eau d'Oued est à l'abri de phénomènes d'eutrophisation.

La chlorophylle-*a* est mentionnée par de nombreux pays comme critère synthétique pour évaluer le niveau d'eutrophisation dans un écosystème aquatique. Elle représente une des réponses du milieu aux apports de nutriments, réponse qui fait intervenir les caractéristiques physiques de la zone considérée. Cependant, il existe des différences importantes dans les valeurs proposées selon que l'on prend en compte les concentrations maximales ou les concentrations moyennes pendant la période de production. En se référant à la classification de Bricker et *al.* (1999) pour les estuaires américains ; aux concentrations maximales en chlorophylle-*a* suivantes : Eutrophisation faible ($< 5 \text{ mg/m}^3$), Eutrophisation moyenne ($5\text{-}20 \text{ mg/m}^3$), Eutrophisation élevée ($20\text{-}60 \text{ mg/m}^3$), Hyper-eutrophisation ($> 60 \text{ mg/m}^3$). ; Nous pouvons dire que les stations d'Oued M'zi présentent une eutrophisation moyenne selon les stations échantillonnées.

Au niveau européen (OSPAR, 1997) des valeurs seuils basées sur des concentrations maximales sont également proposées pour identifier les zones eutrophes ; L'Allemagne propose donc une valeur de 25 mg/m^3 . Concernant la concentration moyenne pendant la période de production, le Royaume-Uni et l'Allemagne donnent une valeur de 10 mg/m^3 , tandis que la Norvège propose des valeurs de 7 et 20 mg/m^3 pour des situations d'eutrophisation qualifiées respectivement de mauvaises et très mauvaises. Hakanson (1994) et l'Agence Suédoise de Protection de l'Environnement (2000) citent quant à eux la valeur moyenne de 5 mg/m^3 comme caractéristique des zones hyper-eutrophes. Si l'on tient compte des critères adoptés dans les pays nordiques, on peut supposer que l'Oued M'zi est hypereutrophe, puisque pendant la période de production la concentration moyenne mesurée dans cette masse d'eau est voisine de 9.07 mg/m^3 .

Pour l'Adriatique et la mer Noire, Mihnea (1992) propose une moyenne annuelle de 5 mg/m^3 pour les zones eutrophes et de 10 mg/m^3 pour les zones hypereutrophes, et enfin, sans référence à la notion de maximum ou de moyenne, les Pays-Bas citent une valeur de 15 mg/m^3 (pour une eau dont la salinité est comprise entre 27 et 30 g/L).

Dans un système aquatique à débit moyen comme l'eau d'Oued M'zi, la chlorophylle-*a* enregistre les valeurs les plus élevées surtout en période printanière et estivale. Le développement intense du phytoplancton en été s'accompagne de pics de chlorophylle-*a* bien individualisés, favorisés par l'augmentation significative de l'énergie lumineuse. Ou nous avons remarqué une

concentration élevée en phéopigment et en chlorophylle-*a* avec une forte densité des espèces phytoplanctoniques. Par contre, les concentrations en phéopigment nous a montré qu'elles restent toujours supérieures à celle de la chlorophylle-*a* ce qui confirme que les phéopigments sont les principaux produits de dégradation de la chlorophylle-*a* résultant essentiellement de la photo-oxydation et du broutage par le zooplancton. Les niveaux élevés de phéopigments sont dus d'une part à l'activité alimentaire du zooplancton et d'autre part aux fortes intensités lumineuses, qui pourraient avoir un effet inhibiteur sur l'activité photosynthétique, notamment à haute température. En ce qui concerne la distribution temporelle de la chlorophylle-*a*, les phéopigments et la densité phytoplanctonique au niveau toutes les stations d'Oued M'zi selon le test d'ANOVA a un facteur étaient très hautement significatives ($F=9.2$, $p=0.001$). De plus des comparaisons significatives selon Tukey-test a été observé entre la densité phytoplanctonique et la concentration en phéopigment et la chlorophylle-*a* ($p=0.00017$).

Sinon, il n'y a pas toujours une corrélation entre la densité en phytoplancton et la teneur en chlorophylle-*a*, ce qui est en accord avec les résultats de Bouazzara et *al.* 2020a et Betawati et *al.* (2019). La chlorophylle-*a* est un composant important de la photosynthèse. En tant qu'agent biocatalyseur, la concentration de chlorophylle dans les cellules de micro algues n'affecte pas le processus (Ramaraj et *al.*, 2013). En effet, selon Sabour (2002), l'évolution de la chlorophylle ne reflète pas toujours celle de la biomasse phytoplanctonique totale. Dans la retenue de l'Oued Mellah, Sabour (2002) a montré une relation faible ($r = 0.58$) entre ces deux paramètres, les corrélations que nous avons trouvées sur l'Oued M'zi sont pratiquement négligeables ($r = 0.57$). L'indice de similitude calculé est supérieur à 87% dans la plupart des cas de comparaisons entre les sites pris deux à deux. Le taux de ressemblance le plus élevé est noté entre les stations 01 et 02 où le coefficient de similitude est de 97.77%, cette similitude représente la plus grande ressemblance entre les sites étudiés et des facteurs du milieu qui les caractérisent. La similitude entre les sites pris par paires s'expliquerait par le fait qu'ils offrent généralement les mêmes conditions écologiques pour la population de phytoplancton. Elle n'est certainement pas fortuite, car elle reflète l'impact des conditions écologiques situationnelles, en particulier l'impact des propriétés physico-chimiques de l'eau sur le développement de ces microalgues. La structure des populations de micro-algues montre une similarité assez élevée entre les différents sites étudiés, démontrant ainsi la similarité des conditions environnementales. De manière générale, l'analyse de l'indice de similarité donne une première impression d'une similarité aussi importante dans la composition de la flore dans les différents sites étudiés. En termes de diversité des sites, nos résultats suggèrent que les écosystèmes d'eau

stagnante sont plus riches que les écosystèmes d'eau courante et que les hydrosystèmes ouverts (exoréiques) sont plus diversifiés que ceux fermés (endoriques). La bio indication de la qualité de l'eau et du degré d'anthropisation des écosystèmes basée sur la présence et/ou l'absence de certains genres reste un outil fondamental pour évaluer l'état écologique des écosystèmes aquatiques. Mais aussi la typologie des sites (présence ou absence de raccordements), le régime d'écoulement des eaux et le degré d'anthropisation (pollution des eaux usées par des nutriments) sont des schémas de distribution possibles de la communauté de microalgues, en plus de la température et de la salinité de l'eau.

Une relative similitude numérique est observée entre les groupes de genres constants et accessoires en termes de fréquence d'occurrence, la plupart des espèces rapportées comme constantes sont tolérantes aux différents paramètres abiotiques qui caractérisent leur habitat. La présence de 94% genres de phytoplancton avec une fréquence d'occurrence "constante" ($C > 50\%$) indique que ces espèces ont une grande valeur écologique et peuvent résister aux différentes conditions des différents habitats plutôt que d'évoluer dans un type de milieu spécifique ou à des périodes très limitées de l'année.

L'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') a été utilisé pour mesurer la diversité du phytoplancton. Leur valeur était plus élevée que celles rapportées dans les études précédentes qui ont utilisé des mailles plus fines (Wang et *al.*, 2018 ; Esenowo et *al.*, 2018). En revanche, la valeur de l'indice de régularité des espèces était plus faible par rapport à d'autres études (Draredja et Frihi, 2019 ; Nadu et *al.*, 2020 ; Yang et Liu, 2018) ; cette valeur s'explique par la nature de la région étudiée et l'influence des éléments nutritifs sur la distribution des espèces phytoplanctoniques. Dans notre analyse, la valeur moyenne de l'indice de diversité phytoplanctonique est $H' = 3.62$ pour ces masses d'eau étudiées était modéré, ce qui suggère que ces masses d'eau étaient légèrement polluées et indique que tous les sites d'échantillonnage étaient oligosaprobiques. Leur relation avec le facteur environnemental peut expliquer ces diversités selon le résultat de la corrélation ; il y avait une tendance significative de l'impact des éléments nutritifs (NO_2^- , NO_3^- et HCO_3^-) sur la diversité. L'analyse de corrélation (Pearson, PAST) a montré que l'indice de diversité de Shannon-Weiner était positivement corrélé avec NO_2^- et NO_3^- ($r = 0.90$; $r = 0.93$) et négativement corrélé avec HCO_3^- ($r = -0.91$), ce qui signifie qu'une faible quantité de NO_2^- et NO_3^- pourrait limiter la distribution des espèces de phytoplancton d'autre part un niveau élevé de HCO_3^- pourrait influencer leur distribution. L'indice de régularité de Peilou était positivement corrélé avec NO_2^- et NO_3^- comme Shannon-Weiner ($r = 0.83$; $r = 0.94$) et négativement corrélé avec HCO_3^- ($r = -0.91$). La valeur de l'indice

de richesse de Margalef était positivement corrélée avec le chlorure et la turbidité ($r = 0.98$; $r = 0.96$) et négativement corrélé avec le potassium ($r = -0.92$).

3.5.2. Relation entre la communauté phytoplanctonique et les facteurs environnementaux

Selon le résultat de l'analyse CCA et l'analyse de corrélation de Pearson, les Bacillariophyceae a été plus affecté par NO_2^- et NO_3^- , les nitrates et les nitrites sont les formes les plus oxydées de l'azote et les produits de la décomposition aérobie de la matière organique azotée et ils ont un grand potentiel pour limiter la croissance du phytoplancton (Rudresh, 2014). Selon l'analyse de corrélation de Pearson $P < 0.05$ ($r=0.83$, $r=0.7$) respectivement. Un tel résultat est expliqué par le fait que les espèces appartenant à Bacillariophyceae vivent dans un environnement avec une large concentration de nitrate et de nitrite, ce qui explique que toute augmentation de nitrate et de nitrite peut engendrer une excellente concentration d'espèces Bacillariophyceae, ce qui est compatible avec la littérature qui considère que la disponibilité des deux formes d'azote augmente la croissance du phytoplancton (Lekshmi et al., 2018). Ce résultat est en accord avec ceux rapportés dans les eaux de surface de la rivière Songhua (Barinova et al., 2016) ; une autre étude dans la lagune de Mellah ; Algérie (Draredja et Frihi, 2019) a montré la dominance des Bacillariophyceae dans l'écosystème d'eau douce, ce qui est compatible avec nos études. Le pH de l'eau échantillonnée était légèrement alcalin, allant de 8.01 à 8.21 dans toutes les stations, ce qui suggère que Cyanophyceae et Chlorophyceae préfèrent vivre dans un environnement alcalin. On pense que les Cyanophyceae se développent bien dans les environnements alcalins. Des études antérieures relatives à l'effet du pH sur la croissance des Cyanophyceae ont révélé que le pH entre 7.4 et 8 est favorable à la croissance optimale des espèces de Cyanophyceae (Bano et Siddiqui, 2004). D'autres études confirment que les eaux alcalines sont appropriées pour la croissance et la reproduction des Cyanophyceae (Bouazzara et al., 2020a ; Wang et al., 2018). La communauté phytoplanctonique dans les eaux de surface d'Oued M'zi avait une corrélation statistiquement significative et positive avec les éléments nutritifs (NO_2^- , NO_3^- et NH_4^+) ; ceci est associé au niveau trophique inférieur de la zone et à l'influence anthropique plus faible de sorte que toute augmentation de la concentration en nutriments avait un effet positif sur la biomasse du phytoplancton. Ces résultats ont confirmé que la structure de la communauté phytoplanctonique est principalement régulée par des facteurs environnementaux, notamment le pH, la température de l'eau, la turbidité, l'ammonium, le bicarbonate, la Chl-*a*, les Pheo, le nitrite, le nitrate, le fer, l'orthophosphate, le chlorure, la dureté totale, le calcium et le potassium. De plus, la région étudiée appartient à un climat aride et semi-aride et la température de l'eau a été considérée comme le principal paramètre limitant la croissance du phytoplancton dans la

Chapitre 03 : Ecologie et diversité des communautés phyto-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

région la plus sèche. Ainsi, nous avons remarqué que le pH est important pour la croissance et le développement adéquats des organismes aquatiques, et qu'il existe une corrélation positive significative entre le pH et l'abondance du phytoplancton.

Les eaux de surface d'Oued M'zi en été et au printemps a résulté légèrement alcaline qui était favorable aux espèces dominantes (*Amphiprora alata*, *Caloneis* sp., *Cyclotella* sp., *Cymatopleura solea*, *Cymbella* sp., *Melosira* sp., *Navicula* sp., *Nitzschia dissipata*, *Nitzschia* sp., *Pinnularia* sp., *Surirella* sp., *Synedra* sp., *Synedra ulna*). En outre, les espèces de phytoplancton peuvent être utilisées comme indicateurs de la qualité de l'eau, en raison de leur sensibilité et de leurs réponses rapides aux changements environnementaux. Les Bacillariophyceae étaient dominants dans les quatre saisons, et leur présence était toujours liée aux concentrations de nitrate et de nitrite. Nos déductions sont en accord avec celles rapportées pour le lac Luoma (Tian et al., 2018). De même, nous avons remarqué la corrélation de N et P avec l'abondance du phytoplancton dans tous les sites, ce qui a révélé leur importance en tant que principaux facteurs pilotant la croissance et la composition en espèces du phytoplancton, comme rapporté dans des études antérieures (Li et al., 2019 ; Yuan et al., 2018 ; Vajravelu et al., 2018). D'autre part, nous avons détecté l'effet de groupe entre les espèces de diatomées *Amphiprora alata*, *Caloneis* sp, *Hantzschia* sp et *Navicula* sp ce qui lui suggère qu'ils ont le même mode de vie. En revanche, une forte corrélation négative a été montrée entre *Synedra ulna*, *Amphiprora* et *Caloneis* ainsi qu'entre *Spirogyra* sp, *Amphiprora* sp et *Caloneis* sp, ces corrélations négatives peuvent être expliquées par les phénomènes d'antagonisme entre ces espèces ou l'apparition d'une espèce peut faire la disparition d'autre espèce.

De plus, en raison des effets synthétisés des processus hydrologiques et de l'hydrochimie, les structures qualitatives et quantitatives du phytoplancton varient pour chaque station. Par exemple, les stations 1 et 2 sont fortement affectées par les activités industrielles, ce qui entraîne des concentrations élevées de fer, de chlorure et de magnésium, tandis que la station 3 est influencée par les activités agricoles, ce qui explique la présence de deux sources élevées d'azote (NH_4^+ et NO_3^-) et de phosphate PO_4^{3-} , qui sont couramment utilisés comme engrais en agriculture. En résumé, les résultats de l'ACC étaient cohérents avec l'analyse de corrélation de Pearson, et indiquaient fortement que les variables environnementales affectant les communautés phytoplanctoniques différaient entre les quatre stations.

Chapitre 04 :
Ecologie et diversité des communautés
zoo-planctoniques en relation avec les
facteurs environnementaux.

Chapitre 04 : Ecologie et diversité des communautés zoo-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

4. 1. Inventaire et variations spatio-temporelle de la composition zoo-planctonique

4. 1.1. Composition globale du zooplancton

La composition et la dominance des espèces de zooplancton dans un plan d'eau particulier sont régulées par certains facteurs écologiques, tels que la charge en nutriments et le statut de pollution. Trente-trois (33) espèces de zooplancton ont été rapportées dans l'oued d'Oued M'zi (Tab. 18).

Tableau 18 : Liste récapitulative de 33 espèces recensées au niveau l'Oued M'zi entre novembre 2018 et octobre 2019 (Fréquences d'occurrence (C%) et échelle de constance (EC) (C : constante ; A : accessoire ; (+) : présence ; (-) : absence).

Classes	Familles	Espèces	Codes	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	EC	C %
Rotifera	Brachionidae	<i>Anuraeopsis fissa</i>	Anf	-	+	-	-	A	25
		<i>Brachionus durgae</i>	Brd	+	+	-	-	C	50
		<i>Brachionus urceolaris</i>	Bru	-	+	+	+	C	75
	Dicranophoridae	<i>Aspelta beltista</i>	Asb	-	-	+	+	C	50
		<i>Dicranophorus biastis</i>	Dibi	-	-	+	+	C	50
		<i>Dicranophorus colastes</i>	Dico	-	-	+	+	C	50
		<i>Dicranophorus robustus</i>	Diro	+	+	+	+	C	100
		<i>Encentrum felis</i>	Enf	-	-	+	+	C	50
	Lecanidae	<i>Lecane bulla bulla</i>	Lbb	+	+	+	+	C	100
		<i>Lecane closterocerca</i>	Lec	+	+	+	+	C	100
		<i>Lecane cornuta</i>	Lco	+	-	+	+	C	75
		<i>Lecane curvicornis</i>	Lecr	-	-	-	+	A	25
		<i>Lecane depressa</i>	Ledp	+	+	+	+	C	100
		<i>Lecane flexilis</i>	Lefx	-	-	+	-	A	25
		<i>Lecane martensi</i>	Lmt	-	-	-	+	A	25
		<i>Lecane pyriformis</i>	Lep	+	+	-	+	C	75
		<i>Lecane unguolata</i>	Leung	-	-	+	+	C	50
	Lepadellidae	<i>Colurella adriatica</i>	Coad	-	-	+	-	A	25
		<i>Colurella geophila</i>	Cogl	+	+	+	+	C	100
		<i>Lepadella discoidea Segers</i>	LediS	+	+	-	+	C	75
		<i>Lepadella naplius</i>	Lepna	-	+	+	-	C	50
		<i>Lepadella ovalis</i>	Lov	-	+	-	-	A	25
		<i>Lepadella patellaa</i>	Lepp	-	-	+	-	A	25
	Philodinidae	<i>Rotaria rotatoria</i>	Ror	+	+	-	-	C	50
	Trichocercidae	<i>Trichocerca brachyura</i>	Trb	-	+	-	-	A	25
		<i>Trichocerca obtusidens</i>	Tro	+	+	+	+	C	100
		<i>Trichocerca parvula</i>	Trp	+	+	-	+	C	75
Copepoda	Cyclopidae	<i>Copepoda nauplius</i>	Cpn	-	+	+	+	C	75
		<i>Macrocylops albidus</i>	Mal	+	-	+	-	C	50
Cladocera	Bosminidae	<i>Bosmina meridionalis</i>	Bosm	-	-	+	-	A	25

Chapitre 04 : Ecologie et diversité des communautés zoo-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

	Daphniidae	<i>Daphnia lumholtzi</i>	Dapl	+	+	-	-	C	50
		<i>Daphnia pulex</i>	Dapu	+	+	+	+	C	100
Nematoda	Plectidae	<i>Plectus murrayi</i>	Plm	+	+	+	+	C	100

Quatre classes ont été présentées dans l'Oued ; Rotifera est la classe dominante de zooplancton et présentée par plus de 89% de la population totale de zooplancton suivi par Nematoda 5%, Cladocera 4% et Copepoda 2% (Fig. 61).

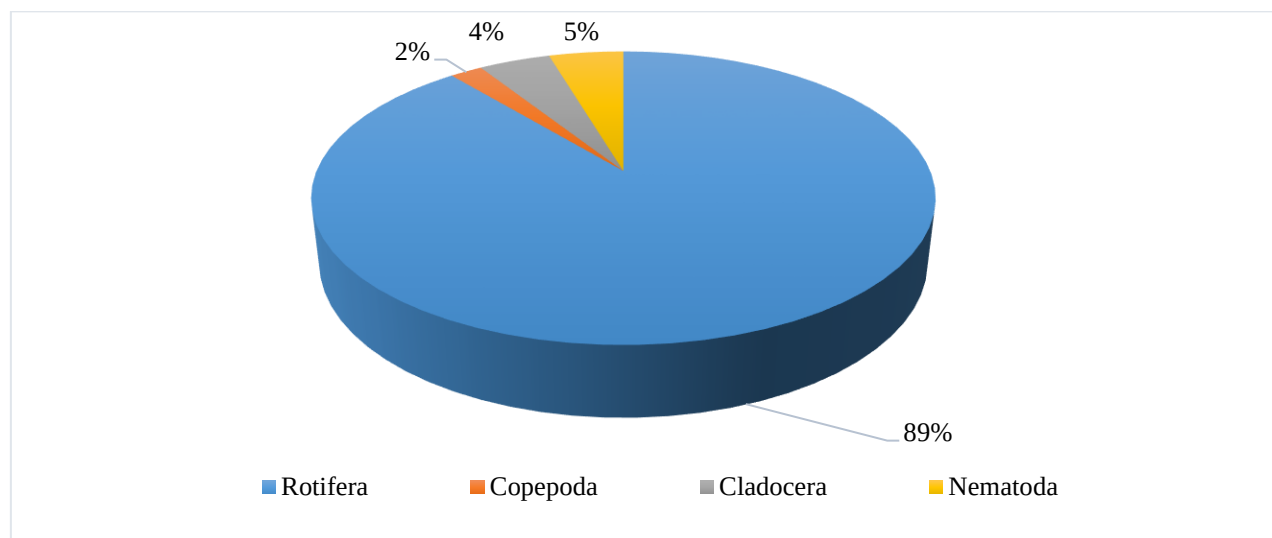


Figure 61 : Richesse spécifique par classes de zooplancton récentes dans l'Oued M'zi (novembre 2018-octobre 2019).

Nous avons identifié dix (10) familles au cours de l'étude, dont six (6) appartenant aux rotifères, une (1) aux copépodes, deux (2) aux cladocères et une (1) aux nématodes. Dicranophoridae était dominant, avec 30% de la composition totale du zooplancton (Fig. 62). Ils étaient suivis par Lecanidae 25% et Lepadellidae 19%. *Dicranophorus robustus* ; *Colurella geophila* ; *Lecane bulla bulla* ; *Lecane closterocerca* ; *Lecane depressa* ; *Trichocerca obtusidens* ; *Trichocerca parvula* ; *Lepadella naplius* et *Lepadella patellaa* étaient les plus présents dans l'oued pendant toutes les saisons de la période d'étude. Le nombre d'espèces de Bosminidae et de Cyclopidae dans l'Oued M'zi pendant la période d'étude n'est pas élevé, c'est-à-dire qu'une seule espèce de Bosminidae (*Bosmina meridionalis*) et deux espèces de Cyclopidae (*Macrocyclus albidus* et *Copepoda nauplius*) ont été trouvées.

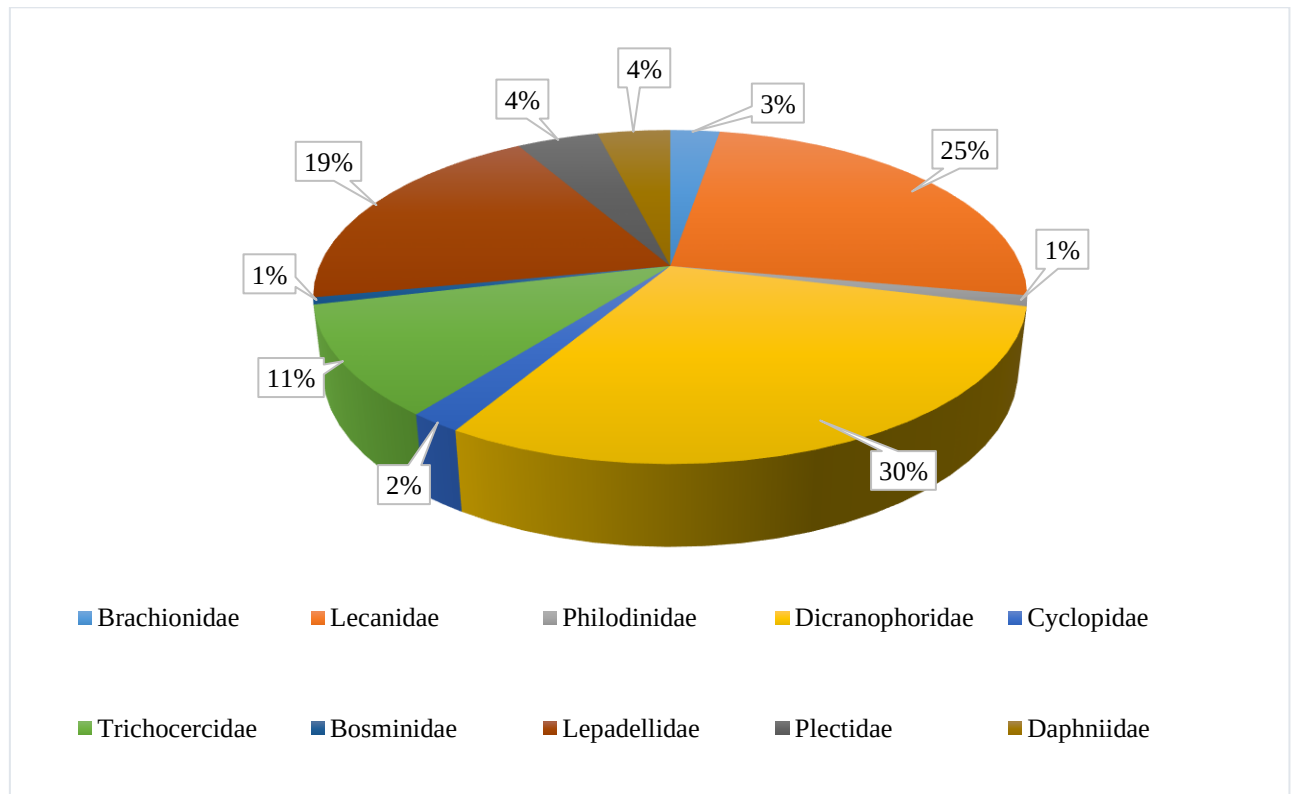


Figure 62 : Composition spécifique globale en pourcentage du zooplancton recensés dans l'Oued M'zi.

4.1.2. Diversité et répartition spatiale des communautés zooplanctoniques

La mise en évidence de la variation de la densité zooplanctonique en fonction des stations d'études montre que la St. 3 et la St. 4 présente la richesse spécifique totale la plus élevée avec 21 et 22 espèces, suivies par la St. 2 avec 20 espèces et la St. 1 avec 16 espèces (Tab. 19). La richesse spécifique moyenne suit la même tendance que celle de la richesse totale, dans laquelle il n'y a pas une grande différence entre les quatre stations et elle oscille entre 3.58 à 4.16, cette légère différence s'explique par le biais que la majorité des espèces ont la capacité d'apparaître au niveau les quatre stations d'étude. Au fil de temps, la richesse totale varie d'un mois à l'autre, avec les valeurs les plus élevées enregistrées allant de mars jusqu'au juillet, tandis que les autres mois de l'année ont les valeurs les plus faibles.

Chapitre 04 : Ecologie et diversité des communautés zoo-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

Tableau 19 : Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique totale (S) et moyenne (Sm) des communautés zooplanctoniques déterminées à l'Oued M'zi.

Mois et Stations		Nov	Déc	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sep	Oct	Total
St.1	S	1	1	2	4	6	3	8	8	6	2	1	1	16
	Sm							3.58						
St.2	S	0	3	3	2	6	3	8	6	8	2	2	1	20
	Sm							3.66						
St.3	S	1	5	3	3	5	1	7	6	9	3	1	0	22
	Sm							3.66						
St.4	S	1	5	1	3	6	2	10	9	9	1	1	2	21
	Sm							4.16						

4.1.3. Analyse de fréquence d'occurrence et similitude

L'analyse de la fréquence de constance montre que 24 espèces (72.72 %) ont le statut d'une espèce constante et 9 espèces (soit 27.27 %) qui restent sont considérées comme accessoires (Tab. 20). De plus l'abondance relative des différentes espèces identifiées montre que l'espèce *Dicranophorus robustus* est la plus abondante avec 24.8%, suivie par *Lecane bulla bulla* avec 13.16% et *Colurella geophila* avec 12.06%. Par addition, 12 espèces (soit 36.36%), ont une abondance relative inférieurs à 1%, 14 espèces (soit 42.42 %) avec une abondance comprise entre 1 à 3% et 04 espèces (soit 12.12%) avec une abondance comprise entre 3 et 10%.

La mise en évidence de l'indice de similitude de SORESEN entre les sites étudiés montre que la similitude entre St. 1 et la St. 2 et entre St. 3 et St. 4 est la plus élevée représentées respectivement par 77.77 et 74.41%, alors que la similitude entre les St. 1 et St. 3, entre St. 1 et St. 4 et entre St. 2 et St. 4 est toujours inférieure à 64.84%. D'autre cote la similitude est relativement inférieur par apport autres sites entre la St. 2 et St. 3 avec 47.61%.

Tableau 20 : Indice de similarité spatiale de SORESEN (Qs), calculé à partir de la composition des communautés de zooplancton identifiées dans les différentes stations étudiées.

Stations	St.1	St.2	St.3	St.4
St.4	64.84%	63.41%	74.41%	100%
St.3	52.63%	47.61%	100%	
St.2	77.77%	100%		
St.1	100%			

4.1.4. Distribution spatiale de zooplancton d'Oued M'zi

La composition de la communauté zooplanctonique de chaque station d'échantillonnage, considérée dans toutes les saisons, est illustrée dans la figure 63, où il est évident comment la classe des Rotifera a dominé la communauté zooplanctonique dans toutes les stations. Les autres espèces détectées appartenaient, de la plus à la moins abondante, respectivement, aux Cladocera, Copepoda et Nematoda avec le plus grand nombre de représentants enregistrés dans les stations St. 3 et St. 4.

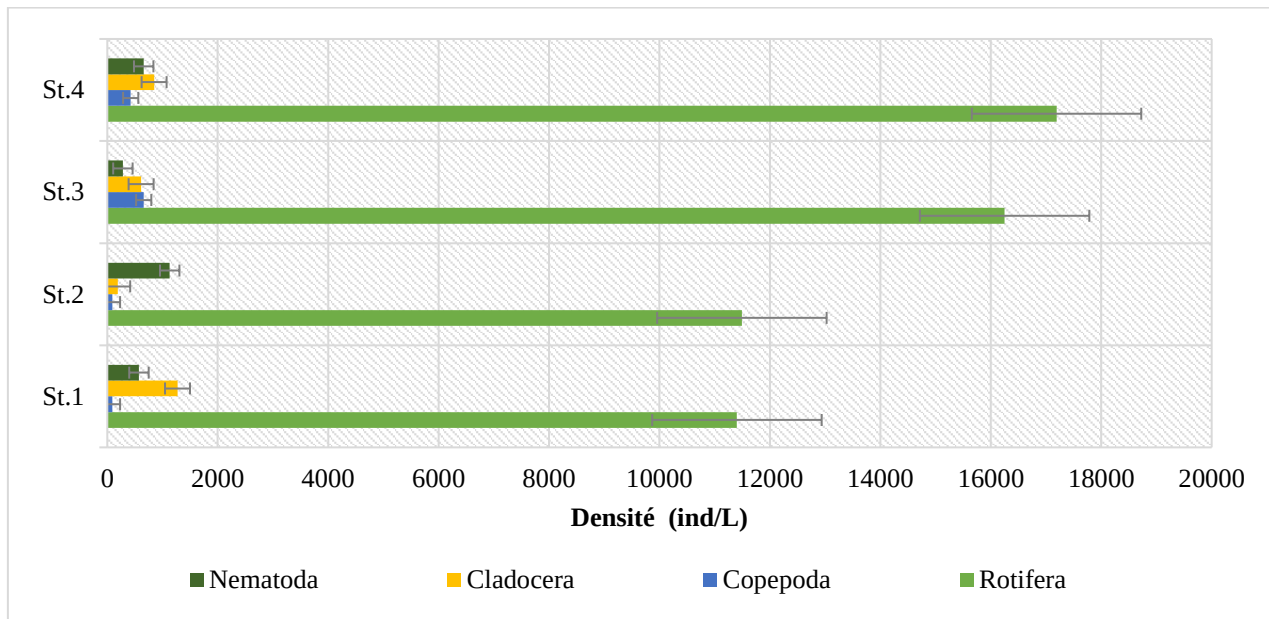


Figure 63 : Répartition stationnelle de la densité zooplanctonique en fonction de classes pendant la période d'étude.

L'évaluation de la densité moyenne globale de l'ensemble des zooplanctons récoltées révèle que la répartition du zooplancton varie d'un site à l'autre (Fig. 64). Nous notons, en effet, que les densités les plus élevées sont relevées au niveau des St. 3 et St. 4 qui enregistrent respectivement 28% et 30% de la densité moyenne globale. Les densités obtenues dans l'embouchure de l'oued (St. 1) et dans l'aval d'oued (St. 2) sont identiques et avec un pourcentage de 21%.

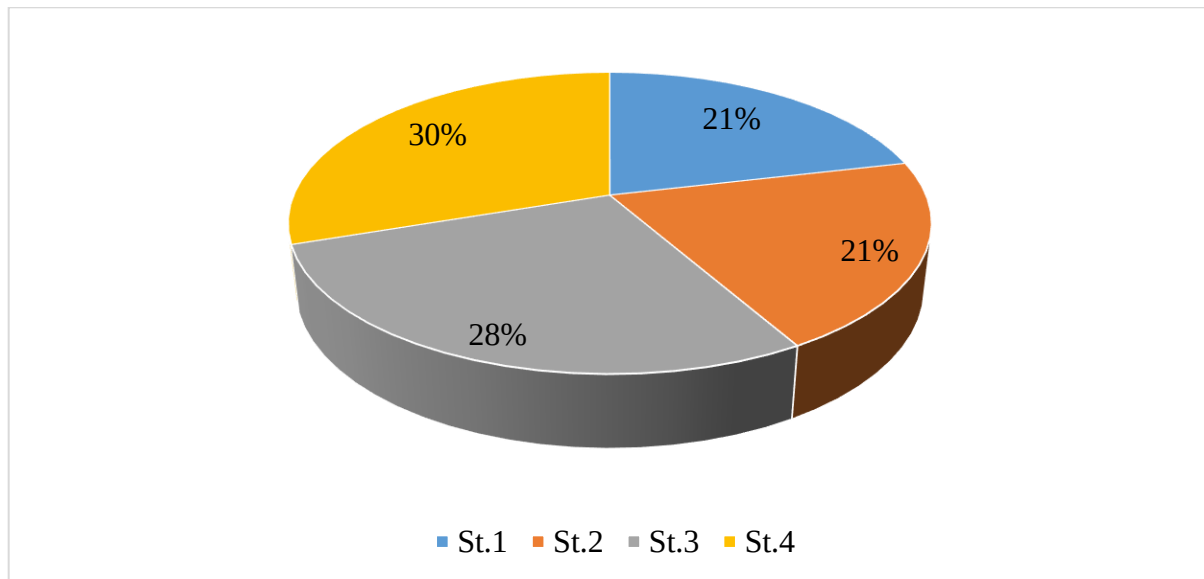


Figure 64 : Densité moyenne globale par station des zooplancton recensées dans l'Oued M'zi.

4.1.5. Distribution temporelle du zooplancton dans l'Oued M'zi

Les rotifères ont toujours dominé la communauté zooplanctonique pendant les phases d'échantillonnage. Leur densité représente plus de 75% à chaque saison (Fig. 65). La densité relative de Cladocera, Nematoda et Copepoda était la plus élevée en automne, avec 7.68%. La valeur la plus élevée de la densité de Cladocera a été observée en hiver et en été avec (800.7 ind/L et 1271.7 ind/L), puis a diminué progressivement avec le plus bas en automne. Les Copépodes ont eu une tendance similaire. La densité des copépodes la plus élevée était de 894.9 ind/L en été et la plus faible de 282.6 ind/L en automne.

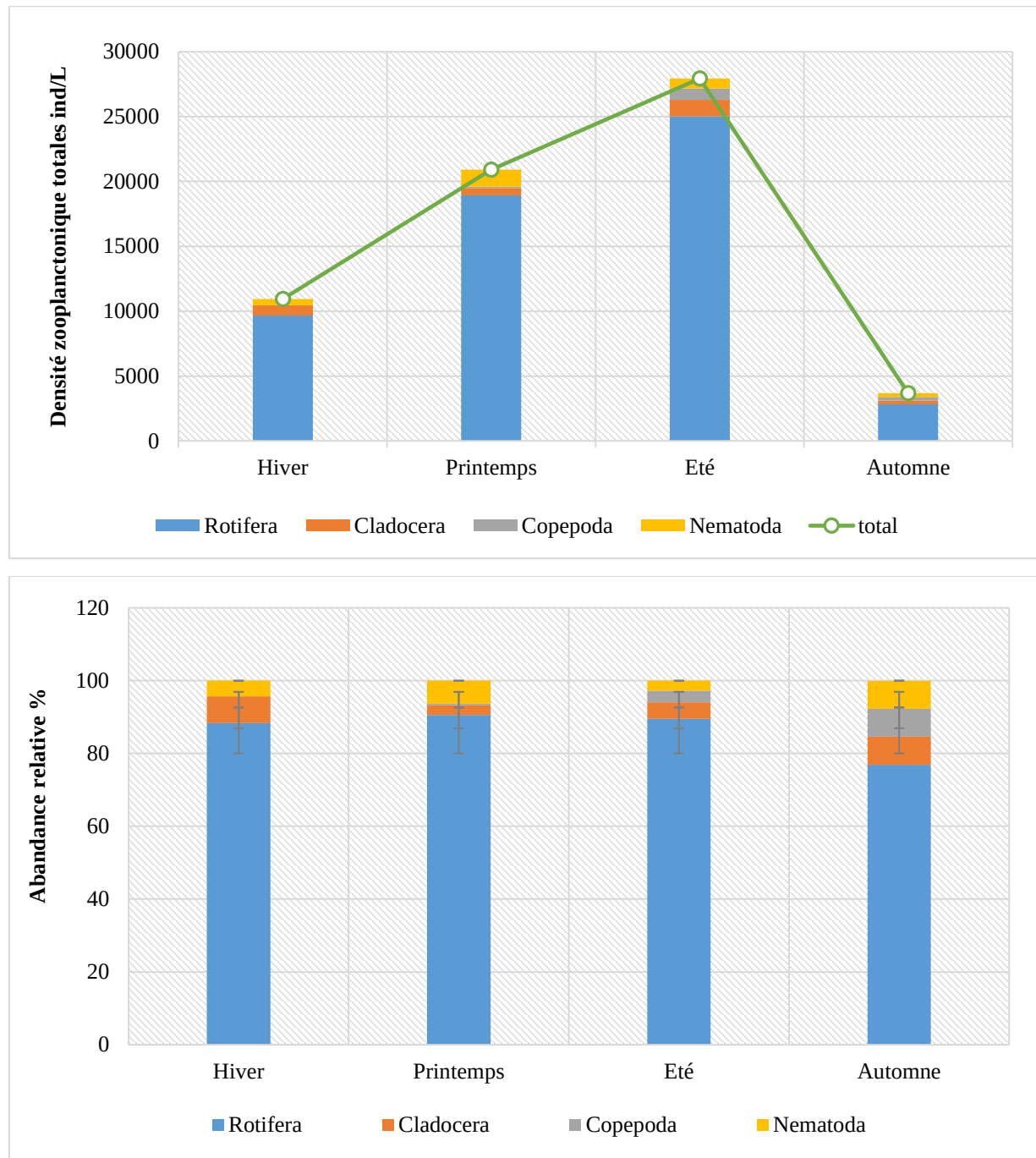


Figure 65 : Variation de la densité relative des différents taxons de zooplancton et de la densité totale de zooplancton au cours des périodes d'échantillonnage.

