



DEMOCRATIC AND POPULAR ALGERIAN REPUBLIC
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
MINISTRY OF HIGHER EDUCATION AND SCIENTIFIC RESEARCH
جامعة الشاذلي بن جديد - الطارف
CHADLI BENDJEDID EL TARF UNIVERSITY
كلية علوم الطبيعة والحياة
FACULTY OF NATURE AND LIFE SCIENCES
قسم البيولوجيا



Mémoire de Fin d'Études
Présenté en vue de l'obtention d'un Diplôme de Master en
« **Toxicologie Industrielle et Environnementale** »
Thème

**Étude de la diversité spécifique et de la répartition
spatiale des macro-invertébrés benthiques dans deux
écosystèmes aquatiques.**

Présenté Par : HARIATI Rayan & LAMRI Badis

Soutenue publiquement le : 15 / Juin / 2026

Devant le jury composé de :

NOM et Prénom	Grade	Etablissement	Qualité
RIZI Hadia	MCA	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Présidente
DJAMAI Soumia	MCB	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Directrice de mémoire
SAIDI Hacina	MCA	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Examinatrice

Année Universitaire : 2025/2026

Remerciements

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude à mon encadrante, **Madame Djamai Soumia**, pour sa patience, sa disponibilité constante et la qualité de ses précieux conseils tout au long de la réalisation de ce travail.

Mes remerciements s'adressent également aux membres du **jury Dr. RIZI Hadia** et **Dr. SAIDI Hacina** qui ont honoré ce travail en acceptant d'évaluer et de juger ce mémoire.

Un grand merci à l'ensemble du corps professoral et administratif de **l'Université Chadli Bendjedid - El Tarf** pour la formation de qualité qu'ils m'ont dispensée tout au long de mon cursus universitaire.

À tous ceux qui ont contribué au succès de cette étape importante de ma vie, merci.

Hariati Rayan et Lamri Badis

Dédicace

Je dédie ce modeste travail :

À mes chers parents, **Abd El Nacer** et **Hadda**, pour leur soutien, leur affection
et leurs encouragements constants.

À mon cher frère, **Borhane Dine**.

À ma chère sœur, **Bochra**, pour le soutien moral et la motivation qu'ils m'ont
accordés.

À mes grands-parents, mes tantes et mes oncles.

À toute ma famille.

À mon binôme, **Rayan Hariati**.

Lamri Badis

Dédicace

C'est avec une grande émotion et une immense fierté que je dédie ce modeste travail :

À mes chers parents, pour leur amour inconditionnel, leurs sacrifices infinis et leurs prières qui m'ont éclairé le chemin du savoir. Aucune dédicace ne saurait exprimer mon profond respect et ma gratitude éternelle. Qu'Allah vous préserve et vous accorde une longue vie.

À mon binôme et partenaire de travail, Badis, pour son sérieux, son esprit de collaboration et ses efforts partagés tout au long de la réalisation de ce projet.

À mes chers frères et sœurs, Wafa, Madiha et Assia, pour leur soutien constant, leur tendresse et leurs encouragements quotidiens.

À mes fidèles amis, Tayeb, Dida, Ammar, Kamel, Mohamed, Ayoub et Yacine, pour leur présence, les précieux moments partagés et leur soutien indéfectible.

À toute ma famille et à tous ceux qui m'ont soutenu de près ou de loin.

Rayan Hariati

Résumé

Le présent travail, intitulé « *Étude de la diversité spécifique et de la répartition spatiale des macroinvertébrés benthiques dans deux écosystèmes aquatiques* », a été réalisé au niveau de deux zones humides de la région d'El Kala (Nord-Est de l'Algérie), représentées par le Lac Tonga et l'Oued Messida. L'objectif est d'évaluer la diversité de ces communautés, d'analyser leur répartition spatiale et d'apprécier la qualité biologique de ces écosystèmes à l'aide d'indices écologiques et biotiques. Les prélèvements ont été effectués mensuellement d'octobre 2025 à avril 2026 dans six stations. Lors de chaque campagne, trois échantillons ont été réalisés par station à l'aide d'un filet Haveneau à maille de 0,3 mm. Les organismes récoltés ont été conservés dans l'éthanol puis identifiés au laboratoire. Les résultats révèlent une richesse taxonomique élevée avec 23 familles recensées à l'Oued Messida (680 individus) et 22 familles au Lac Tonga (662 individus), dominées par les Corixidae et les Lymnaeidae. Les indices de structure présentent des valeurs légèrement plus élevées à l'Oued Messida (Shannon : 2,62 ; Margalef : 3,37 ; Équitabilité : 0,83) qu'au Lac Tonga (Shannon : 2,53 ; Margalef : 3,23 ; Équitabilité : 0,81). Les analyses de similarité (Jaccard et Bray-Curtis) mettent en évidence une forte ressemblance entre les deux peuplements, nuancée par l'absence des Nepidae au Lac Tonga. L'évaluation biologique indique une bonne à très bonne qualité des eaux selon les indices FBI (5,18 et 5,02) et BMWP (110 et 107), et une qualité moyenne selon l'ASPT (4,78 et 4,86). En conclusion, ces écosystèmes présentent une biodiversité benthique importante et des communautés équilibrées, traduisant un bon état écologique général. Ces résultats confirment l'intérêt des macroinvertébrés benthiques comme bioindicateurs pertinents pour la gestion de ces zones humides.

Mots-clés : Macroinvertébrés benthiques ; Biodiversité ; Zones humides ; Lac Tonga ; Oued Messida.

Abstract

The present study, entitled “*Study of the Specific Diversity and Spatial Distribution of Benthic Macroinvertebrates in two Aquatic Ecosystems*”, was carried out in two wetlands of the El Kala region (Northeastern Algeria), namely Lake Tonga and Oued Messida. The main objective is to evaluate the diversity of these communities, analyze their spatial distribution, and assess the biological quality of these ecosystems using ecological and biotic indices. Sampling was conducted monthly from October 2025 to April 2026 at six sampling stations. During each survey, three samples were collected per station using a Haveneau net with a mesh size of 0.3 mm. The collected organisms were preserved in ethanol and subsequently identified in the laboratory. The results revealed a high taxonomic richness, with 23 families recorded in Oued Messida (680 individuals) and 22 families in Lake Tonga (662 individuals), mainly dominated by the families Corixidae and Lymnaeidae. Community structure indices showed slightly higher values in Oued Messida (Shannon diversity index: 2.62; Margalef richness index: 3.37; Evenness: 0.83) compared with Lake Tonga (Shannon diversity index: 2.53; Margalef richness index: 3.23; Evenness: 0.81). Similarity analyses based on the Jaccard and Bray–Curtis indices highlighted a strong resemblance between the two communities, with the absence of Nepidae in Lake Tonga representing the main difference. Biological assessment indicated good to very good water conditions according to the Family Biotic Index (FBI: 5.18 and 5.02) and the Biological Monitoring Working Party index (BMWP: 110 and 107), whereas the Average Score Per Taxon (ASPT: 4.78 and 4.86) reflected a moderate ecological quality. Overall, both ecosystems support a rich benthic biodiversity and relatively balanced communities, indicating a generally favorable ecological status. These findings confirm the value of benthic macroinvertebrates as reliable bioindicators for the monitoring and management of wetlands.

Keywords: Benthic macroinvertebrates; Biodiversity; Wetlands; Lake Tonga; Oued Messida.

ملخص

أنجز هذا العمل، المعنون بـ «دراسة التنوع النوعي والتوزيع المجالي للافقاريات الكبيرة القاعية في منظومة بيئية مائية»، على مستوى منطقتين رطبتين في منطقة الطارف (شمال شرق الجزائر)، تمثلتا في بحيرة طونقة ووادي مسيدة، حيث يكمن الهدف الرئيس لهذه الدراسة في تقييم تنوع هذه المجتمعات الحيوية، وتحليل توزيعها المجالي، وتقدير الجودة الحيوية لهاتين المنظومتين المائيتين بالاعتماد على أدلة بيئية وحيوية، وقد أجريت عمليات أخذ العينات شهرياً من شهر أكتوبر 2025 إلى غاية مارس 2026 في ست محطات دراسة، وخلال كل حملة ميدانية، جُمعت ثلاث عينات من كل محطة باستعمال شبكة جرف يدوية ذات قياس فتحات يبلغ 0.3 ملليمتر، ثم حُفظت الكائنات المجموعة في الكحول الإيثيلي وجرى تحديدها في المختبر بالاستعانة بمفاتيح التصنيف المرجعية، وأظهرت النتائج غنى تصنيفياً مرتفعاً بفرز 23 عائلة في وادي مسيدة (680 فرداً) و 22 عائلة في بحيرة طونقة (662 فرداً)، مع سيادة مشتركة لعائلي البق المجدف والقواقع البركوتية، كما أبانت أدلة التنوع عن تفوق طفيف لوادي مسيدة (دليل شانون: 2.62، دليل مارجاليف: 3.37، ودليل التساوي: 0.83) مقارنة ببحيرة طونقة (دليل شانون: 2.53، دليل مارجاليف: 3.23، ودليل التساوي: 0.81)، وأبرزت تحاليل التشابه (جاكارد وبراى-كيرتيس) تماثلاً قوياً بين المجموعتين الحيويتين، مع وجود فارق رئيس يكمن في غياب عائلة عقارب الماء في بحيرة طونقة، في حين يشير التقييم الحيوي إلى جودة مياه تتراوح بين جيدة وجيدة جداً وفقاً لدليل الفحص الحيوي العائلي (5.18 و 5.02) ودليل نظام سجل المراقبة البيولوجية (110 و 107)، وجودة متوسطة حسب دليل متوسط درجة الحساسية لكل فصيلة (4.78 و 4.86)، وفي الختام، تتوفر هاتان المنظومتان البيئيتان على تنوع حيوي قاعي مهم ومجتمعات متوازنة نسبياً، مما يعكس حالة بيئية عامة جيدة، وتؤكد هذه النتائج أهمية لافقاريات القاع الكبيرة ككواشف حيوية ملائمة لإدارة هذه المناطق الرطبة.

الكلمات المفتاحية

اللافقاريات القاعية؛ التنوع البيولوجي؛ المناطق الرطبة؛ بحيرة تونغاء؛ وادي مسيدة

Liste des figures

Figure 1: Stratification thermique d'un lac (Djamai, 2026).	5
Figure 2: Milieu lentique (eau stagnante) (Djamai, 2026).	6
Figure 3: Milieu lotique (eau courante) (Djamai, 2026).	7
Figure 4: Principaux groupes taxonomiques (Djamai, 2026).	14
Figure 5: Habitat des macroinvertébrés (Djamai, 2026).	15
Figure 6: Carte de situation géographique du Parc (Djamai, 2020).	18
Figure 7: Carte situation et limites administratives du PNEK (Djamai, 2020).	19
Figure 8: Carte de localisation du Lac Tonga (Google maps, 2026).	22
Figure 9: Localisation et délimitation du bassin versant du lac Tonga (Djamai, 2020).	23
Figure 10: Carte du réseau hydrographique de la région d'étude (Djamai, 2020).	24
Figure 11: Localisation de la zone d'étude (lac Tonga et canal de Messida – Parc National d'El Kala, Nord-Est de l'Algérie) (Google earth, 2026).	28
Figure 12: Les stations d'échantillonnage ; A: Oued Messida (S1,S2,S3); B: Lac Tonga (S'1, S'2, S'3) (© Hariati et Lamri, 2026).	30
Figure 13: Richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques dans l'Oued Messida.	46
Figure 14: Richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques dans le Lac Tonga.	46
Figure 15: La différence entre l'Oued Messida et le Lac Tonga en terme de richesse spécifique.	47
Figure 16: L'abondance par famille de la faune benthique au niveau Oued Messida.	48
Figure 17: L'abondance par famille de la faune benthique au niveau Lac Tonga.	48
Figure 18: Fréquence relative des familles de la faune benthique au niveau des sites d'études.	49
Figure 19: Indice de diversité de Shannon (H') des macroinvertébrés benthiques des sites d'étude.	50

Figure 20: Indice de diversité d'équitabilité (E) des macroinvertébrés benthiques des sites d'étude. ...	51
Figure 21: Indice de diversité Margalef des macroinvertébrés benthiques des sites d'étude.	53
Figure 22: Diagramme de Bray Curtis par famille entre Oued Messida et le Lac Tonga.....	54
Figure 23: Indice de similarité de Jaccard.	55

Liste des tableaux

Tableau 1 : Grille d'interprétation de la qualité de l'eau selon l'indice FBI (d'après Hilsenhoff, 1988).	36
Tableau 2: Grille d'interprétation officielle (IBMWP - Espagne).	37
Tableau 3: Tableau des scores de sensibilité par famille (IBMWP).	38
Tableau 4: Grille d'interprétation de l'indice ASPT	42
Tableau 5: L'abondance des macro-invertébrés trouvés au niveau du Lac Tonga et Oued Messida. ...	44
Tableau 6: Calcul de l'indice FBI pour Oued Messida.	56
Tableau 7: Calcul de l'indice FBI pour Tonga.	58
Tableau 8: récapitulatif des indices pour les deux sites.	60
Tableau 9: Scores BMWP spécifiques à chaque famille.....	60

Table des matières

Remerciements

Dédicace

Résumé

Abstract

ملخص

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction	1
Chapitre I : Généralités	4
1 Les milieux aquatiques.....	4
1-1 Définition des milieux aquatiques.....	4
1-2 Types de milieux aquatiques	4
1-3 Importance écologique des milieux aquatiques.....	7
1-4 Pressions anthropiques et dégradation des milieux aquatiques.....	8
2 La biosurveillance et les bioindicateurs.....	9
2-1 Définition de la biosurveillance	9
2-2 Principe et importance de la biosurveillance.....	9
2-3 Définition des bioindicateurs.....	10
2-4 Critères de sélection d'un bon bioindicateur.....	10
2-5 Types de bioindicateurs aquatiques.....	11
2-6 Avantages de la bioindication par rapport aux analyses physico-chimiques	12
3 Les macroinvertébrés benthiques comme bioindicateurs	13
3-1 Définition des macroinvertébrés benthiques	13
3-2 Principaux groupes taxonomiques	13
3-3 Caractéristiques écologiques (habitat, mode de vie)	14
3-4 Sensibilité des macroinvertébrés à la pollution.....	16
3-5 Intérêt des macroinvertébrés en biosurveillance	17

Chapitre II: Matériel et Méthodes.....	18
1 Description de la zone d'étude Parc National El Kala.....	18
1-1 Localisation géographique du Parc National d'El Kala	18
1-2 Climat du Parc National d'El Kala.....	20
1-3 La flore et la Faune du Parc National d'El Kala	20
2 Présentation des sites d'étude.....	21
2-1 Le Lac Tonga.....	21
2-1-1 Situation géographique et caractéristiques du lac Tonga	21
2-1-2 Le bassin versant du Lac Tonga.....	22
2-1-3 Hydrologie, volume et profondeur.....	24
2-1-4 La faune.....	25
2-1-5 La flore.....	25
2-2 Canal (Oued) de Messida	26
2-2-1 Localisation géographique	26
2-2-2 Caractéristiques morphologiques et hydrologiques	26
2-2-3 Origine et fonctionnement du système.....	26
2-2-4 Conditions écologiques et caractéristiques environnementales	27
2-2-5 Importance écologique du canal de Messida.....	27
2-3 Prospection et choix des stations de prélèvement	28
3 Méthodologie de travail	30
3-1 Technique d'échantillonnage	30
3-2 Technique de tri et de détermination.....	31
3-3 Méthodes d'analyse des peuplements benthiques.....	32
3-3-1 Les indices de diversité	32
A- Indices écologiques de composition.....	32
B- Les indices écologiques de structure.....	33
3-3-2 Indices de comparaison des communautés.....	34
• Indices Bray-Curtis	34
• Indice de Jaccard	34

3-4 Evaluation de la qualité biologique des cours d'eau	35
3-4-1 Les indices de tolérance à la pollution	35
• L'indice d'Hilsenhoff ou Indice biotique des Familles (FBI).....	35
• L'indice BMWP (Biological Monitoring Working Party).....	36
• L'ASPT (Average Score Per Taxon) associé au BMWP	42
3-5 Traitement statistique	43
Chapitre III : Résultats et Interprétation	44
1 L'analyse des peuplements benthiques.....	44
1-1 Indices écologiques de composition.....	45
• Richesse spécifique (total)	45
• Abondance des espèces.....	47
• Fréquence relative	49
1-2 Les indices écologiques de structure	50
• Indice de diversité de Shannon H'	50
• Indice d'équitabilité (E).....	51
• Indice de Margalef (Margalef, 1951)	52
1-3 Indices de comparaison des communautés.....	53
• Indice de dissimilarité de Bray-Curtis	53
• Indice de similarité de Jaccard.....	55
1-4 Evaluation de la qualité biologique des cours d'eau	56
• L'indice d'Hilsenhoff ou Indice biotique des Familles (FBI).....	56
• L'indice BMWP (Biological Monitoring Working Party).....	60
• L'ASPT (Average Score Per Taxon) associé au BMWP.....	62
Chapitre IV : Discussion	63
Chapitre V : Conclusion	67
Références bibliographiques	

Introduction



Introduction

Les zones humides continentales figurent parmi les écosystèmes naturels les plus productifs, les plus complexes et les plus menacés de la planète. Elles assurent un large éventail de services écosystémiques indispensables au bien-être humain et au maintien des équilibres écologiques globaux. Ces fonctions incluent notamment la régulation du cycle hydrologique, l'atténuation des crues, la recharge des nappes phréatiques, la rétention des sédiments, ainsi que l'épuration naturelle des eaux par des processus couplés biologiques, physiques et chimiques (Mitsch et Gosselink, 2015 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). En outre, ces milieux constituent des écotones et des habitats essentiels pour une biodiversité exceptionnelle, abritant des communautés d'espèces souvent spécialisées, hautement sensibles aux moindres modifications de leur environnement.