La densité totale de Rotifera était significativement plus élevée que celle des autres zooplanktons dans la gamme de 2827.1 et 25009.3 ind/L. Comme le montre la figure 66, la densité du zooplancton a connu des variations spatiales différentes dans les quatre échantillons d'eau. La densité de zooplancton la plus élevée (10644.6 ind/L) a été rapportée à St. 3 en été et à St. 2 au printemps avec (9608.4 ind/L).

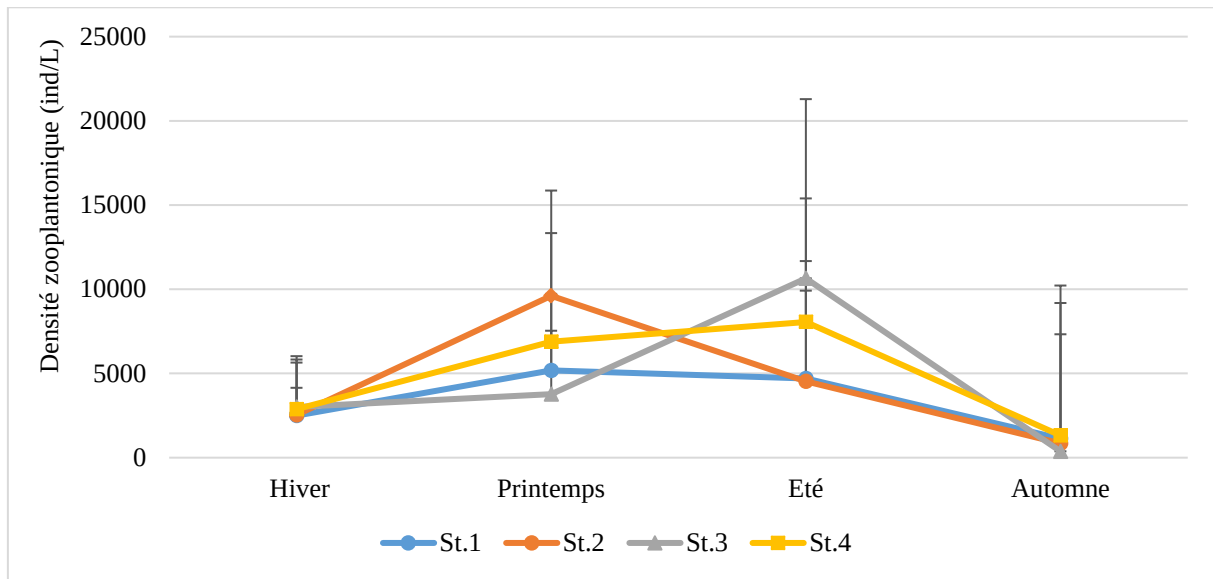


Figure 66 : Distribution saisonnière du zooplancton pendant la période d'étude.

Comme le montre la figure 67, il y a eu différents changements spatiaux dans la densité du zooplancton dans les quatre stations. La plus forte densité de zooplancton (jusqu'à 6000 ind/L) a été signalée à St. 3 à la fin du mois de juin, tandis que la plus faible densité a été signalée au niveau toutes les stations à la fin du mois de septembre, octobre et novembre.

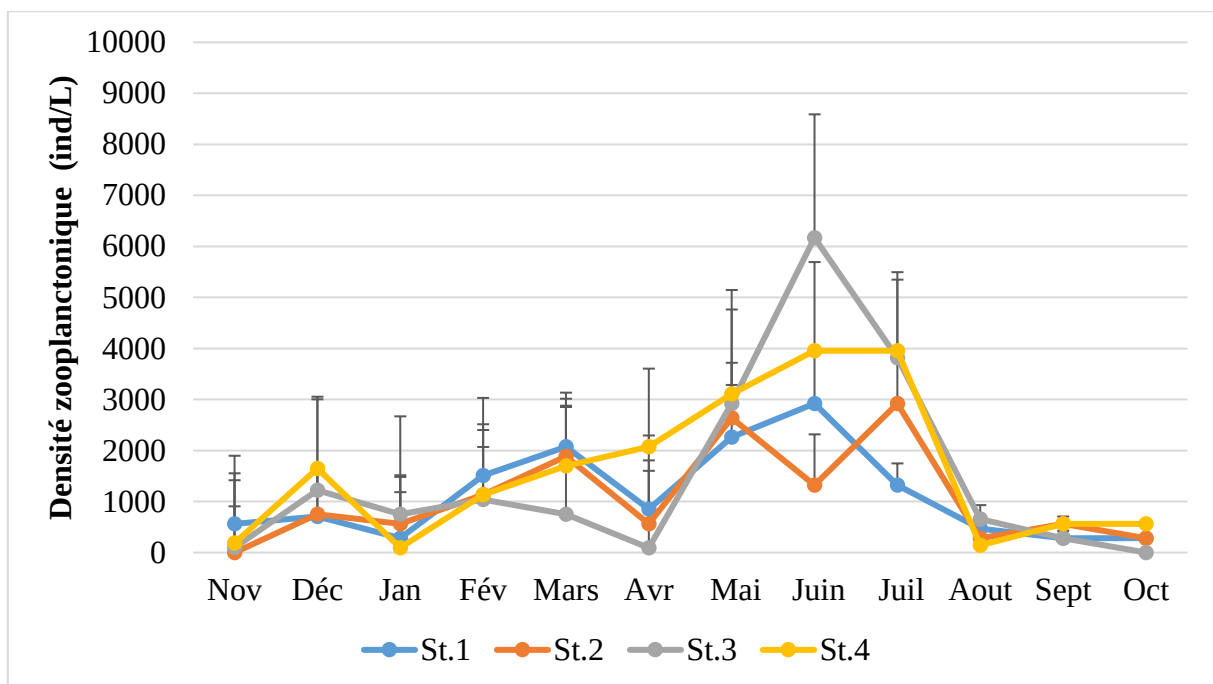


Figure 67 : Densité totale de zooplancton de chaque station d'échantillonnage pendant la période d'étude.

L'évaluation globale de la densité moyenne de zooplancton collectée mensuellement montre 1 pics maximaux, en juin 2019 et avec une densité plus de 14000 ind/L (Fig. 68). Nous notons

Chapitre 04 : Ecologie et diversité des communautés zoo-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

aussi que les mois mai, juin et juillet représentent les valeurs les plus élevées avec la dominance des rotifères (Fig. 69).

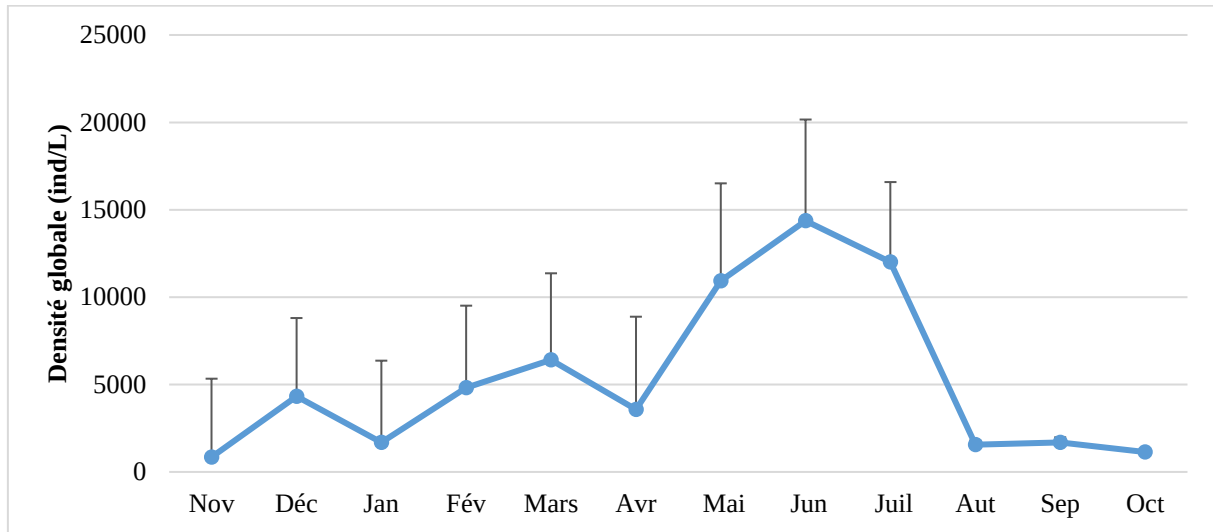


Figure 68 : Variation temporelle de la densité globale zooplanctonique d'Oued M'zi.

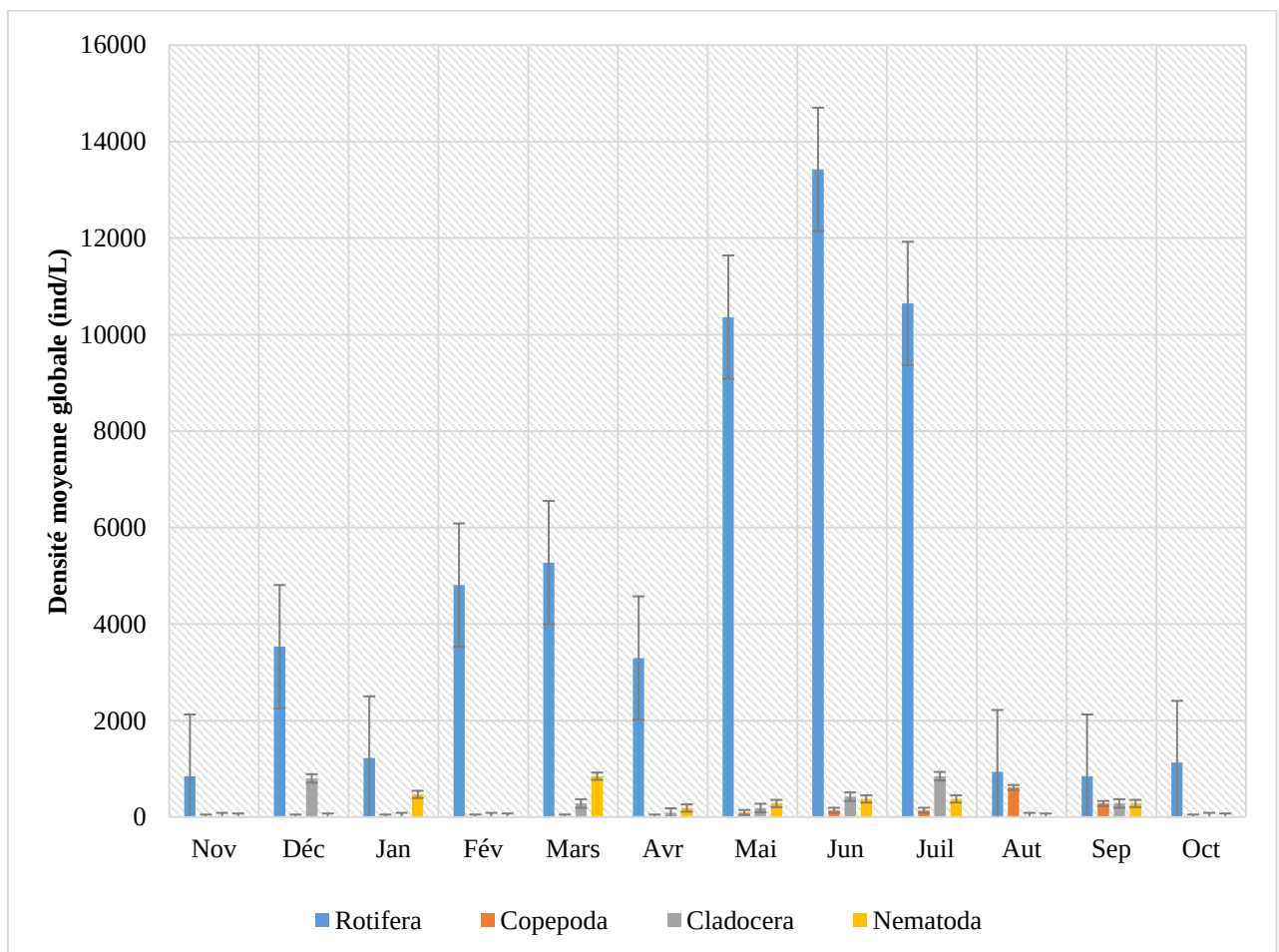


Figure 69 : Variation temporelle de la densité moyenne globale des cinq classes de zooplancton recensées dans l'Oued M'zi.

4.1.6. Répartition spatio-temporelle par classe de zooplancton

4.1.6.1. Répartition spatiale et saisonnière des Rotifères

L'étude de la distribution saisonnière des rotifères montre que les taux les plus élevés sont enregistrés au cours de la période de printemps et d'été dans toutes les stations d'étude. Les valeurs moyennes varient entre 1161.9333 et 3281.3 ind/L (Fig. 70), cette répartition est très significative entre les stations ($F=10.51$, $p=0.0011$), nous observons également que les taux les plus faibles enregistrés en saison froide et ne pas dépasser 439.6 ind/L représenté par la saison automnale. La différence entre la saison estivale et les saisons d'automne, de printemps et d'hiver selon le test de Tukey est hautement significative représenté par ($p=0.012$ et $p=0.0011$) entre l'automne, le printemps et l'été. Haute significanse aussi a été observé entre l'hiver et l'été ($p=0.01$).

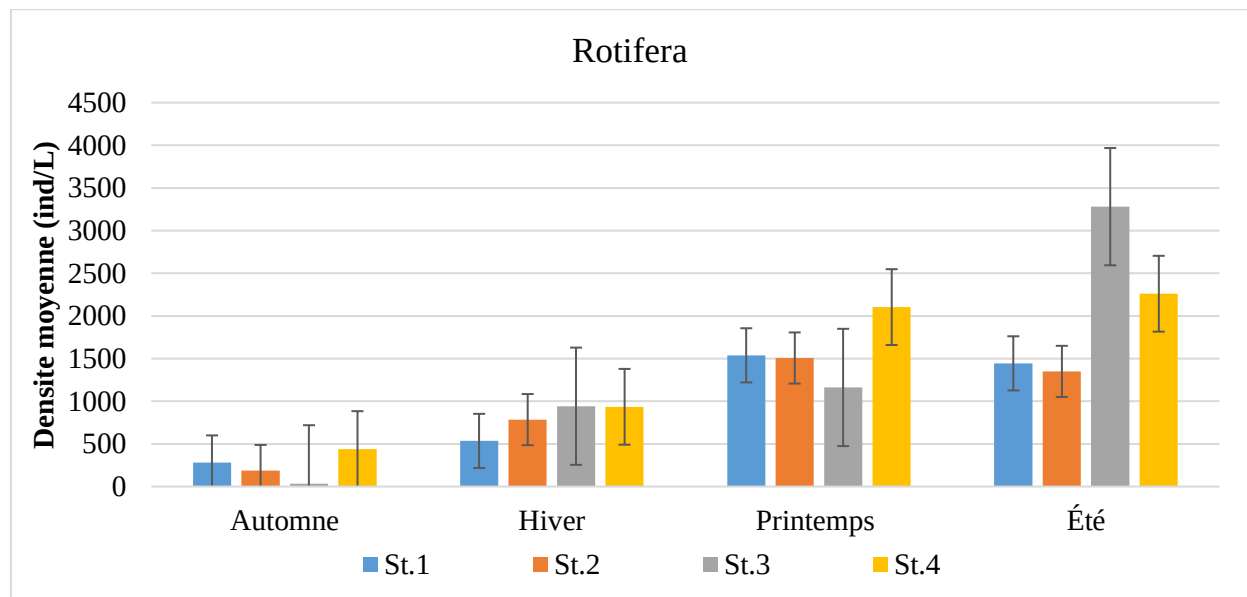


Figure 70 : Distribution saisonnière des rotifères dans les quatre stations prospectées (Octobre 2018- Novembre 2019).

La figure 71 montre une distribution spatiale annuelle moyenne entre les stations d'échantillonnage de rotifères dans l'Oued M'zi. La concentration la plus élevée est mesurée à St.4 avec un pourcentage de 31%, ce qui correspond à une valeur moyenne de 1434.81317 ind/L par an, suivi de St. 3 avec un pourcentage de 29% (1354.174 ind/L) et de St. 1 et St. 2 ont des pourcentages égaux de 20%. Cette différence entre les moyennes de l'échantillon est très significative selon le test de Kruskal-Wallis $p=0.0051$.

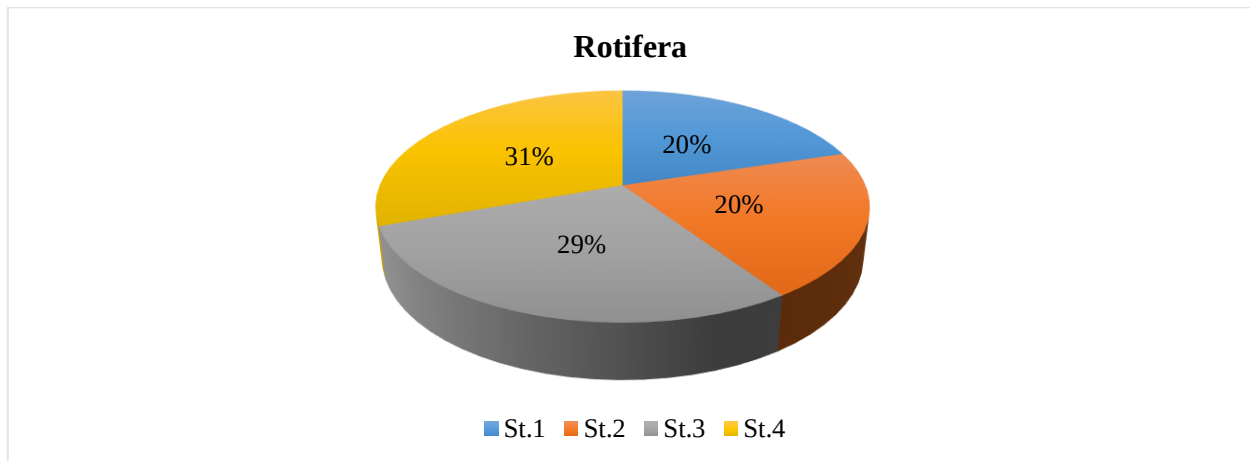


Figure 71 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvement des rotifères d'Oued M'zi.

4.1.6.2. Répartition spatiale et saisonnière des Copépodes

La répartition saisonnière des copépodes ne montre aucune variation entre les saisons d'étude, celles-ci étaient très faibles du fait des rotifères, ou leurs densités n'étaient observées qu'en saison chaude (notamment l'été) (Fig. 72) avec des valeurs variantes entre 47.1 à 141.3 ind/ L, alors que les valeurs pendant la période froide étaient inférieures à celles de la période chaude et ne dépassaient pas 94.2 ind/L, cette variation entre les saisons n'est pas significative ($F=1.68$, $p=0.2$).

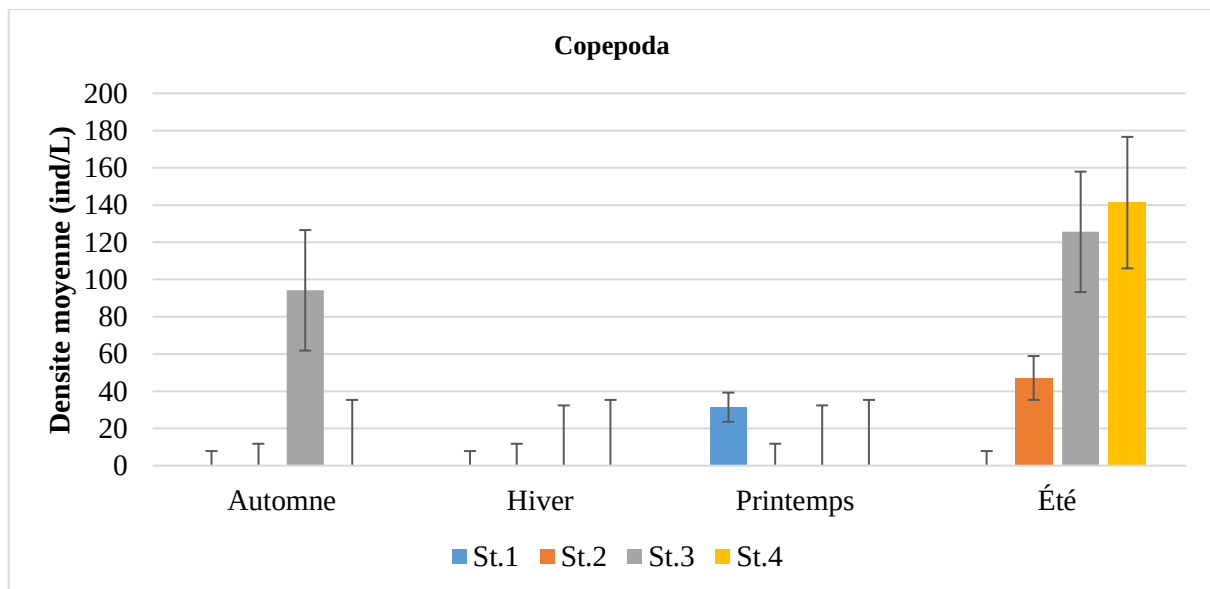


Figure 72 : Distribution saisonnière des copépodes dans les quatre stations prospectées (Octobre 2018- Novembre 2019).

La répartition spatiale des copépodes ne montre pas de différences majeures (Fig. 73), dont les concentrations les plus élevées ont été observées à St. 3 et St. 4 avec des proportions de 52 % (54.95 ind/L) et 33 % (35.325 ind /L), de plus, St. 1 et St. 2 ont les concentrations les plus faibles avec une proportion de 7% et 8%, respectivement, ce résultat après le test de Kruskal-Wallis confirme la différence non significative entre les points d'échantillonnage ($p=0.1$).

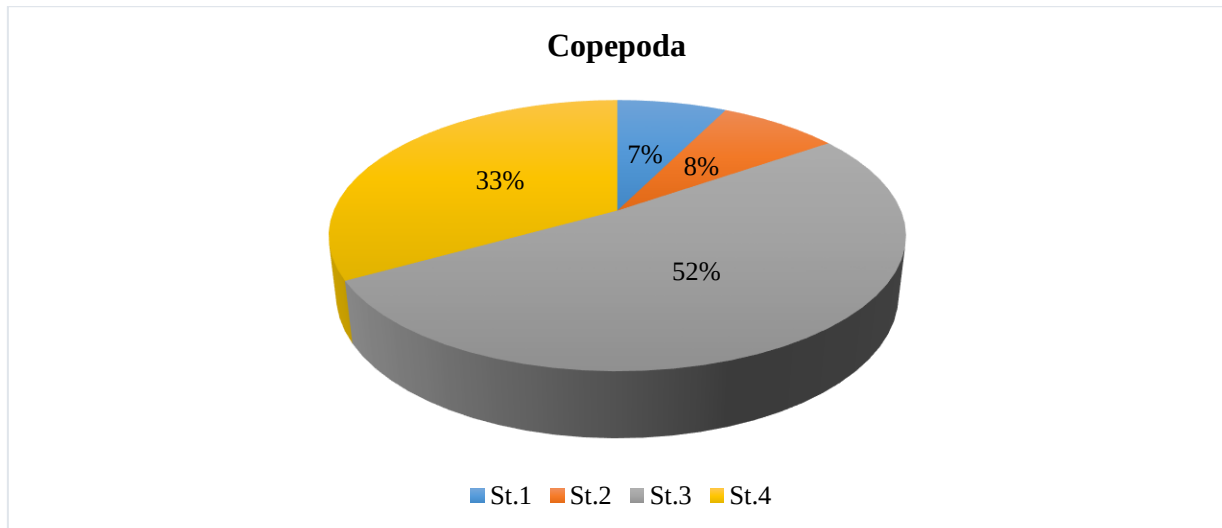


Figure 73 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvement des copépodes d'Oued M'zi.

4.1.6.3. Répartition spatiale et saisonnière des Cladocères

Au cours de la période d'étude, la répartition des cladocères entre les différentes saisons était inégale (Fig. 74), nous avons constaté que les valeurs les plus élevées étaient observées en été sur tous les sites d'échantillonnage, allant de 141.3 (St. 1) à 282.6 (St. 4). Cette distribution des cladocères est similaire à celle des copépodes, où l'on observe les mêmes distributions avec des valeurs élevées durant la période froide. Notez également que les valeurs les plus basses se produisent pendant la saison d'automne, avec une moyenne ne dépassant pas 94.2 ind/L. Les saisons d'hiver et de printemps ont également montré des valeurs faibles, ne dépassant pas 235.5 ind/L pour tous les sites d'étude. Cette répartition entre les périodes d'étude n'est pas significative selon le test de Tukey ($F=2.096$, $p=0.2$).

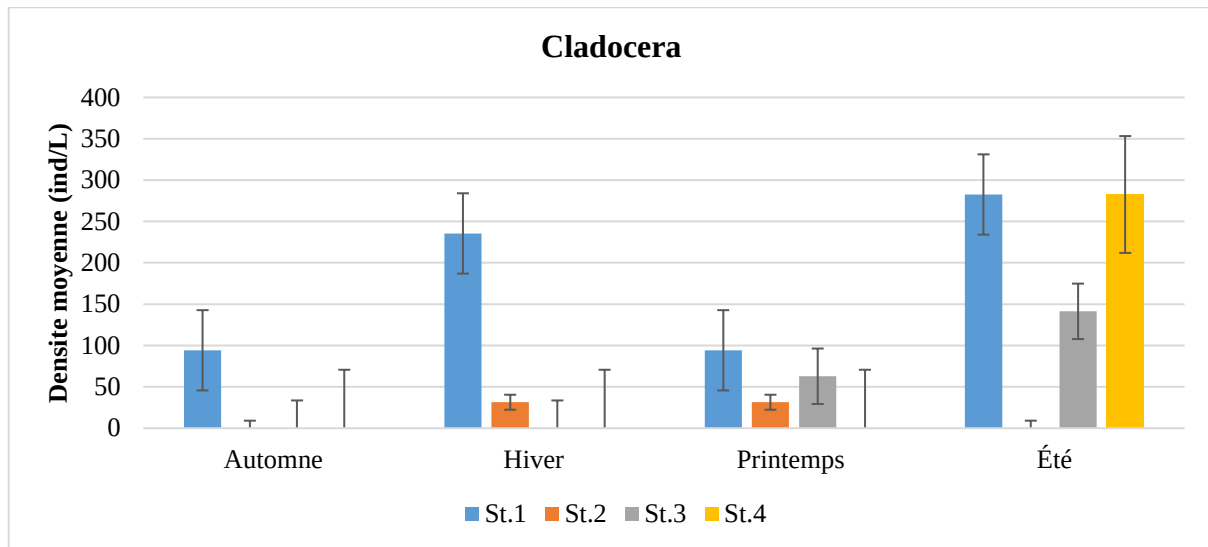


Figure 74 : Distribution saisonnière des cladocères dans les quatre stations prospectées (Octobre 2018- Novembre 2019).

D'après la figure de répartition spatiale (Fig. 75), nous constatons aussi une différence non significative entre les sites ($p=0.2$), cette répartition se varie entre les sites comme suit ; la station 1 avec un pourcentage de 56% suivie par les St. 4 (23%) et la St. 3 (16%) et en dernière position la station avec 5%.

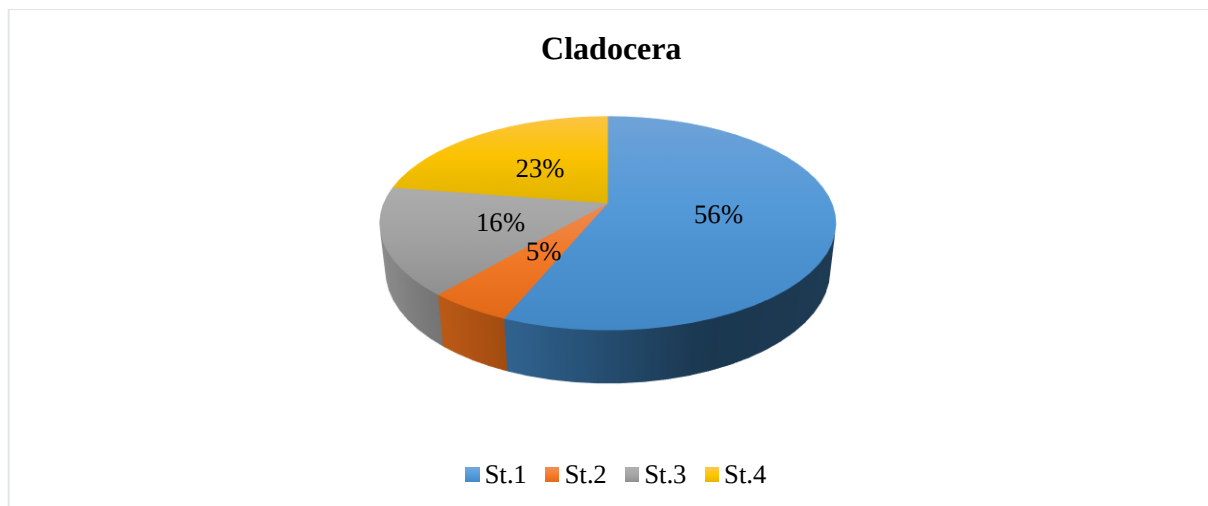


Figure 75 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvement des cladocères d'Oued M'zi.

4.1.6.4. Répartition spatiale et saisonnière des Nématodes

La répartition des nématodes au cours des périodes d'étude (Fig. 76) diffère largement des autres classes de zooplancton, ou nous avons noté la faible concentration de nématodes pendant toutes les saisons et au niveau toutes les stations et elle était dominé juste par une seule espèce qui est

Chapitre 04 : Ecologie et diversité des communautés zoo-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

Plectus murrayi ou elle a apparié durant l'hiver le printemps et l'été avec des densités moyennes qui n'ont pas dépassé les 188.4 ind/L.

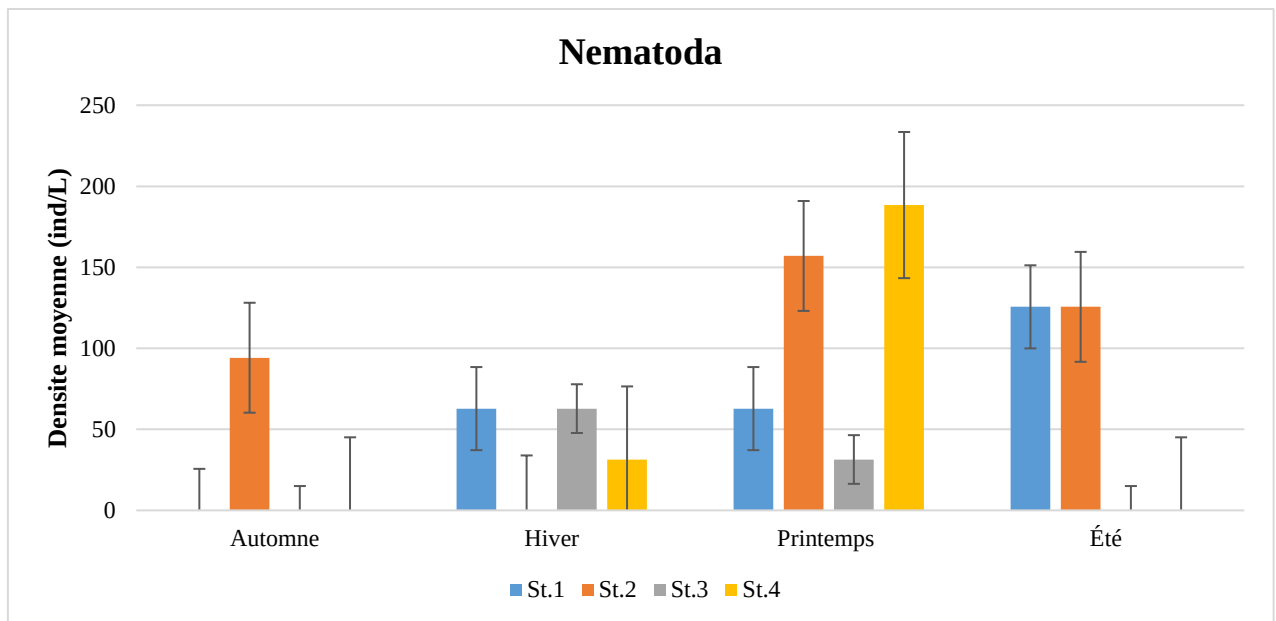


Figure 76 : Distribution saisonnière des Nématodes dans les quatre stations prospectées (Octobre 2018- Novembre 2019).

En basant sur la figure de répartition spatiale (Fig. 77), nous constatons aussi une différence non significative confirmée par le test de Kruskal Wallis ($p=0.2$), cette répartition se varie entre les sites comme suit ; la station 2 prend un pourcentage de 40% suivie par les St. 1 (27%) et la St. 4 (22%) et en dernière position la St. 3 avec le plus faible pourcentage de 10%.

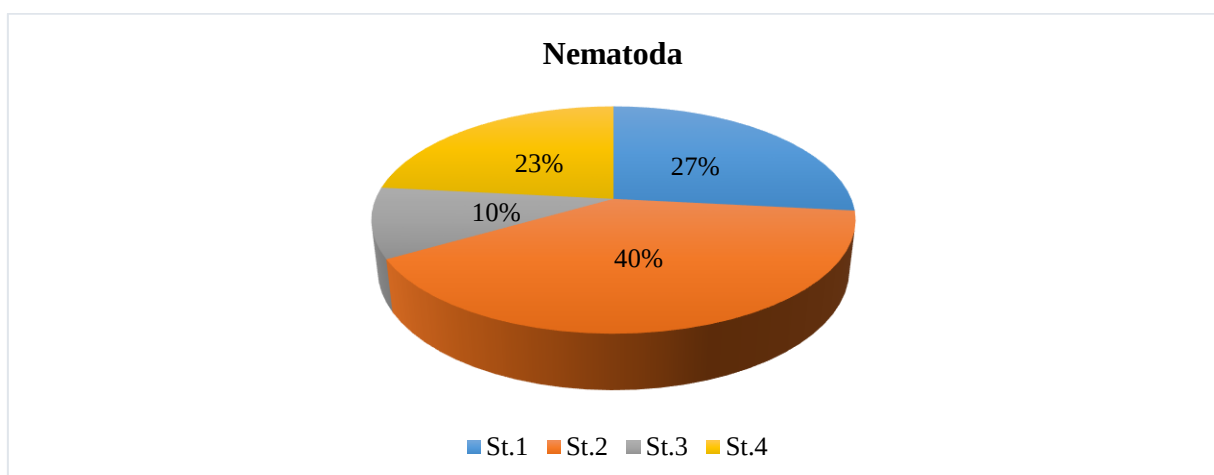


Figure 77 : Distribution spatiale en moyenne annuelle entre les sites de prélèvement des nématodes d'Oued M'zi.

4.2. Indices de diversité

Le résultat des indices de diversité est présenté dans le tableau 21. La plus grande diversité de Shannon-Weiner a été enregistrée à St. 3 avec 22 espèces : 17 Rotifera ; 02 Copepoda, 2 Cladocera et une seule espèce appartient à Nematoda. En revanche, la plus faible diversité de Shannon-Weiner a été enregistrée au site 2 avec 20 espèces : 16 Rotifera ; 2 Cladocera et 01 pour Nematoda et Copepoda. En outre, la diversité de régularité de Peilou a montré le même résultat que l'indice de diversité de Shannon-Weiner. La valeur la plus élevée a été enregistrée à St. 3 avec (0.84) et la plus basse à St. 2 avec (0.72). De même, il y avait également une tendance significative de la plus grande diversité de richesse de Margalef à St. 3 que les autres stations d'échantillonnage. La plus faible diversité de la richesse en Margalef était de 1.08 à St. 1 et la plus élevée de 1.45 à St. 3.

Tableau 21 : Indice zooplanctonique de Shannon-Weiner (H'), indice de régularité (J') et indice de Margalef (D) pour chaque station d'échantillonnage.

	Indice de Shannon-Weiner (H')	Indice de régularité (J')	Indice de Margalef (D)
St. 1	3.23	0.8	1.08
St. 2	3.14	0.72	1.38
St. 3	3.8	0.84	1.45
St. 4	3.7	0.83	1.39
Moyenne	3.4675	0.7975	1.325

4.3. Relation entre les espèces de zooplancton et les facteurs environnementaux

L'ACC a été utilisée pour découvrir l'association entre les variables environnementaux et la composition du zooplancton et permettra de reconnaître les facteurs qui influencent la structure de la communauté zooplanctonique. La figure 78 montre les triplots de l'échantillon de l'ACC concernant les gradients environnementaux qui peuvent influencer la structure de la communauté zooplanctonique. Sur la base du calcul de la valeur de dominance ($Y > 0.02$), 26 espèces dominantes dans les quatre sites de cette étude ont été choisies pour l'analyse. Le diagramme d'ordination de l'ACC pour les espèces de zooplancton et les variables environnementaux de l'eau est présenté à la figure 78. La longueur de la flèche est liée à l'importance de la composante. Ainsi, elle démontre des associations positives ou négatives avec l'axe. Nous avons remarqué que les pourcentages de variance et les valeurs propres de chaque site dans l'axe 1 étaient plus élevés que ceux trouvés dans l'axe 2. Une ACC a été établie entre 23 paramètres physicochimiques et les espèces de zooplancton. Les valeurs propres étaient égales à 0.31573 pour l'axe 1 et 0.18912 pour l'axe 2 aux stations d'échantillonnage.