Dans le contexte méditerranéen, caractérisé par une forte variabilité hydro-climatique et une pression anthropique croissante, les zones humides revêtent une importance stratégique pour la conservation de la biodiversité et la gestion durable des ressources en eau (Cuttelod *et al.*, 2008). En Algérie, le complexe de zones humides du Nord-Est, notamment celui d'El Kala, représente un patrimoine naturel d'une valeur écologique inestimable. Cette région, classée Réserve de Biosphère par l'UNESCO et sanctuaire de plusieurs sites Ramsar, constitue un véritable "hotspot" de biodiversité à l'échelle du bassin méditerranéen. Elle abrite une mosaïque d'écosystèmes (lacs, marais, oueds, lagunes) hébergeant de nombreuses espèces rares, endémiques ou menacées (Samraoui et Samraoui, 2008 ; Samraoui *et al.*, 2011).

Parmi les hydrosystèmes majeurs de ce complexe, le lac Tonga et le canal de Messida occupent une place écologique importante. Le lac Tonga, classé site Ramsar, est un écosystème lacustre caractérisé par une forte productivité biologique et une grande diversité faunistique et floristique. Il constitue un refuge essentiel pour de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau et participe au maintien de l'équilibre écologique régional (Samraoui *et al.*, 2011). L'Oued Messida, quant à lui, représente l'exutoire naturel – bien qu'artificialisé et canalisé par des aménagements passés – qui assure la connexion hydrologique vitale entre le lac et la mer Méditerranée. Ce continuum crée un gradient environnemental unique où coexistent des dynamiques d'eaux courantes (lotiques) et stagnantes (lentiques). Malgré leur importance écologique capitale, les interactions biocénotiques au sein de ce complexe restent encore insuffisamment documentées, particulièrement en ce qui concerne la structure de leur faune benthique.

À l'instar de nombreux écosystèmes aquatiques à travers le monde, les zones humides algériennes subissent aujourd'hui des pressions anthropiques de plus en plus intenses. L'expansion urbaine, le développement agricole intensif, les rejets d'effluents domestiques et industriels, ainsi que la surexploitation des ressources en eau contribuent à la dégradation progressive de ces milieux (Allan, 2004 ; Vörösmarty, 2010). Ces perturbations entraînent des modifications profondes des caractéristiques physico-chimiques des eaux (eutrophisation, contamination chimique, diminution de l'oxygène dissous), ainsi que des altérations des communautés biologiques, se traduisant souvent par une perte de biodiversité et une simplification des réseaux trophiques.

Face à ces enjeux, l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques constitue un outil essentiel pour orienter les stratégies de gestion et de conservation. Traditionnellement, cette évaluation repose sur des mesures physico-chimiques (température, pH, conductivité, nutriments, oxygène dissous, etc.). Bien que ces paramètres fournissent des informations précieuses, ils ne reflètent qu'un état instantané du milieu et ne permettent pas toujours de détecter les effets cumulés ou chroniques des perturbations (Bonada *et al.*, 2006 ; Birk, 2012).

C'est dans ce contexte que les approches biologiques, regroupées sous le terme de biosurveillance, ont connu un développement considérable au cours des dernières décennies. Ces approches reposent sur l'étude des organismes vivants en tant qu'intégrateurs des conditions environnementales. En effet, les communautés biologiques réagissent de manière spécifique aux différentes formes de stress écologique, ce qui permet d'évaluer l'état écologique global des écosystèmes aquatiques sur des échelles temporelles plus longues (Rosenberg et Resh, 1993 ; Friberg, 2011).

Les bioindicateurs sont au cœur de cette démarche. Ils sont définis comme des organismes ou assemblages d'organismes dont la présence, l'absence, l'abondance ou la structure communautaire fournissent des informations sur la qualité de l'environnement (Ramade, 2005). Parmi les différents groupes utilisés (poissons, diatomées, macrophytes), les macroinvertébrés benthiques occupent une place privilégiée dans les programmes de surveillance écologique des eaux continentales.

Les macroinvertébrés benthiques regroupent un ensemble d'organismes vivant au fond des cours d'eau (insectes aquatiques, mollusques, annélides, crustacés, etc.). Leur utilisation

comme bioindicateurs repose sur plusieurs caractéristiques écologiques : une faible mobilité, qui les rend représentatifs des conditions locales ; des cycles de vie relativement longs, permettant d'intégrer les variations environnementales ; une grande diversité taxonomique ; et une sensibilité variable aux polluants, ce qui permet d'établir des gradients de tolérance (Tachet *et al.*, 2010 ; Bonada *et al.*, 2006). Ainsi, la structure et la composition des communautés de macroinvertébrés constituent des indicateurs fiables de l'état écologique des cours d'eau.

Dans cette perspective, la présente étude s'inscrit dans une démarche de biosurveillance visant à évaluer la qualité biologique des eaux du lac Tonga et du canal de Messida, situés dans la région d'El Kala. L'objectif principal est d'analyser l'état écologique de ces milieux à travers l'étude des macroinvertébrés benthiques.

Plus spécifiquement, ce travail vise à :

- Réaliser un inventaire faunistique et taxonomique précis des macroinvertébrés benthiques au niveau de six stations judicieusement réparties entre les deux milieux ;
- Caractériser la structure et la diversité des communautés à l'aide d'indices de biodiversité ;
- Analyser la similarité faunistique et la répartition spatiale des peuplements entre le milieu lacustre et son exutoire ;
- Évaluer l'état de santé et la qualité biologique des eaux par l'application combinée d'indices biotiques reconnus à l'échelle internationale.

Ce travail contribue ainsi à une meilleure compréhension de l'état écologique du lac Tonga et du canal de Messida, et fournit des données scientifiques utiles pour la gestion et la conservation des zones humides de la région d'El Kala.

Le présent manuscrit est structuré en deux parties principales : une première partie consacrée à la synthèse bibliographique portant sur les écosystèmes aquatiques, les bioindicateurs et la zone d'étude, suivie d'une seconde partie expérimentale présentant la méthodologie adoptée, les résultats obtenus ainsi que leur discussion.

Chapitre I : Généralités



Chapitre I : Généralités

Chapitre I : Généralités

1 Les milieux aquatiques

1-1 Définition des milieux aquatiques

Les milieux aquatiques regroupent l'ensemble des écosystèmes caractérisés par la présence permanente ou temporaire d'eau, qu'elle soit douce, saumâtre ou salée. Ils comprennent les eaux continentales, telles que les rivières, les lacs, les étangs, les nappes phréatiques et les zones humides, ainsi que les milieux marins représentés par les mers et les océans. Ces écosystèmes occupent une place fondamentale dans le fonctionnement de la biosphère en assurant de nombreuses fonctions écologiques indispensables au maintien de la vie sur Terre.

Selon Robert G. Wetzel (2001), les milieux aquatiques sont des systèmes dynamiques où les interactions entre les composantes physiques, chimiques et biologiques déterminent la structure, la productivité et le fonctionnement des communautés vivantes. Ils constituent également des réservoirs majeurs de biodiversité et jouent un rôle essentiel dans les cycles biogéochimiques, notamment ceux du carbone, de l'azote et du phosphore.

Les milieux aquatiques assurent de nombreux services écosystémiques indispensables aux activités humaines. Ils participent à l'approvisionnement en eau potable, à l'irrigation agricole, à la production alimentaire et énergétique, ainsi qu'à la régulation du climat et du cycle hydrologique. Ils interviennent également dans les mécanismes naturels d'autoépuration grâce à l'action des microorganismes et des organismes aquatiques capables de transformer ou de dégrader certaines substances polluantes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Par ailleurs, ces écosystèmes représentent des habitats essentiels pour une grande diversité d'organismes végétaux et animaux. Cependant, les milieux aquatiques sont actuellement soumis à de nombreuses pressions anthropiques, telles que la pollution, l'eutrophisation, l'artificialisation des cours d'eau et les changements climatiques, pouvant entraîner une dégradation de leur qualité écologique et une diminution de leur biodiversité (Dodds et Whiles, 2010).

1-2 Types de milieux aquatiques

Les milieux aquatiques sont généralement classés en deux grandes catégories selon la dynamique de l'eau : les milieux lenticques et les milieux lotiques. Cette classification repose

Chapitre I : Généralités

principalement sur les caractéristiques hydrodynamiques et les processus écologiques dominants au sein de chaque type d'écosystème.

• Milieux lenti­ques

Les milieux lenti­ques correspondent aux eaux stagnantes ou faiblement renouvelées, comme les lacs, les étangs, les mares, les réservoirs artificiels et certaines zones humides. Ces écosystèmes sont caractérisés par une faible circulation de l'eau, favorisant souvent une stratification verticale des paramètres physiques et chimiques, notamment de la température et de l'oxygène dissous.

Dans les grands lacs, cette stratification conduit à la formation de différentes couches thermiques : l'épilimnion, couche superficielle chaude et bien oxygénée ; le métalimnion ou thermocline, zone de transition ; et l'hypolimnion, couche profonde plus froide et souvent moins oxygénée (Fig.1). Cette organisation influence fortement la distribution des nutriments, la productivité biologique et la répartition des organismes aquatiques (Wetzel, 2001).

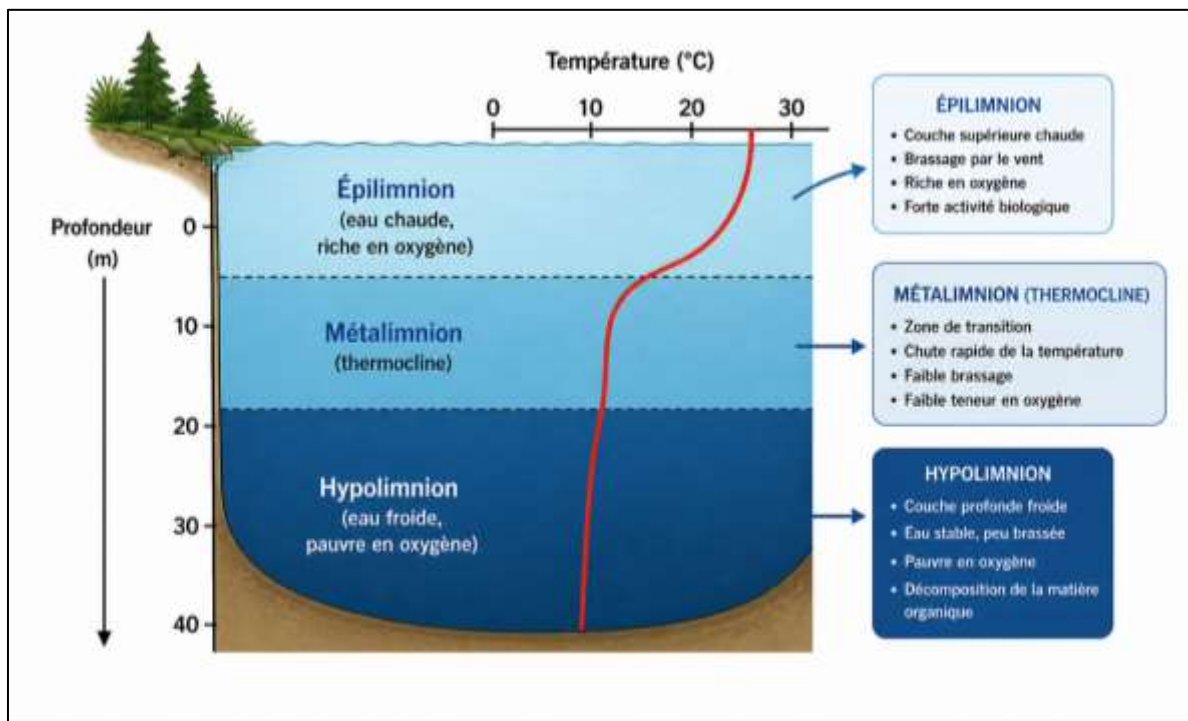


Figure 1: Stratification thermique d'un lac (Djamai, 2026).

Les milieux lenti­ques présentent également une zonation écologique comprenant (Fig.2):

- la zone littorale, riche en végétation aquatique ;
- la zone pélagique, dominée par le phytoplancton et le zooplancton ;

Chapitre I : Généralités

- la zone benthique, correspondant aux fonds aquatiques où vivent de nombreux macroinvertébrés.

Ces milieux possèdent généralement une productivité biologique importante, mais ils restent particulièrement sensibles aux phénomènes d'eutrophisation provoqués par un enrichissement excessif en nutriments, principalement l'azote et le phosphore (Kalff, 2002).



Figure 2: Milieu lentique (eau stagnante) (Djamai, 2026).

• Milieux lotiques

Les milieux lotiques regroupent les eaux courantes telles que les rivières, les fleuves, les ruisseaux et les oueds. Ils se caractérisent par un écoulement continu et unidirectionnel de l'eau, influençant fortement les paramètres écologiques du milieu, notamment l'oxygénation, le transport des sédiments et la distribution des organismes aquatiques.

Dans ces systèmes, les communautés biologiques sont étroitement liées à plusieurs facteurs environnementaux, tels que la vitesse du courant, la nature du substrat, la profondeur, la température et les variations saisonnières du débit. Selon Allan et Castillo (2007), ces paramètres déterminent la composition et la diversité des peuplements aquatiques, notamment des macroinvertébrés benthiques et des poissons.

Le fonctionnement écologique des cours d'eau est souvent expliqué par le concept de « continuum fluvial » développé par Vannote *et al.* (1980). Ce concept stipule que les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques d'un cours d'eau évoluent progressivement de l'amont vers l'aval, entraînant des changements dans les communautés biologiques et les processus écologiques dominants (Fig. 3).

Chapitre I : Généralités

Les milieux lotiques jouent également un rôle majeur dans le transport des matières organiques et des nutriments, ainsi que dans le maintien de la connectivité écologique entre les différents habitats aquatiques.

1-3 Importance écologique des milieux aquatiques

Les milieux aquatiques jouent un rôle écologique fondamental dans le maintien de l'équilibre des écosystèmes terrestres et aquatiques. Ils assurent de nombreuses fonctions biologiques, hydrologiques et climatiques indispensables au fonctionnement de la biosphère.

Ces écosystèmes participent activement à la régulation du cycle hydrologique par le stockage, l'infiltration et la redistribution de l'eau. Les zones humides, par exemple, agissent comme des éponges naturelles capables d'atténuer les crues et de recharger les nappes phréatiques (Mitsch et Gosselink, 2015).

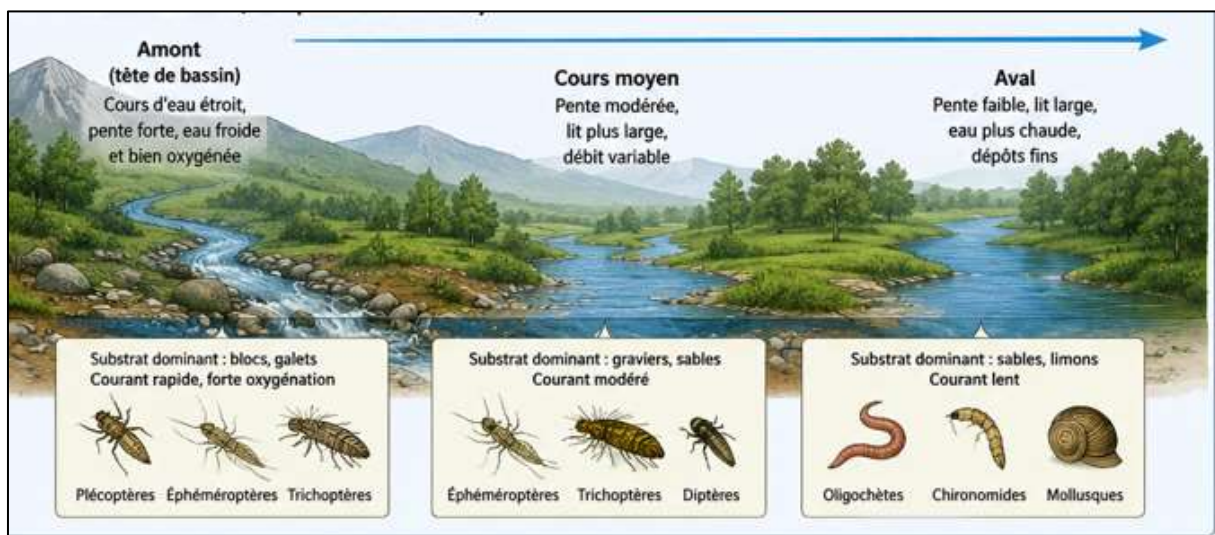


Figure 3: Milieu lotique (eau courante) (Djamai, 2026).

Les milieux aquatiques constituent également des habitats essentiels pour une grande diversité d'espèces végétales et animales. Ils abritent une importante biodiversité comprenant des poissons, des amphibiens, des oiseaux d'eau, des microorganismes et de nombreux invertébrés aquatiques. Ces organismes assurent le maintien des réseaux trophiques et contribuent à la stabilité écologique des écosystèmes.

Par ailleurs, les écosystèmes aquatiques jouent un rôle majeur dans les cycles biogéochimiques du carbone, de l'azote et du phosphore. Ils participent à la séquestration du carbone et

Chapitre I : Généralités

influencent ainsi les mécanismes de régulation climatique à l'échelle globale (Dodds et Whiles, 2010).

Les milieux aquatiques assurent également une fonction d'autoépuration grâce aux processus biologiques, physiques et chimiques qui permettent la transformation ou l'élimination naturelle de certains polluants. Cette capacité contribue à l'amélioration de la qualité de l'eau et au maintien des équilibres écologiques.

1-4 Pressions anthropiques et dégradation des milieux aquatiques

Au cours des dernières décennies, les milieux aquatiques ont subi une dégradation importante sous l'effet des activités humaines. Les principales pressions anthropiques concernent la pollution, l'artificialisation des cours d'eau, la surexploitation des ressources hydriques et les changements climatiques.

• Pollution des eaux

Les pollutions d'origine domestique, industrielle et agricole représentent l'une des principales causes de dégradation des écosystèmes aquatiques. Les rejets d'eaux usées, les métaux lourds, les pesticides et les hydrocarbures modifient les propriétés physico-chimiques de l'eau et affectent directement les organismes aquatiques (Chapman, 1996).

• Eutrophisation

L'eutrophisation résulte d'un enrichissement excessif des eaux en nutriments, principalement l'azote et le phosphore. Ce phénomène favorise le développement massif d'algues et de cyanobactéries, entraînant une diminution de l'oxygène dissous et une perturbation des équilibres biologiques des écosystèmes aquatiques (Smith et Schindler, 2009).

• Artificialisation des milieux

La construction de barrages, la canalisation des cours d'eau et l'urbanisation modifient profondément le fonctionnement hydrologique naturel des écosystèmes aquatiques. Ces transformations entraînent souvent une fragmentation des habitats et une réduction de la biodiversité (Allan et Castillo, 2007).

Chapitre I : Généralités

• Changements climatiques

Les changements climatiques influencent les régimes hydrologiques, la température des eaux et la fréquence des événements extrêmes tels que les sécheresses et les inondations. Ces modifications peuvent entraîner des perturbations importantes des communautés biologiques et favoriser la disparition de certaines espèces sensibles (Dudgeon *et al.*, 2006).

2 La biosurveillance et les bioindicateurs

2-1 Définition de la biosurveillance

La biosurveillance, également appelée biomonitoring, est une approche scientifique visant à évaluer la qualité de l'environnement en s'appuyant sur l'analyse des réponses biologiques des organismes vivants face aux perturbations naturelles ou anthropiques. Elle repose sur le principe que les organismes intègrent les conditions de leur milieu et en reflètent les variations à différentes échelles temporelles et biologiques (Rosenberg et Resh, 1993 ; Chapman, 1996).

Cette discipline couvre plusieurs niveaux d'organisation biologique, allant des réponses subcellulaires (biomarqueurs biochimiques et physiologiques) jusqu'aux modifications de la structure et du fonctionnement des communautés écologiques (Cairns, 1981 ; Markert *et al.*, 2003). En ce sens, la biosurveillance constitue un outil essentiel en écotoxicologie et en gestion environnementale.

2-2 Principe et importance de la biosurveillance

Le principe fondamental de la biosurveillance repose sur l'interaction étroite entre les organismes vivants et leur environnement. Toute perturbation, qu'elle soit chimique (polluants, xénobiotiques) ou physique (modifications hydromorphologiques), influence directement la distribution, la physiologie et la dynamique des populations biologiques (Karr, 1981).

L'importance de la biosurveillance réside dans sa capacité à :

- Évaluer la biodisponibilité des polluants : contrairement aux analyses chimiques, elle permet de déterminer si les contaminants sont effectivement assimilés par les organismes et exercent un effet biologique.

Chapitre I : Généralités

- Détecter les pollutions chroniques ou intermittentes : les organismes conservent la trace des perturbations passées, même lorsque celles-ci ne sont plus détectables dans l'eau (Ramade, 2007).
- Mettre en évidence les effets combinés des polluants : les organismes intègrent les effets synergiques, additifs ou antagonistes des mélanges complexes de contaminants (Markert *et al.*, 2003).
- Suivre l'évolution temporelle des écosystèmes : elle permet d'évaluer les tendances à long terme et l'efficacité des mesures de gestion environnementale (Birk *et al.*, 2012).

Ainsi, la biosurveillance constitue aujourd'hui une approche incontournable pour l'évaluation écologique des milieux aquatiques.

2-3 Définition des bioindicateurs

Un bioindicateur est une espèce, un groupe d'espèces ou une communauté biologique dont la présence, l'abondance, l'état physiologique, le comportement ou la structure reflètent fidèlement l'état de l'environnement (Holt et Miller, 2010). Dans le cadre de l'évaluation environnementale, il convient de distinguer deux catégories principales (Parmar *et al.*, 2016) :

- Les bioindicateurs d'effet : ils traduisent une réponse biologique à un stress environnemental (modification de la diversité spécifique, apparition de malformations, altération des traits fonctionnels ou des indices biotiques).
- Les bioindicateurs d'accumulation (ou biomoniteurs) : ils accumulent sélectivement les polluants (métaux lourds, pesticides, micropolluants organiques) dans leurs tissus à des concentrations mesurables, permettant d'étudier la bioaccumulation et la biomagnification au sein des réseaux trophiques.

Cette distinction est essentielle pour concevoir des programmes de surveillance adaptés aux objectifs (diagnostic d'impact vs suivi de la contamination).

2-4 Critères de sélection d'un bon bioindicateur

Le choix d'un bioindicateur repose sur des critères rigoureux afin d'assurer la fiabilité des résultats. Selon Hellowell (1986), Johnson *et al.*, (1993) et Barbour *et al.*, (1999), un bon bioindicateur doit présenter :

Chapitre I : Généralités

- Sédentarité ou mobilité réduite : afin que l'organisme reflète fidèlement les conditions locales du site d'étude sans être influencé par des migrations.
- Abondance, large répartition géographique et facilité d'échantillonnage : présence en nombre suffisant pour des prélèvements statistiquement robustes, sans risque pour la population locale.
- Sensibilité documentée et amplitude de tolérance connue : connaissance précise des seuils de réponse aux gradients de pollution (nutriments, toxiques organiques/inorganiques, déficit oxygène, altérations physiques).
- Facilité d'identification taxonomique : taxonomie stable, clés d'identification accessibles et formation standardisée des opérateurs pour minimiser les biais.
- Cycle de vie adapté : durée de vie suffisante (plusieurs mois à plusieurs années) pour intégrer les perturbations chroniques tout en permettant une réponse relativement rapide aux changements.

2-5 Types de bioindicateurs aquatiques

L'évaluation écologique des milieux aquatiques repose souvent sur une approche multi-compartiments biologiques. Les principaux groupes utilisés sont (Tachet *et al.*, 2010 ; Chovanec *et al.*, 2003) :

- Le phytoplancton et le phytobenthos (diatomées) : très sensibles aux variations des nutriments, ils sont utilisés pour évaluer l'eutrophisation.
- Les macrophytes aquatiques : indicateurs des conditions trophiques et des modifications hydromorphologiques.
- Les macroinvertébrés benthiques : largement utilisés pour évaluer la qualité globale des eaux et des sédiments.
- L'ichtyofaune (poissons) : indicateurs de la continuité écologique, de la qualité des habitats et des perturbations à grande échelle.

Chapitre I : Généralités

2-6 Avantages de la bioindication par rapport aux analyses physico-chimiques

La bioindication constitue aujourd'hui une approche essentielle en biosurveillance environnementale, offrant plusieurs avantages significatifs par rapport aux analyses physico-chimiques classiques. Ces dernières reposent principalement sur la mesure ponctuelle des concentrations de contaminants, tandis que la bioindication permet d'évaluer les effets biologiques réels de ces substances sur les organismes vivants et les écosystèmes (Markert *et al.*, 2010).

Tout d'abord, la bioindication permet une intégration temporelle des pollutions, contrairement aux analyses physico-chimiques qui fournissent une image instantanée de l'état du milieu. En effet, les organismes bioindicateurs, en raison de leur exposition continue et de leur capacité d'accumulation, reflètent les perturbations environnementales sur le long terme. Cette caractéristique permet d'obtenir une vision plus représentative de la qualité environnementale, intégrant les variations passées et présentes (Jóźwiak *et al.*, 2014).

Ensuite, la bioindication présente l'avantage majeur de prendre en compte la biodisponibilité des contaminants ainsi que leurs effets écotoxicologiques réels. Les analyses physico-chimiques mesurent généralement les concentrations totales des substances, sans distinction entre les fractions biodisponibles et non biodisponibles. En revanche, les organismes vivants ne réagissent qu'à la fraction effectivement assimilable des polluants, ce qui rend la bioindication plus pertinente pour l'évaluation des risques écologiques (Carvalho *et al.*, 2022).

Par ailleurs, la bioindication permet de détecter les effets combinés des mélanges de polluants présents dans les milieux naturels. Les écosystèmes sont souvent exposés à des cocktails complexes de contaminants dont les interactions peuvent produire des effets synergiques ou antagonistes difficiles à prévoir par les analyses chimiques classiques. La réponse biologique intégrée des organismes bioindicateurs permet ainsi de révéler l'impact global de ces mélanges, y compris lorsque certains polluants ne sont pas identifiés ou mesurés (Carvalho *et al.*, 2022).

Un autre avantage important réside dans la capacité de la bioindication à assurer une détection précoce des perturbations environnementales. Certaines espèces bioindicatrices sont particulièrement sensibles aux variations de leur environnement et peuvent manifester des réponses biologiques avant même que les concentrations de polluants n'atteignent des seuils

Chapitre I : Généralités

détectables par les méthodes analytiques. Cette sensibilité confère à la bioindication un rôle d'alerte précoce essentiel dans la gestion environnementale (Ghannem *et al.*, 2024).

De plus, la bioindication fournit une évaluation intégrée de l'état écologique global des écosystèmes. Contrairement aux approches physico-chimiques qui se limitent aux paramètres abiotiques, elle prend en compte les interactions biologiques et les réponses des communautés vivantes. Ainsi, elle permet une meilleure compréhension du fonctionnement global des écosystèmes et de leur niveau de dégradation (Kovács et Podani, 1986).

Enfin, la bioindication peut représenter une méthode économiquement avantageuse et opérationnelle, notamment dans les contextes où les ressources analytiques sont limitées. Le recours à des organismes bioindicateurs permet de réduire les coûts liés aux analyses sophistiquées tout en fournissant des informations pertinentes sur la qualité environnementale (Markert *et al.*, 2010).

3 Les macroinvertébrés benthiques comme bioindicateurs

3-1 Définition des macroinvertébrés benthiques

Les macroinvertébrés benthiques désignent l'ensemble des organismes invertébrés aquatiques visibles à l'œil nu (généralement $> 0,5$ mm), vivant en étroite relation avec le fond des milieux aquatiques (zone benthique), tels que les cours d'eau, les lacs et les zones humides (Rosenberg et Resh, 1993 ; Barbour *et al.*, 1999).

Ces organismes colonisent une grande diversité de substrats, incluant les galets, graviers, sables, vases et débris organiques. Ils occupent une position centrale dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques en assurant des rôles essentiels dans les flux d'énergie et les cycles biogéochimiques (Cummins et Klug, 1979; Wallace et Webster, 1996 ; Starr et Wallace, 2021 ; Tampo *et al.*, 2021 ; Lukhabi *et al.*, 2024).

3-2 Principaux groupes taxonomiques

La faune des macroinvertébrés benthiques est dominée par les insectes aquatiques, mais comprend également plusieurs autres groupes taxonomiques d'importance écologique et écotoxicologique (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000 ; Merritt *et al.*, 2008) (Fig.4):

- Le groupe EPT (Éphéméroptères, Plécoptères, Trichoptères) : considéré comme un indicateur de bonne qualité de l'eau, en raison de leur forte sensibilité à la pollution et

Chapitre I : Généralités

à la diminution de l'oxygène dissous leur forte diversité constitue un indicateur robuste d'une excellente qualité écologique (Tubic et al., 2024).

- Les Diptères (notamment Chironomidae) : groupe ubiquiste présentant une grande tolérance aux conditions défavorables, notamment aux milieux hypoxiques et riches en matière organique.
- Les Odonates et Coléoptères aquatiques : souvent prédateurs ou omnivores, ils occupent des niches écologiques variées et contribuent à la régulation des populations.
- Les Mollusques (Gastéropodes et Bivalves) : certains sont utilisés comme bioaccumulateurs de contaminants, notamment les métaux lourds.
- Les Crustacés (Amphipodes, Isopodes) : impliqués dans la décomposition de la matière organique.
- Les Annélides (Oligochètes et Hirudinéés) : souvent associés aux milieux riches en matière organique et indicateurs de pollution.

Des études récentes confirment que ces taxons forment des groupes fonctionnels distincts (sensibles, tolérants, ubiquistes) permettant une discrimination fine des gradients de pression (Adesakin *et al.*, 2023 ; Lukhabi *et al.*, 2024).



Figure 4: Principaux groupes taxonomiques (Djamai, 2026).

3-3 Caractéristiques écologiques (habitat, mode de vie)

A- Habitat des macroinvertébrés

Chapitre I : Généralités

Les macroinvertébrés aquatiques occupent principalement deux grands types d'habitats : le benthos (fonds des milieux aquatiques) et la zone hyporhéique, interface entre les eaux de surface et les eaux souterraines. Dans les habitats benthiques, ils vivent au niveau des sédiments, des roches, des substrats végétaux ou des débris organiques, où ils trouvent à la fois abri et ressources alimentaires. La zone hyporhéique constitue quant à elle un refuge important, notamment en période de perturbations comme les crues ou les sécheresses (Boulton *et al.*, 1992).

La distribution des macroinvertébrés est fortement influencée par les facteurs abiotiques tels que la température, le pH, l'oxygène dissous et la vitesse du courant. Certaines espèces présentent une large tolérance écologique, tandis que d'autres sont très sensibles aux variations environnementales, ce qui explique leur utilisation fréquente comme bioindicateurs de la qualité des eaux (Chen *et al.*, 2021) (Fig. 5). De plus, la stabilité de l'habitat et le régime hydrologique jouent un rôle déterminant dans la structuration des communautés et la dynamique des populations (Jacobsen *et al.*, 2008).



Figure 5: Habitat des macroinvertébrés (Djamai, 2026).

B- Mode de vie et stratégies écologiques

Les macroinvertébrés présentent une grande diversité de modes de vie, étroitement liés à leur rôle écologique au sein des écosystèmes aquatiques. Ils occupent différents niveaux trophiques et peuvent être classés en plusieurs groupes fonctionnels : détritivores, herbivores (brouteurs d'algues), filtreurs ou prédateurs. Cette diversité fonctionnelle contribue au recyclage de la

Chapitre I : Généralités

matière organique, au transfert d'énergie et au maintien de la structure des réseaux trophiques (Starr et Wallace, 2021).