Ainsi, ce résultat explique un pourcentage de corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les espèces de zooplancton égal à 49.92% pour l'axe 1 et 29.9 % pour l'axe deux (2) dans toutes les stations d'échantillonnage. Parmi les variables inclus dans l'ACC, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , T°C , K^+ , Ca^{2+} , MES, Cl^- , Mg^{2+} , Fe, pH et le TH affectent significativement la communauté zooplanctonique, la forte corrélation entre les variables environnementales et les espèces zooplanctoniques est différente dans chaque station, le premier axe est positivement associé au K^+ , *Lecane closterocerca*, *Lecane depressa*, *Lecane unguolata* et *Lepadella discoidea* Segers, par contre il était négativement corrélé avec PO_4^{3-} , Cl^- , HCO_3^- , Na^{2+} , *Daphnia pulex*, *Lecane pyriformis*, *Trichocerca obtusidens* et *Colurella geophila*. Le deuxième axe était corrélé positivement avec NH_4^+ , MES, Phéo, Mg^{+2} , *Trichocerca parvula*, *Rotaria rotatoria*, *Daphnia lumholtzi*, *Lepadella ovalis*. Le nitrate était représenté sur le deuxième axe et était corrélé positivement avec *Lecane closterocerca*, *Bosmina meridionalis*, *Colurella adriatica* et *Lepadella patellaa*. Ces résultats indiquent que le NO_3^- était le facteur dominant qui affectait les populations de zooplancton plus que toutes les autres variables environnementales en termes de composition et de distribution sur tous les sites d'échantillonnage et influençait la structure de la population de zooplancton. D'autre côté les tests de corrélation de Pearson (Fig. 79) confirme la haute corrélation positive entre le nitrate et *Bosmina meridionalis*, *Colurella adriatica* et *Lepadella patellaa* avec $r=0.88$ pour toutes ces espèces. *Daphnia lumholtzi*, *Trichocerca parvula* et *Rotaria rotatoria* étaient plus proches les uns des autres sur l'axe d'ordination de l'ACC, indiquant qu'ils ont une adaptation écologique similaire ; ils étaient positivement corrélés avec les Phéo et MES ($r=0.99$, $p=0.003$).

Le potassium était représenté sur le premier axe et était corrélé positivement avec *Lecane curvicornis*, *Lepadella discoidea* Segers, *Lecane unguolata* et *Lecane depressa* ($r=0.99$, $p=0.002$). *Dicranophorus biastis* et *Encentrum felis* étaient positivement corrélés avec le pH ce qui confirme qu'ils préfèrent vivre dans un milieu légèrement alcalin et ceci le cas de notre région. *Colurella geophila* était négativement corrélé avec le Cl^- ($r=-0.99$, $p=0.003$), alors que le calcium montre une corrélation positive avec *Lecane pyriformis* et *Daphnia pulex* ($r=0.99$, $p=0.007$). De plus le Mg^{2+} montre une association positive avec *Plectus murrayi* et *Lepadella ovalis*, deux autres paramètres importants qui sont le TH qui montre une corrélation positive avec *Lecane pyriformis*, bien que le Fer montre une corrélation négative avec *Encentrum felis* et *Copepoda nauplius*. L'orthophosphate montre une corrélation négative avec la majorité des espèces zooplanctoniques, sauf *Lepadella ovalis* elle a présenté une corrélation positive avec le PO_4^{3-} . *Trichocerca obtusidens*, *Trichocerca parvula* et *Rotaria rotaria* étaient positivement

Chapitre 04 : Ecologie et diversité des communautés zoo-planctoniques en relation avec les facteurs environnementaux.

corrélés avec l'oxygène dissous. Ce résultat est comparé à celui qu'ils ont trouvé dans une étude précédente (Banerjee et *al.*, 2018). Alors que Mishra et Saksena (1998) ont rapporté que la densité des rotifères était inversement proportionnelle à l'oxygène dissous dans la rivière Morur (Kalpi), polluée par des eaux usées urbaines, comprenant de multiples facteurs abiotiques et biotiques qui ont affecté leur abondance.

D'autre part, nous avons détecté l'effet de groupe entre les espèces de rotifères, dont *Lecane closteroerca* montre des corrélations positives avec *Lecane flexilis*, *Lepadella patellaa* et *Lepadella naplius*, ainsi *Lecane depressa* avec *Lecane curvicornis* et *Lecane ungulata* ce qui lui suggère qu'ils ont le même mode de vie. D'autre corrélation positive a été observée entre *Lecane ungulata* et *Lecane curvicornis*, ainsi entre *Lepadella naplius* et *Lecane flexilis*. En revanche, une forte corrélation négative a été détectée entre *Brachionus durgae* avec *Dicranophorus biastis* et *Lecane bulla bulla*, ces corrélations négatives peuvent être expliquées par les phénomènes d'antagonisme entre ces espèces, dont l'apparition d'une espèce peut faire la disparition d'une autre espèce.

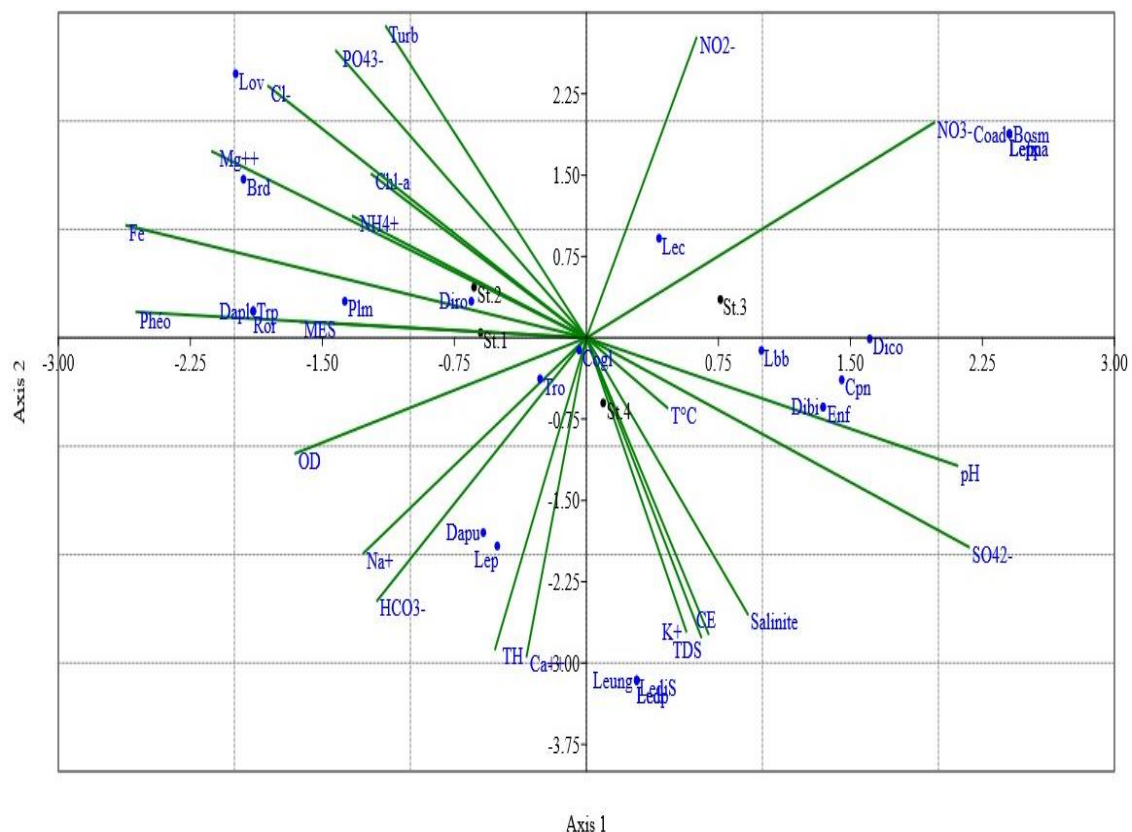


Figure 78 : Triplot d'ordination CCA montrant les relations zooplancton-environnement d'Oued M'zi et ses zones adjacentes.

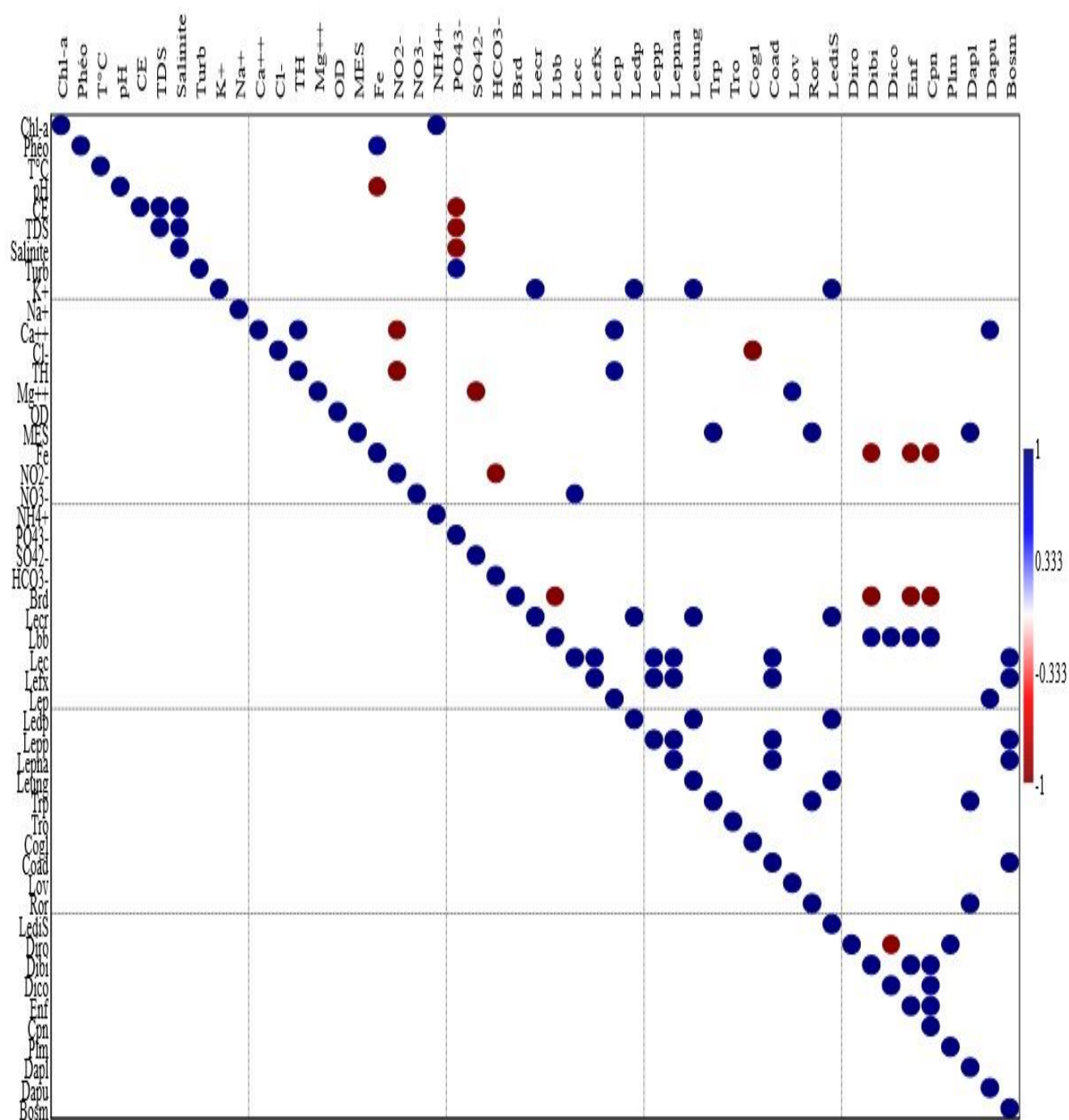


Figure 79 : Corrélation de Pearson (r) entre les espèces de zooplancton et les variables environnementaux dans différentes stations d'Oued M'zi.

4.4. Discussion

4.4.1. Diversité et distribution des espèces de zooplancton

La dominance des rotifères dans l'Oued M'zi est due à la prolifération de *Colurella geophila*, *Dicranophorus robustus*, *Lecane closterocerca* et *Trichocerca obtusidens* en toutes saisons, associée aux concentrations en nitrates, phosphates et au taux d'oxygène dissous. Une telle situation peut s'expliquer par le fait qu'en milieu désertique, les eaux sont relativement calmes et présentent de nombreux aspects favorables à la croissance des Rotifères, ce qui n'est pas le cas en période d'inondation où les vents et les flux importants sont indésirables à l'installation des espèces planctoniques (Appiah et *al.*, 2018). Il a ensuite proposé que la température de l'eau soit parmi les facteurs les plus significatifs influençant l'occurrence saisonnière de la structure de la population de zooplancton. Pour les copépodes en automne et en été, les espèces les plus communes étaient *Macrocyclops albidus* et *Copepoda nauplius*. Pour les rotifères, les espèces dominantes étaient *Lecane bulla bulla*, *Colurella geophila* et *Dicranophorus robustus* au printemps et en été dans les quatre stations étudiées. De plus, l'abondance du zooplancton peut varier selon les espèces et l'abondance des poissons dans les différentes stations. Ce serait l'une des raisons pour lesquelles la densité de zooplancton est plus ou moins élevée dans l'Oued. Les nématodes ont également montré quelques variations à chaque saison ; la valeur la plus élevée a été enregistrée avec 1318.8 ind/L au printemps et la plus basse en automne 282.6 ind/L. La densité totale de Rotifera était significativement plus élevée que celle des autres zooplanctons dans la gamme de 2827.1 et 25009.3 ind/l. En comparaison, la densité la plus faible (seulement 377.93 ind/L) a été rapportée à la St. 3 en automne. Ces variations entre les sites sont expliquées par leur exposition aux différents facteurs tels que l'industrie, l'agriculture et les activités anthropiques. Dans notre étude, la diversité du zooplancton était la plus élevée au printemps et en été plutôt que pendant les autres périodes d'échantillonnage. Cela peut être dû aux températures printanières favorables (10 à 20°C) avec une variété importante d'espèces (telles que la famille des *Lucanidae*, *Trichocercidae*, *Lepadellidae* et *Dicranophoridae*) complétant la diversité du zooplancton dans le plan d'eau. Selon les résultats de Bouazzara et *al.* (2020a), les cyanobactéries étaient habituellement répandues dans le St. 4 qui est situé après avoir reçu l'eau du barrage de Tadjmout et spécialement au printemps, l'abondance des cyanobactéries dans cette station peut suggérer le nombre accru de ressources disponibles pour le zooplancton. Une autre raison potentielle est que les écosystèmes du cet oued étaient plus diversifiés en raison de la variété de la végétation aquatique au printemps et en été, comme les plantes émergentes et submergées.

Les communautés de zooplancton du bassin de l'Oued M'zi étaient très nombreuses, montrant que les conditions hydrologiques prévalant sur les sites d'étude permettent l'évolution du zooplancton dans cet oued. Les communautés de zooplancton étaient principalement dominées par les rotifères (89%), tandis que les crustacés (copépodes et cladocères) étaient peu nombreux. Les rotifères dominent souvent les assemblages de zooplancton dans les eaux douces, car ils ont un mode de reproduction parthénogénique et un taux de croissance élevé, ils peuvent donc se développer dans des systèmes dont le temps de séjour est relativement court, comme par exemple les systèmes d'eau douce. Grâce à leur manière reproductive, les rotifères peuvent optimiser leur développement dans des conditions favorables et couvrir un large éventail de conditions environnementales, car ils présentent une grande tolérance à la température, à la concentration en oxygène, à la turbidité ou encore à certains polluants.

La variabilité saisonnière du zooplancton a été clairement mise en évidence contrairement aux communautés de printemps (mars et avril) et d'été (juin, juillet et août) et était principalement associée à des températures plus élevées en été et à des indicateurs de développement du phytoplancton printanier (concentrations plus élevées d'OD et Chl-*a*). Bien que les rotifères aient été majoritairement retrouvés en toutes saisons, les résultats ont indiqué une séquence saisonnière dans la composition du zooplancton, alors que les mois de juin et juillet étaient caractérisés par des valeurs indicatrices élevées pour les rotifères et en été surtout pour Dicranophoridae et Lecanidea, en été, les taxons indicateurs comprenaient à la fois des rotifères et des crustacés en juillet et août (copépodes et cladocères). Nous suggérons que la température est un facteur important dans la structuration des communautés zooplanctoniques. L'association des cladocères et des copépodes aux températures élevées est ici confirmée par leur abondance en août. Les crustacés commencent leur développement printanier plus tard que les rotifères, sont souvent plus abondants en été et bénéficient également d'un débit réduit dans certains systèmes. L'augmentation de l'abondance des crustacés (*Daphnia pulex*) peut également avoir une influence négative sur les rotifères, les premiers supprimant les seconds par compétition trophique, prédation ou interférence mécanique (Baranyi *et al.*, 2002). La concentration de Chl-*a* en tant qu'indicateur de la biomasse phytoplanctonique était plus élevée en juin qu'en juillet et était un prédicteur positif des rotifères. Plus précisément, la Chl-*a* était associée aux espèces de rotifères les plus abondantes, comme le montre l'analyse d'ACC. En juin et en juillet, les concentrations de OD, Pheo et Chl-*a* ont toutes atteint des valeurs maximales dans l'Oued M'zi, où l'abondance des espèces de rotifères dominants était également maximale. Par addition, la

concentration de phéopigments était encore supérieure à celle de Chl-*a*, qui a suggéré une mortalité élevée de phytoplancton dans cet Oued.

Les différences saisonnières observées dans les communautés de zooplancton peuvent également être liées à celles du phytoplancton, car les concentrations de Chl-*a* et d'OD diffèrent considérablement entre le printemps et l'été. Les concentrations élevées de Chl-*a* au printemps suivi d'une baisse de la biomasse du phytoplancton en été est couramment observé dans les rivières et associé aux brouteurs. Cette séquence saisonnière pourrait être assimilée à la phase d'eau claire observée dans les oueds, conditions hydrologiques généralement prédominantes dans la régulation du phytoplancton (Lair, 2006). La dynamique des brouteurs et leur impact sur le phytoplancton peuvent également être considérables dans ces systèmes à faible débit. En conclusion, les facteurs physico-chimiques examinés dans la présente étude ont indiqué que la saisonnalité était le principal facteur conduisant à la diversification des communautés de zooplancton dans la zone d'étude, les communautés printanières dominées par les rotifères et les nématodes et les communautés d'été-automne ayant une plus grande importance montrée par des copépodes et crustacés.

L'indice de similitude calculé est supérieur à 52% entre l'ensemble des stations d'études sauf entre la St. 2 et 3, où nous avons observé une similitude de 47%. Cela s'interprète par la moindre association géographique des communautés de zooplancton avec des sites d'échantillonnage éloignés ou proches, en revanche, certains endroits très éloignés abritaient des communautés de zooplancton comparables, dont certaines sont caractérisées par des espèces indicatrices, suggérant l'influence de conditions assez locales suffisamment similaires pour favoriser des communautés zooplanctoniques similaires malgré l'éloignement et un rôle réduit de l'hydrologie. Quelle que soit la raison de cette hétérogénéité, ces résultats soulignent la nécessité d'établir des réseaux de surveillance du zooplancton dans des zones physico-économiques apparemment suffisantes. Des études plus détaillées sur les sources de pollution et les interactions trophiques sont donc nécessaires.

Leur relation avec le facteur environnemental peut expliquer ces diversités selon le résultat de corrélation ; il y avait une tendance significative de l'impact du facteur environnemental sur la diversité. L'analyse de corrélation (Pearson, PAST) a montré que l'indice de diversité de Shannon-Weiner était positivement corrélé avec le pH et le SO_4^{2-} ($r = 0.78$; $r = 0.85$) et négativement corrélé avec le PO_4^{3-} , Fe, Mg^{2+} , Cl^- et Phéo ($r = -0.7, -0.91, -0.81, -0.8$ et -0.82), ce qui signifie qu'une faible quantité de SO_4^{2-} pourrait limiter la distribution des espèces de zooplancton. Comme ils préfèrent un environnement légèrement alcalin selon leur forte

corrélation avec le pH, un niveau élevé de PO_4^{3-} , Fe, Mg^{2+} , Cl^- et de Phéo pourrait influencer leur distribution ce qui explique son négative corrélation avec ces paramètres. L'indice de régularité de Peilou était positivement corrélé avec le SO_4^{2-} , la salinité le TDS et la conductivité ($r = 0.98, 0.82, 0.74$ et 0.75) et négativement avec le PO_4^{3-} et le Mg^{2+} ($r = -0.86, -0.99$). Ceci explique que la répartition des zooplanctons et en relation avec les éléments minéraux de l'eau. La valeur de l'indice de richesse de Margalef était positivement corrélée avec le pH ($r = 0.88$) et négativement avec l'oxygène dissous, MES, Pheo et le NH_4^+ ($r = -0.95, -0.97, -0.95$ et -0.86). L'indice de diversité de Shannon-Weiner se situait en moyenne entre 3.14 et 3.8, une valeur supérieure à celles rapportées dans les études précédentes qui utilisaient des mailles plus fines (Wang et al., 2019a). La valeur de Shannon-Weiner était plus élevée dans la zone influencée par la matière organique où elle indique que tous les sites d'échantillonnage étaient oligosaprobiques et qu'il y a conformité avec la norme d'évaluation des indices de biodiversité. La valeur de l'indice de Pielou-evenness avait un modèle de distribution similaire à celui de la diversité de Shannon-Weiner, avec une moyenne de 0.79, la valeur était élevée par rapport à d'autres études (Wang et al., 2019b; Appiah et al., 2018). La valeur de régularité reflète la distribution plus ou moins homogène des espèces dans le milieu de l'étang au moment de l'échantillonnage. Ainsi, selon notre résultat, cette valeur élevée indique une distribution égale des espèces. L'indice de diversité de Margalef était en moyenne de 1.08 à 1.45, une valeur inférieure à celle trouvée par Wang et al. (2019b) et Ayub et al. (2018). Cette valeur pourrait s'expliquer par la nature de la région étudiée et l'influence des éléments nutritifs sur leur distribution. Il est montré que le sulfate, l'ammonium et le phosphate ont une forte corrélation avec les indices de diversité. Le niveau élevé de sulfate dans la zone d'étude pourrait être dû à la nature géologique de la roche mère et à la terre de la région. Le niveau le plus élevé d'ammonium a été signalé en hiver et en automne dans les stations les plus vulnérables à la lixiviation et aux activités anthropiques, en partie en raison de l'utilisation intensive d'engrais azotés et de la minéralisation finale (Rodier, 2009). Ainsi, le phosphate joue un rôle crucial dans la productivité primaire de l'écosystème aquatique en favorisant la croissance des organismes et en limitant la production des espèces aquatiques.

4.4.2. Relation entre la communauté zooplanctonique et les facteurs environnementaux

A partir de notre analyse ACC et de la corrélation de Pearson, la densité des espèces dominantes s'est avérée être fortement influencée par NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , T°C , K^+ , Ca^{2+} , MES, Cl^- , Mg^{2+} , Fe, pH, OD et le TH. *Rotaria rotatoria*, *Trichocerca parvula* et *Daphnia lumholtzi* étaient positivement corrélés avec la température, ce qui suggère qu'ils préfèrent vivre dans un

environnement à température élevée et à oxygène dissous élevé. D'autre part, *Lepadella ovalis* était négativement corrélé avec T°C ; il est expliqué que la température basse ou élevée a un impact direct sur sa distribution. *Lecane unguolata*, *Lecane curvicornis* et *Lecane depressa* étaient positivement corrélés avec le pH et la conductivité, ils habitent une large salinité et un environnement alcalin et négativement avec NO₂⁻ ne supportent pas l'élévation de la concentration de nitrite dans l'environnement. *Dicranophorus biastis*, *Encentrum felis*, *Copepoda nauplius* étaient positivement corrélés avec le sulfate, ce qui est suggéré pour être inclus dans leur cycle de vie et essentiel pour leur développement. Cela suggère que ces espèces de zooplancton peuvent avoir une plus grande tolérance au sulfate que les autres espèces co-occurentes. D'autre part, *Bosmina meridionalis* en tant que cladocère et *Colurella adriatica* en tant que rotifère sont plus proches l'un de l'autre dans l'ordination ACC, ils ont montré une forte corrélation avec NO₃⁻ et la température de l'eau (r=0.8), il est expliqué qu'ils sont tous deux influencés par la présence de nitrate, même si elles ont été incluses dans des taxons différents. L'étude précédente a montré que ces deux espèces sont positivement corrélées avec la température, comme Xiaoyu et *al.* (2014) ont rapporté une corrélation positive entre les cladocères et les rotifères avec l'azote et la température. La majorité des espèces ont montré une relation négative avec PO₄³⁻, le phosphate étant généralement le principal facteur modifiant la composition du groupe zooplanctonique. En conséquence, Li et Chen (2020) ont rapporté que la dynamique des populations de zooplancton se modifie lorsque le phosphate augmente, confirmant que le phosphate était généralement le facteur le plus crucial influençant les populations de zooplancton par le PO₄³⁻.

Chapitre 05 :
**Impact des paramètres
physicochimiques sur la croissance des
cyanobactéries (*Gloeocapsa sp*).**

Chapitre 05 : Impact des paramètres physicochimiques sur la croissance des cyanobactéries (*Gloeocapsa* sp).

5.1. Caractéristique physicochimique de l'échantillon d'eau

Les analyses physico-chimiques des eaux de barrage inféro-flux (Tadjmout-Laghouat) ont montrés que le pH de milieu était légèrement alcalin, la température de l'eau était 17.3°C, la variation de la température des eaux est en lien avec celle de la température atmosphérique saisonnière. La conductivité électrique permet d'avoir une idée sur la salinité et les TDS de l'eau qui sont respectivement d'une valeur de 2224 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 110 mg/L et 1108 mg/L, cette conductivité élevée traduit soit des pH anormaux, soit une salinité élevée (Rodier, 2009). L'oxygène dissous dans les eaux provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques, la concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs tels que :

- La température : l' O_2 diminue quand la température augmente.
- La salinité : l' O_2 diminue quand la salinité augmente.

Dans notre étude sa valeur était de 10.31 mg/L. Le contenu en chlorophylle-*a* constitue une mesure sensible de la quantité d'organismes photosynthétiques et d'algues et, en ce sens, du degré d'eutrophisation de l'eau sa valeur était de 8.811mg/m³. Ces paramètres physico-chimiques ont été choisis en fonction des facteurs favorisant la prolifération cyanobactérienne et sont présentées dans le tableau 22.

Tableau 22 : Caractéristiques de l'échantillonnage de l'eau (température de l'eau, pH, salinité, conductivité (CE), TDS, oxygène dissous et chlorophylle-*a* dans le barrage de Tadjmout au mois de février 2020.

Température d'eau	pH	Conductivité	Salinité	TDS	Oxygène dissous	Chlorophylle- <i>a</i>
17.3	7.98	2224	110	1108	10.31	8.811

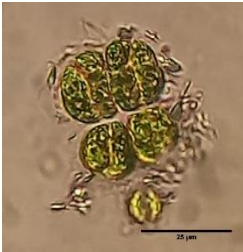
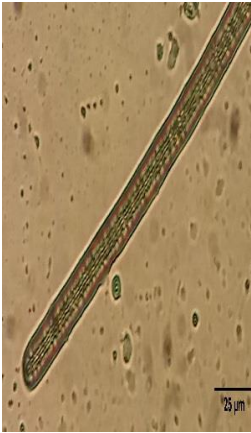
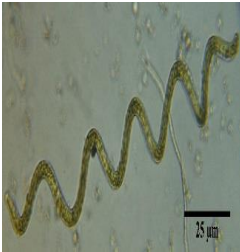
* L'unité de CE: $\mu\text{S}/\text{cm}$; TDS: mg/L; Chl-*a*: mg/m³; autres: mg/L, à l'exception du T°C et du pH.

5.2. Morphologie, énumérations et isolement des cyanobactéries

Au cours de la période d'étude, l'observation des caractères morpho anatomiques des genres du cyanobactéries récoltées dans le barrage inféro-flux Tadjmout nous a permis d'identifier 05 espèces selon les clés de détermination (Bourrelly, 1985 ; Cyanophyta (Desikachary, 1959) ; Freshwater Algae (Bellinger, 2010)). L'étude *In-Vitro*, ainsi l'observation microscopique nous permet d'obtenir la morphologie de chaque espèce et de déterminer la masse algale de l'échantillon, comme c'est indiquer dans le tableau 23.

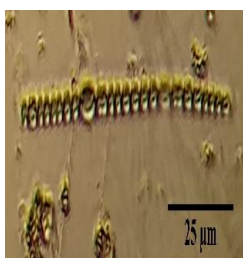
Chapitre 05 : Impact des paramètres physicochimiques sur la croissance des cyanobactéries (*Gloeocapsa* sp).

Tableau 23 : Description de la morphologie, reproduction et estimation de la biomasse des espèces isolées.

Espèces isolées	Nombre (ind/L)	Morphologie	Reproduction
<i>Merismopedia</i> sp 	1154.4	Forme ovoïde ou sphérique et disposé en rangées et plats, formant des colonies rectangulaires maintenues ensemble par une matrice mucilagineuse.	Se reproduisant spécifiquement par fission, la division cellulaire ne se produit que dans deux directions.
<i>Gloeocapsa</i> sp 	14130	<i>Gloeocapsa</i> est généralement sphérique entre 1 et 17 µm de diamètre, agrégée en une masse macroscopique mucilagineuse et amorphe qui colonise les substrats pierreux humides et, moins souvent, l'écorce des arbres ou les milieux aquatiques (métaphyton ou plancton).	La reproduction asexuée se fait par division cellulaire avec trois plans de division mutuellement perpendiculaires.
<i>Oscillatoria limosa</i> 	4239	Les trichomes sont droits ou courbés, simples ou en groupes, flottant librement ou attachés. Ils peuvent être courts ou très longs. Les trichomes peuvent être capables d'un mouvement glissant et d'une légère ondulation (mouvement oscillatoire). Les trichomes peuvent être de couleur bleu-vert, vert olive, rougeâtre ou brunâtre. Les formes flottantes ont souvent des vacuoles de gaz. Cellules 1 à 60 µm de large, plus longues ou plus courtes que larges. Les parois transversales des cellules peuvent être ou non rétrécies selon les espèces.	La reproduction se fait uniquement par des méthodes végétatives : fragmentation et hormogonie. L'hormogonie peut se développer en un nouveau filament plus long. Les ruptures du filament se produisent généralement là où se trouvent des cellules mortes (necridia).
<i>Spirulina</i> sp 	765.8	Les trichomes cylindriques sont tordus en une spirale ou une hélice très régulière, où les parois transversales des cellules sont souvent obscures. Des vacuoles de gaz peuvent être présentes. Les trichomes ont un diamètre de 1 à 8 µm selon les espèces. La spiruline est très répandue dans les eaux douces et les milieux saumâtres.	Reproduction asexuée « scissiparité », s'effectue par division des filaments.

Chapitre 05 : Impact des paramètres physicochimiques sur la croissance des cyanobactéries (*Gloeocapsa* sp).

Anabaena sp



910.1

Les trichomes sont d'une largeur uniforme sur toute leur surface avec une couche de mucilage amorphe et souvent peu visible. Les filaments peuvent être droits, courbés ou enroulés selon l'espèce. Certaines espèces produisent des vacuoles de gaz et peuvent former des fleurs. Les cellules ont la forme d'une perle ou d'un tonneau, d'une largeur de 3.5-14 μm. Les hétérocystes sont sphériques et les akinetes sont arrondis ou cylindriques, produits à côté des hétérocystes, et sont fréquents dans les populations naturelles. Les cellules sont arrondies ou en forme de tonneau, ce qui donne au filament l'apparence d'un collier de perles.

La reproduction s'effectue que par méthodes asexuées: fragmentation et hormogonie.

5.3. Aspect macroscopique et microscopique des cultures de cyanobactéries isolées

5.3.1. Aspect macroscopique

L'observation des caractères morphologiques des cyanobactéries récoltées dans le barrage de Tadjmout au cours de ce travail, nous a permis d'identifier le genre *Gloeocapsa* sp. L'aspect macroscopique des cultures de *Gloeocapsa* sp isolée après 15 jours d'incubation est représenté dans la figure 80.

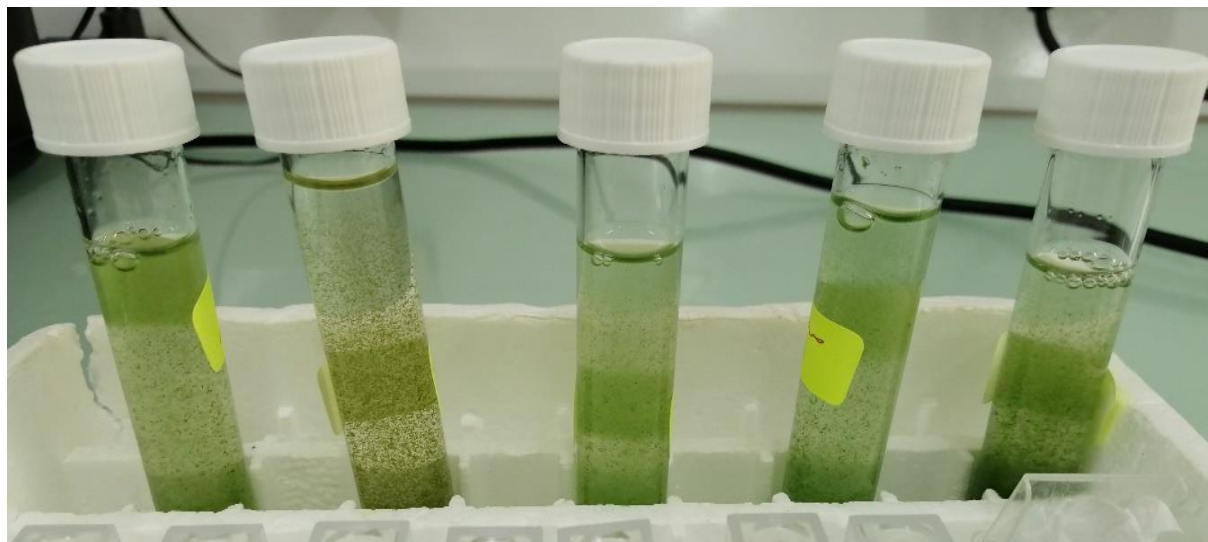


Figure 80 : Aspect macroscopique des cultures de *Gloeocapsa* sp isolée après 15 jours d'incubation.

5.3.2. Aspect microscopique

Les cellules sphériques, non flagellées, ne forment pas de filaments, mais sont solitaires ou forment des groupes de 2, 4 ou 8 cellules dans des masses gélatineuses (Fig. 81). Chaque cellule est entourée d'une épaisse gaine mucilagineuse homogène ou lamellée de couleur jaune, brune, rouge ou même bleue ou violette.



Figure 81 : *Gloeocapsa* sp sous microscope optique à l'objectif Gr. X40.

5.4. Croissance des cultures de *Gloeocapsa* sp sur les différentes conditions de culture

L'influence de facteurs abiotiques tels que la température, le pH et la salinité sur la croissance de *Gloeocapsa* sp a été déterminée en mesurant sa densité optique et en quantifiant le pigment chlorophyllien après deux jours pendant 14 jours d'incubation (Fig. 82).

Chapitre 05 : Impact des paramètres physicochimiques sur la croissance des cyanobactéries (*Gloeocapsa* sp).

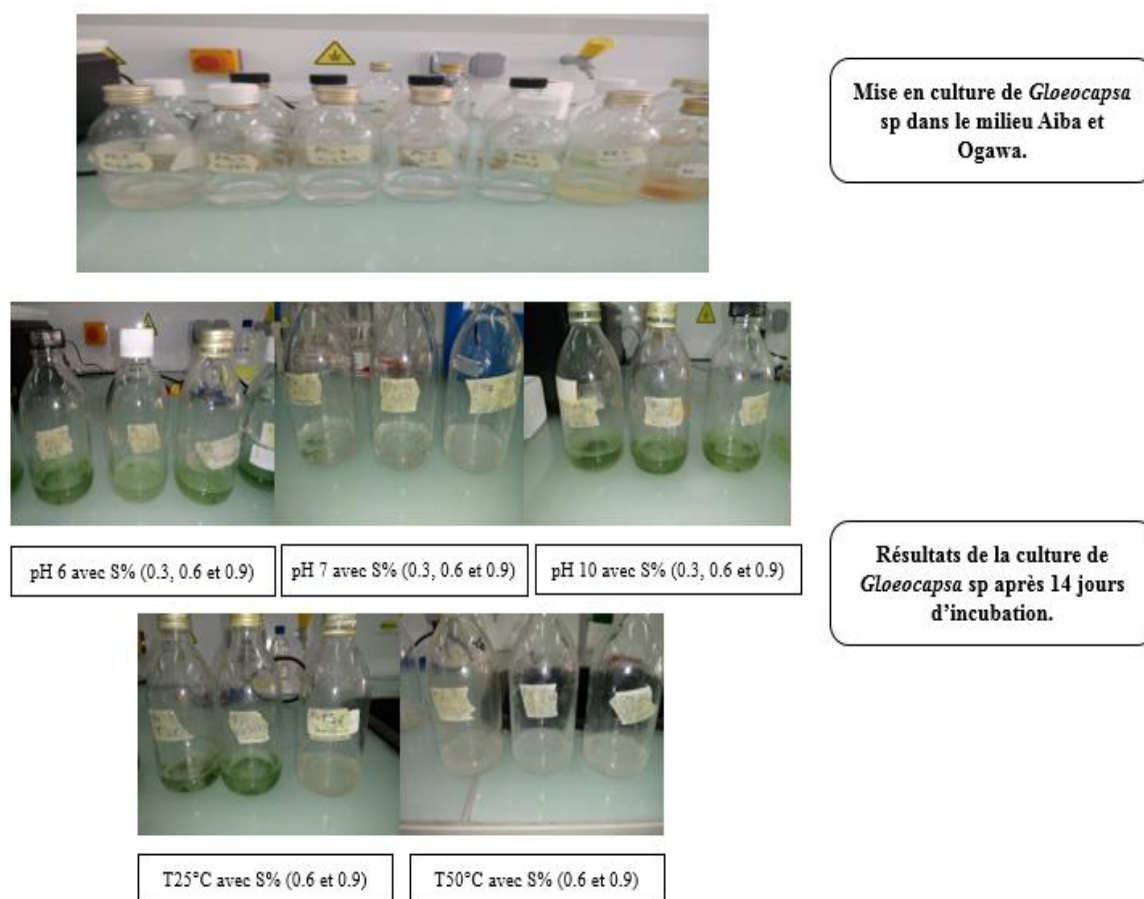


Figure 82 : Les cultures de *Gloeocapsa* sp sur différentes conditions environnementales avant et après 14 jours d'incubation.