Une caractéristique majeure des macroinvertébrés, en particulier des insectes aquatiques, est leur cycle de vie amphibiotique. La majorité des espèces passent leur phase larvaire dans le milieu aquatique, où elles assurent leur croissance et leur alimentation, puis émergent sous forme adulte généralement terrestre pour la reproduction. La durée de ces phases varie considérablement selon les espèces, allant de quelques semaines à plusieurs années, et dépend fortement des conditions environnementales, notamment la température et la disponibilité des ressources (Ward, 1992).

Par ailleurs, les macroinvertébrés présentent des adaptations morphologiques et comportementales spécifiques à leur habitat. Par exemple, certaines espèces possèdent des structures d'ancrage pour résister au courant dans les milieux lotiques, tandis que d'autres développent des capacités de fouissage dans les sédiments ou de fixation sur les substrats. Leur faible capacité de dispersion à l'état larvaire les rend particulièrement dépendants des conditions locales, ce qui explique leur sensibilité aux perturbations environnementales (Zhang *et al.*, 2017).

Enfin, les macroinvertébrés jouent un rôle central dans les écosystèmes aquatiques en participant à la décomposition de la matière organique, à la minéralisation des nutriments et au transfert d'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs, notamment les poissons et les oiseaux. Ils constituent ainsi un maillon essentiel des chaînes alimentaires et contribuent au maintien de la biodiversité et du fonctionnement écologique des milieux aquatiques (Barbour *et al.*, 1999).

3-4 Sensibilité des macroinvertébrés à la pollution

Les communautés benthiques répondent de manière graduelle et prévisible aux différentes formes de pollution (organique, toxique, thermique, sédimentaire) (Hilsenhoff, 1988). Cette sensibilité différentielle constitue le fondement des indices biotiques multimétriques. On observe classiquement :

- Disparition rapide des taxons polluo-sensibles (sténoèces) : Les Plécoptères et de nombreux Éphéméroptères sont les premiers à disparaître en cas de baisse d'oxygène dissous ou d'exposition à des toxiques cellulaires (Tubic *et al.*, 2024).

Chapitre I : Généralités

- Prolifération des taxons polluo-tolérants (euryèces) : En l'absence de compétition et de prédation, les Oligochètes (Tubificidae), les larves de Chironomidae « rouges » et certains Mollusques pulmonés deviennent dominants dans les zones fortement dégradées (Adesakin *et al.*, 2023 ; Lukhabi *et al.*, 2024).

Des études récentes menées en contexte tropical et subtropical soulignent que les réponses fonctionnelles (diversité des groupes trophiques, traits biologiques) sont souvent plus robustes que les seules mesures taxonomiques pour détecter des stress multiples (Ouma *et al.*, 2025).

3-5 Intérêt des macroinvertébrés en biosurveillance

Les macroinvertébrés benthiques constituent l'un des outils les plus fiables en biosurveillance des milieux aquatiques, en raison de plusieurs avantages spécifiques (Metcalf, 1989 ; Barbour *et al.*, 1999) :

- Forte résolution spatiale : leur faible mobilité permet de détecter précisément les sources de pollution, notamment par comparaison entre stations amont et aval.
- Diversité écologique élevée : leur richesse taxonomique permet de couvrir un large spectre de conditions environnementales et de types de perturbations.
- Réponse intégrée aux stress multiples : ils réagissent simultanément aux facteurs chimiques, physiques et biologiques.
- Rôle clé dans les réseaux trophiques : ils assurent le transfert de matière et d'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs, notamment les poissons, participant ainsi aux phénomènes de bioaccumulation et de biomagnification.
- Facilité d'échantillonnage et standardisation des méthodes : de nombreux protocoles normalisés existent pour leur collecte et leur analyse.

Chapitre II:

Matériel et Méthodes



1 Description de la zone d'étude Parc National El Kala

1-1 Localisation géographique du Parc National d'El Kala

Le Parc National d'El Kala (PNEK) est situé à l'extrême Nord-Est de l'Algérie, dans la wilaya d'El Tarf, à proximité immédiate de la ville d'El Kala. Il occupe une position stratégique au contact de la mer Méditerranée au Nord et de la frontière algéro-tunisienne à l'Est. Au Sud, il est limité par les contreforts des monts de la Medjerda, tandis que sa limite occidentale englobe le bassin versant de l'Oued Bougous et se prolonge vers la plaine alluviale d'Annaba, en suivant approximativement la route nationale N44 jusqu'au village de Bouteldja, puis vers le nord jusqu'à l'ouest immédiat du Cap Rosa (Khallef, 2021 ; Hamel et al., 2022) (Fig.6) .

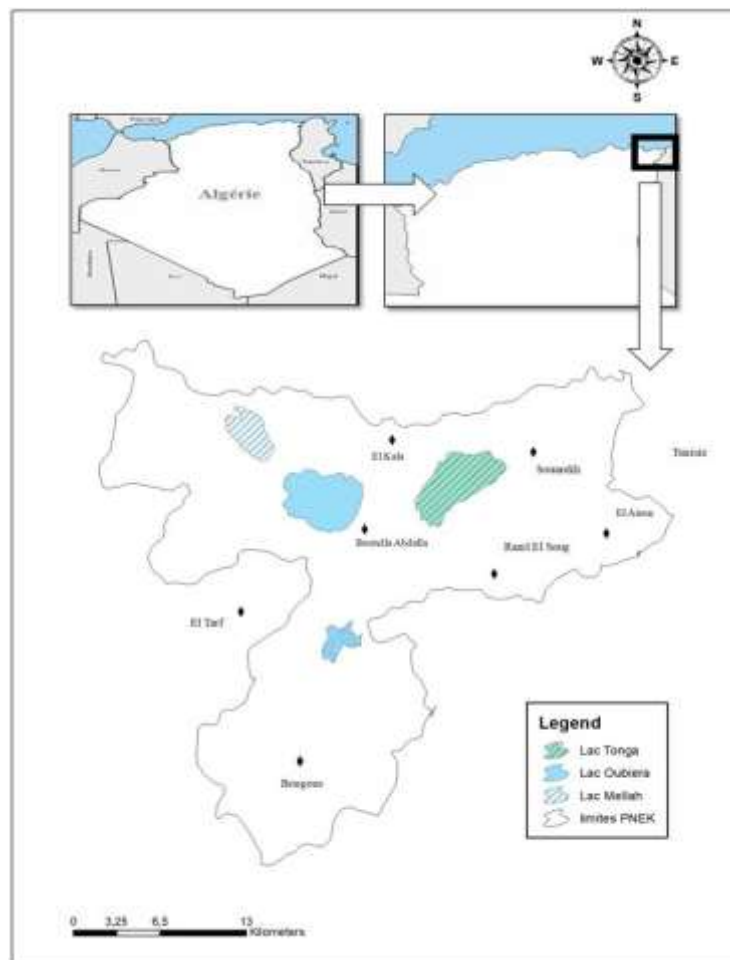


Figure 6: Carte de situation géographique du Parc (Djamai, 2020).

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Géographiquement, le parc s'étend entre les coordonnées approximatives suivantes : latitudes 36°34'N à 36°56'N et longitudes 8°12'E à 8°41'E, avec un centre autour de 36°49'N et 8°25'E. Il couvre une superficie d'environ 76 438 à 80 510 hectares (764 à 805 km² selon les sources), ce qui en fait l'un des plus vastes parcs nationaux d'Algérie.

Cette étendue inclut une mosaïque d'écosystèmes exceptionnels : zones littorales (environ 40 à 50 km de côtes), complexes lacustres et marécageux (lacs Oubeïra, Tonga, Mellah, etc.), forêts de chêne-liège (*Quercus suber*), maquis, dunes côtières et milieux humides d'importance internationale (UNESCO, 1990 ; Sarri, 2014).

Le Parc National d'El Kala a été créé par le décret n° 83-462 du 23 juillet 1983 (parfois cité comme décret n° 83-458 dans certaines références administratives), conformément au statut-type des parcs nationaux algériens. Il a ensuite été reconnu comme Réserve de Biosphère par l'UNESCO dans le cadre du programme *Man and the Biosphere* (MAB) le 17 décembre 1990. Plusieurs de ses zones humides sont également classées sites Ramsar, soulignant son rôle majeur dans la conservation de la biodiversité méditerranéenne.



Figure 7: Carte situation et limites administratives du PNEK (Djamai, 2020).

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Administrativement, le PNEK est entièrement inclus dans la wilaya d'El Tarf et regroupe plusieurs communes, dont cinq sont totalement ou partiellement intégrées : El Kala, Bouteldja, Bougous, Ain El Assel, El Aioun, Ramel Souk, Souarekh et d'autres (Khallef, 2021) (Fig.7). Cette localisation à l'interface terre-mer et à la frontière tunisienne confère au parc une grande valeur écologique et biogéographique, en tant que corridor pour les espèces migratrices et refuge pour une biodiversité riche (flore estimée à plus de 1 500 espèces et faune diversifiée).

1-2 Climat du Parc National d'El Kala

Le Parc National d'El Kala est caractérisé par un climat méditerranéen humide, marqué par des hivers doux et pluvieux et des étés chauds et secs. Les précipitations annuelles varient généralement entre 800 et 1200 mm, avec un maximum enregistré durant la saison hivernale, favorisant le maintien d'importantes zones humides dans la région (De Bélair, 1990 ; Samraoui et Samraoui, 2008).

Les températures moyennes annuelles oscillent entre 15 et 20 °C, avec des maxima estivaux pouvant dépasser 30 °C et des minima hivernaux relativement modérés. L'humidité atmosphérique élevée, liée à la proximité de la mer Méditerranée, contribue à la richesse écologique du parc. Ce régime climatique joue un rôle déterminant dans la structuration des écosystèmes, notamment en influençant la dynamique hydrologique des lacs et des marais (Samraoui et Samraoui, 2008).

1-3 La flore et la Faune du Parc National d'El Kala

Le Parc National d'El Kala se distingue par une richesse biologique exceptionnelle, abritant une part importante de la biodiversité végétale et animale de l'Algérie. La flore y est particulièrement diversifiée, caractérisée par la présence d'un grand nombre d'espèces endémiques, rares et très rares. Elle comprend deux grands groupes, les cryptogames (champignons, lichens et fougères) et les phanérogames, avec une dominance des espèces méditerranéennes. La végétation s'organise en plusieurs formations écologiques majeures, notamment les subéraies à chêne-liège, les forêts de chêne zéen dans les zones humides et fraîches, les formations à chêne kermès sur les dunes littorales, les peuplements de pin maritime dans les zones sublittorales, ainsi que les ripisylves le long des cours d'eau et des lacs, traduisant une grande diversité écologique (Brahmia, 2002 ; Ouelmouhoub, 2005).

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Parallèlement, la faune du parc est riche et diversifiée, regroupant de nombreuses espèces appartenant à différents groupes taxonomiques. Les études menées dans la région indiquent la présence d'un nombre important de mammifères, d'oiseaux, de reptiles, d'amphibiens et d'invertébrés, reflétant la diversité des habitats naturels. L'avifaune est particulièrement remarquable, notamment les espèces liées aux milieux aquatiques et forestiers, confirmant l'importance écologique du parc dans le contexte méditerranéen. La région abrite également des espèces emblématiques telles que le cerf de Barbarie, ainsi que plusieurs carnivores comme le renard, le caracal et la mangouste, témoignant de la qualité écologique des milieux (Brahmia, 2002).

2 Présentation des sites d'étude

2-1 Le Lac Tonga

2-1-1 Situation géographique et caractéristiques du lac Tonga

Le lac Tonga est un plan d'eau douce peu profond, situé au cœur du Parc National d'El Kala (PNEK), dans la wilaya d'El Tarf, à l'extrême Nord-Est de l'Algérie (Fig. 8). Il occupe une large dépression côtière entre la ville d'El Kala (environ 5 à 6 km à l'est) et la frontière algéro-tunisienne (environ 3 km à l'est). Ses coordonnées géographiques sont approximativement 36°51'N - 36°53'N et 8°29'E - 8°32'E (Saïfouni *et al.*, 2020 ; Djamai *et al.*, 2024)

D'une superficie d'environ 2 600 à 2 700 ha (26 à 27 km²), le lac présente une forme elliptique allongée (environ 7,5 km de long sur 4 km de large). Sa profondeur moyenne est faible, variant entre 1,20 m et 1,5 m, avec un maximum rarement supérieur à 3 m (Houhamdi, 2020 ; Saïfouni *et al.*, 2020 ; Djamai *et al.*, 2024). Cette faible bathymétrie le classe parmi les étangs ou lacs peu profonds typiques des zones humides méditerranéennes.

Le lac Tonga communique avec la mer Méditerranée par l'intermédiaire du canal de Messida (ou chenal de Messida). Il est alimenté principalement par les eaux de ruissellement de son bassin versant (environ 15 000 à 16 586 ha), notamment via les oueds El Hout et El Eurg (Benyacoub, 2000).



Figure 8: Carte de localisation du Lac Tonga (Google maps, 2026).

Classé site Ramsar depuis le 11 avril 1983 et intégré à la Réserve de Biosphère d'El Kala (UNESCO, 1990), le lac Tonga fait partie du complexe des zones humides les plus importantes du Maghreb. Il constitue un site majeur d'hivernage, de reproduction et de nidification pour une avifaune riche et diversifiée (Abbaci, 1999 ; Houhamdi, 2020).

2-1-2 Le bassin versant du Lac Tonga

Le bassin versant du lac Tonga est situé à l'extrême nord-est de l'Algérie, à environ 3 km à l'ouest de la frontière algéro-tunisienne et à près de 80 km à l'est des complexes industriels d'Annaba. Il s'inscrit dans le territoire du Parc National d'El Kala et constitue l'un des principaux systèmes hydrologiques de la région. Ses coordonnées géographiques sont comprises entre 08°29' et 08°38' de longitude Est, et autour de 36°30' de latitude Nord (Raachi, 2007) (Fig. 9).

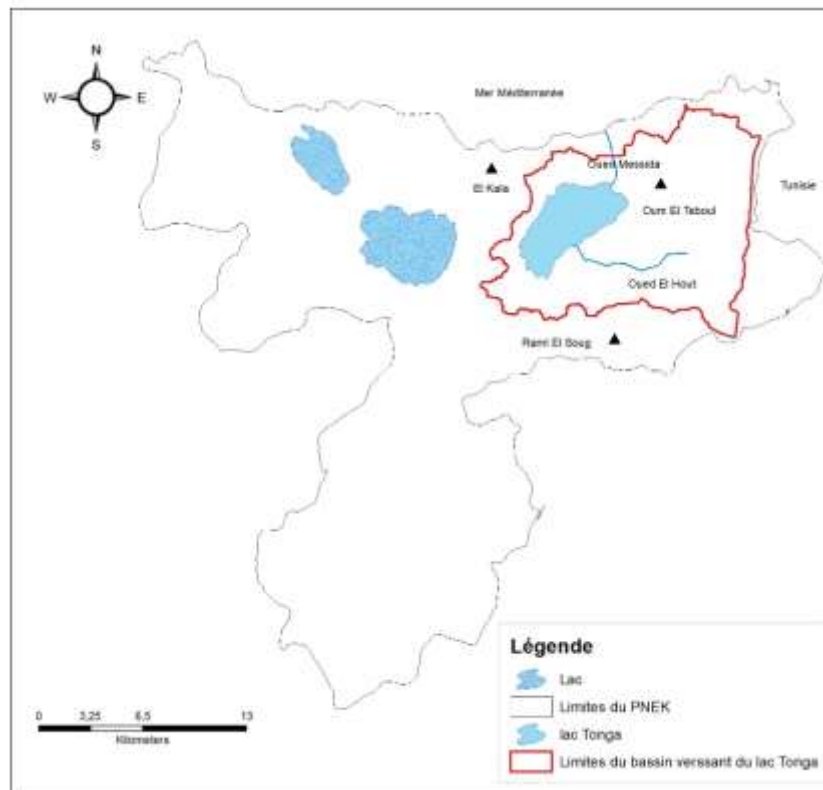


Figure 9: Localisation et délimitation du bassin versant du lac Tonga (Djamai, 2020).

La superficie totale du bassin versant est estimée à environ 15 000 ha. Il est structuré en trois sous-bassins principaux. Le premier, celui de l’oued El Eurg, situé au nord, est le plus étendu ; il draine les eaux provenant des secteurs nord-est et est. La ligne de partage des eaux entre ce sous-bassin et les autres est matérialisée notamment par la route reliant Oum Teboul à El Aïoun. Le second sous-bassin, celui de l’oued El Hout, est localisé au sud ; il est délimité au nord par une série de reliefs (kefs) dont l’altitude varie de 209 à 513 m d’ouest en est, à l’est par la route reliant El Aïoun à Aïn Draham, et au sud par la route menant à la mechta Oued El Hout. Enfin, une troisième zone correspond à l’espace compris entre la bordure sud du massif dunaire de la rive gauche du canal de la Messida et la rive sud du lac, caractérisée par un réseau hydrographique peu structuré (Raachi, 2007).