5.4.1. Effet du pH sur le taux de croissance de *Gloeocapsa* sp combiné à différentes variations de salinités.

La croissance de *Gloeocapsa* sp dans différentes conditions de pH est illustrée à la figure 83. *Gloeocapsa* sp préférait un pH neutre à alcalin, tandis que le taux de croissance le plus élevé était à pH 10 avec une densité optique moyenne de 0.769 après six jours d'incubation et à pH 7 avec 0.548 après huit jours d'incubation. *Gloeocapsa* sp pouvait croître à pH acide, mais les densités cellulaires étaient toutes relativement plus faibles qu'à pH alcalin. La croissance de *Gloeocapsa* sp a été significativement affectée par un pH plus faible, mais les algues ont néanmoins pu se développer pendant les 14 jours de la période de culture.

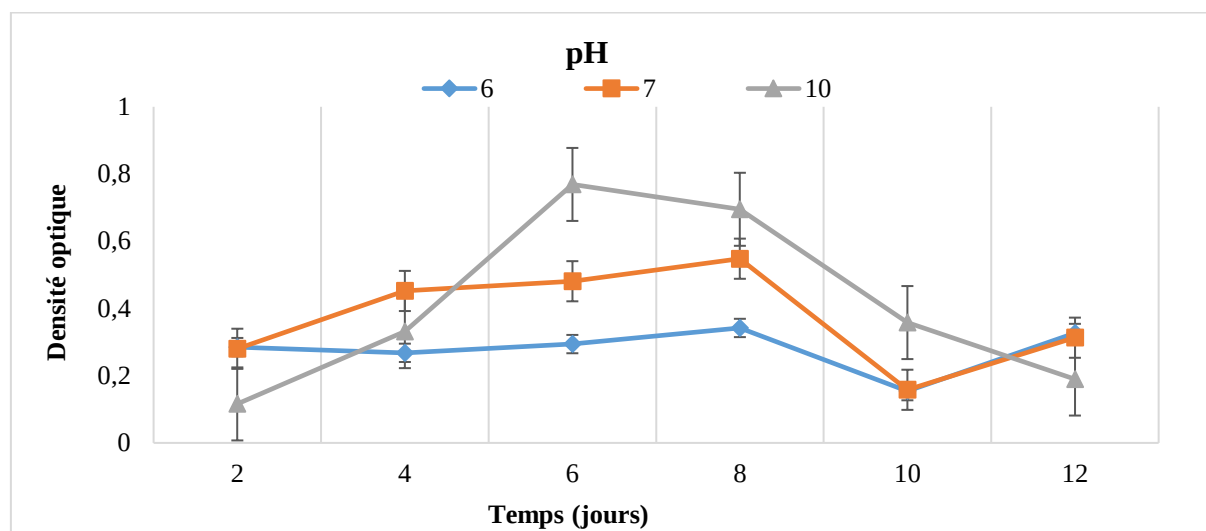


Figure 83 : Taux de croissance de *Gloeocapsa* sp isolés d'échantillons d'eau du barrage de Tadmout (mesurés en densité optique) à des pH variables.

Le pH alcalin a été choisi pour une croissance optimale de *Gloeocapsa* sp et il a été montré que le taux de croissance était différent et important dans les trois conditions de salinité (Fig. 84). La densité optique était comprise entre 0.207 et 0.963, et la valeur maximale a été observée à pH 10 à une salinité de 0.9% après 12 jours de croissance avec une valeur de 0.963.

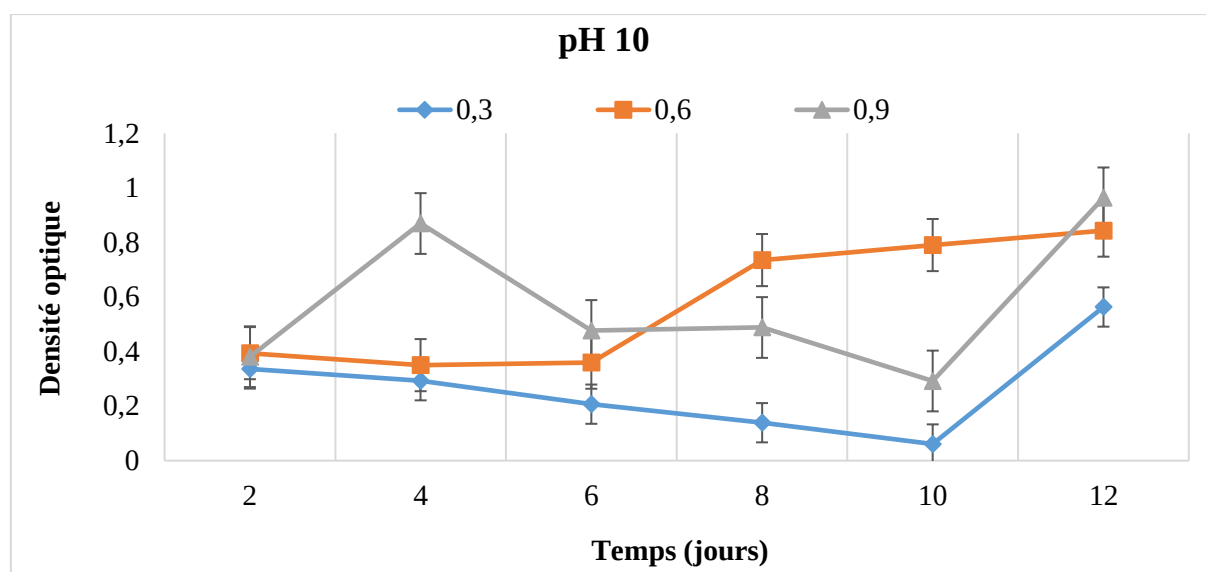


Figure 84 : Taux de croissance de *Gloeocapsa* sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadmout (mesuré en densité optique) à pH 10 à des salinités variables (0.3, 0.6 et 0.9%).

Le taux de croissance n'a pas montré beaucoup de variation avec le changement de pH entre 6 et 7 à différente variation de salinité, (Fig. 85 et Fig. 86) qui était inférieur par rapport la condition alcaline. Ainsi, la valeur de la densité optique était approximativement semblable

Chapitre 05 : Impact des paramètres physicochimiques sur la croissance des cyanobactéries (*Gloeocapsa* sp).

sauf pour pH 6/S 0.9% et pH 7/S 0.9% tandis que la valeur maximale atténuée 0.161, 0.231 respectivement.

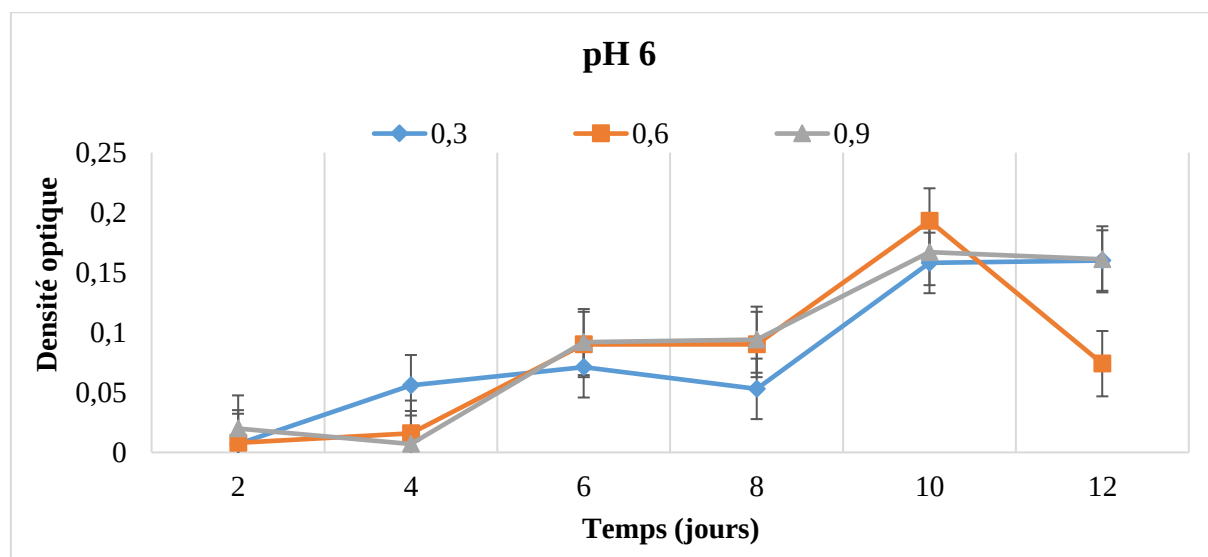


Figure 85 : Taux de croissance de *Gloeocapsa* sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadjmout (mesuré en densité optique) à pH 6 à des salinités variables (0.3, 0.6 et 0.9%).

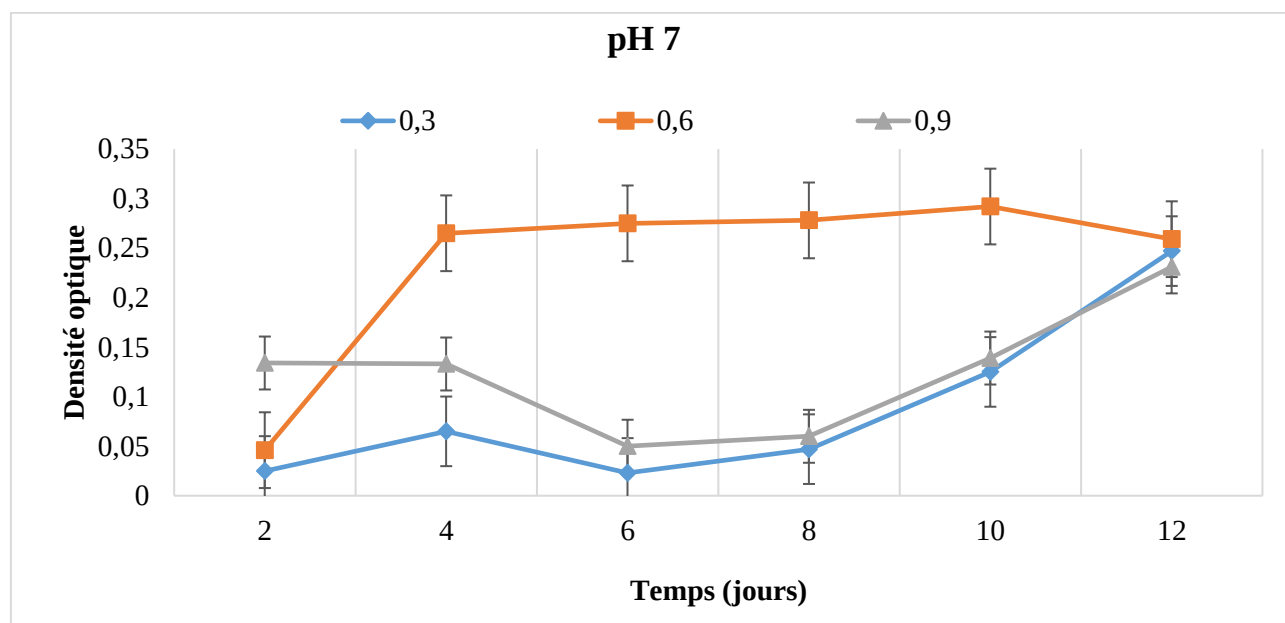


Figure 86 : Taux de croissance de *Gloeocapsa* sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadjmout (mesuré en densité optique) à pH 7 à des salinités variables (0.3, 0.6 et 0.9%).

Une ANOVA à un facteur a indiqué des différences dans la température de croissance optimale, le pH et la salinité des organismes utilisés dans notre expérience ($F_{21, 110} = 3.393$; $P = 1.572E-05$). Les différences entre les traitements de pH étaient les plus prononcées à pH 10 combiné avec 0.6 et 0.9 % de NaCl avec un impact significatif ($p=0.035$, $p=0.036$) respectivement. Le pH 7 avait également un impact significatif ($p=0.02$) à 0.9 % de NaCl.

5.4.2. Effet de la température sur le taux de croissance de *Gloeocapsa* sp combiné à différentes variations de salinités

Gloeocapsa sp pousse bien à basse température de 25°C. L'expérience montre qu'au bout de 8 jours, la biomasse à 25°C est supérieure à celle de 50°C (Fig. 87), et la densité optique moyenne atteint 0.723. La température avait une influence significative sur les taux de croissance de l'isolat *Gloeocapsa* sp à 25°C ($p = 0.011$), mais n'avait pas d'influence significative sur le taux de croissance de l'isolat à 50°C ($p = 0.691$). L'influence de la température sur la morphologie des algues variait considérablement et avait une forte corrélation entre la température associée à une salinité élevée et la biomasse de *Gloeocapsa* sp et a montré la meilleure croissance dans ces conditions.

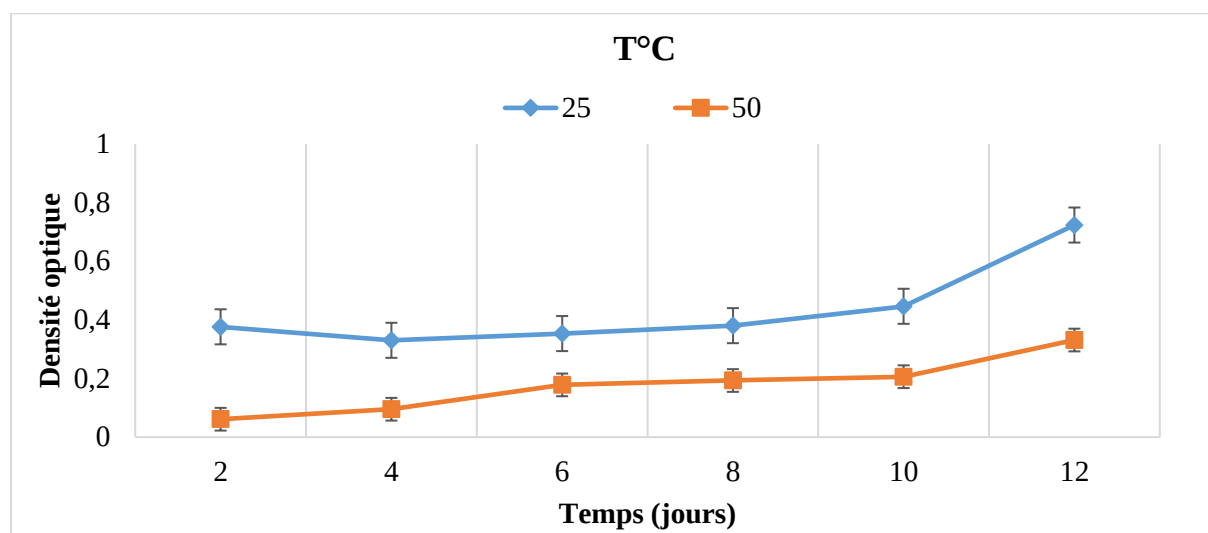


Figure 87 : Taux de croissance de *Gloeocapsa* sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadjmout (mesuré en densité optique) à température variable.

La température de 25°C à différentes salinités (Fig. 88) a montré que la concentration 0.6% était plus adéquat pour la croissance de *Gloeocapsa* sp ($p=0.01$), elle avait une phase de latence claire dans la croissance. La phase de croissance exponentielle a commencé au 8^{ème} jour de l'expérience, et elle s'est atténuée à 1.065 après 12 jours d'incubation. D'autre part, la croissance à 50°C (Fig. 89) a montré que le 0.9% de NaCl était plus approprié pour la croissance à cette température, et l'optimum de croissance était très significatif ($p=0.006$) à une valeur de 1.31 après 12 jours d'incubation.

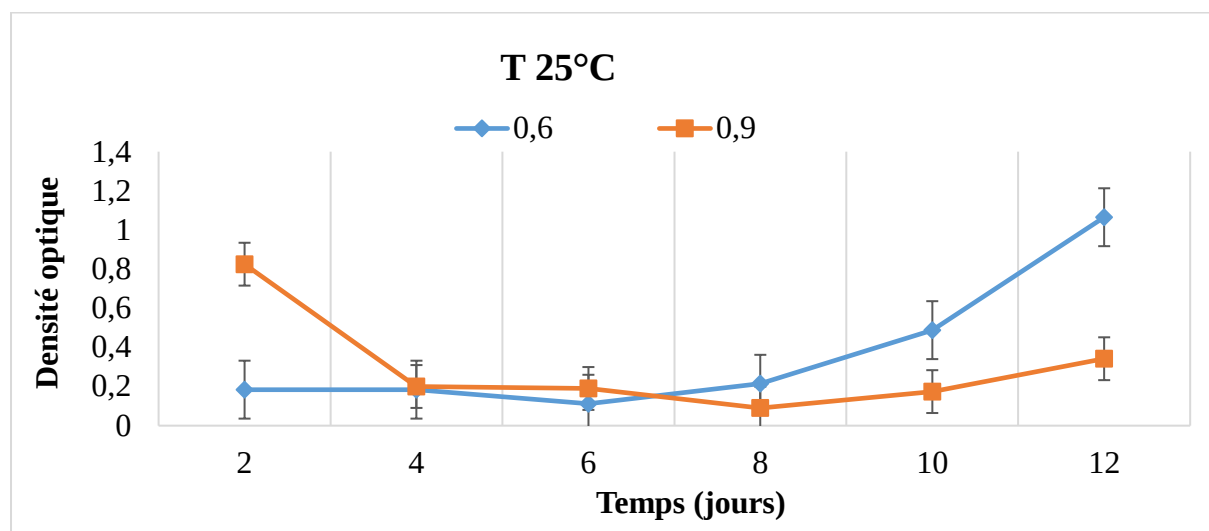


Figure 88 : Taux de croissance de *Gloeocapsa* sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadjmout (mesuré en densité optique) à une température de 25°C à une salinité variable (0.6 et 0.9%).

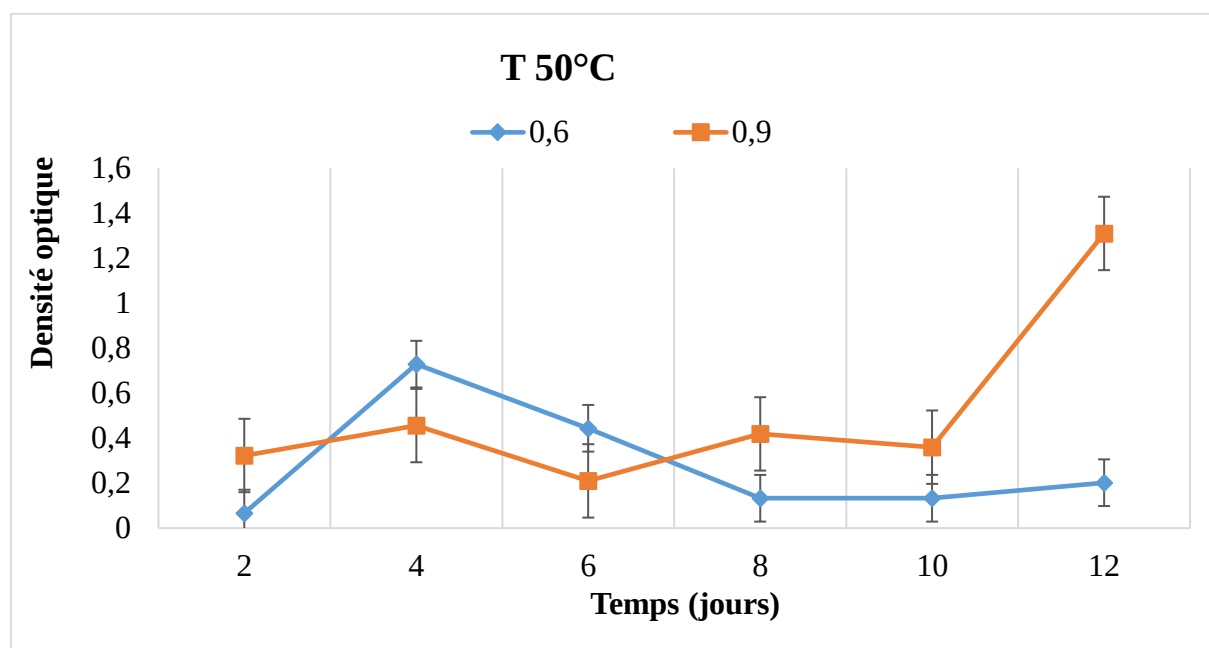


Figure 89 : Taux de croissance de *Gloeocapsa* sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadjmout (mesuré en densité optique) à une température de 50°C à une salinité variable (0.6 et 0.9%).

5.4.3. Effet de la salinité sur le taux de croissance de *Gloeocapsa* sp

La salinité joue un rôle important dans la croissance de la plupart des espèces de cyanobactéries et dans l'étude actuelle, les salinités différaient significativement (Fig. 90). *Gloeocapsa* sp a été trouvé capable de s'adapter à différentes conditions, bien qu'ils puissent survivre et se développer à différentes conditions de salinités. La concentration 0.1% de NaCl était optimal

Chapitre 05 : Impact des paramètres physicochimiques sur la croissance des cyanobactéries (*Gloeocapsa* sp).

pour la croissance et la production de biomasse, ou la mesure de densité optique se fluctue entre 0.497 et 1.251 pendant tous les jours d'incubation. En outre, la croissance à d'autres conditions de salinité était importante et elle a atténué une valeur maximale de 0.718 à 0.6 % après 12 jours. La croissance de *Gloeocapsa* sp a été significativement affectée et a diminué à la concentration de sel la plus élevée par rapport au premier jour de la période d'incubation (0.1% de NaCl). Cependant, il a une période de croissance exponentielle commençant le 8^{ème} jour de l'expérience et affecte la croissance optimale de 1.173 à 0.9% NaCl le 12^{ème} jour.

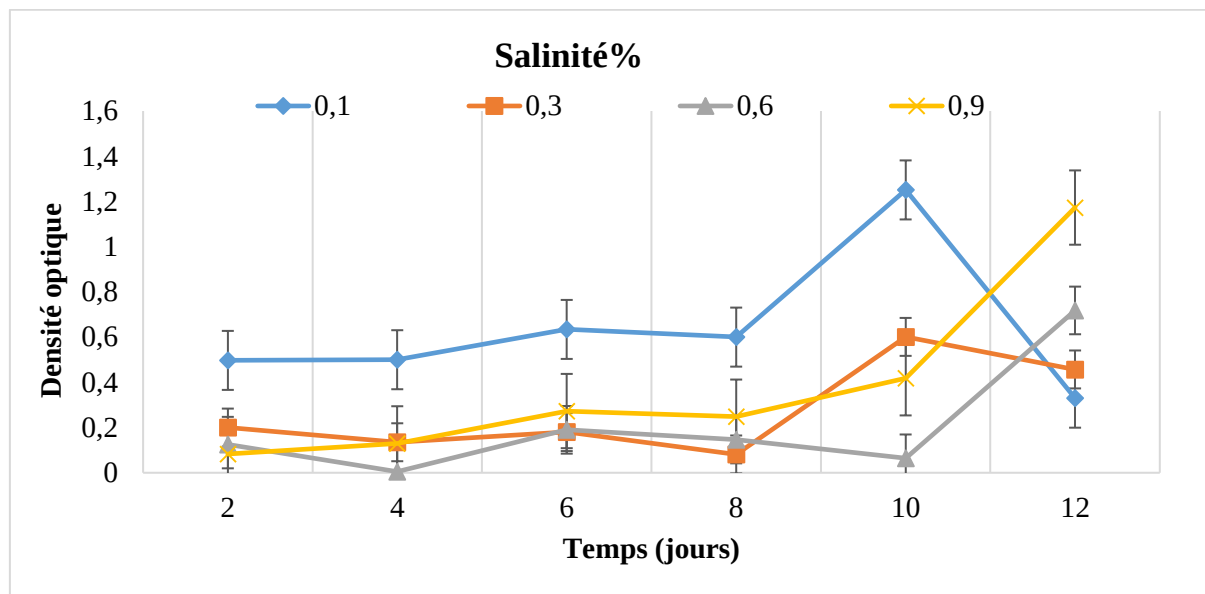


Figure 90 : Taux de croissance de *Gloeocapsa* sp isolé à partir d'échantillons d'eau du barrage de Tadmout (mesuré en densité optique) à différentes concentrations de salinités.

5.5. Estimation de la chlorophylle-a

L'adaptation de *Gloeocapsa* sp à différents facteurs environnementaux a provoqué des changements visibles de pigmentation. La couleur des cellules qui se sont développées lors d'une croissance optimale était bleu verdâtre, en particulier à pH 10 avec différentes salinités (Fig. 91) et à 25°C avec différentes salinités (Fig. 92). Tandis que les cellules à faible pH (6 et 7) apparaissaient jaune verdâtres (Fig. 93).

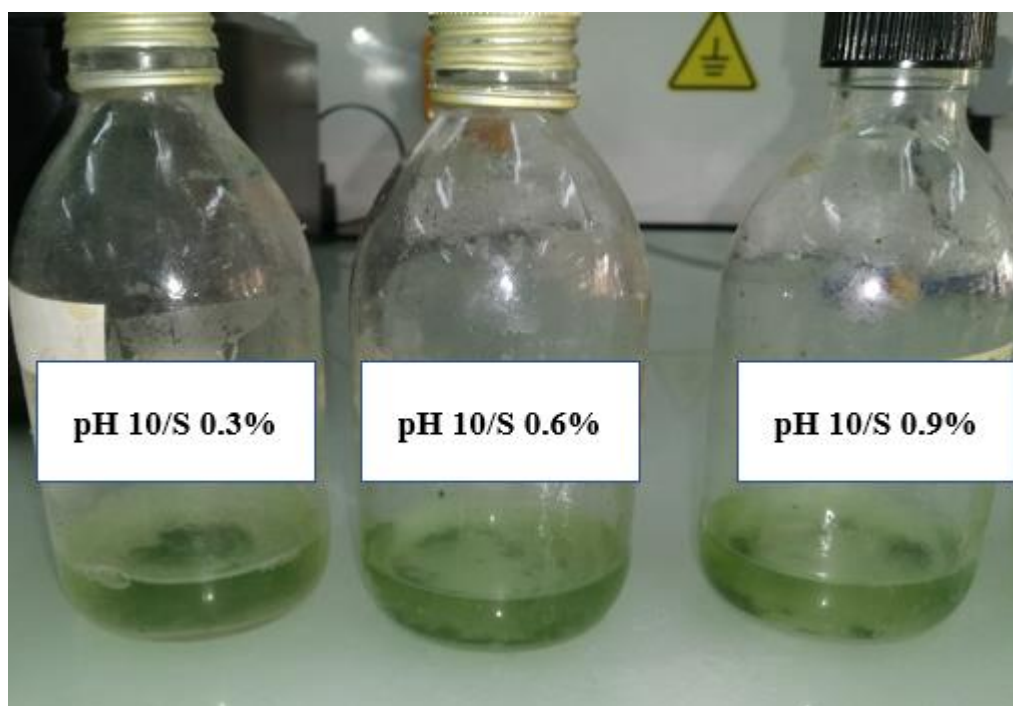


Figure 91 : Aspect macroscopique des cultures de *Gloeocapsa* sp après 14 j d'incubation à pH10 sur les différentes conditions de salinités (0.3, 0.6 et 0.9%).

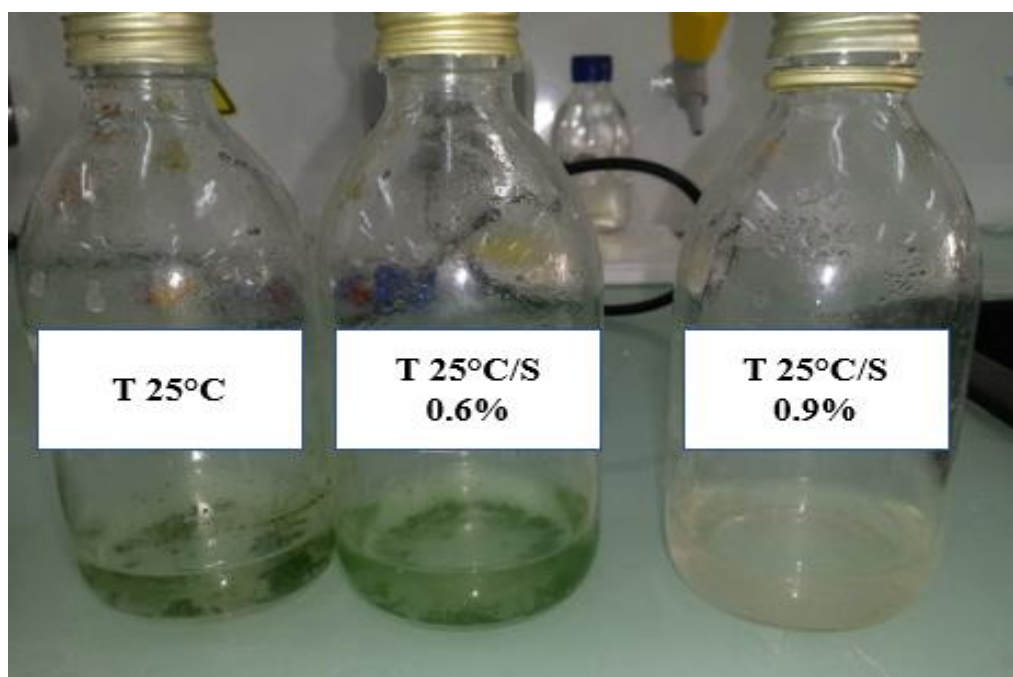


Figure 92 : Aspect macroscopique des cultures de *Gloeocapsa* sp après 14 j d'incubation à T25°C sur les différentes conditions de salinités (0.6 et 0.9%).

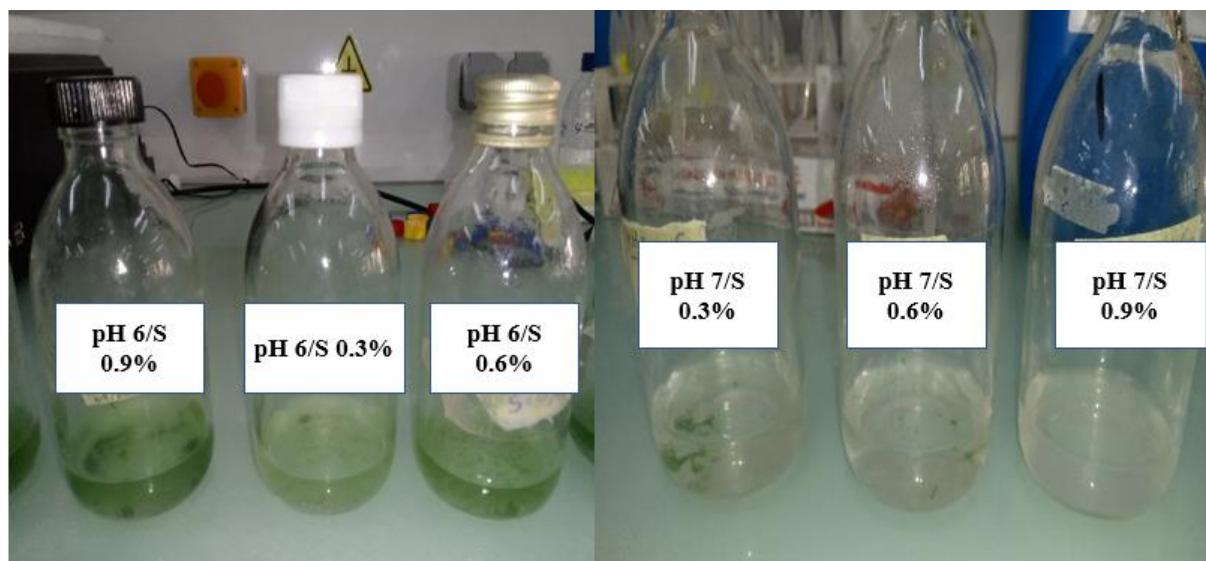


Figure 93 : Aspect macroscopique des cultures de *Gloeocapsa* sp après 14j d'incubation (à gauche : pH6/S% ; à droite ; pH7/S%).

L'analyse de la composition pigmentaire par mesure de la densité optique a montré une grande différence de concentration en chlorophylle entre toutes les conditions expérimentales (Tab. 24-26). La concentration en chlorophylle-*a* a varié dans les 18 conditions de l'étude. Nous avons observé que *Gloeocapsa* sp était capable de synthétiser la chlorophylle-*a* dans toutes les conditions expérimentales. Le résultat de la mesure de la chlorophylle-*a* à différents pH avec des salinités variées est présenté dans le tableau 24. La valeur moyenne de la chlorophylle-*a* pendant 14 jours d'incubation s'est avérée être plus élevée à un pH alcalin avec de variation de salinité. Elle a fluctué entre 5.43 et 7.6 $\mu\text{g/mL}$, et 0.6% était la concentration adéquate de NaCl pour la production de chlorophylle-*a* dans un pH alcalin (pH10 dans notre expérience). La concentration de chlorophylle-*a* pour les pH6/S% et pH7/S% était également remarquable et se situait entre 1.72 et 5.14 $\mu\text{g/mL}$. Bien que nous ayons observé que *Gloeocapsa* sp pourrait synthétiser la chlorophylle-*a* dans les trois conditions de pH (6, 7 et 10) sans NaCl, en raison de leur tolérance et de leur adaptation. Néanmoins, la concentration était inférieure que le pH avec des salinités combinées, et elle ne dépassait pas les 4.38 $\mu\text{g/mL}$.

Tableau 24 : Variations du pH et du pH combiné avec la salinité sur la croissance (teneur moyenne en chlorophylle-*a* en $\mu\text{g/mL}$) de *Gloeocapsa* sp.

	pH											
	6	7	10	pH 6/S%			pH 7/S%			pH 10/S%		
				0.3	0.6	0.9	0.3	0.6	0.9	0.3	0.6	0.9
Chl-<i>a</i>	4.38	1.95	2.79	3.69	1.72	6.85	3.14	2.27	5.14	5.43	7.60	4.93

Chapitre 05 : Impact des paramètres physicochimiques sur la croissance des cyanobactéries (*Gloeocapsa* sp).

Les changements de température ont également un impact significatif sur la production de chlorophylle ; il a été constaté que les niveaux de chlorophylle aux deux températures (25°C et 50°C) étaient similaires (Tab. 25), et il n'a pas dépassé une valeur de 2.99 µg/mL dans tous les jours d'incubation, excepté une légère différence lorsque nous avons ajouté le NaCl aux deux températures et il a atténué une valeur de 4.20 µg/mL à T 50°C/ S% 0.6.

Tableau 25 : Effet de la température et de la température combinée à la salinité sur le taux de croissance (teneur en chlorophylle-*a* en µg/mL) de *Gloeocapsa* sp.

	Température					
	25 °C	50 °C	25/S%		50/S%	
Chl- <i>a</i>			0.6	0.9	0.6	0.9
	2.14	2.99	1.66	1.19	4.20	1.17

Le niveau de chlorophylle-*a* avec la variation de salinité était très bon (Tab. 26) et variait de 3.97 à 7.36 µg/mL dans toutes les concentrations de NaCl et la valeur maximale était de 7.26 µg/mL pour 0.9 % et de 7.36 µg/mL pour 0.3 %.

Tableau 26 : Effet de différentes concentrations de salinités sur la croissance (teneur en chlorophylle-*a* en µg/mL) de *Gloeocapsa* sp.

	Salinités			
	0.1%	0.3%	0.6%	0.9%
Chl- <i>a</i>	5.65	7.36	3.97	7.26

5.6. Discussion

Pour comprendre l'effet de la température, pH et de la salinité, il est nécessaire de comprendre la structure et la fonction des biomolécules. Pour l'adaptation à des températures différentes, il est reconnu que le métabolisme à haute température est confronté à des problèmes particuliers lorsque les molécules impliquées deviennent instables à haute ou à basse température. Les cyanobactéries sont connues pour se développer à des températures comprises entre 19 et 29°C. Dans cette analyse, nous avons rapporté, conformément à l'expérience, que *Gloeocapsa* sp avait une très forte croissance à 25°C et que c'était leur taux de croissance optimal. Néanmoins, *Gloeocapsa* sp a montré une croissance modérée à 50°C par rapport à sa croissance à 25°C sur la base de leur densité optique. Les micro-organismes mésophiles thermotolérants comme *Gloeocapsa* sp peuvent se développer à une température de 20-45°C (Wiley et al., 2008).

De plus, les résultats de mesure de la teneur en chlorophylle-*a* de *Gloeocapsa* sp ont révélé de faible concentration de 2.14 et 2.99 µg/ mL pour 25°C et 50°C, respectivement. Ce résultat est contraire à ce que nous avons trouvé lors de la mesure de la densité optique de la biomasse

Chapitre 05 : Impact des paramètres physicochimiques sur la croissance des cyanobactéries (*Gloeocapsa* sp).

algale dans laquelle nous avons obtenu une biomasse importante à 25°C par rapport à 50°C. La concentration de chlorophylle-*a* peut diminuer avec la baisse de la température alors que la concentration de chlorophylle-*a* a tendance à rester inchangée à des températures élevées. Les cyanobactéries modifient leur appareil photosynthétique pour s'adapter aux températures actuelles. Il a également été signalé que la température a un impact considérable sur la production totale des systèmes de biocarburants à base d'algues en affectant le taux de croissance des organismes et la composition des acides gras (Nalley et al., 2018). Sinon, il n'y a pas de corrélation entre la biomasse et la teneur en chlorophylle-*a*, ce qui est en accord avec les résultats de Betawati et al. (2019). La chlorophylle-*a* est un composant important de la photosynthèse. En tant qu'agent biocatalyseur, la concentration de chlorophylle dans les cellules de micro algues n'affecte pas le processus (Ramaraj et al., 2013). Selon notre expérience, *Gloeocapsa* sp a pu bien se développer à 25°C et 50°C et ces deux températures décrivent l'atmosphère de la zone d'échantillonnage (25°C "printemps" 50°C "été"). Des travaux similaires ont rapporté que les cyanobactéries peuvent être extrêmophiles et se développer dans des environnements à différentes températures (Muruga et al., 2014, Betawati et al., 2019, Nalley et al., 2018, Silveira et Odebrecht, 2019). On pense que les cyanobactéries se développent bien dans les environnements alcalins et elles ne sont pas présentes dans les environnements naturels de pH inférieur à 5 et la croissance optimale des cultures s'est produite dans la gamme de pH de 7.5 à 9 (Jorgensen, 1969). En outre, certaines espèces de cyanobactéries telles que *Microcystis aeruginosa* ont été signalées à un pH de 10 (Gerloff, 1952).