Le bassin versant du lac Tonga est délimité au nord par un cordon dunaire dont l’altitude varie entre 75 et 100 m, constituant une barrière naturelle séparant le lac de la mer Méditerranée. Au nord-ouest, il est bordé par le Djebel Argoub Erched, culminant à environ 167 m d’altitude. Les limites orientale et méridionale sont marquées par les reliefs de la Kroumirie, qui jouent un rôle important dans l’alimentation hydrique du bassin. Enfin, à l’ouest, le bassin versant du lac

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Tonga est limité par celui du lac Oubeira, avec lequel il partage certaines caractéristiques hydrologiques et écologiques (Raachi, 2007).

2-1-3 Hydrologie, volume et profondeur

Le bassin versant du lac Tonga est drainé principalement par deux cours d'eau permanents, l'oued El Hout, d'une longueur d'environ 14 km, et l'oued El Eurg, long d'environ 10 km. Ces deux oueds assurent une alimentation hydrique continue du lac tout au long de l'année. L'exutoire principal du lac est représenté par l'oued Messida, qui établit une connexion entre le lac et la mer Méditerranée (Draïdi, 2019) (Fig. 10).

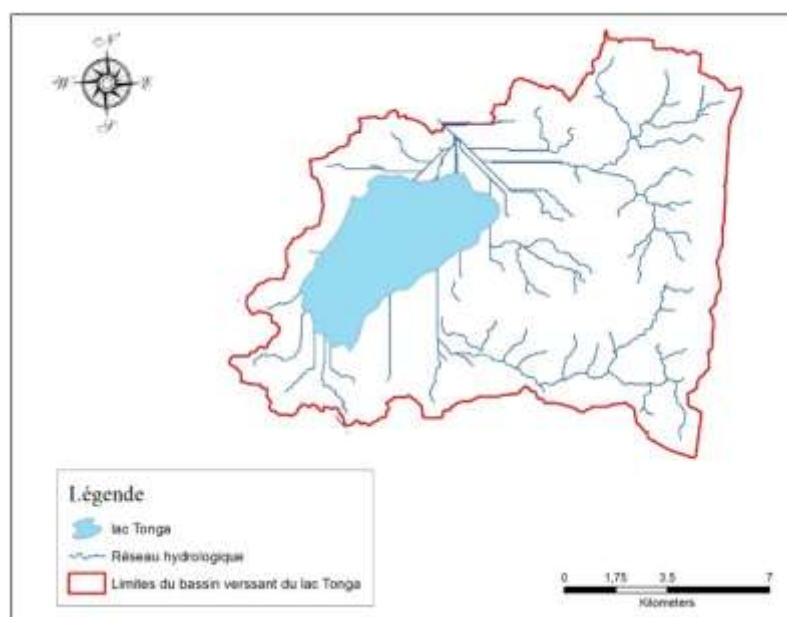


Figure 10: Carte du réseau hydrographique de la région d'étude (Djamai, 2020).

Le volume du lac Tonga est estimé à environ 28 000 000 m³ en période de pré-étiage. Ce volume varie de manière significative selon les saisons, étant plus élevé en période de hautes eaux. En raison de son fonctionnement hydrologique particulier, marqué par un caractère quasi endoréique et une forte évaporation estivale, le lac peut subir des pertes importantes en eau, pouvant dépasser 50 % de son volume maximal. Cette variabilité saisonnière affecte également la superficie en eau, qui fluctue en fonction des apports hydriques et des conditions climatiques (Draïdi, 2019).

Les études bathymétriques montrent que le lac Tonga est un plan d'eau relativement peu profond, caractérisé par une faible variation de la profondeur sur l'ensemble de sa surface, à

Chapitre II: Matériel et Méthodes

l'exception de certaines zones localisées, notamment à proximité de la digue. La profondeur maximale enregistrée, généralement observée en période estivale, atteint environ 1,80 m, ce qui confirme le caractère peu profond du lac et son sensibilité aux variations climatiques et hydrologiques.

2-1-4 La faune

La faune du lac Tonga et de son bassin versant se caractérise par une biodiversité remarquable, dominée notamment par une avifaune aquatique très riche. Le site constitue un habitat privilégié pour de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau, dont certaines sont rares ou menacées, telles que l'Erismature à tête blanche (*Oxyura leucocephala*) et le Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*). Il accueille également des espèces nicheuses comme les hérons, les grèbes, les rallidés et plusieurs espèces migratrices. Le lac Tonga représente ainsi une zone humide d'importance internationale, abritant régulièrement plus de 20 000 oiseaux d'eau et jouant un rôle clé dans la conservation de certaines populations à l'échelle mondiale (Chalabi, 1990 ; Boumezbeur, 1993 ; Lazli *et al.*, 2011).

Par ailleurs, la région héberge une diversité notable d'amphibiens et de reptiles, incluant des espèces caractéristiques des milieux humides méditerranéens telles que *Rana saharica*, *Discoglossus pictus* et *Pleurodeles poireti*, ainsi que plusieurs reptiles comme *Natrix maura* et *Testudo graeca*. L'ichtyofaune reste peu étudiée, bien que la présence de l'anguille (*Anguilla anguilla*), espèce migratrice, soit signalée. La mammalofaune comprend environ 37 espèces, parmi lesquelles la loutre (*Lutra lutra*), espèce rare et menacée, étroitement dépendante de la qualité de son habitat (Ghalmi, 1997).

2-1-5 La flore

La flore du lac Tonga est également très diversifiée et fortement influencée par les conditions hydrologiques et saisonnières. Elle est dominée par des formations végétales aquatiques et palustres telles que *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Scirpus lacustris* et *Nymphaea alba*. L'ensemble de la végétation est structuré en plusieurs groupements écologiques, témoignant d'une grande complexité floristique. Au total, plus de 80 espèces végétales appartenant à 31 familles ont été recensées, dont une proportion importante est considérée comme rare à très rare, ce qui souligne l'intérêt écologique et patrimonial de cette zone humide (Kadid, 1989).

Chapitre II: Matériel et Méthodes

2-2 Canal (Oued) de Messida

2-2-1 Localisation géographique

Le canal de Messida est un hydrosystème côtier situé dans le Parc National d'El Kala (PNEK), à l'extrême Nord-Est de l'Algérie, à proximité immédiate de la frontière algéro-tunisienne. Il appartient au bassin versant du lac Tonga et fait partie intégrante du complexe des zones humides d'El Kala, classé Réserve de Biosphère par l'UNESCO et site Ramsar d'importance internationale (Samraoui et Samraoui, 2008 ; Samraoui *et al.*, 2011).

Il s'étend sur environ 6 km, reliant le lac Tonga à la mer Méditerranée via la région d'Oum Teboul.

2-2-2 Caractéristiques morphologiques et hydrologiques

Le canal présente une morphologie étroite et linéaire avec une largeur moyenne d'environ 4 m. Sa profondeur varie selon les saisons :

- environ 2,5 m en période sèche
- jusqu'à 3,5 m en période hivernale

Ces variations reflètent directement le régime hydrologique méditerranéen caractérisé par une forte irrégularité des précipitations et des apports hydriques (Khedimallah et Saidi, 2014).

Le canal fonctionne comme un système hydrologique dynamique où l'écoulement peut varier selon les conditions hydriques :

- écoulement dominant du lac vers la mer en période humide
- influence marine possible en période sèche (intrusion saline locale) (Zeraoula, 2011).

2-2-3 Origine et fonctionnement du système

Le canal de Messida est un système **semi-artificiel**, créé initialement pour le drainage du lac Tonga durant la période coloniale. Aujourd'hui, il constitue un axe hydrologique de connexion entre :

- les eaux continentales du lac Tonga
- les eaux côtières méditerranéennes

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Il est également alimenté par des apports secondaires, notamment les nappes dunaires environnantes et les zones humides adjacentes (Maghni, 2013).

Cette interaction entre eaux douces, saumâtres et marines confère au système une grande complexité hydrologique et écologique.

2-2-4 Conditions écologiques et caractéristiques environnementales

Le canal de Messida présente des conditions environnementales variables influencées par :

- la salinité fluctuante
- la variation du débit
- les apports organiques
- les échanges avec le lac Tonga et la mer

Ces facteurs créent une diversité d'habitats aquatiques favorisant l'installation de communautés biologiques variées, notamment les macroinvertébrés benthiques.

Cependant, le site est exposé à plusieurs pressions :

- rejets domestiques
- pollution agricole diffuse
- circulation routière proche (zone Oum Teboul)
- perturbations hydrologiques anthropiques

Ces pressions peuvent entraîner une dégradation progressive de la qualité de l'eau (Attia et Sayad, 2012).

2-2-5 Importance écologique du canal de Messida

- Assure la continuité hydrologique entre le lac Tonga et le milieu marin, jouant un rôle clé dans le fonctionnement global du complexe des zones humides d'El Kala (Samraoui et Samraoui, 2008).
- Constitue un corridor écologique fonctionnel permettant les échanges d'organismes aquatiques et semi-aquatiques entre différents habitats.

Chapitre II: Matériel et Méthodes

- Représente une zone de transition (écotone) entre eaux douces, saumâtres et marines, favorisant une diversité biologique élevée et des assemblages spécifiques adaptés aux variations environnementales.
- Participe à la régulation hydrologique du lac Tonga, notamment en facilitant l'évacuation des eaux excédentaires lors des périodes de fortes précipitations.
- Contribue aux processus naturels d'autoépuration grâce à la dynamique des flux d'eau et aux interactions entre substrat, végétation et communautés biologiques.
- Offre des micro habitats variés favorables au développement de la faune benthique, notamment les macroinvertébrés utilisés comme bioindicateurs de la qualité des eaux.
- Représente un milieu sensible aux perturbations anthropiques, ce qui en fait un site pertinent pour l'évaluation de la qualité écologique et la biosurveillance.



Figure 11: Localisation de la zone d'étude (lac Tonga et canal de Messida – Parc National d'El Kala, Nord-Est de l'Algérie) (Google earth, 2026).

2-3 Prospection et choix des stations de prélèvement

Le choix des stations d'échantillonnage a été établi selon une approche écologique et comparative, visant à étudier la variabilité de la structure et de la richesse des macroinvertébrés benthiques entre deux types de milieux hydrologiques distincts : le lac Tonga (milieu lentique) et son exutoire, l'oued Messida (milieu lotique). Dans cette optique, trois stations ont été sélectionnées au niveau du canal et trois autres dans le lac (Fig. 12).

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Les stations lacustres ont été localisées dans la partie nord-est du lac Tonga, à proximité immédiate de l'exutoire. Ce choix stratégique correspond à une zone de transition écologique (écotone) entre le système lacustre et le système fluvial, caractérisée par des gradients environnementaux susceptibles d'influencer la distribution et la diversité des organismes benthiques. Cette position permet ainsi d'évaluer l'impact des échanges hydrologiques entre le lac et le canal sur la composition biologique.

Par ailleurs, l'implantation des stations le long de l'oued Messida permet d'appréhender un gradient longitudinal (amont-aval), offrant la possibilité d'analyser l'effet de l'écoulement sur la structuration des peuplements. En complément, bien que le lac Tonga présente une certaine hétérogénéité spatiale, plusieurs de ses secteurs montrent une relative homogénéité écologique, permettant de considérer que l'échantillonnage ciblé dans une zone représentative peut fournir une image fiable du fonctionnement global du milieu.

Enfin, le choix des stations a également pris en compte des contraintes d'accessibilité, afin de garantir la faisabilité du protocole d'échantillonnage, la répétabilité des mesures et la sécurité lors des campagnes de terrain. Ainsi, la sélection des sites repose sur une démarche intégrant à la fois des critères écologiques pertinents et des considérations méthodologiques rigoureuses.

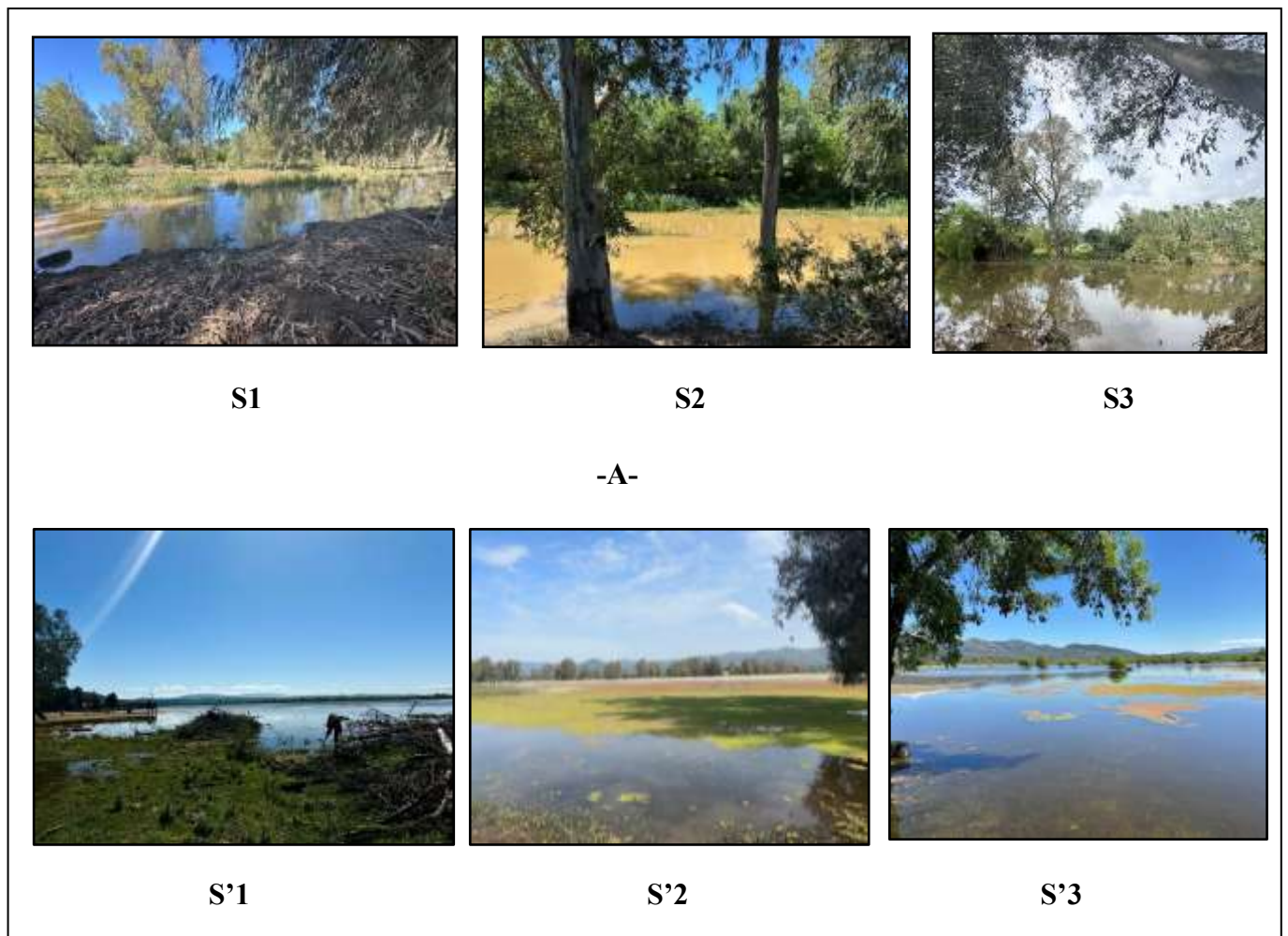


Figure 12: Les stations d'échantillonnage ; A: Oued Messida (S1,S2,S3); B: Lac Tonga (S'1, S'2, S'3) (© Hariati et Lamri, 2026).

3 Méthodologie de travail

3-1 Technique d'échantillonnage

L'échantillonnage représente une phase essentielle de cette étude, étant donné que la validité des analyses dépend étroitement de la qualité et de la représentativité des prélèvements effectués. À ce titre, De Pauw et Vanhooren (1983) indiquent que l'objectif principal de l'échantillonnage est de collecter une diversité de macroinvertébrés aussi représentative que possible pour chaque station considérée.

Dans cette étude, six stations ont été sélectionnées selon une approche comparative, avec trois stations situées dans le lac Tonga et trois autres le long de l'oued Messida. Le choix de ces sites

Chapitre II: Matériel et Méthodes

repose à la fois sur des considérations écologiques, notamment leur proximité avec l'exutoire et la diversité des habitats présents, ainsi que sur des critères pratiques liés à l'accessibilité, permettant d'assurer un suivi régulier des stations.