Kenan (1975) a suggéré que le pH lui-même était le facteur limitant plutôt que la forme de carbone inorganique présente à diverses valeurs de pH. *Gloeocapsa* sp a été capable de se développer très bien dans des environnements alcalins ; une croissance optimale a été observée à pH 10, tandis que la croissance à pH 6 et 7 a révélé une faible biomasse par rapport à pH 10, bien qu'un environnement légèrement acide n'inhibe pas la croissance des cyanobactéries. D'autres espèces ont également été capables de se développer à un pH de 6,5, mais à des niveaux inférieurs, et on a constaté une absence de cyanobactéries dans les habitats dont le pH est inférieur à 4 (Stanier, 1979).

Konopka (1981) a considéré que le taux de photosynthèse le plus élevé pour *Oscillatoria rubescens* dans la population naturelle se situait entre pH 6.5 et 8.5. D'autres études ont suggéré un effet négatif d'un pH inférieur à 7.5 et supérieur à 9 sur le développement d'*Oscillatoria agardhii*, et ont également remarqué que les filaments de cyanobactéries étaient brisés en plus

Chapitre 05 : Impact des paramètres physicochimiques sur la croissance des cyanobactéries (*Gloeocapsa* sp).

petits filaments lorsque le pH était inférieur à 6. (Abdul jabbar, 2011). D'autre part, Muruga et al. (2014) ont trouvé un développement optimal des cyanobactéries à un pH < 8.5. Par conséquent, les cellules peuvent avoir à dépenser de l'énergie à un pH élevé ou faible pour maintenir le pH interne nécessaire à la fonction cellulaire. À un pH extrême, seules les espèces tolérantes à un pH élevé ou faible se développent et dominent la communauté. Certaines espèces ont une croissance maximale près du pH d'équilibre et d'autres ont une plage de pH, comme un équilibre de pH, où le taux de croissance n'est pas influencé par les changements de pH (August et Hinga, 2002). Des études antérieures ont relié l'effet du pH sur la croissance des cyanobactéries dans lesquelles un pH entre 7.4 et 8 semblait être favorable pour la croissance optimale des espèces de cyanobactéries (Bano et Siddiqui, 2004). Le fait que toutes les cyanobactéries aient été capables de se développer dans un milieu acide (pH 6.5) indique que les cyanobactéries peuvent s'adapter à des variations de pH. Ainsi, d'autres études ont rapporté que des pH supérieurs à 9 ou inférieurs à 6 pouvaient inhiber la photosynthèse et affecter négativement la morphologie des cyanobactéries (Rai et Rajashekhar, 2016). Dans notre recherche et pour nos espèces sélectionnées, nous avons conclu que la croissance optimale de *Gloeocapsa* sp était dans un environnement alcalin. Cependant, le fait que *Gloeocapsa* sp ait été capable de croître dans un milieu acide mais avec une biomasse et une chlorophylle-*a* plus faibles que celles observées dans un environnement alcalin indique que *Gloeocapsa* sp peut s'adapter à des conditions de pH variables. Dans ce cas, nous suggérons que *Gloeocapsa* sp était alcalophile et qu'elle pourrait être une microalgue légèrement acidophile. En effet, par définition, les espèces acidophiles sont des microbes qui sont capables de se développer à des valeurs de pH supérieures à 3, mais qui sont incapables de survivre à des températures neutres (Gimmler, 2001).

En conclusion, nous suggérons que *Gloeocapsa* sp était tolérant à un pH légèrement acide. L'activité cellulaire des plantes pourrait être un standard physiologique important pour évaluer l'environnement stressant. Le potentiel osmotique des algues a été influencé lorsque la salinité était inférieure ou supérieure à la valeur optimale, ce qui a probablement conduit à une réduction de la capacité des algues à absorber le sel et par conséquent à inhiber leur développement. En général, les algues d'eau douce pouvaient tolérer une capacité osmotique de près de 0.15 mol NaCl/L (8.78 g/L), tandis que les algues marines pouvaient se développer à une salinité de 0.5 mol NaCl/L (29.5 g/L) en raison de leur fort caractère halophile et de leur mécanisme avancé de tolérance au sel (Chen, 1982). Dans la présente étude, on a pu conclure qu'une salinité de 0.9 % de NaCl pouvait être tolérée par *Gloeocapsa* sp. Par conséquent, des travaux antérieurs

Chapitre 05 : Impact des paramètres physicochimiques sur la croissance des cyanobactéries (*Gloeocapsa* sp).

avaient documenté une teneur en chlorophylle plus faible pour la culture de cyanobactéries avec des concentrations salines plus élevées. Les cyanobactéries peuvent s'adapter à une salinité variable mais toutes les cyanobactéries ne sont pas halotolérantes (Thajuddin et Subramanian 2005). La capacité des cyanobactéries à croître avec une augmentation de Na^+ a été expliquée par leurs différentes stratégies d'adaptation à une concentration élevée de NaCl, cela peut être lié à leur capacité à ajuster la respiration, à réguler la consommation ou l'efflux de Na^+ et à générer des composés osmotiques organiques (Shetty et al., 2019). *Gloeocapsa* sp nous a fourni une tolérance raisonnable à diverses variations de salinité et leur croissance optimale était à des niveaux de salinité plus élevés. En revanche, lorsque nous avons combiné la salinité avec d'autres conditions spécifiques (pH et température), *Gloeocapsa* sp a montré une plus grande tolérance aux effets de la teneur en chlorophylle-*a* et de la biomasse. De ce fait, nous avons qualifié *Gloeocapsa* sp d'organisme halotolérant.

Conclusion et perspectives

Les écosystèmes aquatiques diffèrent de manière très différente des conditions hydrologiques qui définissent la diversité des habitats. Les apports saisonniers d'éléments minéraux contribuent ainsi à la structuration des communautés de ressources en eau vivantes, ainsi qu'à leur abondance et à leurs productions écologiques. Notre travail de thèse est pionnier dans l'utilisation du plancton dans la biosurveillance de la qualité de l'eau douce.

L'étude hydro-chimique de l'eau nous a permis d'évaluer la qualité physico-chimique de l'eau, en tenant compte du fait que les faciès dominants sont le calcium et le magnésium chlorés et sulfatés avec d'autres sous-faciès : les bicarbonates de sodium et de calcium et de magnésium sulfatés, selon la nature de l'encaissant et les formations traversées. De ce fait pour la potabilité, les eaux d'Oued M'zi sont généralement très dures. Cette recherche a évalué les liens entre la variabilité spatio-temporelle et la qualité de l'eau en utilisant des statistiques multivariées dans l'Oued M'zi. Tous les paramètres échantillonnés ont indiqué une variabilité spatio-temporelle significative. A partir de l'analyse multivariée, il pourrait être interprété que la qualité de l'eau de l'oued est principalement influencée par le ruissellement agricole et les activités anthropiques. Les résultats de l'ACP suggèrent que la plupart des variations de la qualité de l'eau sont expliquées par les sels solubles naturels, les nutriments de source non ponctuelle et les polluants organiques anthropiques. L'augmentation du niveau de pollution en aval indique une pression anthropogénique progressive dans les zones en aval (St. 4). Les résultats de la recherche actuelle aideront à fournir un plan de gestion holistique du bassin versant pour récupérer la qualité de l'eau de cet important cours d'eau, qui est l'un des milieux aquatiques continentaux les plus complexes et les plus fragiles.

Ces recherches nous ont permis, pour la première fois à Laghouat et à l'échelle de notre oued, de produire une liste d'espèces de plancton dans laquelle nous avons identifié 82 espèces (49 espèces de phytoplancton et 33 espèces de zooplancton) dans les sites de prélèvements. Les résultats montrent que la flore et la faune aquatique sub-saharienne sont majoritairement constituées d'espèces cosmopolites et sont influencées par des facteurs géologiques, chimiques, physiques voire anthropiques. L'étude des interrelations entre les facteurs environnementaux et le phytoplancton nous permet de mieux comprendre l'écosystème d'eau douce. Le résultat de la distribution des espèces phytoplanctoniques est directement lié aux paramètres physico-chimiques. En termes de composition phytoplanctonique, l'Oued M'zi présente une bonne qualité environnementale. L'analyse canonique des correspondances explique explicitement comment la diversité du phytoplancton est très diversifiée et dépend de la disponibilité des nutriments. Selon le triplage de l'ACC, le pH, la température de l'eau, la turbidité, l'ammonium, le bicarbonate, la

Chl-*a*, les Phéo, le nitrite, le nitrate, le fer, l'orthophosphate, le chlorure, la dureté totale, le calcium et le potassium ont tous joué un rôle important dans la croissance et l'abondance du phytoplancton. Dans l'ensemble, la recherche fournit un aperçu clair de l'interrelation saisonnière entre le phytoplancton et les paramètres environnementaux. En conclusion, la diversité du phytoplancton peut être utilisée pour évaluer la qualité de l'eau dans les petits plans d'eau peu profonds. En outre, les variations annuelles de l'environnement peuvent entraîner des variations importantes et souvent irrégulières de la communauté phytoplanctonique. De plus cette recherche montre pour la première fois la richesse des espèces du zooplancton d'Oued M'zi. Elle montre que l'abondance et la diversité de la population zooplanctonique diffèrent selon la saison et le lieu, et qu'elle est dominée qualitativement et quantitativement par les rotifères. Les espèces de rotifères trouvées dans les stations sont essentiellement des espèces marqueurs d'habitats oligotrophes qui se propagent largement dans cet oued. La répartition de ces espèces est principalement liée aux paramètres environnementaux de milieu. En termes de composition zooplanctonique, l'Oued M'zi présente une bonne qualité environnementale. Nous pouvons mentionner que la diversité du zooplancton peut être utilisée comme une méthode d'évaluation de l'état de la qualité de l'eau dans les petits plans d'eau peu profonds.

Le fait de soumettre *Gloeocapsa* sp à divers conditions physico-chimiques a amélioré leur taux de croissance. À température ambiante ($23 \pm 2^\circ\text{C}$), *Gloeocapsa* sp a une croissance optimale et elle peut également se développer à 50°C , ce qui lui confère un caractère thermotolérant. Elle a aussi montré une croissance optimale à pH 10 et une croissance modérée à pH 6 et 7, par conséquent, on peut dire qu'ils sont résistants au pH légèrement acide. Dans une salinité plus élevée, *Gloeocapsa* sp a un taux de croissance idéal (0.6 et 0.9%) et pourrait être classé comme halotolérante. Par conséquent, les cyanobactéries ne peuvent pas être classées séparément comme étant marines ou d'eau douce, mais peuvent être définies en fonction de leur capacité à tolérer certaines conditions. Cela peut expliquer pourquoi presque toutes les formes d'environnement sont habitées par les cyanobactéries. D'un point de vue nutritionnel, *Gloeocapsa* sp est riche en métabolites secondaires, notamment en caroténoïdes, anthocyanes et composés phénoliques, ce qui fait de *Gloeocapsa* sp une source d'antioxydants naturels utilisables dans l'industrie alimentaire et pharmaceutique et constitue également une source nutritionnelle.

Les résultats obtenus dans cette recherche peuvent fournir un inventaire de la recherche scientifique et une perspective intéressante pour étudier d'autres plans d'eau, notamment

l'oued, la mer et les eaux saumâtres. Nos travaux actuels ont conduit à d'autres aspects très intéressants à explorer ultérieurement dans ce cas particulier de :

- Etudier l'impact de la pollution sur les populations de phytoplancton, par exemple en suivant dans le temps les éléments phytoplanctoniques exposés à différentes concentrations de polluants dans une poche de dialyse de grand volume ;
- L'étude des diatomées benthiques en tant que bio indicateurs de la qualité chimique des cours d'eaux à l'aide d'indices diatomiques ;
- La Mise en place d'une base de données complémentaire plus large pour développer un indice phytoplanctonique algérien basé, par exemple, sur le modèle d'indice biologique des diatomées, en particulier que ce groupe varie au niveau national et augmente les réponses nettes aux changements environnementaux.
- L'étude écophysiological sur l'évolution des propriétés biochimiques de certaines microalgues de l'Oued M'zi telles que *Spirogyra* sp, *Scenedesmus* sp et notamment *Arthrospira platensis* et *Gloeocapsa* sp pour une meilleure valorisation dans les secteurs médical, industriel et nutritionnel.

Les travaux de cette thèse ont également permis de montrer le rôle important des communautés de zooplancton, notre étude s'est limitée aux attributs du zooplancton en fonction des composantes de la biodiversité et de l'abondance des groupes taxonomiques et fonctionnels, il serait intéressant de :

- Utiliser d'autres attributs du zooplancton (biomasse, structure de taille) pour tester d'autres bio-indicateurs.
- Réaliser des comparaisons approfondies sur la biodiversité et la structure du zooplancton dans les lacs du Laghouat avec eux d'autres régions du sud de l'Algérie.
- Effectuer plus d'études ou de méta-analyses pour comparer la structure de zooplancton sur une échelle spatiale plus grande, selon un gradient de perturbation anthropique.
- Mener d'autres analyses en utilisant des techniques d'isotopes stables de l'azote des régimes alimentaires des poissons de l'Oued M'zi, pour mieux comprendre les interactions trophiques entre le zooplancton et ses prédateurs (invertébrés et vertébrés).
- Étudier les effets trophiques du zooplancton sur les cyanobactéries dans des recherches futures.
- Étudier l'effet des gradients de température et de nutriments sur les temps de développement, la croissance et la reproduction du zooplancton à l'échelle du

laboratoire permettrait de tenir compte de l'effet de la variabilité saisonnière de ces deux facteurs environnementaux.

- Relativiser la composition biochimique de *Gleoecapsa* sp.
- Effectuer une analyse quantitative des métabolites primaires (lipides, protéines et glucides) pour mieux comprendre leur implication dans la production de biocarburants ainsi que dans la nutrition animale.
- Etude de l'activité antioxydante de l'extrait méthanolique de *Gleoecapsa* sp par la méthode DPPH (1,1-diphényl-2-picrylhydrazyl) et réalisation d'analyses qualitatives des protéines et des lipides.

A travers notre étude, les eaux de surface de l'Oued M'zi de Laghouat indiquent qu'elles sont menacées par la pollution causée par :

- Le système d'assainissement, des ordures ménagères, du réseau routier et des activités agricoles (St. 3 et St. 4).
- Mauvais assainissement des eaux usées (à St. 4, Tadjmout).
- Développement urbain et agricole, y compris les eaux usées des agglomérations voisines (St. 4).

Afin d'éviter l'utilisation de l'eau pour la qualité de l'eau et la pollution de l'environnement, les propositions suivantes peuvent être envisagées :

- La sensibilisation du public devrait être acquise grâce aux connaissances, notamment sur l'origine, le traitement et la prévention des maladies liées à l'eau.
- Les producteurs doivent traiter les effluents avant qu'ils ne soient rejetés dans l'environnement.
- Favoriser l'utilisation des engrais organiques au détriment des engrais chimiques.
- Appliquer les lois et règlements en vigueur pour la protection de l'environnement.
- Création d'une station de traitement des eaux en vue de l'amélioration des eaux de cet oued avant son utilisation pour les différents usages.
- Éliminer toutes les sources de pollution, notamment celles de bassin versant, en construisant d'autres stations d'épuration locales en prévision de la pression démographique croissante.
- Créer un réseau d'eaux continentales et le développement et la mise en œuvre d'un plan de gestion de ces milieux qui représentent un habitat pour de nombreux organismes aquatiques, principalement des poissons.

Conclusion et perspectives

- Suivre la qualité physico-chimique et phytoplanctonique pour constituer une base de données de ces masses d'eau en identifiant les types d'algues les espèces d'algues épuratrices.
- Application des normes sectorielles de rejet avec un suivi régulier des affluents.
- Mise en place d'un programme d'éducation à l'environnement et de campagnes de sensibilisation pour protéger ces précieux biotopes.

Nous pensons qu'au terme de cette thèse, nous avons dégagé les principales caractéristiques et apporté une contribution utile à la connaissance de la valeur de cette ressource en eau pour le secteur économique. Nous espérons que ce travail intéressera les autorités compétentes pour la planification des ressources et incitera à améliorer nos recherches avec de nouvelles études (surtout sur les différents aquifères).

Références bibliographiques

1. A.N.I.R.E.F, 2014. Agence Nationale d'Intermédiation et de Régulation Foncière.
2. Abdul-Jabbar A., 2011. The effect of salinity and pH on growth of *Oscillatoria agardhii* Gom. J Coll Educat Pure Sci, 1: 82-89.
3. Abdullah, M., Akhtar, A., Forruq, M., Aftabuddin, S., Modeo, L., 2020. Temporal distribution of zooplankton communities in coastal waters of the northern Bay of Bengal , Bangladesh. Reg. Stud. Mar. Sci., **34**: 100993.
4. Aiba S and Ogawa T., 1977. Assessment of growth yield of a blue-green alga *Spirulina platensis* in axenic and continu-ous culture. J. Gen. Microbiol. 102: 179–82.
5. Aissaoui Asma., 2016. Hydrologie et hydrogéologie du bassin versant de l'Oued M'zi (Laghouat, Algérie). Mémoire de magister, univ d'Oran 2, Mohamed Ben Ahmed.
6. Aminot, A and Chaussepied, M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Editions Jouve, CNEXO, Paris, 395 p.
7. Antony, S., Ajayan, A., Vasudevan, V., Mahadevan, H., 2020. Environmental influences on zooplankton diversity in the Kavaratti lagoon and offshore, Lakshadweep Archipelago , India. Reg. Stud. Mar. Sci., **37**: 101330.
8. APHA, 2005. American Public Health Association, Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. American Public Health Association, Washington, DC, pp. 1–1368.
9. Appiah, Y.S., Etilé, R.N., Kouamé, K.A., Paul, E., 2018. Zooplankton diversity and its relationships with environmental variables in a West African tropical coastal lagoon (Ebrié lagoon , Côte d ' Ivoire , West Africa). J. Bio.Env. Sci., **13**: 1–16.
10. August P, Hinga KR., 2002. Effects of pH on coastal marine phytoplankton 238: 281–300.
11. Ayub, H., Ahmad, I., Shah, S.L., Bhatti, M.Z., Shafi, N., Qayyum, M., 2018. Zooplankton Communities and Their Diversity. Pakistan J. Zool., **50**: 1293–1298.
12. Bagnouls, F. et Gaussen, H., 1953. Saison sèche et indice xérothermique, p 269.
13. Banerjee, A., Chakrabarty, M., Rakshit, N., Ranjan, A., Ray, S., 2018. Environmental factors as indicators of dissolved oxygen concentration and zooplankton abundance : Deep learning versus traditional regression approach. Ecol. Indic. 0–1.
14. Bano A, Siddiqui PJA., 2004. Characterization of five marine cyanobacterial species with respect to their pH and salinity requirements 36: 133–143.
15. Baranyi, C., T. Hein, C. Holarek, S. Keckeis, & F. Schiemer, 2002. Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology. Freshwater Biology 47: 473–482.
16. Barinova, S., Liu, N., Ding, J., An, Y., Qin, X., Wu, C., 2016. Acta Ecologica Sinica Ecological assessment of water quality of the Songhua River upper reaches by algal communities 松花江水质生态评价上达到由藻类群落. CHNAES 36, 126–132. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2015.12.001>
17. Barry G.S., 1989. Sodium sulphate. Canadian minerals year book – 1988. Mineral Resport, n° 37. Division des ressources minérales, énergie, mines et ressources Ottawa.
18. Bellinger, Edward G., 2015. Freshwater Algae: Identification, Enumeration and Use as Bioindicators, Second Edition. Edward G. Bellinger and David C. Sigeo. © 2015 John Wiley & Sons, Ltd. Published 2015 by John Wiley & Sons, Ltd. 175 p.
19. Betawati N, Dianing Z, Yuniati R, Sjamsuridzal W., 2019. Biocatalysis and Agricultural Biotechnology The effect of temperature variation on the growth of *Leptolyngbya* (cyanobacteria) HS-16 and HS-36 to biomass weight in BG-11 medium 19. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101105>.
20. Bigot L. et Bodot P., 1973. Contribution à l'étude biocénotique de la garrigue à *Quercus coccifera* : Composition biotique du peuplement des invertébrés. Vie et Milieu., 23 (2) : 229-249.

21. Blanc, L., 2000. Données spatio-temporelles en écologie et analyses multitableaux. Examen d'une relation. Thèse de 3ième cycle. Université Claude Bernard. Lyon 1. 266 p.
22. Blokda, W., Khalil, K., Loudiki, M., Aziz, F., Elkalay, K., 2017. First assessment of Phytoplankton diversity in a Moroccan shallow reservoir (Sidi Abderrahmane). Saudi J. Biol. Sci. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2017.11.047>
23. Blondel J., 1979. Biogéographie écologie. Masson (Ed). Paris. 173p.
24. Bouazzara, H., Benaceur, F., Chaibi, R., Boussebci, I., Bruno, L., 2020a. Combined effect of temperature, pH and salinity variation on the growth rate of *Gloeocapsa* sp . in batch culture method using Aiba and Ogawa medium. *Eurasia J Biosci.*, vol. **14**, pp 7101-7109.
25. Bouazzara, H., Chaibi, R., Benaceur, F., Nouioua, A., Bruno, L., 2022b. Ecology and Diversity of Freshwater Zooplankton in Laghouat Province (Algeria) and their Relationship with Environmental Factors. *Pakistan J. Zool.*, vol.54(4), pp 1501-1509. <https://dx.doi.org/10.17582/journal.pjz/20210129160128>
26. Bourrelly, P., 1985. Les algues d'eau douce : Initiation à la systématique. Tome I: Les algues bleues et rouges. Les Euglénien, Péridiniens et Cryptomonadines. Société nouvelle des éditions Boubée, Paris.
27. C.D.F, Conservation des forêts de Laghouat., 2017. Présentation du sous-secteur des forêts. Wilaya de Laghouat. 33 Pages.
28. Chaibi R., 2014. Connaissance de l'ichtyofaune des eaux continentales de la région des Aurès et du Sahara septentrional. Thèse de Doctorat. Université de Biskra. 237p.
29. Chapman, D., Kimstach, V., 1996. Selection of water quality variables. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon. 1996.
30. Chauhan. BS, S., 2013. Impact of Pollutants on Water Quality of River Sutlej in Nangal Area of Punjab, India. *Biological Forum* 5: 10.
31. Daget J., 1976. Les modèles mathématiques en écologie. Masson ed, Collection d'écologie, 8: 172pp.
32. Dajoz R., 2006. Précis d'écologie. 8e éditions. Ed. Dunod, Paris, 631p.
33. De Villers Juliette and al., 2009. Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement / Observatoire des Données de l'Environnement. 16p.
34. Demdoun Abdellah, 2019. Comportement hydrique et mécanique d'un mélange de Bentonite - Sable Calcaire – Tuf : Application à la conception des Installations de Stockage des Déchets (ISD). Thèse de Doctorat. Université Amar Thelidji – Laghouat.
35. Derwich E., Benaabidate L., Zian A., Sadki O., Belghity D., 2010. Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fès. *Larhyss/Journal* n° 08, Juin 2010.
36. Desikachary, T.V., 1959. Cyanophyta, I. C. A. R. Monographs on Algae. Indian Council of Agric. Res. New Delhi, India, pp.686.
37. Divya. JB, L., 2012. Impact of chemical fertilizers on water quality in selected agricultural areas of Mysore district, Karnataka, India *international journal of environmental SCIENCES* 2: 1450.
38. Draredja, M.A., Frihi, H., 2019. Seasonal variations of phytoplankton community in relation to environmental factors in a protected meso-oligotrophic southern Mediterranean marine ecosystem (Mellah lagoon , Algeria) with an emphasis of HAB species.
39. Esenowo, I.K., Ugwumba, A.A.A., Akpan, A.U., 2018. Evaluating the Physico-chemical Characteristics and Plankton Diversity of Nwaniba River , South- 5, 1–8. <https://doi.org/10.9734/AJEE/2017/39038>

40. Falconbridge Nc Sas., 2001. Etude environnementale sur la qualité de l'eau et des sédiments en milieu continental. Projet Koniombo.
41. Faurie, C., Ferra, C., Medori, P., Devot, J. et Hemptienne, J L. 2003. Ecologie. Approche scientifique et pratique. Tec. & Doc. ISBN: 2-7430-0565-3 (5ème édition). 407 p.
42. Ferrier RC, Edwards AC, Hirst D, Littlewood IG, Watts CD, Morris R., 2001. Water quality of Scottish rivers: spatial and temporal trends. *Sci Total Environ.*, **265**:327–342.
43. Gacheva G V, Gigova LG, Ivanova NY, Pilarski PS, Lukavský J., 2013. Growth , biochemical and enzymatic responses of thermal cyanobacterium *Gloeocapsa* sp . (Cyanophyceae) to temperature and irradiance 1–11. <https://doi.org/10.1111/pre.12016>.
44. Gaysina LA, Saraf A, Singh P., 2019. Cyanobacteria in Diverse Habitats, Cyanobacteria. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814667-5.00001-5>
45. Gimmmler H., 2001. Acidophilic and Acidotolerant Algae. Julius-van-Sachs Institute of Bioscience, University of Wtirzburg, Julius-van-Sachs Platz 2, 97082 Wtirzburg, Germany. L. C. Rai et al. (eds.), Algal Adaptation to Environmental Stresses © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2001.
46. Glime, J. M., 2017a. Chapter 10-1 Arthropods : Crustacea – Copepoda and Cladocera Chapter 10-1 Arthropods : Crustacea – Copepoda and Cladocera., **2**: 1–24.
47. Glime, J. M., 2017b. Chapter 4-5 Invertebrates : Rotifers Chapter 4-5 Invertebrates : Rotifers., **2**: 1–58.
48. Glime, J. M., 2017c. Chapter 4-6 Invertebrates : Rotifer taxa – Bdelloidea Chapter 4-6 Invertebrates : Rotifer taxa – **2**: 1–28.
49. Glime, J.M., 2017d. Chapter 4-3 Invertebrates : Nematodes Chapter 4-3 Invertebrates : Nematodes **2**: 1–30.
50. Goual, I., Goual, M. S., Taibi, S., & Abou-Bekr, N., 2012. Amélioration des propriétés d'un tuf naturel utilisé en technique routière saharienne par ajout d'un sable calcaire. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 16(6): 744-763.
51. Guiry, M.D., Guiry, G.M., 2018. AlgaeBase. World-wide Electronic Publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 10 February 2018.
52. Gupta D P, Sunita and Saharan J P, *Res.*, 2009, **1(2)**, 1-5.
53. Haddad H., Ghoualem H., 2014. Caractérisation physico-chimique des eaux du bassin hydrographique côtier algérois. *Larhyss Journal*, n°18, Juin 2014, pp. 155-167.
54. Halitim A., 1998. Les sols des régions arides d'Algérie. Office Pub Univ-Algérie. 384 Pages.
55. Hannachi A., 1981. Relation entre aquifères profonds et superficiels. Hydrogéologie de la vallée de l'Oued M'Zi, à l'Est de Laghouat, thèse 3ième cycle, Grenoble, 227 p.
56. Hassoune, E.M., Bouzidi, A., Koulali, Y., Hadarbach, D., 2006. Effects of domestic and industrial liquid discharges on the quality of groundwater north of the city of Settât (Morocco). *Bull. Sci. Inst. Rabat Life Sci. Sect*, 28, 61–71.
57. Heip C., P. Herman et K. Soetaert, 1998. Data processing, evaluation and analysis. In: R. P. Higgins and H. Thiel (editors): Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., London.
58. Hill, C., Hoe, T., 1993. *Marine Biology* 702, 689–690.
59. Himanshu Patel, R.T. Vashi., 2015. Chapter 2 - Characterization of Textile Wastewater, Characterization and Treatment of Textile Wastewater, Elsevier, Pages 21-71.
60. Ivanova N, Iliev I, Gardeva E, Najdenski H., 2014. Suboptimal growth temperatures enhance the biological activity of cultured cyanobacterium *Gloeocapsa* sp. <https://doi.org/10.1007/s10811-012-9852-y>

61. Jeffrey SW, GF Humphrey., 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem Physiol Pflanzen*, 167: 191-194.
62. Jorgensen E G., 1969. The adaptation of plankton algae. IV. Light adaptation in different algal species. *Physiol. Plant.* 22:1307-1315.
63. Joshi H, Shourie A, Singh A., 2020. Cyanobacteria as a source of biofertilizers for sustainable agriculture, *Advances in Cyanobacterial Biology*. INC. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819311-2.00025-5>
64. Jothivenkatachalam K., Nithya A and Mohan S C., 2010. Correlation analysis of drinking water quality in and around Perur block of Coimbatore District, Tamil Nadu, India”, *Rasayan J. Chem.* 3(4), 649654.
65. Juahir H., Zain S. M., Yusoff M. K et al., 2011. “Spatial water quality assessment of Langat River Basin (Malaysia) using environmetric techniques,” *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 173, no. 1–4, pp. 625–641.
66. Jyoti M. K and Akhtar R., 2007. “Some limnological investigations of Sarkoot pond located in Kishtwar district Doda, J and K State,” *Journal of Research and Development*, vol. 7, pp. 27–34.
67. Kamal Benarfa., 2018. Développement urbain et préservation de la palmeraie – Cas de Laghouat thèse de doctorat.
68. Khadraoui A., 2004. Sols et hydraulique agricole dans les oasis algériennes. Edition : Houma, Ouargla. 324 pages.
69. Khan M. A., Shah M. A., Mir S. S, and Bashir S., 2004. “The environmental status of a Kashmir Himalayan wetland game reserve: aquatic plant communities and eco-restoration measures, «*Lakes and Reservoirs*, vol. 9, no. 2, pp. 125–132.
70. Khellil A., 1998. "Les villes dans la revitalisation des espaces hauts plateaux" Ed ANAT, Alger.
71. Kim J. H., Kim R.H., Lee J., Cheong T.J., Yum B.W., and Chang H.W., 2005. “Multivariate statistical analysis to identify the major factors governing groundwater quality in the coastal area of Kimje, South Korea,” *Hydrological Processes*, vol. 19, no. 6, pp. 1261–1276.
72. Kim R.H., Lee J., Chang H.W., 2003. Characteristics of organic matter as indicators of pollution from small-scale livestock and nitrate contamination of shallow groundwater in an agricultural area,” *Hydrological Processes*, vol. 17, no. 12, pp. 2485–2496.
73. Konopka A., 1981. Influence of Temperature , Oxygen , and pH on a Metalimnetic Population of *Oscillatoria rubescens* 42, 102–108.
74. Konstantinou D, Gerovasileiou V, Voultsiadou E, Gkelis S., 2018. Sponges-Cyanobacteria associations: global diversity overview and new data from the Eastern Mediterranean. *PLoS One* 13 (3): 1- 22.
75. Kumar MP, A., 2012. A review of permissible limits of drinking water. *Indian Journal of Occupational and Environmental Medicine* 16: 40-44.
76. Lair, N., 2006. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. *River Research and Applications* 22: 567–593.
77. Lee J B and B Y Kim, 2002. Growth characteristics of five microalgal species isolated from Jeju Island and four microalgal stock strains in hatchery. *Algae*. 17: 117-125
78. Legendre, P. et Legendre, L., 1998. Numerical ecology, 2nd English ed. Elsevier Science, Amsterdam. 853 p.
79. Lekshmi, M., Singh, N.P., Alagarsamy, V., 2018. Variations in phytoplankton assemblages in different aquaculture systems in coastal waters of Goa Variations in phytoplankton assemblages in different aquaculture systems in coastal waters of Goa.

80. Li, X., Yu, H., Wang, H., Ma, C., 2019. Phytoplankton community structure in relation to environmental factors and ecological assessment of water quality in the upper reaches of the Genhe River in the Greater Hinggan Mountains 17512–17519.
81. Liu, C., Liu, L., C, H.S., 2010. Seasonal variations of phytoplankton community structure in relation to physico-chemical factors in Lake Baiyangdian , China 2, 1622–1631. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.173>
82. Lorenzen C J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12, 343 - 346.
83. M.A.D.R., 2018. Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural, Politique de Renouveau Rural, p159.
84. Mackey K R M, Payton A, Caldeira K, Grossman A R, Moran Mallvin D et al., 2013. Effect of temperature on photosynthesis and growth in marine *Synechococcus* spp. *Plant Physiol.* 163: 815–829. doi: 10.1104/pp.113.221937
85. Magurran A.E., 2004. Measuring biological diversity. United Kingdom, Wiley black well éditions. 256p.
86. Malavoi JR., Souchon Y., 1989. Méthodologie de description et quantification des variables morpho dynamiques d'un cours d'eau à fond caillouteux. Exemple d'une station sur la filière (HauteSavoie). *Rev. Géo. Lyon.* (à paraître).
87. Mangin E., 1983. Notes sur l'histoire de Laghouat.
88. Margalef, R., 1968. Perspectives in Ecological Theory. The University of Chicago Press, USA.
89. Mataloni G, Komarek J, 2004. *Gloeocapsopsis aurea*, a new subaerophytic cyanobacterium from maritime Antarctica. *Polar Biol.* 27: 623–628.
90. Mishra, S. R. and Saksena, D. N. 1998. Rotifer and their seasonal variation in a sewage collecting Morur (Kalpi) river, Gwalior, India. *J. Environ. Biol.*, **19(4)**: 363-374.
91. Moulai A, Bouamar B., 2020. La problématique de la politique d'accèsion à la propriété foncière agricole dans la wilaya de Laghouat, *El-Bahith Review*, Volume 20 (número11), Algérie : Université Kasdi Merbah Ourgla, pp 273-252.
92. Muruga BN, Wagacha JM, Kabaru JM, Amugune N, Duboise SM., 2014. Effect of physicochemical conditions on growth rates of cyanobacteria species isolated from Lake Magadi , a soda lake in Kenya 2: 41–50.
93. Nabila Edoulati, Said Boutaleb, Ismail Bettar, Ali Ouchbani, 2013. Contributions of Chemical and Isotopic Tools for Understanding the Groundwater Modes Recharge and Flow in the Lower Cretaceous Aquifer in the Moroccan Sahara.
94. Nabout, 2006. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton functional group in a blocked valley (Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 18.
95. Nadu, T., Manickam, N., Saravana, P., Santhanam, P., 2020. Acta Ecologica Sinica Phytoplankton biodiversity in the two perennial lakes of Coimbatore ., *Acta Ecol. Sin.* 40, 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2019.05.014>
96. Naidoo. SO, O., 2014. Treated wastewater effluent as a source of microbial pollution of surface water resources. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11:249-270.
97. Nalley JO, Donnell DRO, Litchman E., 2018. Temperature effects on growth rates and fatty acid content in freshwater algae and cyanobacteria. *Algal Res.* 35: 500–507. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.09.018>
98. Novis, P., 2015. New Zealand Freshwater and Brackish Diatom Types <http://www.landcareresearch.co.nz/resources/identification/algae/diatoms>; searched on 20 August 2016.
99. O.N.M., 2019. National Office of Meteorology: Newsletter.