Les prélèvements ont été réalisés mensuellement, de octobre 2025 à avril 2026. Pour chaque station, trois échantillons ont été effectués lors de chaque campagne, dans le but d'améliorer la représentativité des communautés étudiées.

L'échantillonnage a été effectué au niveau des zones littorales à l'aide d'un filet de type Haveneau, muni d'une maille de 0,3 mm, adapté à la collecte des macroinvertébrés dans les milieux lenticques et les zones à faible courant. Un effort d'échantillonnage standardisé a été appliqué, reposant sur un nombre constant de coups de filet, identique pour l'ensemble des stations.

Afin de prendre en compte l'hétérogénéité des habitats, les prélèvements ont été répartis sur différents substrats, principalement la vase et la végétation aquatique. Le contenu récolté, constitué de matière organique, de sédiments et d'organismes, a été placé dans un récipient, rincé à l'eau, puis passé à travers un tamis.

Les macroinvertébrés ont ensuite été isolés à l'aide d'une pince entomologique souple et conservés dans des piluliers contenant de l'éthanol à 90 %. L'étiquetage a été réalisé directement sur le terrain, en mentionnant la date et la station correspondante. Les échantillons ont finalement été acheminés au laboratoire pour les étapes de tri, d'identification et d'analyse.

3-2 Technique de tri et de détermination

Le tri et l'identification des macroinvertébrés constituent une étape essentielle dans l'analyse des échantillons. Les organismes de grande taille ont été observés à l'aide d'une loupe binoculaire, tandis que les structures de petite taille ont nécessité l'utilisation d'un microscope optique.

L'objectif de cette étape est de caractériser la composition taxonomique des échantillons, en mettant en évidence la diversité des taxons présents ainsi que la présence éventuelle de groupes sensibles aux perturbations, notamment à la pollution (De Pauw et Vanhooren, 1983).

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Dans la mesure du possible, les macroinvertébrés ont été identifiés au niveau taxonomique le plus précis, généralement au genre ou à l'espèce, en fonction de l'état de conservation des spécimens et des critères morphologiques disponibles.

L'identification s'est appuyée sur plusieurs ouvrages de référence et clés de détermination reconnues, notamment :

- Tachet, H. *et al.* (2010). *Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie* ;
- Oscoz, J. *et al.* (2011). *Identification Guide of Freshwater Macroinvertebrates of Spain*
- György, B. (2014). *Freshwater Invertebrates in Central Europe*.

Ces références ont permis d'assurer une détermination fiable et rigoureuse des différents groupes taxonomiques rencontrés.

3-3 Méthodes d'analyse des peuplements benthiques

L'analyse des peuplements de macroinvertébrés benthiques repose sur l'utilisation d'indices écologiques permettant de caractériser la composition, la structure et l'organisation des communautés biologiques. Ces indices sont largement utilisés en écologie aquatique pour évaluer la biodiversité et la qualité des milieux (Rosenberg et Resh, 1993 ; Magurran, 2004).

3-3-1 Les indices de diversité

A- Indices écologiques de composition

Ces indices permettent de décrire la composition des peuplements en termes de richesse et d'abondance des espèces.

- **Richesse spécifique (total)**

La richesse spécifique correspond au nombre total d'espèces (ou taxons) présentes dans un échantillon ou un milieu donné. Elle constitue une mesure simple de la biodiversité, sans prendre en compte l'abondance relative des espèces (Magurran, 2004).

Chapitre II: Matériel et Méthodes

- **Abondance des espèces**

L'abondance correspond au nombre total d'individus recensés pour une espèce donnée ou pour l'ensemble des espèces présentes dans l'échantillon. Elle permet d'évaluer l'importance numérique des organismes dans le milieu étudié (Rosenberg et Resh, 1993).

- **Abondance relative ou Fréquence relative**

L'abondance relative exprime la proportion d'une espèce par rapport à l'ensemble des individus recensés.

$$F (\%) = (n_i / N) * 100$$

Avec :

- n_i = nombre d'individus de l'espèce i.
- N = nombre total d'individus.

Cet indice permet de comparer l'importance relative des espèces au sein d'un peuplement (Legendre et Legendre, 2012).

B- Les indices écologiques de structure

Ces indices prennent en compte à la fois la richesse spécifique et la répartition des individus entre les espèces.

- **Indice de diversité de Schannon H'**

L'indice de Shannon mesure la diversité d'un peuplement en tenant compte du nombre d'espèces et de leur abondance relative.

$$H' = - \sum P_i \log_2 P_i$$

$$\text{où } P_i = n_i / N$$

Avec :

- N_i = Effectif de l'espèce i.

Chapitre II: Matériel et Méthodes

- N = Effectif total du peuplement.
- $\text{Log } 2$ = logarithme à base de 2.

Plus la valeur de H' est élevée, plus la diversité est importante. Cet indice est sensible à la fois à la richesse spécifique et à l'équitabilité (Shannon et Weaver, 1949 ; Magurran, 2004).

- **Indice d'équitabilité (E)**

L'indice d'équitabilité (ou indice de Pielou) permet d'évaluer la répartition des individus entre les différentes espèces. (Pielou, 1966).

$$E = H' / H' \text{ max}$$

$$\text{où } H' \text{ max} = \text{Log}_2 S$$

Cet indice varie entre 0 et 1 :

- proche de 1 $\rightarrow$ répartition équilibrée des individus
- proche de 0 $\rightarrow$ dominance d'une ou quelques espèces.

- **Indice de Margalef (Margalef, 1951)**

Cet indice est particulièrement utilisé pour comparer la diversité entre différents sites ou périodes (Margalef, 1951). Il est défini par la relation suivante :

$$\alpha = (n_i - 1) / \log N$$

Avec :

- n_i = nombre d'individus de l'espèce de rang i
- N = nombre total d'individus.

La diversité est minimale quand α tend vers zéro (0) et est maximale quand α tend vers ∞ .

3-3-2 Indices de comparaison des communautés

- **L'indice de dissimilarité de Bray-Curtis**

L'indice de Bray-Curtis est un indice de dissimilarité permettant d'évaluer les différences de composition entre deux communautés biologiques en tenant compte des abondances des taxons.

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Sa valeur varie entre 0 et 1, où une valeur proche de 1 traduit une forte dissimilarité entre les communautés.

- **Indice de similarité de Jaccard**

L'indice de Jaccard est un indice de similarité utilisé pour comparer la composition faunistique de deux stations ou communautés biologiques, sur la base de la présence ou de l'absence des taxons. Sa valeur varie entre 0 et 1, où une valeur élevée indique une forte similarité entre les communautés.

3-4 Evaluation de la qualité biologique des cours d'eau

L'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau repose sur l'analyse des communautés biologiques, en particulier les macroinvertébrés benthiques, qui constituent d'excellents bioindicateurs des conditions environnementales. Contrairement aux paramètres physico-chimiques, qui reflètent une situation ponctuelle, les organismes vivants intègrent les effets des perturbations sur une période prolongée, permettant ainsi une évaluation plus fiable de l'état écologique des milieux aquatiques (Rosenberg et Resh, 1993 ; Bonada *et al.*, 2006).

Parmi les outils les plus utilisés, les indices biologiques basés sur la tolérance des organismes à la pollution occupent une place importante. Ces indices sont calculés en tenant compte de la sensibilité des taxons de macroinvertébrés et de leur abondance relative dans les échantillons.

3-4-1 Les indices de tolérance à la pollution

Les indices de tolérance reposent sur le principe que certaines espèces sont sensibles à la pollution tandis que d'autres y sont tolérantes. Ainsi, la composition des peuplements benthiques permet d'estimer le degré de perturbation du milieu (Hilsenhoff, 1988).

- **L'indice d'Hilsenhoff ou Indice biotique des Familles (FBI)**

L'indice biotique des familles (FBI) est un indice largement utilisé pour évaluer la pollution organique des cours d'eau. Il est basé sur une valeur de tolérance attribuée à chaque famille de macroinvertébrés, variant généralement de 0 (très sensible) à 10 (très tolérante) (Tab.1).

$$\text{FBI} = \sum x_i * t_i / n$$

- **x_i** = Nombre d'individus d'un taxon identifié.
- **t_i** = tolérance de ce même taxon.

Chapitre II: Matériel et Méthodes

- **n** = nombre total d'individus dans l'échantillon.

Tableau 1 : Grille d'interprétation de la qualité de l'eau selon l'indice FBI (d'après Hilsenhoff, 1988).

FBI	Qualité de l'eau	Interprétation
0 – 3,75	Excellente	sans pollution organique
3,76 – 4,25	Très bonne	légère pollution organique possible
4,26 – 5,00	Bonne	pollution organique probable
5,01 – 5,75	Moyenne	pollution organique assez substantielle
5,76 – 6,50	Plutôt mauvaise	pollution organique substantielle
6,51 – 7,25	Mauvaise	pollution organique très substantielle
7,26 – 10,00	Très mauvaise	pollution organique grave

- **L'indice BMWP (Biological Monitoring Working Party)**

Il s'agit de la version adaptée au bassin méditerranéen et à l'Afrique du Nord du protocole réputé *Biological Monitoring Working Party* (Alba-Tercedor, 1988 ; Alba-Tercedor et Sánchez-Ortega, 1988).

La grande force de cet indice réside dans son approche purement qualitative : il repose exclusivement sur la présence ou l'absence des familles de macroinvertébrés aquatiques. Il s'affranchit ainsi des variations de densités absolues et des contraintes hydrosédimentaires strictes (vitesse du courant, nature précise du substrat), le rendant parfaitement applicable et comparable aussi bien en milieu lotique (cours d'eau lent) qu'en milieu lentique (lac).

Calcul de l'indice IBMWP : Chaque famille identifiée se voit attribuer une note de sensibilité préétablie allant de 1 (taxons hautement tolérants à la pollution et aux déficits en oxygène) à 10

Chapitre II: Matériel et Méthodes

(taxons sentinelles, ultra-sensibles). Le score global de la station est obtenu par la somme des scores de toutes les familles présentes dans l'échantillon :

$$IBMWP = \sum_{i=1}^n S_i$$

Où S_i représente le score de sensibilité de la famille i détectée, et n correspond au nombre total de familles récoltées sur le site.

Le score final obtenu est ensuite confronté à la grille officielle espagnole d'Alba-Tercedor, qui segmente la qualité des eaux en 5 classes écologiques distinctes (Tab.2).

Tableau 2: Grille d'interprétation officielle (IBMWP - Espagne).

Classe	Score global	Qualité de l'eau	État écologique du milieu	Code couleur
Classe I	Supérieur à 100	Excellente	Eaux très propres, conditions naturelles préservées	Bleu
Classe II	61 – 100	Bonne	Légère perturbation ou pollution mineure	Vert
Classe III	36 – 60	Passable (Modérée)	Pollution organique modérée bien visible	Jaune
Classe IV	16 – 35	Médiocre (Déficiente)	Forte pollution, impact sévère sur la faune	Orange
Classe V	Inférieur à 15	Mauvaise (Critique)	Pollution extrême, milieu asphyxié	Rouge

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Voici le tableau général de référence des scores de l'IBMWP (*Índice Biótico de Macroinvertebrados de España*, version espagnole du BMWP adaptée par Alba-Tercedor) (Tab.3) . Ce tableau officiel attribue une note fixe à chaque famille de macroinvertébrés en fonction de sa sensibilité à la pollution organique. Il s'agit de la grille de référence globale.

Tableau 3: Tableau des scores de sensibilité par famille (IBMWP).

Score	Grandes classes de sensibilité	Ordres / Groupes	Familles incluses dans ce score
10	Sensibilité maximale (Eaux exceptionnellement propres et saturées en oxygène)	Plécoptères	Perlidae, Perlodidae, Leuctridae, Capniidae, Taeniopterygidae, Nemouridae, Chloroperlidae.
		Éphéméroptères	Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Polymitarcyidae.
		Trichoptères	Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Helicopsychidae, Calamoceratidae.
		Hémiptères	Aphelocheiridae.
8	Sensibilité très élevée	Odonates	Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae,

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Score	Grandes classes de sensibilité	Ordres / Groupes	Familles incluses dans ce score
	<i>(Exigences écologiques fortes)</i>	Trichoptères Crustacés Mollusques	Platycnemididae, Coenagrionidae. Philopotamidae, Psychomyiidae, Polycentropodidae, Rhyacophilidae, Glossosomatidae. Astacidae. Unionidae, Margaritiferidae.
7	Sensibilité élevée	Éphéméroptères Trichoptères Crustacés Mollusques	Ephemeridae. Hydroptilidae, Limnephilidae. Gammaridae, Crangonyctidae, Talitridae. Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Acroloxidae.
6	Sensibilité moyenne-haute	Éphéméroptères	Caenidae, Prosopistomatidae.

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Score	Grandes classes de sensibilité	Ordres / Groupes	Familles incluses dans ce score
		Mollusques Diptères Plathelminthes	Valvatidae, Hydrobiidae, Bithyniidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae. Tipulidae, Dixidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Limoniidae, Empididae, Rhagionidae, Sciomyzidae. Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiiidae.
5	Sensibilité modérée / Tolérance moyenne <i>(Taxons ubiquistes, communs en eaux calmes)</i>	Éphéméroptères Hémiptères Coléoptères Diptères Mégaloptères	Baetidae, Oligoneuriidae. Corixidae, Notonectidae, Naucoridae, Pleidae, Nepidae, Gerridae, Veliidae, Hydrometridae, Mesoveliidae. Dytiscidae, Haliplidae, Gyrinidae, Noteridae, Hydrochidae, Helophoridae, Hydrophilidae, Elmidae, Dryopidae, Hydraenidae.

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Score	Grandes classes de sensibilité	Ordres / Groupes	Familles incluses dans ce score
			Simuliidae, Ceratopogonidae, Culicidae, Psychodidae, Ptychopteridae. Sialidae.
4	Groupes tolérants <i>(Résistent bien aux baisses d'oxygène)</i>	Diptères Crustacés Hirudinées	Chironomidae. Asellidae. Erpobdellidae, Glossiphoniidae, Piscicolidae.
3	Groupes très tolérants <i>(Prolifèrent en milieux riches en sédiments)</i>	Oligochètes Mollusques Diptères	Tubificidae, Naididae, Lumbriculidae. Sphaeriidae. Syrphidae (formes larvaires classiques).
1	Tolérance extrême	Diptères	Uniquement les larves de Syrphidae appartenant à la sous-famille des Eristalinae (communément appelées larves en "queue de rat").

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Score	Grandes classes de sensibilité	Ordres / Groupes	Familles incluses dans ce score
	<i>(Milieux pollués, stagnants ou en asphyxie)</i>		

- **L'ASPT (Average Score Per Taxon) associé au BMWP**

L'ASPT est la moyenne des scores BMWP des familles présentes sur un site. Il permet de s'affranchir du nombre total de familles (richesse) et donne une indication plus directe de la sensibilité moyenne du peuplement (Tab.4). Plus l'ASPT est élevé, plus les taxons présents sont globalement sensibles à la pollution, donc meilleure est la qualité de l'eau, et se calcule selon la formule suivante :

$$\text{ASPT} = (\text{Somme des scores BMWP}) / (\text{Nombre de familles})$$

Tableau 4: Grille d'interprétation de l'indice ASPT

Valeur de l'ASPT	Qualité de l'eau	État écologique et signification
Supérieur à 6,0	Excellente	Eaux très propres et bien oxygénées. Le milieu est dominé par des familles hautement sensibles à la pollution.
5,1 à 6,0	Bonne	Qualité satisfaisante. Légère baisse de l'oxygène ou faible perturbation, mais les taxons sensibles restent bien représentés.
4,1 à 5,0	Passable	Pollution organique modérée ou enrichissement en nutriments (eutrophisation). Les familles tolérantes deviennent majoritaires.

Chapitre II: Matériel et Méthodes

Valeur de l'ASPT	Qualité de l'eau	État écologique et signification
3,1 à 4,0	Médiocre	Pollution organique importante. Les conditions deviennent difficiles, entraînant la disparition des espèces fragiles.
Inférieur ou égal à 3,0	Mauvaise	Pollution sévère à critique. Le milieu est fortement dégradé ou asphyxié ; seules les familles ultra-résistantes parviennent à survivre.

3-5 Traitement statistique

Les traitements statistiques des données ont été réalisés à l'aide des logiciels **XLSTAT** et **PAST**, qui ont permis d'effectuer les différentes analyses statistiques et multivariées ainsi que de générer les représentations graphiques correspondantes.

La représentation graphique des résultats a été réalisée à l'aide du logiciel **Microsoft Excel**, notamment sous forme d'histogrammes, de courbes, afin de faciliter l'interprétation et la comparaison des données obtenues.