100. Pawlowski, J.F. Lejzerowicz, L., 2016. Apotheloz-Perret Gentil, J. Visco, P. Esling Protist metabarcoding and environmental biomonitoring: time for change. *Eur. J. Protistol.*, **55**: pp. 12-25
101. Phan Doan Dang, Nguyen Van Khoi, Le Thi Nguyet Nga, Dang Ngoc Thanh and Ho Thanh Hai., 2015. Identification Handbook of Freshwater Zooplankton of the Mekong River and its Tributaries, Mekong River Commission, Vientiane. 207pp.
102. Pielou, E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theoret. Biol.*, **13**: 131–144
103. Potelon, J.L.; Zysman., K., 1993. Guide to Drinking Water Analyzes, Ed. of the Letter of the Territorial Framework; La Lettre du Cadre Teritorial: Voiron, France, April 1993; p. 157.
104. Prescott G W., 1954. The Fresh-Water Algae. USA, H. E. Jaques Library Dunod éditions. 224p.
105. Priya, S., Das, S.S.M., Vareethiah, K., 2016. Analysis of Water Quality in Selected Stations along River , Tambaraparani Kanyakumari District , Tamilnadu , India 3, 319–323.
106. Puerto Rico. Verhandlungen Int. Vereinigung Limnol. 30 (10), 1567–1572.
107. Rai SV, Rajashekhar M., 2016. Effect of pH , Salinity and Temperature on the Growth of Six Species of Cyanobacteria Isolated from Arabian Sea Coast of Karnataka 9: 1–6.
108. Rakko A, Seppälä J., 2014. Effect of salinity on the growth rate and nutrient stoichiometry of two Baltic Sea filamentous cyanobacterial species 55–70. <https://doi.org/10.3176/eco.2014.2.01>
109. Ramade F., 2009. Elément d'écologie : Ecologie fondamentale (4e édition). Paris, Dunod éditions. 689p.
110. Ramade, F., 1984. Eléments d'écologie : écologie fondamentale. Ed. Mc. Graw & Hill, Paris, 576 p. Krebs, 1989.
111. Ramaraj R, Tsai DD, Honglay P., 2013. Chlorophyll is not accurate measurement for algal biomass 40: 1–9.
112. Rejmánková E, Komárek J, Komárková J., 2004. Cyanobacteria – a neglected component of biodiversity: patterns of species diversity in inland marshes of northern Belize (Central America) Diversity Distrib. 10:189–199.
113. Rodier, J., 2009. L'Analyse de l'Eau. Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer, Dunod, Paris, France, 9th édition.
114. Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J.P., Chambon, P., Champsaur, H., Rodier, L., 1996. L'analyse de l'Eau. 8è édition. Dunod : Paris. 1384 pp.
115. Salemkour N., Benchouk K., Nouasria D., S. Kherief Nacereddine , M. Belhamra., 2013. Effets de la mise en repos sur les caractéristiques floristiques et pastorale des parcours steppiques de la région de Laghouat (Algérie). Journal Algérien des Régions Arides, Volume 12, Numéro 1, Pages 103-114. CRSTRA Division Bioressources 2 Université Mohamed Khider Biskra /Chercheur associé CRSTRA.
116. Saravanakumar K, and Kumar R. R., 2011. Analysis of water quality parameters of groundwater near Ambattur industrial area, Tamil Nadu, India. Ind J. Sci. Technol. 4(5),1732-1736.
117. Schubert H, Fulda S, Schubert H, Fulda S, Hagemann M., 1993. Effects of Adaptation to Different Salt Concentrations on Photosynthesis and Pigmentation of the Cyanobacterium Synechocystis sp . PCC 6803. J. Plant Physiol. 142: 291–295. [https://doi.org/10.1016/S0176-1617\(11\)80425-6](https://doi.org/10.1016/S0176-1617(11)80425-6)
118. Sellam, N., Viñolas, A. ; Zougaghe, F. ; Moulai, R., 2019. Assessment of the physico-chemical and biological quality of surface waters in arid and semi-arid regions of

- algeria (north- africa). Bulletin de la Société Zoologique de France. Vol.144 No.4 pp.157-178 ref.42.
119. Seltzer, P., 1946. Le climat d'Algérie. Inst. Météorol et de Phys. Univ. Alger.p219.
120. Sen S., 2020. Cyanobacterial membrane biology under environmental stresses with particular reference to photosynthesis and photomorphogenesis, *Advances in Cyanobacterial Biology*. INC. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819311-2.00006-1>
121. Shannon, C.E., Weaver, W., 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, p. 117.
122. Sharma, R.C., Singh, N., Chauhan, A., 2016. The influence of physico-chemical parameters on phytoplankton distribution in a head water stream of Garhwal Himalayas : A case study. *Egypt. J. Aquat. Res.* 42, 11–21. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2015.11.004>
123. Shetty P, Gitau MM, Mar G., 2019. Salinity Stress Responses and Adaptation Mechanisms in Eukaryotic Green Microalgae 1–16.
124. Shiel, R., 2014. A guide to identification of rotifers, cladocerans and copepods from Australian Inland waters: Identification guide series No.3. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology, Albury, NSW.
125. Shruthi MS, Rajashekhar M., 2014. Effect of salinity and pH on the growth and biomass production in the four species of estuarine cyanobacteria 5: 29–36.
126. Silveira SB, Odebrecht, C., 2019. Effects of Salinity and Temperature on the Growth , Toxin Production , and Akinete Germination of the Cyanobacterium *Nodularia spumigena* 6: 1–12. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00339>
127. Solanki V. R, Hussain M. M, and Raja S. S., “Water quality assessment of Lake Pandu Bodhan, Andhra Pradesh State, India,” *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 163, no. 1–4, pp. 411–419, 2010.
128. Stal LJ., 2007. Cyanobacteria: Diversity and versatility, clues to life in extreme environment. In: Seckbach J, editor. *Algae and Cyanobacteria in Extreme Environment*. The Netherlands: Springer; pp. 659–680.
129. Stanier RY., 1979. Generic Assignments , Strain Histories and Properties of Pure Cultures of Cyanobacteria 110: 1–61.
130. Stewart, P., 1969. Quotient pluviothermiques et dégradation biosphérique.
131. Strickland, S.C., Parsons, T.R., 1979. *A Practical Handbook of Seawater Analyses*. Bulletin of Fisheries Board of Canada, Ottawa.
132. Struillou, L., et Alloul, B., 1984. Valorisation routière des tufs d'encroûtements en Algérie. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment, Symposium International sur les Granulats*. pp 465-469.
133. Suthers, I.M., Rissik, D., 2009. *Plankton: a guide to their ecology and monitoring for water quality*. CSIRO PUBLISHING 150 Oxford Street (PO Box 1139) Collingwood VIC 3066 Australia.
134. Taylor P, Zhang Y., 2013. Effect of NaCl salinity on the growth , metabolites , and antioxidant system of *Microcystis aeruginosa* 37–41. <https://doi.org/10.1080/02705060.2013.782579>
135. Ter Braak, CJE, Verdonschot, PEM. Canonical Correspondence Analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquat. Sci.* 57 (1995) 255–289.
136. Thajuddin N, Subramanian G, n.d. Cyanobacterial biodiversity and potential applications in biotechnology 47–57.
137. Thi, H., Hoang, T., Duong, T.T., Nguyen, K.T., Thi, Q., Le, P., Thi, M., Luu, N., Trinh, D.A., Le, A.H., Ho, C.T., Dang, K.D., Némery, J., Orange, D., Klein, J., 2018. Impact of anthropogenic activities on water quality and plankton communities in the Day River (Red

- River Delta).
138. Tian, C., Hao, D., Pei, H., Doblin, M.A., Ren, Y., Wei, J., Feng, Y., 2018. Phytoplankton Functional Groups Variation and Influencing Factors in a Shallow Temperate Lake. *Water Environ. Res.* 90, 510–519. <https://doi.org/10.2175/106143017x15131012153059>
 139. Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik. In *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*.
 140. Uzarski D. G., Burton T. M., Cooper M. J., Ingram J. W., and Timmermans S. T. A., 2005. “Fish habitat use within and across wetland classes in coastal wetlands of the five great lakes: development of a Fish-based index of biotic integrity,” *Journal of Great Lakes Research*, vol. 31, no. 1, pp. 171–187.
 141. Vajravelu, M., Martin, Y., Ayyappan, S., 2018. ScienceDirect Seasonal influence of physico-chemical parameters on phytoplankton diversity , community structure and abundance at Parangipettai coastal waters , Bay of Bengal , South East Coast of India. *Oceanologia* 60, 114–127. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2017.08.003>
 142. Wang, N., Xiong, J., Wang, X.C., Zhang, Y., Liu, H., Zhou, B., Pan, P., Liu, Y., Ding, F., 2018. Relationship between phytoplankton community and environmental factors in landscape water with high salinity in a coastal city of China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 28460–28470. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2886-1>
 143. Wang, X., Fan, S., Xiao, J., Li, Y., Zhang, X., Wang, Z., 2019a. Distribution of zooplankton in the Jiangsu coastal area : Relationship with the drift path of green algae. *Mar. Pollut. Bull.* 110782.
 144. Wang, X., Xu, Q., Jiang, M., Liu, P., Wang, Z., 2019b. Zooplankton distribution and influencing factors in the South Yellow Sea in spring. *Mar. Pollut. Bull.*, **146**: 145–154.
 145. Wentworth, 1922. « A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments », *The Journal of Geology*, vol. 30, n° 5, p. 377–392.
 146. WHO, 2011. Guidelines for drinking water quality. Fourth edition, World Health Organization, Geneva Reservation, Wisconsin, U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report, 91-4136.
 147. WHO. 2009. Library Cataloguing-in-Publication Data. In *Calcium and Magnesium in Drinking-Water: Public Health Significance*; World Health Organization: Geneva, Switzerland, 2009; Volume 170, p. 66, ISBN 978-92-4-156355-0.
 148. Wiley JM, Sherwood LM, Woolverton CJ., 2008. Prescott, Harley and Klein's Microbiology, seventh ed. The McGraw-Hill Companies, Inc., United States, xii + 1086 pp.
 149. Witty, L.M., 2019. Practical Guide to Identifying Freshwater Crustacean Zooplankton , 2nd edition , Cooperative Freshwater Ecology Unit , 2004 Practical Guide to Identifying Freshwater Crustacean Zooplankton Cooperative Freshwater Ecology Unit. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.21177.42084>
 150. Wu M.L and Wang Y.S., 2007. “Using chemometrics to evaluate anthropogenic effects in Daya Bay, China,” *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 72, no. 4, pp. 732–742.
 151. Wunderlin D. A., D. Maria del Pilar, A. Mar´ia Valeria, P. S. Fabiana, H. A. Cecilia, and B. Mar´ia De Los Angeles, 2001. “Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. a case study,” *Water Research*, vol. 35, no. 12, pp. 2881–2894.
 152. Wu M.L, Wang Y.S, Sun C.C, Wang H., Dong J.D., and Han S.H., 2009. “Identification of anthropogenic effects and seasonality on water quality in Daya Bay, South China Sea,” *Journal of Environmental Management*, vol. 90, no. 10, pp. 3082–3090.

153. Xiaoyu, L.I., Hongxian, Y.U., Chengxue, M.A., 2014. Zooplankton community structure in relation to environmental factors and ecological assessment of water quality in the Harbin Section of the Songhua River *. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology.*, **32**: 1344–1351.
154. Xiong, W., Huang, X., Chen, Y., Fu, R., Du, X., Chen, X., Zhan, A., 2019. Zooplankton Biodiversity Monitoring in Polluted Freshwater. *Environ. Sci. Ecotechnology.* 100008.
155. Yang, S., Liu, X., 2018. Characteristics of phytoplankton assemblages in the southern Yellow Sea , China. *Mar. Pollut. Bull.* 135, 562–568. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.062>
156. Yu S., J. Shang, J. Zhao, and H. Guo, 2003. “Factor analysis ang dynamics of water quality of the Songhua river, Northeast China,” *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 144, no. 1–4, pp. 159– 169,
157. Yuan, Y., Jiang, M., Liu, X., Yu, H., Otte, M.L., Ma, C., 2018. Environmental variables infl uencing phytoplankton communities in hydrologically connected aquatic habitats in the Lake Xingkai basin. *Ecol. Indic.* 91, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.085>
158. Zhang, K., Jiang, F., Chen, H., Dibar, D.T., Wu, Q., Zhou, Z., 2019. Temporal and spatial variations in zooplankton communities in relation to environmental factors in four fl oodplain lakes located in the middle reach of the Yangtze River , China +. *Environ. Pollut.* 251, 277–284. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.139>
159. Zhao, K., Wang, L., Riseng, C., Wehrly, K., Pan, Y., Song, K., 2018. Factors determining zooplankton assemblage difference among a man-made lake , connecting canals and the water-origin river. *Ecol. Indic.*, **84**: 488–496.

Annexes

Annexes

Annexe 01 : Liste des zones Humides dans la région de Laghouat (CFL, 2021)

Commune	Nom de la zone humide	Coo_x (Latitude)	Coo_y (Longitude)	Permanence ZH	Etagé bioclimatique	Classement Ramsar	Nature ZH	Type du ZH selon le contexte algérien	Etat de conservation	Menace	Biodiversité		Superficie /Longueur	Régime foncier
											Faune	Flore		
Tadjmout	Sidi Alia	2° 28' 21,436" E	33° 54' 7,300" N	Permanente	Aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Soutenable	Inondation	Poissons - Tortue	/	15 Ha	Domainiale
Aflou	El Haoudh	2° 27,00"E	34° 412,00"N	Tomporaire	Semi-aride	Non Classé	Naturelle	Eaux de crue	Soutenable	Agriculture /Irrigation	Poissons - Tortue	Roseau - Tamarix	06 Ha	Domainiale
El Ghicha	El Rha	2° 82,00"E	33°56'35,0 0"N	Permanente	Semi-aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Pas d'information	Désertification	Pas d'information	Laurier Rose - Roseau.	384 Ha	Domainiale
El Ghicha	El Akermia	2°10'45,77 "E	34° 0'14,47"N	Tomporaire	Semi-aride	Non Classé	Naturelle	Eaux de crue	Pas d'information	Agriculture /Irrigation	Pas d'information	/	300 ha	Domainiale
Kheneg	Kheneiga	2°49'0,24" E	33°44'52,3 0"N	Permanente	Semi-aride	Non Classé	Artificielle	Mare	Protégé	Pacage / agriculture	Tadorne casarca- echasse blanche	Juubier- Jons	5 Ha	Domainiale
Guellet Sidi Saad	Oued Touil	2° 216,16"E	34°21'48,9 6"N	Permanente	Semi-aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Pas d'information	sécheresse prolongée	Pas d'information	Alfa- Retam - Laurier Rose - Roseau..	110 Km	Domainiale
Oued Morra	Ras El Ain	2°19'4,07" E	34° 9'5,19"N	Permanente	Aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Pas d'information	sécheresse prolongée/ Carrières	Pas d'information	Laurier Rose - Roseau.	1200 Ha	Domainiale
Oued M'zi	Guellet Rahma	2°20'51,68 "E	34° 7'22,88"N	Permanente	Aride	Non Classé	Naturelle	Source	Pas d'information	Agriculture /Irrigation	Poissons - Tortue	Laurier R - Roseau	100 Ha	Domainiale
Brida	Oued Brida	1°43'39,53 "E	33°57'12,8 4"N	Tomporaire	Semi-Aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Pas d'information	sécheresse prolongée	Pas d'information	Pas d'information	13 Km	Domainiale
Hadj Mecheri	Oued El Guessab	1°35'35,80 "E	33°55'48,5 3"N	Tomporaire	Semi-Aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Pas d'information	sécheresse prolongée/ Carrières	Pas d'information	Pas d'information	6 km	Domainiale
Sebga	Oued Sebga	1°52'41,42 "E	33°59'58,0 4"N	Tomporaire	Semi aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Pas d'information	sécheresse prolongée	Pas d'information	Pas d'information	10,7 Km	Domainiale

Annexes

Touiala	Oued Taouiala	1°51'8.72" E	33°48'17.63" N	Permanante	Aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Pas d'information	sécheresse prolongée	Pas d'information	Pas d'information	14 Km	Domainiale
Sidi Makhlouf	Oued Baghdache	2°59'4.84" E	34°9'1.76" N	Permanante	Aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Bon	sécheresse prolongée/Carrières	Pas d'information	Laurier rose	10 Ha	Domainiale
Tajmout	Djekdijka	2°36'16.97" E	33°48'2.84" N	Permanante	Aride	Non Classé	Naturelle	Ruissellement diffus	Pas d'information	sécheresse prolongée	Pas d'information	Forêts Tamarix	10 Ha	Domainiale
Tajmout	HTaiba	2°39'11.17" E	33°49'27.42" N	Permanante	Aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Pas d'information	Désertification / sécheresse prolongée	Pas d'information	Fixation Berges - Tamarix	12 Ha	Domainiale
Tadjrouna	Oued El Malah	1°51'36.87" E	33°39'13.44" N	Permanante	Aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Pas d'information	Sécheresse prolongée/Carrières	Pas d'information	Laurier Rose - Retam	10 Ha	Domainiale
Laghout	El Mardja	2°52'28.86" E	33°50'23.12" N	Permanante	Aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Bon	sécheresse prolongée/Carrières	Pas d'information	Bosquets - Tamarix - Tamarix - Prosopis - Eucalyptus à usage	20 Ha	Domainiale
Laghout	Oued Milok	2°43'3.22" E	33°51'37.16" N	Permanante	Aride	Non Classé	Naturelle	Source	Pas d'information	Sécheresse prolongée/Carrières	Pas d'information	Pas d'information	Pas d'information	Domainiale
Hassi delaa	Oued bouaza	4°22'0.20"E	33°45'3.91"N	Tomporaire	saharien	Non Classé	Naturelle	Barrage	Pas d'information	sécheresse prolongée/Carrières	Pas d'information	Pas d'information	Pas d'information	Domainiale
Oued M'zi	Seklafa	2°21'2.31" E	34°0'2.07"N	Permanante	Semi aride	Non Classé	Naturelle	Barrage	Pas d'information	Inondation	Pas d'information	Pas d'information	2000 Ha	Domainiale
Taouiala	Chellal Taouiala	1°51'55.30" E	33°52'2.89" N	Permanante	Aride	Non Classé	Naturelle	Cascade	Pas d'information	Agriculture /Irrigation	Pas d'information	Pas d'information	Pas d'information	Domainiale
Tadjmout	Oum legrad	2°29'31.83" E	33°51'45.78" N	Tomporaire	Aride	Non Classé	Naturelle	Daya	Pas d'information	Surpâturage/Agriculture	Pas d'information	Pisatchier de l'Atlas-Jujubier	Pas d'information	Domainiale
Hassi delaa	Farie Ihmara	4°6'35.81"E	33°8'11.49"N	Tomporaire	Saharien	Non Classé	Naturelle	Daya	Pas d'information	Surpâturage/Agriculture	Pas d'information	Pisatchier de l'Atlas-Jujubier	Pas d'information	Domainiale
Kheneg	Sehab khalwa	2°43'40.09" E	33°39'19.22" N	Tomporaire	Aride	Non Classé	Naturelle	Mare	Pas d'information	Désertification	Pas d'information	Pas d'information	2,8 Ha	Domainiale

Annexes

Sidi Makhlouf	Oued Cuelat	2°41'36.79"E	34°1'14.56"N	Permanante	Aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Pas d'information	sécheresse prolongée	Pas d'information	Pas d'information	Pas d'information	Pas d'information	Domainiale
Hassi delaa	Oued Kfous	3°53'38.09"E	33°1'35.36"N	Permanante	Saharien	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Pas d'information	sécheresse prolongée	Pas d'information	Pas d'information	Pas d'information	Pas d'information	Domainiale
Hassi delaa	Oued zegrir	4°7'28.21"E	33°49.00"N	Tomporaire	Saharien	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Pas d'information	sécheresse prolongée	Pas d'information	Pas d'information	Pas d'information	Pas d'information	Domainiale
Tadjmout	Oued senadj	2°27'54.04"E	33°49'18.49"N	Permanante	Aride	Non Classé	Naturelle	Cours d'eau	Pas d'information	sécheresse prolongée	Pas d'information	Pas d'information	Pas d'information	Pas d'information	Domainiale
Kheng	Bent sliman	2°42'37.90"E	33°41'42.47"N	Permanante	Aride	Non Classé	Naturelle	Mare	Pas d'information	Carrières	Pas d'information	Pas d'information	Pas d'information	12 Ha	Domainiale
El assafia	Charguia	3°0'25.32"E	33°51'23.06"N	Temporaire	Aride	Non Classé	Naturelle	Mare	Pas d'information	Désertification	Pas d'information	Pas d'information	Pas d'information	0,3 Ha	Domainiale
Hassi R'mel	Dayet tilghimt	3°21'7.62"E	33°9'17.90"N	Permanante	Saharien	Non Classé	Naturelle	Daya	Pas d'information	Surpaturage/Agriculture	Pas d'information	Pisachier de l'atlasse Jujubier	Tamarix , Typha , jujubier , astragale , retama	18 Ha	Domainiale
Tadjouna	Barrage de Ielmaya	1°59'19.79"E	33°25'52.69"N	Permanante	Aride	Non Classé	Artificielle	Barrage	Pas d'information	sécheresse prolongée / Irrigation	Pas d'information	Tamarix , Roseau , Jujubier , astragale , laurier rose (defla)			Domainiale
El houaita	Barrage de Houaita	2°26'14.95"E	33°40'8.10"N	Permanante	Aride	Non Classé	Artificielle	Barrage	Pas d'information	sécheresse prolongée / Irrigation	Pas d'information			8,12 Ha	Domainiale
Hassi R'mel	Belil	3°12'48.03"E	33°13'35.65"N	Permanante	Aride	Non Classé	Artificielle	Daya	Pas d'information	sécheresse prolongée / Irrigation					

Annexe 02 : Fiche technique utilisée sur terrain pour la description des stations étudiées.

		St. 1	St. 2	St. 3	St. 4
Coordonnées relevées sur GPS	Altitude (m)				
	Longitude				
	Latitude				
Profondeur (en centimètre)					
Conditions d'observation	Accessibilité : ○ Bonne ○ Moyenne ○ Mauvaise				
	Vent : Nul ; faible ; moyen ; fort				
	Météo : ○ Soleil ○ Faiblement nuageux ○ Très nuageux ○ Pluie fine ○ Pluie forte				
	Surface de l'eau : lisse ; faiblement agitée ; agitée ; très agitée				
	Couleur de l'eau : ○ Bleu ○ Vert ○ Brun ○ Autre				
	Bloom algal : ○ Oui ○ Non				
	Couverture végétale : ○ Abondante ○ En taches ○ Faible ○ Nulle				
Nature de sédiments :		○ Gravier ○ Sable ○ Alluvion ○ Autre			
Remarque :					
Prélèvement n°					
Heure de début de relevé					
Heure de fin de relevé					
Prélèvements réalisés	○ Phytoplancton ○ Zooplancton ○ Cyanobactéries ○ Chlorophylle-<i>a</i> ○ Eau		Matériel employé : ○ Bouteille intégratrice ○ Bouteille à renversement 1L ○ Autre bouteille ○ Filet à plancton ○ Multi paramètres		

Annexe 03 : Analyses descriptives des paramètres physicochimiques

St.1

Variable	N	N*	Mean	SE	Mean	StDev	Variance	Minimum
Chl-a	12	0	4,84	2,03		7,02	49,24	0,00
Pheopigments	12	0	7,64	1,63		5,64	31,78	0,11
T°C	12	0	20,70	1,89		6,53	42,69	12,30
pH	12	0	8,0158	0,0818		0,2834	0,0803	7,4600
CE	12	0	2201,2	73,3		254,0	64526,7	1600,0
TDS	12	0	1100,7	36,3		125,7	15791,3	800,0
Salinity	12	0	1,0333	0,0310		0,1073	0,0115	0,8000
Turbidity	12	0	15,98	5,19		17,99	323,56	0,59
K+	12	0	0,951	0,124		0,430	0,185	0,160
Na+	12	0	10,95	1,42		4,92	24,18	5,00
Ca++	12	0	226,1	22,1		76,7	5875,6	128,0
Cl-	12	0	361,1	14,7		51,0	2599,1	227,0
TH	12	0	946,2	44,9		155,7	24231,8	780,0
Mg2+	12	0	295,4	38,0		131,7	17355,2	38,9
DO	12	0	13,45	1,80		6,23	38,82	5,00
SS	12	0	248	130		449	201964	16
Fer	12	0	0,05333	0,00225		0,00778	0,00006	0,05000
NO2-	12	0	0,0389	0,0186		0,0644	0,0041	0,0000
NO3-	12	0	5,97	1,83		6,33	40,09	0,28
NH4+	12	0	4,74	2,94		10,19	103,81	0,00
PO42-	12	0	0,546	0,178		0,616	0,379	0,015
SO42-	12	0	270,3	26,6		92,1	8483,1	108,0
HCO3-	12	0	214,3	28,2		97,6	9528,3	105,4

Variable	Q1	Median	Q3	Maximum
Chl-a	0,40	1,20	12,08	17,62
Pheopigments	2,63	6,66	13,38	16,87
T°C	15,05	18,85	27,63	30,10
pH	7,8825	8,1150	8,2450	8,2600
CE	2078,3	2175,0	2434,3	2550,0
TDS	1046,5	1088,0	1216,3	1271,0
Salinity	1,0000	1,0000	1,1000	1,2000
Turbidity	5,54	9,84	17,85	56,60
K+	0,550	1,070	1,320	1,400
Na+	6,21	10,65	14,70	20,90
Ca++	144,3	232,4	280,6	344,7
Cl-	347,2	374,6	383,4	440,2
TH	842,5	875,0	1015,0	1300,0
Mg2+	151,6	362,1	383,4	440,2
DO	7,00	12,20	20,00	21,60
SS	35	106	197	1636
Fer	0,05000	0,05000	0,05000	0,07000
NO2-	0,0100	0,0100	0,0583	0,2270
NO3-	0,63	3,25	12,50	17,90
NH4+	0,00	0,09	1,88	27,00
PO42-	0,070	0,225	1,200	1,700
SO42-	219,6	287,1	345,6	393,6
HCO3-	158,1	184,4	325,3	368,9

St.2

Variable	N	N*	Mean	SE	Mean	StDev	Minimum	Q1	Median
Chl-a	12	0	2,69	1,27		4,40	0,00	0,33	0,93
Pheopigments	12	0	5,83	1,18		4,09	0,19	1,32	5,90
T°C	12	0	20,46	1,88		6,51	12,00	15,03	18,65
pH	12	0	8,1192	0,0426		0,1477	7,9000	7,9400	8,1700
CE	12	0	2038	153		530	1058	1727	2191
TDS	12	0	1019,3	76,4		264,8	525,0	862,3	1095,0
Salinity	12	0	0,9750	0,0750		0,2598	0,5000	0,8500	1,0000
Turbidity	12	0	21,84	8,73		30,24	0,60	1,78	7,02
K+	12	0	1,002	0,119		0,414	0,150	0,700	1,150
Na+	12	0	10,22	1,28		4,45	5,18	6,14	9,15
Ca++	12	0	212,6	24,7		85,4	84,2	131,4	203,3
Cl-	12	0	358,1	13,6		47,3	227,2	348,4	372,8
TH	12	0	904,2	29,5		102,1	780,0	812,5	885,0
Mg2+	12	0	91,2	10,1		34,8	43,8	62,9	83,6

Annexes

DO	12	0	12,30	1,42	4,93	4,00	9,60	11,60
SS	12	0	101,5	25,2	87,4	37,0	47,3	65,5
Fer	12	0	0,05250	0,00179	0,00622	0,05000	0,05000	0,05000
NO2-	12	0	0,0423	0,0209	0,0725	0,0000	0,0022	0,0200
NO3-	12	0	6,51	2,36	8,18	0,51	1,04	3,06
NH4+	12	0	4,20	2,61	9,05	0,00	0,00	0,07
PO42-	12	0	0,565	0,176	0,610	0,010	0,088	0,270
SO42-	12	0	237,5	18,6	64,3	108,3	194,0	234,9
HCO3-	12	0	215,2	13,7	47,4	158,1	158,2	210,8

Variable	Q3	Maximum
Chl-a	2,06	12,01
Pheopigments	9,37	11,64
T°C	27,45	30,10
pH	8,2375	8,2900
CE	2430	2630
TDS	1214,3	1316,0
Salinity	1,1000	1,3000
Turbidity	48,40	86,50
K+	1,348	1,460
Na+	12,50	20,90
Ca++	268,5	348,6
Cl-	376,3	426,0
TH	987,5	1100,0
Mg2+	120,4	162,9
DO	17,60	19,20
SS	129,5	349,0
Fer	0,05000	0,07000
NO2-	0,0445	0,2620
NO3-	11,04	28,60
NH4+	2,12	24,00
PO42-	1,275	1,500
SO42-	286,7	345,6
HCO3-	263,5	263,5

St.3

Variable	N	N*	Mean	SE Mean	StDev	Minimum	Q1
Chlorophyll a (mg.m-3)	12	0	2,84	1,34	4,63	0,00	0,26
Pheopigments	12	0	4,03	1,12	3,89	0,00	0,92
T°C	12	0	20,62	1,89	6,53	12,10	15,00
pH	12	0	8,1775	0,0421	0,1457	7,8700	8,1075
CE	12	0	2135,5	63,3	219,4	1844,0	2026,3
TDS	12	0	1066,4	31,8	110,2	920,0	1009,8
Salinity	12	0	1,0167	0,0271	0,0937	0,9000	1,0000
Turbidity	12	0	15,75	7,80	27,01	0,30	1,93
K+	12	0	0,975	0,133	0,460	0,160	0,700
Na+	12	0	10,15	1,16	4,01	5,06	6,72
Ca++	12	0	209,8	26,5	91,7	44,1	136,5
Cl-	12	0	337,2	10,6	36,9	267,8	304,9
TH	12	0	867,1	39,8	137,9	690,0	707,5
Mg2+	12	0	97,5	15,3	52,9	46,2	56,6
DO	12	0	12,17	1,48	5,12	2,40	8,50
SS	12	0	94,3	22,8	79,1	8,0	24,3
Fer	12	0	0,050833	0,000833	0,002887	0,050000	0,050000
NO2-	12	0	0,0542	0,0265	0,0919	0,0000	0,0000
NO3-	12	0	7,09	2,62	9,09	0,25	0,90
NH4+	12	0	4,23	2,61	9,04	0,00	0,00
PO42-	12	0	0,547	0,177	0,612	0,030	0,063
SO42-	12	0	284,6	21,4	74,1	108,4	268,6
HCO3-	12	0	202,0	12,7	44,0	158,1	158,1

Variable	Median	Q3	Maximum
Chlorophyll a (mg.m-3)	0,40	5,73	12,81
Pheopigments	2,38	8,32	9,93
T°C	18,85	27,33	30,20
pH	8,2000	8,3000	8,3500
CE	2065,5	2298,0	2528,0
TDS	1033,0	1148,8	1264,0
Salinity	1,0000	1,0000	1,2000
Turbidity	3,43	17,32	90,60
K+	1,060	1,390	1,430

Annexes

Na+	9,90	12,17	19,80
Ca++	210,5	271,5	348,6
Cl-	340,8	369,4	390,5
TH	880,0	1005,0	1050,0
Mg2+	91,2	113,1	228,6
DO	11,50	16,80	20,80
SS	81,5	164,0	251,0
Fer	0,050000	0,050000	0,060000
NO2-	0,0150	0,0920	0,3200
NO3-	3,11	11,67	31,70
NH4+	0,11	2,42	24,00
PO42-	0,235	1,200	1,700
SO42-	288,0	347,2	364,8
HCO3-	210,8	250,3	263,5

St.4

Variable	N	N*	Mean	SE Mean	StDev	Minimum	Q1
Chlorophyll a (mg.m-3)	12	0	0,998	0,225	0,780	0,000	0,333
Phéopigments (mg.m-3)	12	0	4,747	0,817	2,831	0,160	2,283
T°C	12	0	20,57	1,94	6,72	11,80	14,20
pH	12	0	8,2100	0,0483	0,1673	7,8900	8,0900
Conductivité	12	0	2265,3	50,0	173,3	2000,0	2152,8
TDS	12	0	1134,9	25,4	88,1	1000,0	1071,5
Salinite	12	0	1,0583	0,0229	0,0793	1,0000	1,0000
Turbidite	12	0	3,85	2,17	7,53	0,70	0,81
K+	12	0	1,568	0,522	1,807	0,100	0,945
Na+	12	0	10,72	1,44	4,98	4,90	5,65
Ca++	12	0	242,8	31,0	107,3	40,1	167,2
Cl-	12	0	308,98	5,04	17,44	291,10	298,20
TH	12	0	1044,2	42,3	146,7	850,0	917,5
Mg2+	12	0	106,6	17,9	61,9	9,7	67,4
O2 dessous	12	0	12,65	1,03	3,57	6,40	10,00
MES	12	0	86,2	13,9	48,1	25,0	32,8
Fer	12	0	0,050000	0,000000	0,000000	0,050000	0,050000
NO2	12	0	0,01417	0,00736	0,02548	0,00000	0,00000
NO3	12	0	6,04	2,09	7,23	0,30	1,04
NH4+	12	0	3,94	2,46	8,51	0,00	0,01
PO42-	12	0	0,520	0,173	0,598	0,020	0,063
SO42-	12	0	289,1	17,1	59,2	200,5	220,6
HCO3	12	0	228,0	11,8	40,7	158,1	210,8

Variable	Median	Q3	Maximum
Chlorophyll a (mg.m-3)	0,667	1,795	2,400
Phéopigments (mg.m-3)	4,135	7,748	8,430
T°C	18,80	27,48	30,20
pH	8,2050	8,3775	8,4200
Conductivité	2239,0	2443,8	2516,0
TDS	1117,5	1222,8	1285,0
Salinite	1,0000	1,1000	1,2000
Turbidite	1,25	3,25	27,50
K+	1,260	1,480	7,100
Na+	10,55	12,40	19,80
Ca++	246,5	314,6	416,8
Cl-	305,30	315,95	355,00
TH	1035,0	1132,5	1340,0
Mg2+	92,5	138,6	226,2
O2 dessous	12,70	15,80	17,60
MES	89,0	138,5	150,0
Fer	0,050000	0,050000	0,050000
NO2	0,00500	0,01875	0,09000
NO3	2,72	11,16	23,80
NH4+	0,11	2,03	24,00
PO42-	0,210	1,175	1,700
SO42-	297,6	334,9	384,0
HCO3	235,7	263,4	263,5

Annexe 04: Photos, différents menaces et moyens utilisés dans les sites prospectés.



Pont de Barrage de Tadjmout



St.1



Barrage de Seklafa



St.3



Prolifération des algues



St.2



Animaux passagères



Communautés bédouines



Barrage Seklafa(travaux)



Microscope optique



Animaux passagères



Animaux passagères



GPS



Multiparametre



Filet à plancton



Poissons recoltés

Annexe 05 : Glossaire

1. Généralité sur le plancton

1.1. Définition

Le terme plancton trouve son origine dans l'Odyssée d'Homère, où il est utilisé pour désigner les animaux qui « errent » (planktós en grec ancien) à la surface des flots. En 1887, le zoologiste allemand Victor Hensen a utilisé ce terme pour décrire tout organisme vivant en suspension dans l'eau douce, saumâtre ou salée et incapable de lutter contre les courants (Schmitt, 2020).

1.2. Le phytoplancton

Le plancton végétal, ou phytoplancton (du grec phyton ou plante et planktos ou errant), est l'ensemble des algues microscopiques formées à partir d'une seule cellule (microalgues). Bien qu'unicellulaires, les microalgues se présentent dans une grande variété de tailles, de couleurs et de formes qui peuvent être très artistiques (Grogan, 2012). Elle comprend des milliers d'espèces réparties en plusieurs groupes : algues bleues ou cyanobactéries, diatomées, coccolithes, chrysophycées et chlorophycées, dinoflagellés. Le phytoplancton comprend deux catégories bien définies d'organismes basées sur un trait cytologique, à savoir la présence ou l'absence d'une membrane nucléaire (véritables algues ou procaryotes (cyanobactéries)). Jusqu'à présent, quatre phylums ont été identifiés dans les milieux aquatiques et nous avons intéressé à quatre classes principales, distinguées selon des critères morphologiques, cytologiques, biochimiques et reproductifs.

1.2.1. Les principaux groupes de phytoplancton

1.2.1.1. Les Bacillariophyceae ou diatomées (micro phytoplancton)

Les diatomées ou bacillariophycées sont caractérisées par une paroi cellulaire siliceuse appelée frustule. La périphérie des valves est reliée à des ligaments qui forment la ceinture cellulaire et se caractérisent par la présence des pigments suivants : chlorophylles : a, c1, c2 et c3 ; xanthophylles : fucoxanthine, diatoxanthine, diadinoxanthine et les substances de réserve suivantes : chrysolaminarine et lipides (Suthers and Rissik, 2009). Elles ont en majorité une taille comprise entre 2.8 to 429 μm et peuvent former des chaînes (Kakizaki, 2011). Les diatomées se trouvent dans tous les habitats d'eau douce, y compris les eaux calmes et courantes, ainsi que les habitats benthiques et planctoniques, et peuvent souvent dominer la flore microscopique. Etant donné que les diatomées habitent une grande variété d'habitats, mais que beaucoup d'entre eux ont des exigences spécifiques en matière d'habitat, ils ont été utilisés pour évaluer les environnements d'eau douce et surveiller les changements à long terme des caractéristiques écologiques (Wehr and Sheath, 2003).

1.2.1.2. Les Chlorophyceae

Ce sont généralement des formes unicellulaires, coloniales, filamenteuses, cénobiennes avec ou sans flagelles. Ils possèdent une paroi cellulaire glycoprotéique à 2, 4 ou 8 flagelles de taille égale, un noyau et deux vacuoles contractiles situées à la base des flagelles et se caractérisent par la présence des pigments suivants : chlorophylles : a et b ; xanthophylles lutéine, viola xanthine. Et les substances de réserve suivantes : amidon intraplastidial. La reproduction : asexuée (fission binaire) et sexuée (isogamie, anisogamie et oogamie) (Suthers and Rissik, 2009).

1.2.1.3. Les Cyanophyceae (pico phytoplankton)

L'exemple le plus frappant de la grande variation et des différences entre le phytoplancton est la comparaison des cyanobactéries ou "algues bleu-vert" à toutes les autres algues. Les cyanobactéries appartiennent au règne des eubactéries qui, avec les archaebactéries, forment les procaryotes. Les procaryotes sont des organismes dont les cellules ont peu d'organisation interne et manquent d'organites (comme le noyau ou les mitochondries) qui caractérisent les eucaryotes. Les cyanobactéries sont dépourvues de flagelles et leur appareil végétatif peut être unicellulaire, colonial ou filamenteux. Les réserves sont constituées de glycogène, de cyanophycine et de gouttelettes lipidiques. Elle reflète la proportion relative de pigments photosynthétiques : chlorophylle-a ; Phycobiline (phycocyanine, allophycyanine, phycoérythrine et pigments membranaires (bruns)) (Wehr and Sheath, 2003). Les substances de réserve : glycogène, nacre). Ils ont également une structure de paroi cellulaire similaire à celle des bactéries gram-négatives, y compris la présence de substances appelées lipopolysaccharides. Ils ont d'autres propriétés qu'ils partagent avec les bactéries, notamment lorsque la colonne d'eau contient de faibles concentrations de nutriments azotés, nombre d'entre eux peuvent fixer l'azote atmosphérique en azote organique (Suthers and Rissik, 2009).

1.2.1.4. Les Euglenophyceae

Les euglènes sont de grands flagellés unicellulaires verts (15 à 150 µm) qui ont un pli ou un cou profond où le flagelle se fixe. La cellule a une structure en spirale et est entourée d'un film constitué de bandes de protéines imbriquées qui s'enroulent autour de la cellule (donnant aux cellules un motif rayé). Un ocelle bien visible dans le cytoplasme est également visible. Ils sont photosynthétiques et parfois hétérotrophes. Pigments : chlorophylles "a" et "b". Dépourvus de paroi cellulaire, ils possèdent un, deux ou trois flagelles issus d'une invagination de la membrane cellulaire, une vacuole contractile et un stigmate orange à rouge composé de globules caroténoïdes. La plupart des Euglenophyceae sont des espèces d'eau douce, avec seulement quelques espèces marines (Suthers and Rissik, 2009).

1.3. Le zooplancton

Le zooplancton (du grec zoo ou « animal ») est un plancton animal, le zooplancton comprend une grande variété de phylum constitué de protozoaires unicellulaires (flagellés, ciliés et sarcodines, qui jouent un rôle important dans le cycle microbien) et de métazoaires multicellulaires (rotifères, cladocères, nématodes et Copépodes) qui sont les plus connus (Bandeira, 2013). Selon la taille des organismes (microzooplancton < 200 µm, mésozooplancton 0.2 – 20 mm et le macrozooplancton > 20 mm) et leur position dans la colonne d'eau plusieurs catégories peuvent être définies (épiplancton : couches superficielles, mésoplancton : couches intermédiaires et bathyplancton : couches profondes) (Bougis 1976, Larink et Westheide, 2011). Les organismes du zooplancton généralement diffèrent par leur taille, leur régime alimentaire (microphages, herbivores et détritivores, macrophages, omnivores et carnivores), leur localisation trophique, leur mode de reproduction et leur phénologie saisonnière.