Chapitre III :

Résultats et Interprétation



Chapitre III : Résultats et Interprétation

Chapitre III : Résultats et Interprétation

1 L'analyse des peuplements benthiques

Après l'identification taxonomique des macroinvertébrés benthiques au laboratoire, les différents taxons recensés au niveau des deux sites d'étude ont été inventoriés et regroupés dans une liste faunistique (Tab.5). Les résultats obtenus ont ensuite été synthétisés dans un tableau récapitulatif permettant de mettre en évidence la richesse taxonomique ainsi que la répartition des peuplements de macroinvertébrés benthiques entre les deux sites étudiés.

Tableau 5: L'abondance des macro-invertébrés trouvés au niveau du Lac Tonga et Oued Messida.

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Oued Messida	Tonga
Arthropodes	Insectes	Hémiptère	Corixidae	211	217
			Pleidae	44	30
			Notonectidae	15	9
			Népidés	20	0
			Naucoridae	10	20
		Ephéméroptère	Baetidae	10	15
			Siphonuridea	18	16
			Caenidae	11	7
		Odonate	Lestidae	20	24
			Libellulidae	15	20
			Aeshnidae	11	26
		Coléoptère	Dytiscidae	6	10
			Haliplidae	25	20

Chapitre III : Résultats et Interprétation

			Gyrinidae	13	15
			Noteridae	12	10
			Hydrochidae	12	20
			Helophoridae	10	12
			Hydrophilidae	22	9
		Diptère	Chironomidae	30	20
			Dixidae	20	15
			Culicidae	35	25
Mollusques	Gastéropodes	Basommatophora	Physidae	30	22
			Lymnaeidae	80	100

1-1 Indices écologiques de composition

- **Richesse spécifique (total)**

Les résultats globaux de l'inventaire des macroinvertébrés benthiques réalisés sur les deux sites d'étude mettent en évidence une communauté diversifiée, partagée entre deux embranchements qui sont les Arthropodes et les Mollusques. Ces embranchements sont représentés respectivement par la classe des Insectes et celle des Gastéropodes. À l'échelle macroscopique, la faune récoltée se structure autour de différents ordres et familles, témoignant d'une composition qualitative riche et variée, dominée par les formes entomologiques par rapport aux mollusques.

Oued Messida : les observations qualitatives révèlent la richesse taxonomique la plus élevée de l'étude. Le peuplement de macroinvertébrés benthiques s'y structure en six ordres différents, comprenant les Hémiptères, les Éphéméroptères, les Odonates, les Coléoptères, les Diptères et les Basommatophores. L'analyse détaillée montre que ces ordres se subdivisent en un total de vingt-trois familles distinctes (Fig.13).

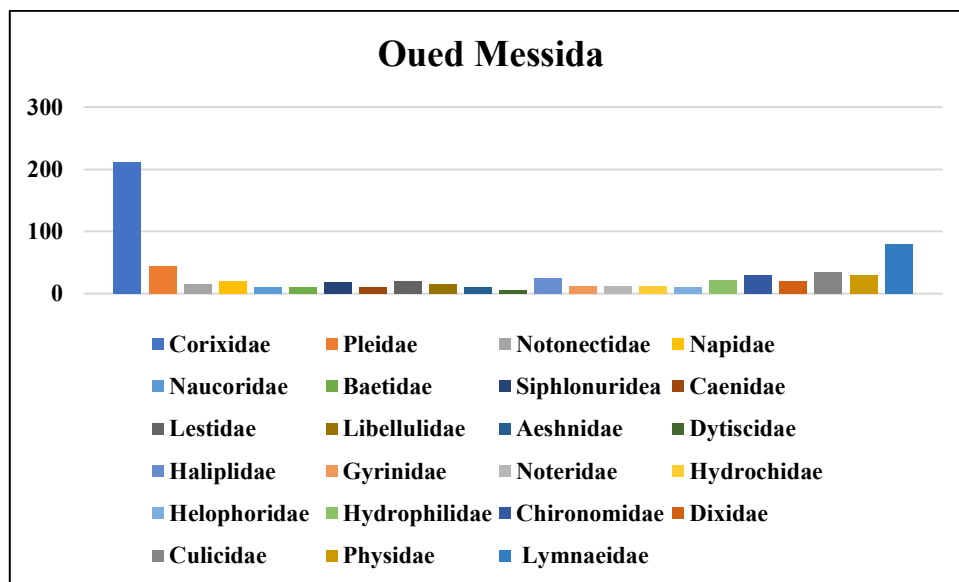


Figure 13: Richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques dans l'Oued Messida.

Lac Tonga : présente une composition faunistique très similaire à celle de la station précédente, bien qu'il affiche une légère régression du nombre de taxons (Fig.14). La structure supérieure reste inchangée avec la présence des mêmes six ordres biologiques que ceux identifiés à Oued Messida. En revanche, la richesse taxonomique au niveau des familles est légèrement inférieure, avec un total de vingt-deux familles répertoriées.

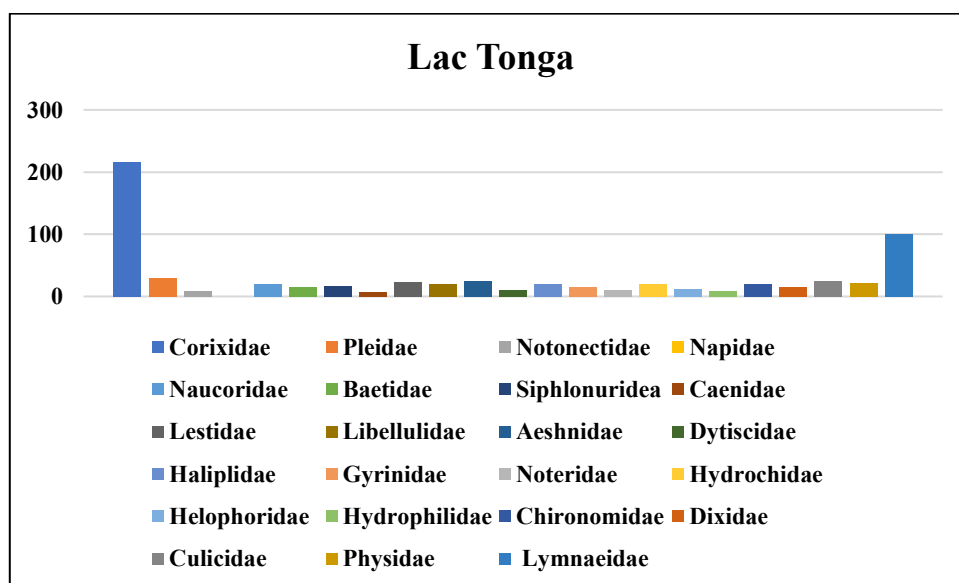


Figure 14: Richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques dans le Lac Tonga.

Chapitre III : Résultats et Interprétation

Les deux sites possèdent la même richesse en ordres (6 ordres chacun). La richesse en familles est légèrement plus élevée à Oued Messida (23 familles) qu'à Tonga (22 familles). Cette différence est due à l'absence d'une seule famille d'hémiptères à Tonga. Globalement, les deux stations présentent une diversité taxonomique élevée et très proche (Fig.15).

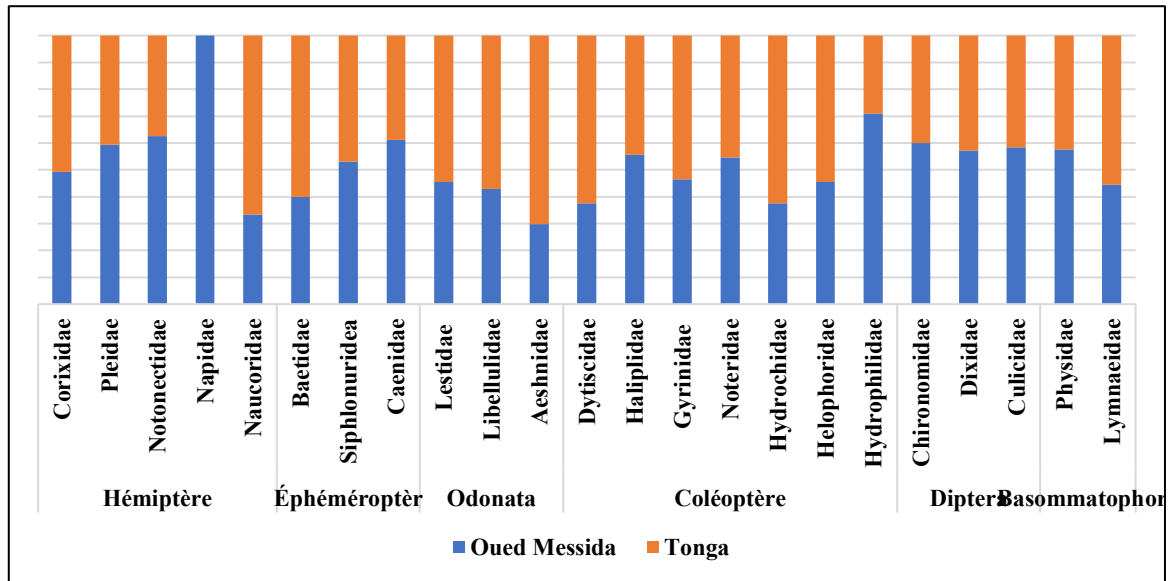


Figure 15: La différence entre l'Oued Messida et le Lac Tonga en terme de richesse spécifique.

- **Abondance des espèces**

Concernant l'abondance, c'est-à-dire le nombre total d'individus récoltés, on remarque que les deux sites d'étude ont des résultats globaux assez proches. Dans les deux milieux, la répartition des macroinvertébrés est très déséquilibrée car quelques familles précises sont présentes en très grand nombre, tandis que la majorité des autres familles reste rare. Ce sont principalement les insectes de l'ordre des Hémiptères et les mollusques Gastéropodes qui forment la grande majorité de la faune trouvée dans les deux stations.

Oued Messida : L'abondance totale est de 680 individus, la famille de loin la plus nombreuse est celle des Corixidae avec un total de 211 individus récoltés (Fig.16). Elle est suivie par la famille de mollusques des Lymnaeidae qui compte 80 individus, puis par les Pleidae avec 44 individus et les Culicidae avec 35 individus. À l'opposé, certaines familles sont très peu représentées dans ce cours d'eau. C'est le cas des Dytiscidae qui affichent la plus faible abondance avec seulement 6 individus, suivis par les Baetidae, les Naucoridae et les Helophoridae qui comptent chacun seulement 10 individus.

Chapitre III : Résultats et Interprétation

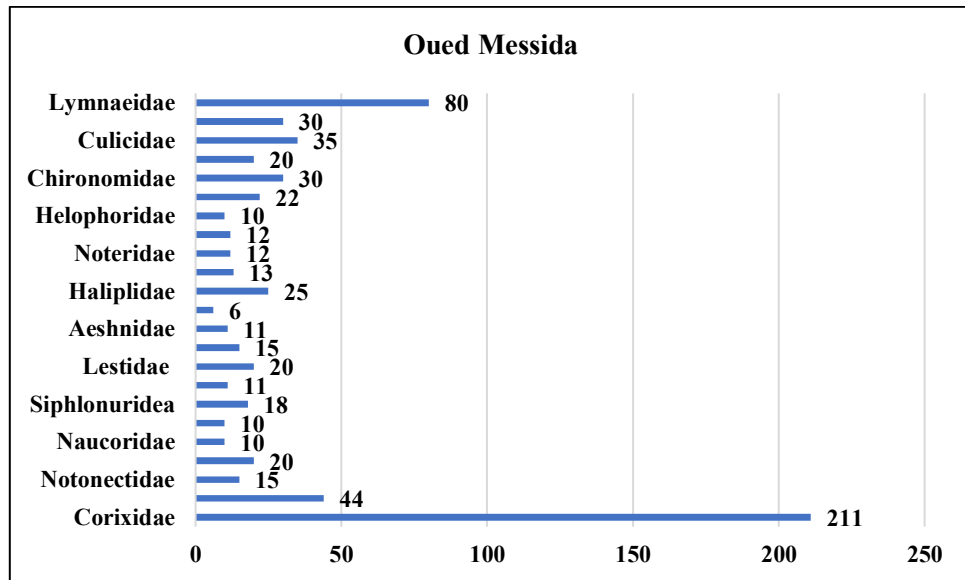


Figure 16: L'abondance par famille de la faune benthique au niveau Oued Messida.

Lac Tonga : L'abondance totale est de 662 individus, on observe une situation très similaire pour les groupes les plus abondants (Fig.17). Les Corixidae restent la famille la plus populeuse avec un total de 217 individus, suivie encore une fois par les Lymnaeidae qui augmentent ici pour atteindre 100 individus. Les autres familles bien visibles sur ce site sont les Pleidae avec 30 individus et les Aeshnidae avec 26 individus. Pour les groupes les moins nombreux, la famille des Caenidae compte seulement 7 individus, celle des Notonectidae en compte 9, et les Hydrophilidae en totalisent 9 également. Enfin, la famille des Napidae se fait remarquer par une abondance égale à zéro, aucun individu n'ayant été capturé dans ce site.

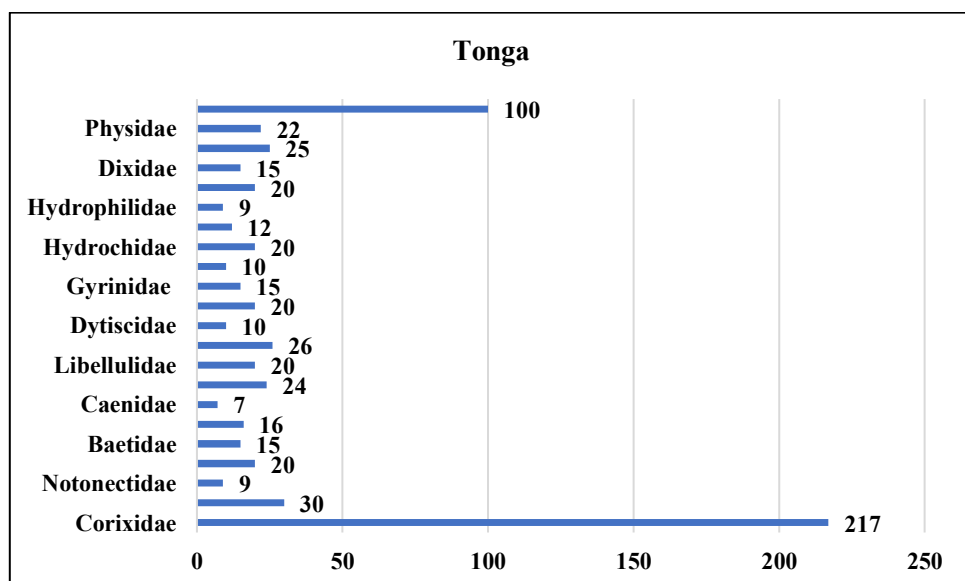


Figure 17: L'abondance par famille de la faune benthique au niveau Lac Tonga.

Chapitre III : Résultats et Interprétation

- **Fréquence relative**

L'analyse des fréquences relatives permet d'observer la part en pourcentage que représente chaque famille par rapport à la totalité des organismes récoltés. Les données révèlent une organisation très similaire entre les deux stations d'étude. On remarque immédiatement qu'une immense partie de la communauté est dominée par seulement deux familles principales dans les deux milieux, tandis que la grande majorité des autres groupes se partage le reste du peuplement avec des pourcentages très faibles, souvent inférieurs à 5%.

Oued Messida : Les Corixidae dominent nettement la communauté puisqu'ils représentent à eux seuls 31 % des individus, soit près d'un tiers (Fig.18). Viennent ensuite les Lymnaeidae (des mollusques) avec 12 %. Les Pleidae (6 %) et les Culicidae (5 %) occupent les places suivantes, mais avec des valeurs beaucoup plus faibles. Toutes les autres familles présentes – au nombre de dix-neuf – ont des fréquences relatives comprises entre 1 % et 4 % seulement. Autrement dit, la répartition est très inégale : une famille très abondante, quelques-unes modérément représentées, et la grande majorité en faible proportion.