1.3.1. Les principaux groupes de zooplancton

1.3.1.1. Rotifera

Les rotifères sont quantitativement et qualitativement les plus répandus en eau douce. En général, environ 2000 espèces sont connues, la plupart d'entre elles se trouvent en eau douce et sont observées même en eau salée. Il existe des formes rampantes, planctoniques, semi planctoniques, semi sessiles ou sessiles avec un corps cylindrique, sphérique ou en forme de trompette. Ils sont caractérisés par une taille allant de 40 à 2000 µm (ex : *Brachionus sp*), un appareil rotateur ciliaire et un organe masticateur. Les espèces les plus courantes sont de petites taille (<200µm), et peuvent dépasser 1mm et être visibles à l'œil nu par exemple : *Asplanchna sp* et *Lacimlarra sp* (Wallace et al., 2015)

1.3.1.2. Copepoda

La classe des copépodes est la plus grande classe de crustacés et a une affinité principalement marine avec un grand groupe d'espèces parasites de poissons. Les copépodes sont importants dans les chaînes alimentaires aquatiques, en particulier les stades juvéniles, peuvent être une source de nourriture importante pour les poissons juvéniles. Sa taille est comprise entre 0.5 et 3.5 mm et ils sont abondants dans le plancton marin (*Calanus*) et d'eau douce (*Cyclope*) (Shiel, 2014).

1.3.1.3. Cladocera

Les cladocères sont une partie importante des réseaux trophiques de la microfaune, par exemple en tant qu'herbivores phytoplanctoniques, en tant que composants alimentaires pour les macros invertébrés ou les poissons juvéniles. Sa taille varie de 250 µm chez les genres *Chydorid*

(*Alonella* sp) à 46 mm chez les genres Daphniid (*Daphnia* sp et *Simocephalus* sp). Brièvement, les cladocères, que l'on trouve en eau douce, sont enveloppées par une "coquille" bivalve qui recouvre les extrémités de la tige. L'organisation interne de la plupart des cladocères est généralement visible à travers la coquille en microscopie optique, à l'exception de certains taxons, qui peuvent être très colorés, par exemple *Daphniopsis* et certains Chydoridés (Shiel, 2014).

1.3.1.4. Nematoda

La classe des nématodes comprend les espèces les plus fréquemment décrites, actuellement autour de 20 000. Elles se trouvent dans presque tous les habitats, librement, souvent dans les sédiments de fond ou en parasite sur une variété de plantes et d'animaux. Cependant, ils peuvent être présents parce qu'ils sont dans ou ont été délogés d'organismes zooplanctoniques, dont beaucoup sont des hôtes intermédiaires pour les nématodes parasites. Ils ont une morphologie variée, leur taille varie principalement entre 1 à 2 mm, leur forme allongée en forme de ver dépourvue de cils ou de flagelles. Ils sont bilatéralement symétriques, généralement suffisamment transparents pour voir la structure interne. Le corps est entouré d'une cuticule solide, flexible et non cellulaire qui peut être lisse, avec des stries transversales ou une variété d'ornementations de surface qui peuvent être limitées à certaines zones (Warwick et *al.*, 1998).

Références

- Bandeira B., 2013. Ecologie des communautés zooplanctoniques au sein de deux écosystèmes littoraux méditerranéens : traitement des séries temporelles. Sciences de la Terre. Université de Toulon. Français. ffNNT : 2013TOUL0005ff. fftel-00920257.
- Bougis P., 1974. « Ecologie du Plancton Marin. II – Le Zooplancton » Masson et Cie, Paris, 200 pp.
- Groga N., 2012. Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire). Thèse d'écologie fonctionnelle / Université de Toulouse, INP-Ensat.
- Kakizaki E, Kozawa S, Sakai M, Yukawa N., 2011. Numbers, sizes, and types of diatoms around estuaries for a diatom test. *Am J Forensic Med Pathol.* 32(3):269-74.
- Larink O., Westheide W., 2011. « Costal Plankton – Photo guide for European Seas » AWI Munchen 191 pp
- Schmitt Francois G., 2020. Chapitre 05 turbulence et plancton 140-166, livre turbulence et écologie marine. Editions Ellipses, 246 pages.
- Shiel, R., 2014. A Guide to Identification of Rotifers , Cladocerans and Copepods from Australian Inland Waters : Identification Guide Series No . 3.

Suthers, I.M., Rissik, D., 2009. Plankton: a guide to their ecology and monitoring for water quality. CSIRO PUBLISHING 150 Oxford Street (PO Box 1139) Collingwood VIC 3066 Australia.

Wallace, R.L., Snell, T.W., Smith, H.A., 2015. Phylum Rotifera, Fourth Edi. ed, Ecology and General Biology: Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates. Elsevier.

Warwick, R.M., Platt, H.M. et Somerfield, P.J. 1998. Free-living marine nematodes, Part III, Monhysterids. Synopsis of the British Fauna No. 53, Linnean Society of London and the Estuarine and Coastal Sciences Association, Shrewsbury, Field Studies Council, 296 pp.

Wehr JD. Sheath RG., 2003. Freshwater Algae of North America Ecology and Classification, Copyright © 2003, Elsevier Science (USA), 918pp.

Articles scientifiques



Combined effect of temperature, pH and salinity variation on the growth rate of *Gloeocapsa* sp. in batch culture method using Aiba and Ogawa medium

Houria Bouazzara ^{1,2*}, Farouk Benaceur ^{1,2}, Rachid Chaibi ^{1,2}, Ibtihel Boussebci ², Laura Bruno ³

¹ Department of Biology, Faculty of Sciences, University of Amar Telidji, 03000 Laghouat, ALGERIA

² Laboratory of Biological and Agricultural Sciences (LSBA), Amar Thelidji university, Laghouat (UATL), 03000, ALGERIA

³ LBA-Laboratory of Biology of Algae, Dept. of Biology, University of Rome "Tor Vergata", via Cracovia 1, 00133 Rome, ITALY

*Corresponding author: h.bouazzara@lagh-univ.dz

Abstract

The development of cyanobacterial cultures is influenced by many environmental factors. In this analysis, the effect of pH, salinity and temperature on the growth of *Gloeocapsa* sp. isolated from Tadjmout dam, Laghouat province (Algeria) was investigated. The axenic cultures were maintained in sterilized culture media (Aiba and Ogawa). pH of the media was adjusted to 6, 7 and 10 using NaOH and HCl, while salinity was adjusted to 0.1%, 0.3%, 0.6% and 0.9% by varying the amount of NaCl in the media. The effect of temperature was studied by incubating the cultures at 25°C, and 50°C. The growth of *Gloeocapsa* sp. were determined by measuring its optical density and its chlorophyll-a content. *Gloeocapsa* sp. preferred alkaline pH. Low pH levels adversely affect the growth of *Gloeocapsa* sp. and substantially decreased at pH 6 despite sustained low biomass growth at pH 6 and 7. *Gloeocapsa* sp. has been able to grow at all salinities. The highest growth was shown at higher salt concentrations (0.6 and 0.9%). *Gloeocapsa* sp. showed best growth at 25°C but its growth at 50°C has decreased. These variables are useful for creating suitable culture conditions for promoting the growth of cyanobacteria and are also helpful in understanding their response to a variety of environmental factors.

Keywords: cyanobacteria, *Gloeocapsa* sp., pH, temperature, salinity

Bouazzara H, Benaceur F, Chaibi R, Boussebci I, Bruno L (2020) Combined effect of temperature, pH and salinity variation on the growth rate of *Gloeocapsa* sp. in batch culture method using Aiba and Ogawa medium. Eurasia J Biosci 14: 7101-7109.

© 2020 Bouazzara et al.

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License.

INTRODUCTION

Cyanobacteria are the simplest and most abundant group of autotrophic prokaryotic living plants. They are ancestral photoautotrophic, aerobic Gram-negative bacteria and are able to produce their own food from inorganic matter (Mataloni and Komárek 2004, Gaysina et al. 2019). In virtually any conceivable environment, cyanobacteria can be present throughout the term, and in almost any terrestrial and aquatic ecosystem (Joshi et al. 2020). They are often present in terms of interaction with other plants and animals, including lichens, sponges, and protists (Konstantinou et al. 2018). Cyanobacteria have also features such as water keeping capability, short generation time, capacity to fix atmospheric N₂, tolerance to severe environments and they often function as influential phototrophic primary producers in natural environments, making cyanobacteria more specific and able to adapt to varying conditions in both natural and stressful ecosystems

(Gaysina et al. 2019). It is generally recognized that temperature is strongly linked to the growth rate of cyanobacteria (Mackey et al. 2013) and this association differs among organisms. Salinity can influence the organism directly by influencing its physiology or indirectly by modifying the cell's surroundings. Cyanobacteria are particularly susceptible to osmotic stress, unable to respond to the development of organic osmolytes and are seen to inhibit both nitrogen and carbon fixation activity at increasing salt concentrations (Rai and Rajashekhar 2016). Even so, salinity does not influence all species to the same degree according to their anatomical and genomic heterogeneity (Stal 2007) and thus the distribution of cyanobacterial species in natural environments is not uniform. The adaptive ability of cyanobacteria to salinity had been the subject of

Received: November 2019

Accepted: April 2020

Printed: December 2020

several biochemical and ecological investigations (Rejmánková, Komárek and Komárková 2004). Besides, cyanobacteria cultivation in a laboratory with appropriate cultivation conditions can be accomplished by understanding the eco-physiological needs of a given species. Hence, formulating an appropriate medium and improving cultural environments is a prerequisite for achieving high production of biomass. Thus, physiological variables of temperature, pH, salinity, or chemical factors such as media composition influence the growth rate, physiological state, and biochemical composition of cyanobacteria under conditions of culture (Lee and Kim 2002). Measurement of chlorophyll-a can be used to control their physiological status and growth. Cyanobacteria demonstrate high adaptability to pH and salinity, but mass cultivation requires optimum conditions (Nagle et al. 2010). Biochemical and nutritional components of productive species such as *Spirulina platensis* are recognized as screening for growth characteristics (Soni et al. 2012) due to their industrial use, but much consideration has not been given to the characterization of other cyanobacterial organisms. Freshwater microalgae have been found to be an effective source of protein, lipid, carbohydrates, and vitamins, and are therefore used in aquaculture studies. It has been shown that salinity and pH induce the nutritional properties characteristic of the phytoplankton. The characterization of such species in order to achieve high quality and quantity of biomass in laboratory environment, in order to allow effective use of them, has been little investigated. Recently, several research papers have given particular attention on impact of temperature, salinity and pH on cyanobacteria growth, but have no report on the effect of combined salinity, pH and temperature on growth rate of Cyanobacteria on freshwater ecosystem (Schubert et al. 1993, Rakko and Seppälä 2014, Muruga et al. 2014, Shruthi and Rajashekhar 2014, Silveira and Odebrecht 2019, Sen 2020). *Gloeocapsa* sp. is a Cyanobacteria belonging to the Eubacteria kingdom, phylum Cyanobacteria, classes Cyanophyceae, order Chroococcales, family Microcystaceae with some features. The shape of genus *Gloeocapsa* is commonly spherical between 1 and 17 μm in diameter, aggregated in a macroscopic mucilaginous, amorphous mass that colonizes wet stony substrates and, less often tree bark or aquatic environments (metaphyton or plankton). Gacheva et al. (2013) demonstrate the ability of the genus *Gloeocapsa* to grow in a wide temperature range (15°C–40°C). In this study the response of *Gloeocapsa* sp isolated from Tadjmout dam water, south of Algeria to different variation in temperature, pH and salinity was investigated in order to determinate their optimal growth and biomass development conditions. Hence, the experiment also aims to understand the correlation between temperature, pH and salinity variations with *Gloeocapsa* sp. chlorophyll-a content.

MATERIALS AND METHODS

Gloeocapsa sp. was grown in batch culture in a closed system without any inlet or outlet streams as nutrients are prepared in a fixed volume of liquid media, under sterile conditions at 25°C and 50°C with specific pH (6, 7 and 10) and salinity (0.1, 0.3, 0.6 and 0.9%) conditions. The sample was pre-cultivated in batch culture (Aiba and Ogawa medium); A closed microbial culture system with a particular nutrient, temperature, strain, aeration and other environmental conditions to maximize growth. As nutrients are not added or waste products eliminated during incubation, only a finite amount of life cycles can be achieved before nutrients are absorbed and growth ceases; for 10 days (about 20 generations) to obtain adapted cultures. Chlorophyll-a and growth levels have been calculated as mentioned later. The experiments were repeated twice-using independent cultures.

Study area

The underground dam of Tadjmout in the municipality of Tadjemout, Laghouat province, which is 250 meters long, providing an annual storage capacity of 4.7 million m^3 , with a flow rate of 140 liters per second able to irrigate 250 hectares of orchards and 600 hectares of Tadjemout pilot farm. It is situated at the latitude of 33°54.100' north and longitude of 002°28.401' east and at an altitude of 907 m above the sea level. The seasonal patterns of climatic variables in the month of February 2020 was typical for the region, and was characterized by dry weather. The study region has a desert climate, the rains are practically non-existent. The maximum temperature was 18°C and the minimum was 12°C; precipitation was 00 mm. Therefore, wind was 0 km/h and cloud cover was 25% humidity 26% (ONM, 2020).

Sampling of water

Water samples were collected from locations varying from colorless, bluish and brownish to green of specific water coloration. The research was conducted in the month of February 2020 at the dam of Tadjmout. Approximately 300 mL of sample water were collected in three sterile 150 mL bottles from each location. The samples were transported to the laboratory in a cool box and kept in waiting for analysis at 4°C. Water quality was determined by measuring the temperature, pH, dissolved oxygen, conductivity, salinity, total dissolved solid and also by analyzing chlorophyll-a, where temperature was 17.3°C, pH of the water was slightly alkaline with a value of 7.98 conductivity, and TDS were 2224 and 1108 $\mu\text{S cm}^{-1}$ respectively. Salinity with a value of 110 mg L^{-1} , dissolved oxygen was 10.31 mg L^{-1} and the concentration of chlorophyll-a was 8.811 mg m^{-3} .

Enumeration of phytoplankton and isolation of cyanobacteria

The water analyses were supplemented with Aiba and Ogawa liquid media (Aiba and Ogawa 1977) to build up the community of the microbes; 20 mL of cyanobacteria sampling per 30 mL of liquid media and incubated at room temperature in ($23 \pm 2^\circ\text{C}$) next to a window allowing enough sunlight for 10 days.

The Aiba and Ogawa were prepared as two different solutions to avoid precipitation:

- Solution A consisted of, NaCl: 1 g; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$: 0.2 g; K_2SO_4 : 1 g; $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 40 mg; NaNO_3 2.5 g; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 10 mg, Trace metal solution: 1 mL (H_3BO_3 : 715 mg; $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$: 452 mg; $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$: 56 mg; $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$: 97 mg; $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$: 20mg. $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$: 12.5mg); Deionized water to 500 mL.
- Solution B consisted of K_2HPO_4 : 0.5 g; Na_2CO_3 : 4.03 g; NaHCO_3 13.61 g; Deionized water to 500 mL. After autoclaving, mix Solution A and Solution B aseptically and giving final pH 9.4-9.8.

After a period of 10 days of incubation, cultures were microscopically inspected for growth. Effective axenic cultures have been sub-cultured and used for further research.

Experimental design

After identification of the cyanobacterial samples, slides were prepared and observed under the microscope. *Gloeocapsa* sp. was the most abundant in the sample with high concentration due to their ability to grow in a wide range of water quality, their fast response to changing environmental conditions and their isolation and purification is relatively easy, provided that they will grow equally well on liquid media, for this purpose we selected it to test their adaptation on different environmental condition.

Determination of optimum temperature for growth

Five milliliters of solution containing *Gloeocapsa* sp. isolated in the culture medium were applied to 45 mL of nutrients from Aiba and Ogawa. The culture were incubated at the following temperatures: room temperature 25°C , next to a window offering enough sun light and we used a Phytotron as an incubator for temperature 50°C . The optical density of each broth culture was measured with a spectrophotometer OPTIMA (SP-3000nano) at a wavelength of 686 nm and after every two days for 14 days.

Determination of optimal salt concentration for growth

Specific NaCl concentrations of 0.1, 0.3, 0.6 and 0.9% were prepared for the medium. Five milliliters of each broth culture were added to 45 mL of salted liquid medium at differing concentrations and incubated at

room temperature (25°C) and through a window allowing for 14 days of sunlight.

Determination of optimal pH for growth

The broth of halophilic cyanobacteria was adjusted by using concentrated hydrochloric acid the pH adjusted from 10 to 7 and 6. Forty-five milliliters is poured into sterile sample bottles and inoculated with 5 mL of broth sample containing *Gloeocapsa* sp. Culture were incubated in the temperature room (25°C) next to the window, enabling ample sunshine.

Determination of *Gloeocapsa* sp. growth with combined salinity and pH

Five milliliters of each broth culture were added to 45 mL of specific liquid medium at differing concentrations and incubated at room temperature (25°C) and through a window allowing for 14 days of sunlight. The liquid media was prepared with different concentration of both salinity and pH as following:

- pH 6 with 0.3, 0.6 and 0.9 % of NaCl.
- pH 7 with 0.3, 0.6 and 0.9 % of NaCl.
- pH10 with 0.3, 0.6 and 0.9 % of NaCl.

Determination of *Gloeocapsa* sp. growth with combined salinity and temperature

The liquid media was prepared with two concentration of salinity (0.6 and 0.9%) and incubated in two temperature. Five milliliters of each broth culture were added to 45 mL of liquid medium at differing concentrations and incubated at 25°C at room temperature (25°C) and through a window allowing for 14 days of sunlight and at 50°C in Phytotron.

Estimation of chlorophyll-a

It is necessary to centrifuge the broth culture to separate the culture from the medium, then 10 mL of 90% acetone was added. The tubes were shaken vigorously and homogenized to completely dissolve in the solvent. The tubes were held in a refrigerator for 24 h for complete extraction of the pigments. The samples were centrifuged at 3600 turns for five minutes, after the extraction period, and the supernatant was obtained. The supernatant was made with 90% acetone approximately to 10 mL, and absorbance was estimated at 630 nm, 647 nm, 664 nm, and 750 nm against 90% blank acetone. The quantity of chlorophyll-a content was determined using the Jeffrey and Humphrey equation (Jeffrey and Humphrey 1975).

$$\text{Chl-a } (\mu\text{g mL}^{-1}) = (11.85 \cdot \text{OD}_{664}) - (1.54 \cdot \text{OD}_{647}) - (0.08 \cdot \text{OD}_{630}).$$

The significance of differences between the different conditions of the experiment was evaluated by one-way analysis of variance (ANOVA) using Palaeontological Statistics (PAST) Software Version 3.26. Values of $P < 0.05$ were considered significant.

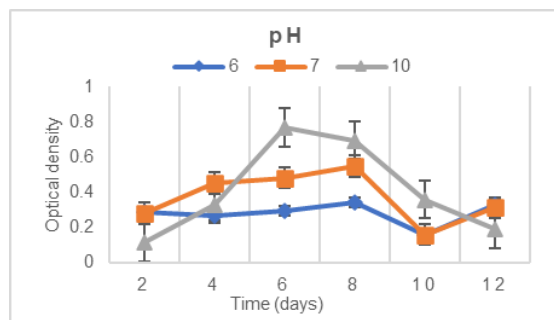


Fig. 1. Growth rates of *Gloeocapsa* sp. isolated from samples of water from Tadjmout dam (measured as optical density) at varying pH

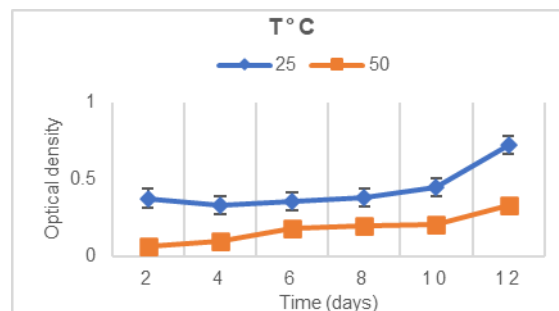


Fig. 3. Growth rates of *Gloeocapsa* sp. isolated from samples of water from Tadjmout dam (measured as optical density) at varying temperature

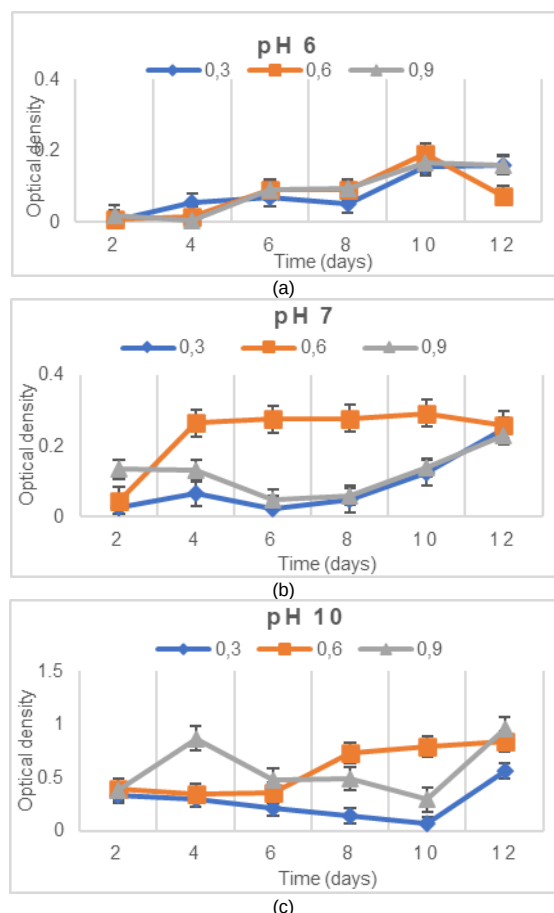


Fig. 2. Growth rates of *Gloeocapsa* sp. isolated from samples of water from Tadjmout dam (measured as optical density) at pH 6, 7 and 10 at varying salinity (0.3, 0.6 and 0.9%)

RESULTS

The effect of abiotic factors such as temperature, pH and salinity on the growth of *Gloeocapsa* sp was determined by measuring their optical density and also by quantifying their chlorophyll-a pigment after two days and for 14 days.

Effect of pH on *Gloeocapsa* sp. growth rate combined with different variation of salinities

The growth of *Gloeocapsa* sp at different pH conditions are shown in **Fig. 1**. *Gloeocapsa* sp preferred near neutral to alkaline pH, while the highest growth rate was at pH 10 with means of optical density going up to 0.769 after six day and it was 0.548 at pH 7 after 8 days. *Gloeocapsa* sp was able to grow in acidic pH, but the cell densities were all relatively lower than the alkaline pH. The growth of *Gloeocapsa* sp. was clearly negatively affected at the lower pH but the algae, nevertheless, were still able to grow during the 14 days of the culture period. The alkaline pH was chosen for optimal growth of *Gloeocapsa* sp. and it was shown that the growth rate was different and important in the three conditions of salinities (**Fig. 2**). The optical density was between 0.207 and 0.963, and the maximal value noticed at pH 10 with salinity of 0.9% after 12 days of growth with a value of 0.963 (**Fig. 2c**). It showed no much variation with changing pH between 6 and 7 at varying salinity, (**Fig. 2a** and **Fig. 2b**) which was lower than alkaline condition. Thus, the value of optical density was approximately similar except for pH 6/S 0.9% and pH 7/S 0.9% while the maximal value attenuated 0.161, 0.231 respectively. A one-way ANOVA indicated differences in optimum growth temperature, pH and salinity of the organisms used in our experiment ($F_{21, 110} = 3.393$; $P = 1.572E-05$). The differences between pH treatments was most pronounced at pH 10 combined with 0.6 and 0.9% of NaCl with a significant ($p=0.035$, $p=0.036$) respectively. pH 7 had also significant ($p=0.02$) impact at 0.9 % of NaCl.

Effect of temperature on *Gloeocapsa* sp. growth rate combined with different variation of salinities

Gloeocapsa sp. grown very well at low temperatures, 25°C. According to the experiment, the biomass was higher at 25°C after 8 day than 50°C (**Fig. 3**) with means of optical density going up to 0.723. Temperature had a significant effect on the growth rates of isolate *Gloeocapsa* sp. at 25°C ($p=0.011$) but it did not have a significant effect on the growth rate of isolate at

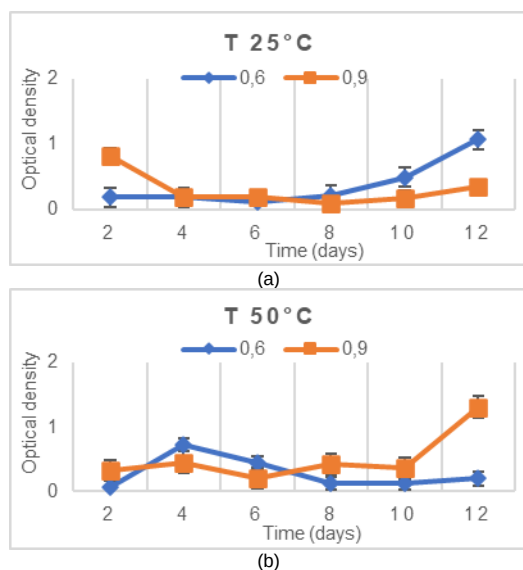


Fig. 4. Growth rates of *Gloeocapsa* sp. isolated from samples of water from Tadjmout dam (measured as optical density) at temperature 25°C and 50°C at varying salinity (0.6 and 0.9%)

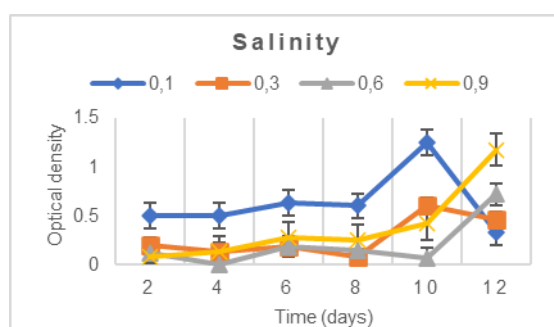


Fig. 5. Growth rates of *Gloeocapsa* sp. isolated from samples of water from Tadjmout dam (measured as optical density) at varying salinity

50°C ($p=0.691$). The influence of temperature on algal morphology varied widely and a high correlation between temperature combined with a high level of salinity and biomass of *Gloeocapsa* sp. and it had best growth in this condition. Temperature of 25°C with combined salinity (Fig. 4a) showed that 0.6 % was more adequate for growth of *Gloeocapsa* sp. ($p=0.01$), it had a clear lag phase in the growth, and the exponential

growth phase started at experiment day 8, and it attenuated a 1.065 after 12 days of incubation. In the other hand, growth at 50°C (Fig. 4b) showed that the 0.9 % of NaCl was more adequate at this temperature and the optimum of growth was 1.31 and significant ($p=0.006$) after 12 days of incubation.

Effect of salinity on *Gloeocapsa* sp growth rate

Salinity plays an important role in growth of the most species of cyanobacteria and in the current study, salinities differed significantly (Fig. 5). *Gloeocapsa* sp. was found able to adapt at different condition, although they could survive and grow in varying salinity. 0.1% was optimum for growth and biomass production, it fluctuates between 0.497 and 1.251 according to measure of their optical density during all days of incubation. In addition, the growth at other condition of salinity was important and it attenuated a maximum value of 0.718 at 0.6 % after 12 days. The growth of *Gloeocapsa* sp. was found to be significantly affected, decreasing at the higher salinities when compared to the first days of incubation period (0.1% of NaCl). However, it an exponential growth phase started at experiment day 8, and it attenuated an optimum growth of 1.173 for 0.9 % NaCl at day 12.

Estimation of chlorophyll-a

Adaptation of *Gloeocapsa* sp to different environmental factors led to visible changes in pigmentation. The color of the cells growing at the growth optimum was dark blue-green especially at pH 10 with different salinities and 25°C with different salinities and at all concentrations of salinities, while the cells at low pH (6, 7) appeared yellow-green. Analyses of the pigment composition by measuring the optical density showed a high difference in chlorophyll a between all conditions of the experiment (Table 1-3).

Chlorophyll-a concentration varied in the 18 condition of the study. We observed that *Gloeocapsa* sp. was able to synthesize chlorophyll-a under all condition of the experiment. The result of measuring of chlorophyll-a at different pH with varied salinities are shown in Table 1. The mean value of chlorophyll-a during 14 days of incubation was found to be higher at alkaline pH with varying salinities. It fluctuated between 5.43 and 7.6 $\mu\text{g mL}^{-1}$ and 0.6% was the adequate

Table 1. Variations of pH and combined pH with salinity on the growth (mean chlorophyll-a content in $\mu\text{g mL}^{-1}$) of *Gloeocapsa* sp

pH												
	6	7	10	pH6/S%			pH7/S%			pH10/S%		
				0.3	0.6	0.9	0.3	0.6	0.9	0.3	0.6	0.9
Chl-a	4.38	1.95	2.79	3.69	1.72	6.85	3.14	2.27	5.14	5.43	7.60	4.93

Table 2. Effect of temperature and combined temperature with salinity on the growth rate (chlorophyll-a content in $\mu\text{g mL}^{-1}$) of *Gloeocapsa* sp

	Temperature					
	25 °C		50 °C		50/S%	
					0.6	0.9
Chl-a	2.14		2.99		1.66	1.19
						4.20
						1.17

Table 3. Effect of different concentration of salinities on the growth (chlorophyll-a content in $\mu\text{g mL}^{-1}$) of *Gloeocapsa* sp

	Salinity			
	0.1%	0.3%	0.6%	0.9%
Chl-a	5.65	7.36	3.97	7.26

concentration of NaCl for production of chlorophyll-a in alkaline pH (pH10 in our experiment). The concentration of chlorophyll-a for pH6/S% and pH7/S% was also remarkable and it ranged from 1.72 to 5.14 $\mu\text{g mL}^{-1}$. Although we observed that *Gloeocapsa* sp. could synthesize chlorophyll-a under the three condition of pH (6, 7 and 10) without NaCl, due to their tolerance and adaptation. Nevertheless, the concentration was lower than pH with combined salinities, it did not exceed the 4.38 $\mu\text{g mL}^{-1}$.

Varying temperature had also a significant impact on production of chlorophyll-a. The level of chlorophyll-a was found to be similar at the two temperature (25°C and 50°C) (**Table 2**) and it didn't exceed a value of 2.99 $\mu\text{g mL}^{-1}$ in all days of incubation, except a little difference when we used a NaCl with the two temperature. It attenuated a value of 4.20 $\mu\text{g/mL}$ at T 50°C/ S 0.6%.

The level of chlorophyll-a with salinity variations was very well (**Table 3**) and it ranged from 3.97 to 7.36 $\mu\text{g mL}^{-1}$ in all concentration of NaCl and the maximum value was 7.26 $\mu\text{g mL}^{-1}$ for 0.9% and 7.36 $\mu\text{g mL}^{-1}$ for 0.3%.

DISCUSSION

Understanding the effect of temperature, pH and salinity requires knowledge of the structure and function of biological molecules. For temperature adaptation, it is recognized that high-temperature metabolism faces special problems when the molecules involved become unstable at high or at low temperatures. Cyanobacteria are known to grow at temperatures between 19 and 29°C. In this analysis, we reported, as per the experiment, that *Gloeocapsa* sp. had very strong growth at 25°C and that it was their optimum growth rate. Nonetheless, *Gloeocapsa* sp showed moderate growth at 50°C compared to its growth at 25°C based on their optical density. Thermotolerant mesophilic microorganisms as *Gloeocapsa* sp could grow at a temperature of 20-45°C (Wiley et al. 2008). Additionally, measurements of *Gloeocapsa* sp Chlorophyll-a content revealed a lower differences; 2.14 and 2.99 $\mu\text{g mL}^{-1}$ for 25°C and 50°C, respectively. This finding adverse what we found at measuring optical density of algal biomass in which we obtained an important biomass at 25°C compared by 50°C. The concentration of chlorophyll-a may decrease with declining temperature, chlorophyll-a concentration often remains at high temperature. Cyanobacteria change their photosynthetic apparatus to adapt to the current temperatures. It was also reported that temperature greatly impacts the total production of algal biofuel systems by affecting the growth rate of organisms and the composition of fatty acids (Nalley et al. 2018). Otherwise, there is no correlation between

biomass and chlorophyll-a content which is in accord with the results of Betawati et al (2019). Chlorophyll-a is a significant component of photosynthesis. As a biocatalyst agent, the concentration of chlorophyll in microalgae cells does not affect the process (Ramaraj et al. 2013). According to our experiment, *Gloeocapsa* sp. has been able to develop well at 25°C and 50°C and these two temperatures describe the atmosphere of the sample area (25°C "spring" 50°C "summer"). Similar work did reported that cyanobacteria can be extremeophilic and thrive at various temperature environments (Muruga et al. 2014, Betawati et al. 2019, Nalley et al. 2018, Silveira and Odebrecht 2019).

It is thought that cyanobacteria grow well in alkaline environments. These are not present in natural environments of pH less than 5 and optimal growth of cultures occurred in the pH range 7.5 to 9 (Jorgensen 1969). In addition, certain cyanobacterial species such as *Microcystis aeruginosa* have been reported at pH 10 (Gerloff 1952). Kenan (1975) suggested that pH itself was the limiting factor rather than the form of inorganic carbon present at various pH values. *Gloeocapsa* sp was able to develop very well in alkaline environments; optimal growth was observed at pH 10, while growth at pH 6 and 7 revealed little biomass compared to pH 10, although a slightly acidic environment does not inhibit the growth of cyanobacteria. Some other species have also been able to develop at pH 6.5 but at lower levels and there was a lack of cyanobacteria in habitats with pH less than 4 (Stanier 1979). Konopka (1981) considered the highest rate of photosynthesis for *Oscillatoria rubescens* in the natural population between pH 6.5 and 8.5. Other studies suggested an adverse effect of pH less than 7.5 and higher than 9 on *Oscillatoria agardhii* development, and also noticed that cyanobacteria filaments were broken up into smaller filaments when pH was lower than 6. (Abdul jabbar 2011). In other hand, Muruga et al. (2014) found an optimum development of cyanobacteria at pH < 8.5. Therefore, cells may have to spend energy at high or low pH to maintain the internal pH needed for cell function. At extreme pH, only high or low pH-tolerant species will grow and dominate the community. Some species have a maximum growth near equilibrium pH and some have a pH range, like a pH balance, where the growth rate is not influenced by changes in pH (August and Hinga 2002).

Earlier studies related pH effect on the growth of cyanobacteria in which a pH between 7.4 and 8 seemed to be favorable for the optimum growth of cyanobacteria species (Bano and Siddiqui 2004). The fact that all cyanobacteria were able to grow in acidic (pH 6.5)

medium indicates that cyanobacteria can adapt to variable of pH. Thus, other study reported that pH higher than 9 or lower than 6 could inhibit the photosynthesis and adversely affect the morphology of cyanobacteria (Rai and Rajashekhar 2016). In our research and for our selected species we concluded that the optimum growth of *Gloeocapsa* sp was at alkaline environment however the fact that *Gloeocapsa* sp was able to grow at acidic medium but with little biomass and little chlorophyll-a than observed at alkaline environment indicates that *Gloeocapsa* sp can adapt to variable pH conditions. In this case, we suggest that *Gloeocapsa* sp was alkalophilic and it could be slightly acidophilic microalgae. In fact, through the definition, acidophilic species are microbes that are capable to develop at pH values greater than 3, but are unable to survive at neutral temperatures (Gimmler 2001). By conclusion, we suggest that *Gloeocapsa* sp. was tolerant to slightly acidic pH. Cellular plant activity could be an important physiological standard for evaluating the stressful environment. Across the growth cycle, algae have been documented to vary in their adaptability to salt stress (Taylor and Zhang 2013). The algae's osmotic potential was influenced when the salinity was below or above the optimum value which probably led in a reduction in the algae's ability to absorb salt and consequently inhibit their development. In general, freshwater algae could tolerate almost 0.15 mol NaCl L⁻¹ (8.78 g L⁻¹) osmotic capacity, while marine algae could develop at a salinity of 0.5 mol NaCl L⁻¹ (29.25 g L⁻¹) owing to their strong halophilic character and advanced salt tolerance mechanism. (Chen 1982). In the present study, it could be concluded that a salinity of 0.9% of NaCl could be tolerated by *Gloeocapsa* sp.

Therefore, earlier work had documented a lower chlorophyll content for the cultivation of cyanobacteria with higher saline concentrations. Cyanobacteria can adapt to varying salinity but not all cyanobacteria are halotolerant (Thajuddin and Subramanian 2005). The

capacity of cyanobacteria to grow with increased Na⁺ were explicated to their different strategies to adaptation at high concentration of NaCl, it may be related to their ability to adjust respiration, regulation of Na⁺ consumption or efflux and generation of organic osmotic compounds (Shetty et al. 2019). *Gloeocapsa* sp provided us a reasonable tolerance to various salinity variations and their optimum growth was at higher salinity levels. On the other hand, when we combined salinity with specific other conditions (pH and temperature), *Gloeocapsa* sp showed further tolerance to the effects of both chlorophyll-a content and biomass. To this fact, we have qualified *Gloeocapsa* sp as halotolerant organism.

CONCLUSION

Subjecting *Gloeocapsa* sp to various physicochemical environments improved their growth rate. At room temperature, *Gloeocapsa* sp has optimum growth (23 ± 2°C) and can also grow at 50°C, which will be defined as thermotolerant. It shown optimum growth at pH 10 and up to pH 6 and 7. Consequently, they can be found to be resistant to slightly acidic pH. In higher salinity, *Gloeocapsa* sp has an ideal growth rate (0.6 and 0.9%) and could be classified as halotolerant. Therefore, cyanobacteria cannot be categorized separately as marine or fresh water, but can be defined in terms of their capacity to tolerate certain conditions. This may explain why almost every form of environment is considered to be inhabited by cyanobacteria.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank our colleagues from the laboratory of Algerian Water Authority (ADE) for their assistance and comments that greatly improved the manuscript. This work was supported by the Algerian General Directorate of Scientific Research and Technological Development (DGRSDT).

REFERENCES

- Abdul-Jabbar A (2011) The effect of salinity and pH on growth of *Oscillatoria agardhii* Gom. J Coll Educat Pure Sci, 1: 82-89.
- Aiba S and Ogawa T (1977) Assessment of growth yield of a blue-green alga *Spirulina platensis* in axenic and continuous culture. J. Gen. Microbiol. 102: 179–82.
- August P, Hinga KR (2002) Effects of pH on coastal marine phytoplankton 238: 281–300.
- Bano A, Siddiqui PJA (2004) Characterization of five marine cyanobacterial species with respect to their pH and salinity requirements 36: 133–143.
- Betawati N, Dianing Z, Yuniati R, Sjamsuridzal W (2019) Biocatalysis and Agricultural Biotechnology The effect of temperature variation on the growth of *Leptolyngbya* (cyanobacteria) HS-16 and HS-36 to biomass weight in BG-11 medium 19. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101105>
- Gacheva G V, Gigova LG, Ivanova NY, Pilarski PS, Lukavský J (2013) Growth, biochemical and enzymatic responses of thermal cyanobacterium *Gloeocapsa* sp. (Cyanophyceae) to temperature and irradiance 1–11. <https://doi.org/10.1111/pre.12016>

- Gaysina LA, Saraf A, Singh P (2019) Cyanobacteria in Diverse Habitats, Cyanobacteria. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814667-5.00001-5>
- Gimmler H (2001) Acidophilic and Acidotolerant Algae. Julius-van-Sachs Institute of Bioscience, University of Wtitzburg, Julius-van-Sachs Platz 2, 97082 Wtitzburg, Germany. L. C. Rai et al. (eds.), Algal Adaptation to Environmental Stresses © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2001.
- Ivanova N, Iliev I, Gardeva E, Najdenski H (2014) Suboptimal growth temperatures enhance the biological activity of cultured cyanobacterium *Gloeocapsa* sp. <https://doi.org/10.1007/s10811-012-9852-y>
- Jeffrey SW, GF Humphrey (1975) New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem Physiol Pflanzen*, 167: 191-194.
- Jorgensen E G (1969) The adaptation of plankton algae. IV. Light adaptation in different algal species. *Physiol. Plant.* 22:1307-1315.
- Joshi H, Shourie A, Singh A (2020) Cyanobacteria as a source of biofertilizers for sustainable agriculture, *Advances in Cyanobacterial Biology*. INC. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819311-2.00025-5>
- Konopka A (1981) Influence of Temperature, Oxygen, and pH on a Metalimnetic Population of *Oscillatoria rubescens* 42, 102–108.
- Konstantinou D, Gerovasileiou V, Voultsiadou E, Gkelis S (2018) Sponges-Cyanobacteria associations: global diversity overview and new data from the Eastern Mediterranean. *PLoS One* 13 (3): 1- 22.
- Lee J B and B Y Kim (2002) Growth characteristics of five microalgal species isolated from Jeju Island and four microalgal stock strains in hatchery. *Algae*. 17: 117-125
- Mackey K R M, Payton A, Caldeira K, Grossman A R, Moran Mallvin D et al. (2013) Effect of temperature on photosynthesis and growth in marine *Synechococcus* spp. *Plant Physiol.* 163: 815–829. doi: 10.1104/pp.113.221937
- Mataloni G, Komarek J (2004) *Gloeocapsopsis aurea*, a new subaerophytic cyanobacterium from maritime Antarctica. *Polar Biol.* 27: 623–628.
- Muruga BN, Wagacha JM, Kabaru JM, Amugune N, Duboise SM (2014) Effect of physicochemical conditions on growth rates of cyanobacteria species isolated from Lake Magadi, a soda lake in Kenya 2: 41–50.
- Nagle V L, M N Mhalsekar and TG Jagtap (2010) Isolation, optimization and characterization of selected cyanophycean members. *Ind. J.Mar. Sci.* 39: 212-218
- Nalley JO, Donnell DRO, Litchman E (2018) Temperature effects on growth rates and fatty acid content in freshwater algae and cyanobacteria. *Algal Res.* 35: 500–507. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.09.018>
- O.N.M (2019) National Office of Meteorology: Newsletter.
- Rai SV, Rajashekhar M (2016) Effect of pH, Salinity and Temperature on the Growth of Six Species of Cyanobacteria Isolated from Arabian Sea Coast of Karnataka 9: 1–6.
- Rakko A, Seppälä J (2014) Effect of salinity on the growth rate and nutrient stoichiometry of two Baltic Sea filamentous cyanobacterial species 55–70. <https://doi.org/10.3176/eco.2014.2.01>
- Ramaraj R, Tsai DD, Honglay P (2013) Chlorophyll is not accurate measurement for algal biomass 40: 1–9.
- Rejmánková E, Komárek J, Komárková J (2004) Cyanobacteria – a neglected component of biodiversity: patterns of species diversity in inland marshes of northern Belize (Central America) *Diversity Distrib.* 10:189–199.
- Schubert H, Fulda S, Schubert H, Fulda S, Hagemann M (1993) Effects of Adaptation to Different Salt Concentrations on Photosynthesis and Pigmentation of the Cyanobacterium *Synechocystis* sp. PCC 6803. *J. Plant Physiol.* 142: 291–295. [https://doi.org/10.1016/S0176-1617\(11\)80425-6](https://doi.org/10.1016/S0176-1617(11)80425-6)
- Sen S (2020) Cyanobacterial membrane biology under environmental stresses with particular reference to photosynthesis and photomorphogenesis, *Advances in Cyanobacterial Biology*. INC. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819311-2.00006-1>
- Shetty P, Gitau MM, Mar G (2019) Salinity Stress Responses and Adaptation Mechanisms in Eukaryotic Green Microalgae 1–16.
- Shruthi MS, Rajashekhar M (2014) Effect of salinity and pH on the growth and biomass production in the four species of estuarine cyanobacteria 5: 29–36.
- Silveira SB, Odebrecht, C (2019) Effects of Salinity and Temperature on the Growth, Toxin Production, and Akinete Germination of the Cyanobacterium *Nodularia spumigena* 6: 1–12. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00339>
- Soni S K, Kamal Agrawal S K Srivastava, S Gupta, and Chetan Kumar Pankaj (2012) Growth performance and biochemical analysis of *Spirulina platensis* under different culture conditions. *J. Algal Biomass Utiln.* 3: 55- 58

- Stal LJ (2007) Cyanobacteria: Diversity and versatility, clues to life in extreme environment. In: Seckbach J, editor. *Algae and Cyanobacteria in Extreme Environment*. The Netherlands: Springer; pp. 659–680.
- Stanier RY (1979) *Generic Assignments, Strain Histories and Properties of Pure Cultures of Cyanobacteria* 110: 1–61.
- Taylor P, Zhang Y (2013) Effect of NaCl salinity on the growth, metabolites, and antioxidant system of *Microcystis aeruginosa* 37–41. <https://doi.org/10.1080/02705060.2013.782579>
- Thajuddin N, Subramanian G, n.d. *Cyanobacterial biodiversity and potential applications in biotechnology* 47–57.
- Wiley JM, Sherwood LM, Woolverton CJ (2008) Prescott, Harley and Klein's *Microbiology*, seventh ed. The McGraw-Hill Companies, Inc., United States, xii + 1086 pp.

www.ejobios.org

Ecology and Diversity of Freshwater Zooplankton in Laghouat Province (Algeria) and their Relationship with Environmental Factors

Houria Bouazzara^{1,2,*}, Rachid Chaibi^{1,2}, Farouk Benaceur^{1,2,3}, Amira Nouioua⁴ and Laura Bruno⁵

¹Department of Biology, Faculty of Sciences, University of Amar Telidji, 03000 Laghouat, Algeria

²Laboratory of Biological and Agricultural Sciences, Amar Thelidji University, Laghouat, 03000, Algeria

³Research Unit of Medicinal Plants, Laghouat 03000, National Center of Biotechnology Research, Constantine 25000, Algeria

⁴Department of English, Faculty of Letters and languages, University of Amar Telidji, 03000 Laghouat, Algeria

⁵LBA-Laboratory of Biology of Algae, Department of Biology, University of Rome, Tor Vergata via Cracovia 1, 00133 Rome, Italy

ABSTRACT

In order to investigate the distribution and richness of zooplankton on the Wadi M'zi River from November 2018 to October 2019, samples were collected on a monthly basis from four stations. Thirty-three zooplankton species belonging to four taxa have been described from the Wadi M'zi River; Copepoda, Rotifera, Cladocera and Nematoda. The following diversity indexes were used to measure the diversity of zooplankton species in the lake; Shannon Index 3.14 to 3.8, Pielou Evenness Index 0.72 to 0.84 and Margalef Index 1.08 to 1.45. The zooplankton communities were observed to be abundant in spring and summer compared to autumn and winter. Rotifers were found to be dominant followed by copepods, cladocerans and nematods for the entire research duration. CCA analysis indicates that WT, pH, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{2-} and conductivity were responsible for most differences in zooplankton organisms. Finally, we concluded that all sampling area were oligosabrobic indicating the good environmental quality of Wadi M'zi River.

Article Information

Received 29 January 2021

Revised 11 March 2021

Accepted 26 March 2021

Available online 02 July 2021
(early access)

Published 14 March 2022

Authors' Contribution

HB designed the study, carried out the surveys, collected samples, performed laboratory work and the statistical analysis, wrote the manuscript. RC supervised surveys and laboratory work. FB and LB supervised the statistical analysis and manuscript writing. AN corrected the language.

Key words

Zooplankton, Diversity, Environmental factors, Canonical correspondence analysis, Wadi M'zi River.

INTRODUCTION

Freshwater ecosystems contain a wide range of microorganisms this variety is indispensable for maintaining the balance of such ecosystems. Regrettably, water and biodiversity are exposed to many environmental stressors, particularly those resulting from intensive human activities (Xiong *et al.*, 2019). Environmental and human activities are thought to be a significant cause of environmental degradation (Thietal., 2018). Desertification, agricultural expansion and industrial development,

urbanization and growing pollution, land-use change and climate change (rain and temperature) have exerted tremendous stress on the ecological conditions and sustainable development of many aquatic habitats. Protists, copepods, rotifers, nematods and cladocerans are rapid responders to many environmental factors (Pawłowski *et al.*, 2016) because of their rapid reaction to changes in the aquatic ecosystem considered to be an excellent biological sensor of water quality. Many researches types confirm that zooplankton communities have been significantly affected by excessive nutrient loading (Antony *et al.*, 2020). Several distinctive elements may be used as system health indicators, including essential chemical elements such as (nitrate, nitrite, phosphate, ammonium and dissolved oxygen) or biological characteristics such as zooplankton abundance. For aquatic organisms' lives, nutrients are essential, but excessive loading of nutrients into water sources may affect water's designated uses. In this research, a 1-year survey was conducted in Wadi M'zi River Laghouat Province, located in the south of Algeria,

* Corresponding author: h.bouazzara@lagh-univ.dz
0030-9923/2022/0004-1501 \$ 9.00/0

about 400 miles from the capital of Algeria. Wadi M'zi is one of the continental aquatic environments that are complex and fragile. It is the most important valleys in Algeria; it flows through the states of Djelfa, Biskra, Wadi Souf, and Laghouat on which there is the Seklafa Dam in Tadjmout province. Despite the importance of this river for the both region and population and according to our knowledge no previous study did reported the influence of water degradation on the Wadi M'zi biological populations. In fact, the use of biological indicators as zooplankton is recommended for water quality evaluation especially in freshwater ecosystems (Benoit, 2014; Li and Chen, 2020). Hence, our objectives were: i) to assess the environmental quality status using distribution patterns of the zooplankton communities in relation to the hydrological condition in this ecosystem, ii) to document the taxonomic composition of zooplankton populations, iii) to classify their distribution patterns. It can be mentioned that zooplankton diversity can be used as a methods for evaluating the state of water quality in small and shallow water bodies.

MATERIALS AND METHODS

Study sites, sample collection and analysis

Wadi M'zi originates in Djbel Chebka at an altitude of 1536 m, is considered a natural permanent freshwater wadi with a salinity of less than 1.2 g/L. There is an arid climate characterized by rainy spring and fall, dry summer and winter and significant seasonal changes. The estimated annual temperature and precipitation are 16.2°C and 184 mm, respectively. Field sampling was performed every month at 04 locations (St.1–St.4) along the longitudinal gradient of the M'zi Wadi River during the morning hours of November 2018 to October 2019 (7:00 am - 8:00 am). A complete explanation of the 04 sampling sites is given in Table I. Physical parameters (water temperature and pH) were analyzed in situ using multi-parameter (HANNA),

electrical conductivity (CE) measured with a conductivity meter (HANNA), while chlorophyll-*a* concentrations were measured using the Lorenzen (1967) monochromatic method and dissolved oxygen (DO) was analyzed by Winkler's method (Strickland and Parsons, 1979). Besides, nitrates (NO_3^-), ammonium (NH_4^+), nitrite (NO_2^-), sulfate (SO_4^{2-}) and orthophosphates (PO_4^{2-}) have been studied using standard methods (APHA, 2005). Zooplankton samples were obtained at each station by vertical transport (from bottom to surface) from 0.5 m depth below the surface at each site using a typical plankton net of 20µm mesh size. Samples obtained were stored in a 4% neutral formalin solution and their volumes were concentrated at 100 mL. The water sample was collected from each site and subsequently stored with 1.5 % Lugol's iodine solution in the field and then concentrated to 50 mL after sedimentation for 48 h in the laboratory. After the entire mixture, 1 mL of the sample counting chamber was used to identify the zooplankton. It has been replicated three or four times (Zhao *et al.*, 2018). Zooplankton count and identification were made by a light microscope (Zeiss Axiostar) using the 40X objective phase contrast optics. Identification was made based on morphological characteristics using published guides and keys (Shiel, 2014; Glime, 2017a, b, c, d). The enumeration of the organisms was carried outnumbering them on the entire collection. The species' composition was expressed as the proportion of the species concerning the total number of individuals (%) whereas the abundance was expressed as the number of individuals per liter (ind/L).

Data analysis

The species diversity (Shannon–Weiner, H'), species evenness (Pielou's, J') and species richness (Margalef, D) indices were used to summarize the biodiversity of the zooplankton communities (Shannon and Weaver, 1949; Pielou, 1966; Margalef, 1968). These measures were

Table I.- Description of the studied sampling sites in the Wadi M'zi River.

Sites	Location	GPS	Altitude	Depth
St.1	-1 Km from the River source; Low anthropogenic activities; Workshop (Seklafa Dam); Low population density (Bedouin communities); High concentration of fish in the lake	N: 33°59'55.90." E: 2°22'1.75."	976m	0.6m
St.2	- 2.7 Km from the river source; Agricultural activities; anthropogenic activities (medium); Low population density (Bedouin communities); High concentration of fish in the lake	N: 33°59'3.40." E: 2°22'23.58."	978m	0.5m
St.3	-7.2 Km from the river source; Low population density (Bedouin communities); High vegetation; Agricultural activities; High concentration of fish in the lake	N: 33°57'4.87." E: 2°24'0.86"	965m	0.25m
St.4	-15.6 Km from the river source, located after receiving water from the Tadjmout dam; High population density; High anthropogenic activities; Low concentration of fish in the lake; Contaminated with city sewage; Exposed to road traffic	N: 33°54'10.13" E: 2°28'19.59"	907m	0.6m

computed using the following formulae:

$$H' = - \sum p_i (\log_2 p_i)$$

$$J' = H' / \ln S$$

$$D = (S - 1) / \ln N$$

Where, P_i is proportion of the total counted arising from the i th species, S is total number of species, and N is total number of individuals.

The relationship between zooplankton organisms and environmental variables was drawn between 10 physicochemical parameters and was calculated by Canonical Correspondence Analysis using Palaeontological Statistics (PAST) Software Version 3.26. Indicator species have been described as the species with $P < 0.05$.

RESULTS AND DISCUSSION

Environmental conditions

The mean temporal variation of the water parameters analyzed over the period is recorded in [Figure 1](#). Similar seasonal variations of water temperature distinguished the water river under analysis; the highest WT value was recorded in summer (28.1°C) and the lowest in winter (15.52°C). Chl-*a*, CE and DO were higher in summer and were correlated positively with temperature ($r = 0.6$; 0.7

and 0.6). pH was slightly alkaline during all season and it fluctuates between 8.1 and 8.25. NO_2^- and NO_3^- were higher in winter and lowered in summer. However, ammonium was higher in autumn and it attenuated a value of 15.93 mg/L. Phosphate and sulfate have shown small variation among season and they were higher in autumn, spring and lower in summer. Phosphate was correlated negatively with conductivity, while sulfate was correlated positively with conductivity. These differences in the environmental factor are according to the sampling area, which is characterized by a dry and desert climate. The highest levels of the nutritive element are explicated to the heavy use of nitrogen fertilizers and the ultimate mineralization of other nitrogen forms (NH_4^+ , NO_2^-) ([Rodier, 2009](#)). Moreover, the occurrence of sulfate is primarily related to the geological structure of the parent rock and the land of the region.

Zooplankton diversity patterns and dominant species

The composition and dominance of the zooplankton species in a particular water body are regulated by certain ecological factors, such as nutrient loading and pollution status. Thirty-three (33) species of zooplankton have been reported in Wadi M'zi River ([Table II](#)). Four taxa were

Fig. 1. Temporal variation in hydrological variables in Wadi M'zi River during the study period (Bar Standard Deviation).

Table II.- Species of the zooplankton population in the Wadi M'zi River and their percentage of occurrences.

Groups	Family	Taxa	Abbr.	St.1	St.2	St.3	St.4	Occurrence %
Rotifers	Brachionidae	<i>Anuraeopsis fissa</i>	Brd		+			25
		<i>Brachionus durgae</i>	Anf	+	+			50
		<i>Brachionus urceolaris</i>	Bru		+	+	+	75
	Dicranophoridae	<i>Aspelta beltista</i>	Asb			+	+	50
		<i>Dicranophorus biastis</i>	Dibi			+	+	50
		<i>Dicranophorus colastes</i>	Dico			+	+	50
		<i>Dicranophorus robustus</i>	Diro	+	+	+	+	100
		<i>Encentrum felis</i>	Enf			+	+	50
		<i>Lecane bulla bulla</i>	Lbb	+	+	+	+	100
	Lecanidae	<i>Lecane closterocerca</i>	Lec	+	+	+	+	100
		<i>Lecane cornuta</i>	Lco	+		+	+	75
		<i>Lecane curvicornis</i>	Lecr				+	25
		<i>Lecane depressa</i>	Ledp	+	+	+	+	100
		<i>Lecane flexilis</i>	Lefx			+		25
		<i>Lecane martensi</i>	Lmt				+	25
		<i>Lecane pyriformis</i>	Lep	+	+		+	75
		<i>Lecane unguolata</i>	Leung			+	+	50
	Lepadellidae	<i>Colurella adriatica</i>	Coad			+		25
		<i>Colurella geophila</i>	Colg	+	+	+	+	100
		<i>Lepadella discoidea Segers</i>	LediS	+	+		+	75
		<i>Lepadella naplius</i>	Lepna		+	+		50
		<i>Lepadella ovalis</i>	Lov		+			25
		<i>Lepadella patellaa</i>	Lepp			+		25
	Philodinidae	<i>Rotaria rotatoria</i>	Ror	+	+			50
	Trichocercidae	<i>Trichocerca brachyura</i>	Trb		+			25
		<i>Trichocerca obtusidens</i>	Tro	+	+	+	+	100
		<i>Trichocerca parvula</i>	Trp	+	+		+	75
		<i>Copepoda nauplius</i>	Cpn		+	+	+	75
Copepods	Cyclopidae	<i>Macrocyclus albidus</i>	Mal	+		+		50
		<i>Bosmina meridionalis</i>	Bosm			+		25
Cladocerans	Bosminidae	<i>Bosmina meridionalis</i>	Bosm			+		25
	Daphniidae	<i>Daphnia lumholtzi</i>	Dapl	+	+			50
		<i>Daphnia pulex</i>	Dapu	+	+	+	+	100
Nematods	Plectidae	<i>Plectus murrayi</i>	Plm	+	+	+	+	100

presented in the lake; Rotifera is the dominant zooplankton group and present more than 88% of the total zooplankton population followed by Nematoda 4.6%, Cladocera 4.4% and Copepoda 2%. We identified ten (10) families during the study, where six (6) belonging to rotifers, one (1) to copepods, two (2) to cladocerans and one (1) to nematods. Dicranophoridae was dominant, with 30% of the total zooplankton composition (Fig. 2). This was followed by Lecanidae 25% and Lepadellidae 19%. *Dicranophorus robustus*; *Colurella geophila*; *Lecane bulla bulla*; *Lecane closterocerca*; *Lecane depressa*; *Trichocerca obtusidens*; *Trichocerca parvula*; *Lepadella naplius* and *Lepadella patellaa* were the most presented in the river during all season of the study period. The number of Bosminidae and

Cyclopidae species in Wadi M'zi during the study period are not high, *i.e.*, only one Bosminidae species (*Bosmina meridionalis*) and two Cyclopidae species (*Macrocyclus albidus* and *Copepoda nauplius*) have been found. This rotifers dominance is due to the proliferation of *Colurella geophila*, *Dicranophorus robustus*, *Lecane closterocerca* and *Trichocerca obtusidens* in all seasons, associated to nitrates, phosphates concentrations and dissolved oxygen rate. Such situation can be explained by the fact that, in a desert environment, the waters are relatively calm and have many aspects conducive to the growth of Rotifers, which is not the case in times of flooding where heavy winds and flows are undesirable to the installation of planktonic species (Appiah *et al.*, 2018).

Fig. 2. Percentages of the species comprising different zooplankton groups relative to the total number of zooplanktons.

Fig. 3. Variation in the relative density of different zooplankton taxa and total zooplankton density during sampling periods.

Temporal and spatial variation in the zooplankton community

Rotifera always dominated the zooplankton community during the sampling phases. The density accounts for more than 75% at each season (Fig. 3). The relative density of Cladocera, Nematoda and Copepoda were highest in autumn, at 7.68%. The higher value of Cladocera density was observed in winter and summer with (800.7 ind/L and 1271.7 ind/L), then decreased gradually

with the lowest in autumn. Copepods had a similar tendency. The higher Copepoda density was 894.9 ind/L in summer and the lowest 282.6 ind/L in autumn. Then it proposed that water temperature was among the most significant factors influencing the seasonal occurrence of crustacean zooplankton population structure. For copepods in autumn and summer, the most common species were *Macrocyclus albidus* and *Copepoda nauplius*. For Rotifera, the dominant species included *Lecane bulla bulla*, *Colurella geophila* and *Dicranophorus robustus* in spring and summer at the four studied lakes. Furthermore, the abundance of zooplankton can vary depending on the species and the abundance of the fish in different lakes. This would be one of the reasons for the lower or higher zooplankton density in the lake. Nematoda also showed some variations at each season the highest value was recorded with 1318.8 ind/L in spring and the lowest in autumn 282.6 ind/L. The total Rotifera density was significantly higher than that of the other zooplankton within the range of 2827.1 and 25009.3 ind/L. There were different spatial changes in zooplankton density in the four water samples, as seen in Figure 4. The highest zooplankton density (10644.6 ind/L) was reported at St.3 in summer and St.2 in spring with (9608.4 ind/L).

Fig. 4. Distribution of zooplankton density at four studied lakes.

In comparison, the lowest density (only 377.93 ind/L) was reported at St.3 in autumn these variations among the sites is explicated to their exposition to different factors such as industry, agriculture and anthropogenic activities. In our study, zooplankton diversity was the highest in spring and summer rather than during the other sampling periods. This may be due to favourable spring temperatures (10 to 20°C) with a significant variety of species (such as the Lucanidae, Trichocercidae, Lepadellidae and Dicranophoridae family) complementing the diversity of zooplankton in the water body. According to the findings of Bouazzara *et al.* (2020), cyanobacteria were habitually prevalent in the St.4 which is located after receiving water from the Tadjmout dam and specially in spring season, the

abundance of cyanobacteria in this lake may suggest the increased number of available resources for zooplankton. Another potential reason was that the lake ecosystems were more diverse due to the variety of aquatic vegetation in spring and summer, such as the emergent and submerged plants.

Fig. 5. The diversity index of zooplankton taxa in floodplain lakes collected in different stations.

Diversity indices

The result of diversity indices are shown in Figure 5. The highest Shannon-Weiner diversity was recorded at St.3 with 22 species: 17 *Rotifera*; 02 *Copepoda*, 2 *Cladocera* and just one species belongs to *Nematoda*. In contrast, the lowest Shannon-Weiner diversity was recorded at St.2 with 20 species: 16 *Rotifera*; 2 *Cladocera* and 01 for *Nematoda* and *Copepoda*. In addition, the Peilou evenness diversity shown the same result comparing to the Shannon-Weiner diversity index. Where the highest value also recorded at St.3 with (0.84) and the lowest in St.2 with (0.72). Similarly, there was also a significant trend of the highest Margalef richness diversity at St.3 than that the other stations sampling. The lowest Margalef richness diversity was 1.08 at St.1 and the highest was 1.45 at St.3. Their relation with the environmental factor can explain these diversities according to the result of correlation; there was a significant trend of the environmental factor's impact on diversity. The correlation analysis (Pearson, PAST) showed that the Shannon-Weiner diversity index was positively correlated with pH and SO_4^{2-} ($r = 0.78$; $r = 0.85$) and negatively correlated with PO_4^{2-} ($r = -0.7$), which means that low quantity of SO_4^{2-} might limit the distribution of zooplankton species. As they prefer a slightly alkaline

environment according to their strong correlation with pH, a high level of PO_4^{2-} might influence their distribution. The Peilou evenness index was positively correlated with SO_4^{2-} ($r = 0.98$) and negatively with PO_4^{2-} ($r = -0.86$). The Margalef richness index value were positively correlated with pH ($r = 0.88$) and negatively with dissolved oxygen and NH_4^+ ($r = -0.95$; $r = -0.86$). The Shannon-Weiner diversity index averaged between 3.14 to 3.8, a value higher than those reported in previous studies that used finer mesh size (Wang *et al.*, 2019a). Shannon-Weiner's value was higher in the area influenced by organic matter where it indicates that all sampling sites were oligosaprobic and there are in accordance with the assessment standard of biodiversity indices. Pielou-evenness index value had a similar distribution pattern as that of the Shannon-Weiner diversity, with an average of 0.79, the value was high compared to other studies (Wang *et al.*, 2019b; Appiah *et al.*, 2018). The evenness value reflects the species' more or less equally homogenous distribution in the pond environment at the time of sampling. So according to our result, this high value indicates an equal distribution of species. The Margalef diversity index averaged from 1.08 to 1.45, a value lower than which found by Wang *et al.* (2019b) and Ayub *et al.* (2018) this value might be explained to the nature of the study region and the influence of nutrients elements on their distribution. It is shown that sulfate ammonium and phosphate had a strong correlation with the diversity index. The high level of sulfate in the study area might be due to the parent rock's geological nature and the land of the region. The highest level of ammonium was reported in winter and autumn in the stations most vulnerable to leaching and anthropogenic activities partly due to the heavy use of nitrogen fertilizers and ultimate mineralization (Rodier, 2009). Thus, phosphate has a crucial role in the aquatic ecosystem's primary productivity by promoting the growth of organisms and limiting the production of aquatic species.

Relationship between zooplankton species and environmental factor

CCA has been used to discover the association between environmental variables and zooplankton composition and will further recognize the driving factors influencing the zooplankton community structure. Figure 6 shows the CCA sample triplots concerning the environmental gradients potentially influencing the zooplankton community structure. Based on the Dominance Value calculation ($Y > 0.02$), 26 dominant species in the four sites during this study were chosen for analysis. The CCA ordination diagram for zooplankton species and environmental variables of water is shown in Figure 6. The length of the arrow is related to the significance of

the component. Thus, it demonstrates positive or negative associations with the axis. We noticed that percentages of variance and Eigenvalues of each site in axis 1 were higher than those found in axis 2. CCA has been drawn between 10 physicochemical parameters and species of zooplankton. Eigenvalues were equal to 0.062514 for axis 1 and 0.0398 for axis two at sampling stations. Thus, that result explained a percentage of correlation between physico-chemical parameters and zooplankton species equal to 45.6% for axis 1 and 29.07 % for axis two (2) at all sampling stations. Among the variables included in the CCA, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{2-} , WT, pH and conductivity significantly affected zooplankton community, the strong correlation between environmental variable and zooplankton species are different in each station, the first axis is negatively associated with NH_4^+ , PO_4^{2-} , WT and pH (-0.24; -0.013; -0.06 and -0.03), respectively, and positively correlated with NO_3^- . Nitrate was representing in the second axis and was negatively correlated with *Dicranophorus robustus*. These findings indicate that NO_3^- was the dominant factor that affected zooplankton populations more than any other environmental variables in terms of composition and distribution at all sampling sites and influenced the zooplankton population structure. *Lepadella nauplius*, *Lecane flexilis*, *Lepadella patellaa*, *Lecane closteroerca* were closer to each other on CCA ordination axis, indicating that they have similar ecological adaptation; they were positively correlated with NO_3^- . *Lecane pyriformis* and *Trichocerca parvula* were positively correlated with dissolved oxygen. This result is compared to which they found in a previous study (Banerjee *et al.*, 2018). Whereas, Mishra and Saksena (1998) reported that rotifer density was inversely proportional to the dissolved oxygen in the Morur (Kalpi) River, polluted with urban sewage comprising multiple abiotic and biotic factors that affected their abundance. From our CCA and Pearson correlation, analysis the dominant species density was found to be strongly influenced by WT, DO and NO_3^- . *Rotaria rotatoria*, *Trichocerca parvula* and *Daphnia lumholtzi* were positively correlated with temperature, suggesting that they prefer to live in a high temperature and high dissolved oxygen. *Lecane unguolata*, *Lecane curvicornis* and *Lecane depressa* were positively correlated with pH and conductivity, they inhabited a wide salinity and alkaline environment and negatively with NO_2^- did not support elevate the concentration of nitrite in the environment. *Dicranophorus biastis*, *Encentrum felis*, *Copepoda nauplius* were positively correlated with sulfate, which is suggested to be included in their life cycle and essential for their development. Suggesting these zooplankton species may have a higher tolerance to sulfate than other co-occurring species. On the other

hand, *Lepadella ovalis* was negatively correlated with WT it is explicated that low or high temperature has a direct impact on their distribution. For the other hand, *Bosmina meridionalis* as a cladoceran and *Colurella adriatica* as a rotifer are closer in each other in CCA ordination, they have shown a strong correlation with NO_3^- and water temperature ($r=0.8$) it is explicated that they are both influenced by the presence of nitrate even though they have been included in different taxa. The previous study showed that these two species are positively correlated with temperature, such as Xiaoyu *et al.* (2014) reported a positive correlation between cladocerans and rotifers with nitrogen and temperature. The majority of species showed a negative relation with PO_4^{2-} , phosphate was generally the foremost factor altering the composition of the zooplankton group. Accordingly, Li and Chen (2020) reported that the zooplankton population dynamics are altering as phosphate increases confirming that phosphate was generally the most crucial PO_4^{2-} influenced zooplankton populations.

Fig. 6. CCA ordination triplot showing the zooplankton–environment relationships in the Wadi M’zi River and its adjacent areas.

CONCLUSION

This research shows the richness of the species of the Wadi M’zi River zooplankton for the first time. It shows that population abundance and diversity differ through season and location which is dominated qualitatively and quantitatively by Rotifers. The species of Rotifers found in the stations are basically species markers of oligotrophic habitats that propagate extensively in this Wadi. The distribution of these species is primarily related to 10 parameters. In terms of zooplankton composition,

the Wadi M'zi has good environmental quality. It can be mentioned that zooplankton diversity can be used as a methods for evaluating the state of water quality in small and shallow water bodies.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank our colleagues from the laboratory of Algerian Water Authority (ADE) for their assistance and comments that greatly improved the manuscript. This work was supported by the Algerian General Directorate of Scientific Research and Technological Development (DGRSDT).

Statement of conflict of interest

The authors have declared no conflict of interests.

REFERENCES

- Abdullah, M., Akhtar, A., Forruq, M., Aftabuddin, S. and Modeo, L., 2020. Temporal distribution of zooplankton communities in coastal waters of the northern Bay of Bengal, Bangladesh. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, **34**: 100993. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100993>
- Antony, S., Ajayan, A., Vasudevan, V. and Mahadevan, H., 2020. Environmental influences on zooplankton diversity in the Kavaratti lagoon and offshore, Lakshadweep Archipelago, India. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, **37**: 101330. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101330>
- APHA, 2005. *Standard methods for the examination of water and waste water*. American Public Health Association, Washington, DC, pp. 1–1368.
- Appiah, Y.S., Etilé, R.N., Kouamé, K.A. and Paul, E., 2018. Zooplankton diversity and its relationships with environmental variables in a West African tropical coastal lagoon (Ebrié lagoon, Côte d'Ivoire, West Africa). *J. Biol. environ. Sci.*, **13**: 1–16.
- Ayub, H., Ahmad, I., Shah, S.L., Bhatti, M.Z., Shafi, N. and Qayyum, M., 2018. Zooplankton communities and their diversity. *Pakistan J. Zool.*, **50**: 1293–1298. <https://doi.org/10.17582/journal.pjz/2018.50.4.1293.1298>
- Banerjee, A., Chakrabarty, M., Rakshit, N., Ranjan, A. and Ray, S., 2018. Environmental factors as indicators of dissolved oxygen concentration and zooplankton abundance: Deep learning versus traditional regression approach. *Ecol. Indic.*, **100**: 99–117. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.051>
- Benoit-Chabot, V., 2014. *The factors for selecting bio indicators for the quality of aquatic ecosystems: the development of a decision support tool*. Diss., Université de Sherbrooke.
- Bouazzara, H., Benaceur, F., Chaibi, R., Boussebci, I. and Bruno, L., 2020. Combined effect of temperature, pH and salinity variation on the growth rate of *Gloeocapsa* sp. in batch culture method using Aiba and Ogawa medium. *Eurasia J. Biosci.*, **14**: 7101–7109.
- Ferrier, R.C., Edwards, A.C., Hirst, D., Littlewood, I.G., Watts, C.D. and Morris, R., 2001. Water quality of Scottish rivers: Spatial and temporal trends. *Sci. Total Environ.*, **265**: 327–342. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00674-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00674-4)
- Glime, J.M., 2017a. Arthropods: Crustacea – Copepoda and Cladocera, Chapter 10-1. In: *Bryophyte ecology* (ed. J.M. Glime), Volume 2: *Bryological interaction*. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. Available at: <http://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology2/> (Accessed on 26 April, 2021).
- Glime, J.M., 2017b. Invertebrates: Rotifers, Chapter 4-5. In: *Bryophyte ecology* (ed. J.M. Glime), Volume 2: *Bryological interaction*. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. Available at: <http://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology2/> (Accessed on 26 April, 2021).
- Glime, J.M., 2017c. Invertebrates: Rotifer Taxa - Bdelloidea, Chapter 4-6. In: *Bryophyte ecology* (ed. J.M. Glime), Volume 2: *Bryological interaction*. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. Available at: <http://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology2/> (Accessed on 26 April, 2021).
- Glime, J.M., 2017d. Invertebrates: Nematodes, Chapter 4-3. In: *Bryophyte ecology* (ed. J.M. Glime), Volume 2: *Bryological interaction*. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. Available at: <http://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology2/> (Accessed on 26 April, 2021).
- Li, Y. and Chen, F., 2020. Are zooplankton useful indicators of water quality in subtropical lakes with high human impacts? *Ecol. Indic.*, **113**: 106167. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106167>
- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, **12**: 343–346. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.051>

- [org/10.4319/lo.1967.12.2.0343](https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343)
- Margalef, R., 1968. *Perspectives in ecological theory*. The University of Chicago Press, USA.
- Mishra, S.R. and Saksena, D.N., 1998. Rotifer and their seasonal variation in a sewage collecting Morur (Kalpi) river, Gwalior, India. *J. environ. Biol.*, **19**: 363-374.
- Pawlowski, J.F. and Lejzerowicz, L., 2016. Protist metabarcoding and environmental biomonitoring: Time for change. *Eur. J. Protistol.*, **55**: 12-25. <https://doi.org/10.1016/j.ejop.2016.02.003>
- Pielou, E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theoret. Biol.*, **13**: 131-144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Rodier, J., 2009. L'Analyse de l'Eau. Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer, Dunod, Paris, France.
- Shannon, C.E. and Weaver, W., 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, pp. 117.
- Shiel, R., 2014. *A guide to identification of rotifers, cladocerans and copepods from Australian Inland waters: Identification guide series No. 3*. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology, Albury, NSW.
- Thi, H., Hoang, T., Duong, T.T., Nguyen, K.T., Thi, Q., Le, P., Thi, M., Luu, N., Trinh, D.A., Le, A.H., Ho, C.T., Dang, K.D., Némery, J., Orange, D. and Klein, J., 2018. Impact of anthropogenic activities on water quality and plankton communities in the Day River (Red River Delta). *Environ. Monitor. Assess.*, **190**: 67. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6435-z>
- Wang, X., Fan, S., Xiao, J., Li, Y., Zhang, X. and Wang, Z., 2019a. Distribution of zooplankton in the Jiangsu coastal area: Relationship with the drift path of green algae. *Mar. Pollut. Bull.*, **151**: 110782. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110782>
- Wang, X., Xu, Q., Jiang, M., Liu, P. and Wang, Z., 2019b. Zooplankton distribution and influencing factors in the South Yellow Sea in spring. *Mar. Pollut. Bull.*, **146**: 145-154. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.005>
- Xiaoyu, L.I., Hongxian, Y.U. and Chengxue, M.A., 2014. Zooplankton community structure in relation to environmental factors and ecological assessment of water quality in the Harbin Section of the Songhua River. *Chinese J. Oceanol. Limnol.*, **32**: 1344-1351. <https://doi.org/10.1007/s00343-014-3303-3>
- Xiong, W., Huang, X., Chen, Y., Fu, R., Du, X., Chen, X. and Zhan, A., 2019. Zooplankton biodiversity monitoring in polluted freshwater. *Environ. Sci. Ecotechnol.*, **1**: 100008. <https://doi.org/10.1016/j.ese.2019.100008>
- Zhao, K., Wang, L., Riseng, C., Wehrly, K., Pan, Y. and Song, K., 2018. Factors determining zooplankton assemblage difference among a man-made lake, connecting canals and the water-origin river. *Ecol. Indic.*, **84**: 488-496. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.052>