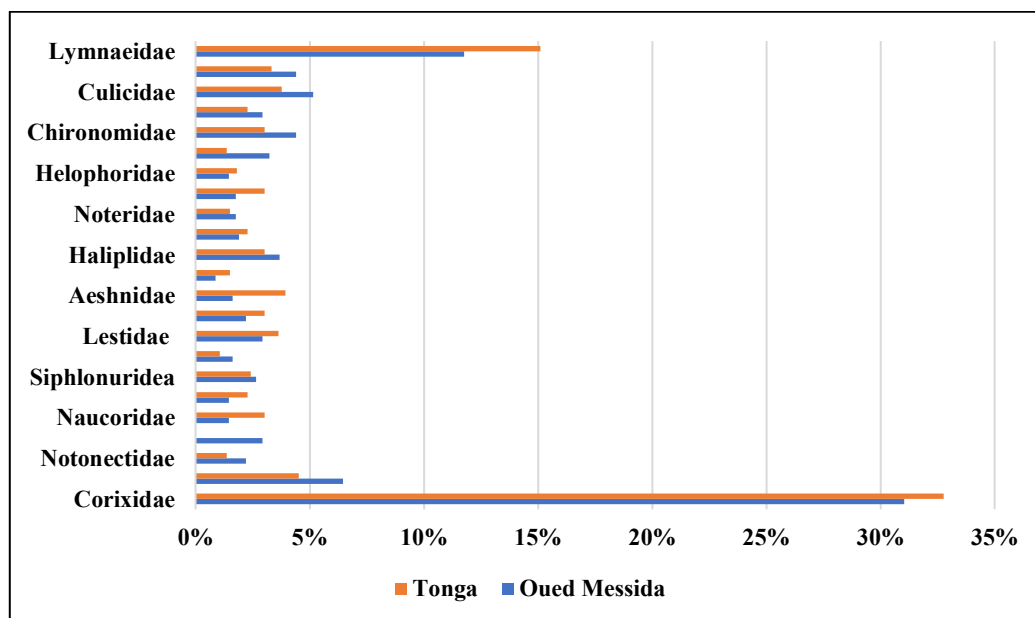


Figure 18: Fréquence relative des familles de la faune benthique au niveau des sites d'études.

Lac Tonga : La même tendance s'observe, avec une concentration encore un peu plus marquée sur les deux premières familles. Les Corixidae atteignent 33 % et les Lymnaeidae 15 %. À elles deux, elles rassemblent presque la moitié de tous les macroinvertébrés du site. Les Pleidae représentent 5 %, suivis des Lestidae et des Aeshnidae avec 4 % chacun. Toutes les autres

Chapitre III : Résultats et Interprétation

familles se situent entre 1 % et 3 %. La seule différence notable est l'absence totale des Nاپidae (0 %), alors qu'ils étaient présents à Oued Messida.

1-2 Les indices écologiques de structure

- **Indice de diversité de Shannon H'**

L'indice de diversité de Shannon est un paramètre scientifique utilisé pour mesurer la complexité et la diversité biologique d'un milieu. Cet outil est plus précis que la simple richesse taxonomique car il ne compte pas seulement les familles, mais il évalue aussi la manière dont les individus sont répartis entre elles. Une valeur élevée indique un milieu riche et bien équilibré, alors qu'une valeur basse traduit un milieu appauvri ou fortement dominé par un petit nombre de groupes. Les calculs présentés dans la figure 19 permettent de comparer précisément cet état de diversité entre nos deux stations.

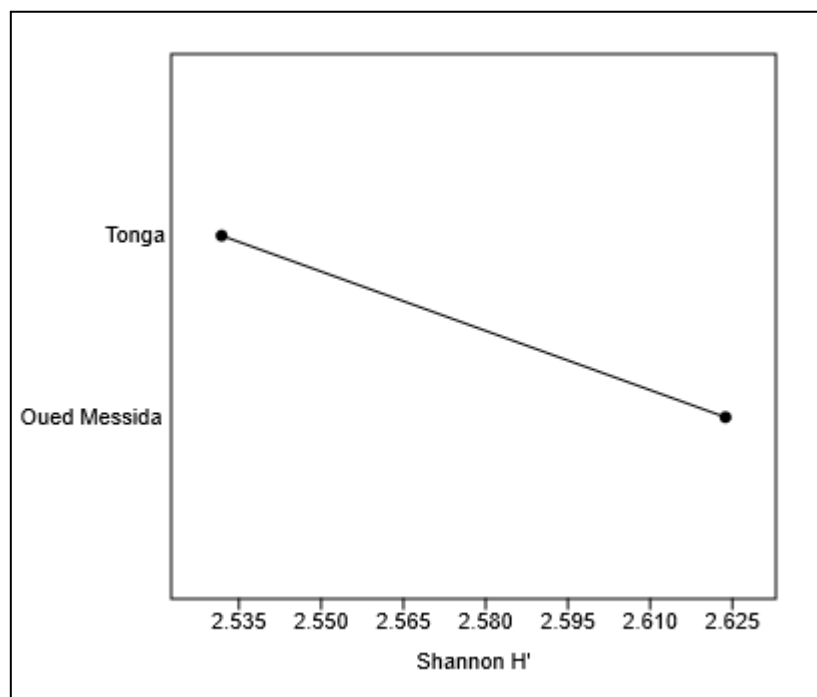


Figure 19: Indice de diversité de Shannon (H') des macroinvertébrés benthiques des sites d'étude.

Oued Messida, l'indice de Shannon atteint 2,624. Concrètement, cela signifie que la diversité des macroinvertébrés y est moyennement élevée. Même si le site accueille toutes les familles recensées dans l'étude, la valeur de l'indice n'est pas plus haute parce que la communauté n'est pas parfaitement équilibrée : quelques groupes sont vraiment très abondants et prennent beaucoup de place. Au final, cela indique que le milieu est favorable à une grande variété de

Chapitre III : Résultats et Interprétation

familles, mais que certaines d'entre elles réussissent mieux que les autres et dominent le peuplement.

Lac Tonga, l'indice de Shannon est de 2,532, soit une valeur un peu plus basse que celle d'Oued Messida. D'abord, le site compte une famille de moins. Ensuite, la concentration d'individus dans les groupes dominants est encore plus forte qu'à Oued Messida. La figure 19 illustre bien cette différence par une ligne qui descend légèrement entre les deux sites. Malgré cet écart, les deux valeurs restent très proches. Cela montre que, globalement, les deux écosystèmes maintiennent un niveau de diversité assez semblable.

- **Indice d'équitabilité (E)**

L'indice d'équitabilité, souvent noté J, est un indicateur scientifique qui permet de compléter l'analyse de la diversité en mesurant la régularité de la répartition des individus au sein des différentes familles. Cet indice varie strictement entre 0 et 1. Une valeur proche de 1 signifie que toutes les familles possèdent une abondance presque égale, ce qui correspond à un peuplement parfaitement équilibré. À l'inverse, une valeur proche de 0 indique qu'une seule ou un très petit nombre de familles confisque et domine tout le milieu. Les valeurs obtenues pour nos deux stations sont visibles dans la figure 20 .

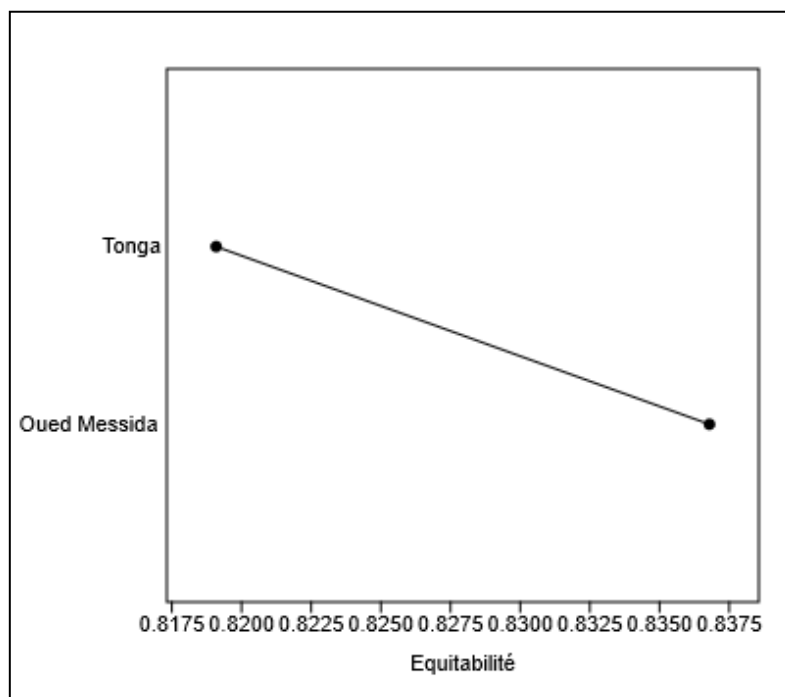


Figure 20: Indice de diversité d'équitabilité (E) des macroinvertébrés benthiques des sites d'étude.

Chapitre III : Résultats et Interprétation

Oued Messida : l'équitabilité affiche une valeur de 0,8316. Ce résultat montre que, malgré la forte présence de la famille des Corixidae constatée précédemment, le peuplement global conserve une organisation relativement bien équilibrée. Les individus ne sont pas totalement concentrés dans un seul groupe exclusif, et les autres familles présentes maintiennent une proportion suffisante pour garantir une bonne distribution générale de la faune dans ce cours d'eau.

Lac Tonga : l'indice d'équitabilité calculé est de 0,814. Ce chiffre confirme une situation très proche de celle d'Oued Messida, indiquant là aussi une communauté globalement bien répartie. La légère baisse observée à Tonga s'explique par la concentration un peu plus forte des deux familles leaders (les Corixidae et les Lymnaeidae) qui occupent une part légèrement supérieure de la population totale.

Néanmoins, le fait que ces deux indices restent supérieurs à 0,8 montre que les communautés de macroinvertébrés des deux écosystèmes partagent une structure et un niveau d'équilibre très similaires.

- **Indice de Margalef (Margalef, 1951)**

L'indice de richesse de Margalef est un indicateur scientifique essentiel en écologie pour évaluer la diversité d'un milieu. Sa particularité est qu'il mesure la variété des familles présentes tout en l'ajustant par rapport au nombre total d'individus récoltés. En effet, lors d'un inventaire sur le terrain, plus on capture d'animaux, plus on a de chances de découvrir de nouvelles familles. L'indice de Margalef permet donc de corriger ce biais mathématique afin de comparer équitablement nos deux sites d'étude. Une valeur élevée de cet indice indique une forte richesse biologique par rapport à la taille de l'échantillon. Les valeurs calculées pour notre étude sont présentées dans la figure 21.

Chapitre III : Résultats et Interprétation

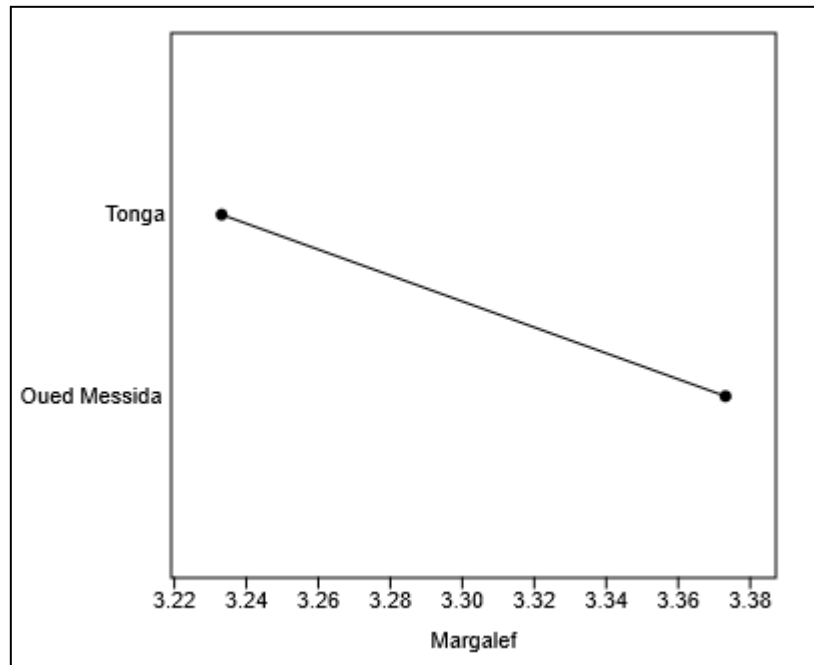


Figure 21: Indice de diversité Margalef des macroinvertébrés benthiques des sites d'étude.

Oued Messida : l'indice de Margalef atteint une valeur de 3,373. Ce résultat chiffré traduit une forte richesse faunistique propre à cette station. Cette valeur élevée prouve que la biodiversité observée à Oued Messida n'est pas un simple effet de surpopulation, mais qu'elle reflète une réelle hétérogénéité biologique et une bonne santé écologique du milieu.

Lac Tonga : l'indice de Margalef est légèrement plus bas, avec une valeur de 3,233. Cette diminution est mise en évidence de manière visuelle sur la figure 21 qui montre la variation de l'indice entre les deux stations. Ce résultat s'explique logiquement par le fait que Tonga possède une famille de moins (vingt-deux familles) pour un volume global d'individus très proche de celui d'Oued Messida. Malgré ce léger écart, la valeur de Margalef reste élevée à Tonga, ce qui confirme que ce second écosystème conserve lui aussi un excellent potentiel de biodiversité et abrite une communauté animale très diversifiée.

1-3 Indices de comparaison des communautés

- **Indice de dissimilarité de Bray-Curtis**

L'indice de Bray-Curtis mesure la dissimilarité entre deux sites à partir des abondances des familles. Il varie de 0 (les deux sites ont des compositions et des abondances identiques) à 1 (ils ne partagent aucune espèce ou famille). Le diagramme présenté montre la similarité (1 –

Chapitre III : Résultats et Interprétation

dissimilarité) pour chaque famille entre Oued Messida et Tonga. Une valeur proche de 1 indique une forte similarité des abondances pour cette famille, tandis qu'une valeur proche de 0 indique une forte dissimilarité (Fig.22).

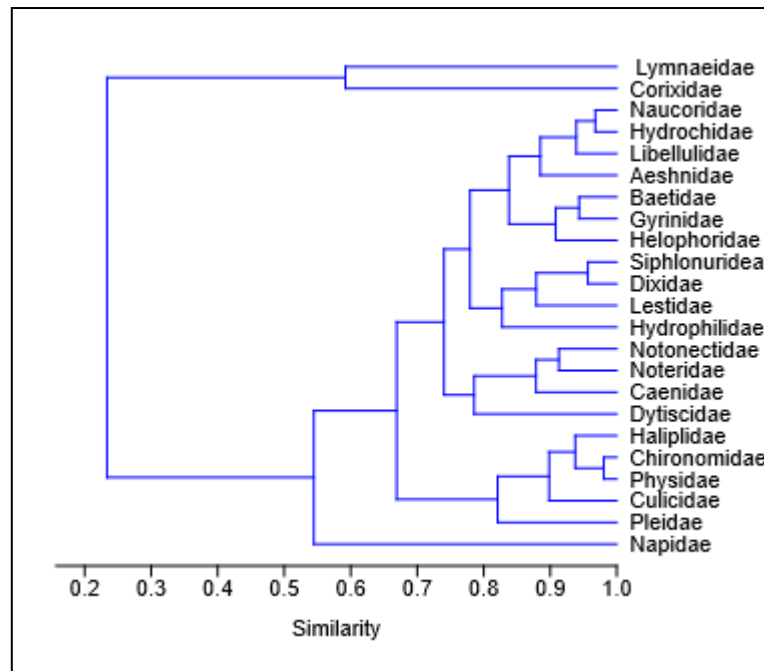


Figure 22: Diagramme de Bray Curtis par famille entre Oued Messida et le Lac Tonga.

Le diagramme, qui montre l'analyse de Bray-Curtis, indique clairement que les communautés de macroinvertébrés des deux sites sont très proches. En effet, pour la grande majorité des familles — comme les Lymnaeidae, Corixidae, Naucoridae, Hydrochidae, Libellulidae, Aeshnidae, Baetidae, Gyrinidae, Helophoridae, Siphonuridae, Dixidae, Lestidae, Hydrophilidae, Notonectidae, Noteridae, Caenidae, Dytiscidae, Halipidae, Chironomidae, Physidae, Culicidae et Pleidae —, les valeurs de similarité sont fortes et se situent généralement entre 0,6 et 0,9. Le fait que ces scores dépassent souvent 0,7 prouve que la quantité d'individus récoltés pour chaque famille reste très comparable d'une station à l'autre.

La famille des Nepidae fait exception et se distingue nettement de tout le avec une similarité proche de zéro. Cela s'explique simplement par le fait qu'elle est totalement absente au lac Tonga alors qu'elle a été trouvée à Oued Messida. Ce manque complet d'un côté crée une coupure nette et isole ce groupe par rapport à toutes les autres familles de l'étude.

Globalement, même si le score total de dissimilarité pour l'ensemble du peuplement n'est pas écrit directement, la forme générale du graphique montre que les deux milieux ont une structure

Chapitre III : Résultats et Interprétation

de communauté presque identique. Mis à part l'absence des Napidae à Tonga, les deux sites abritent les mêmes familles avec des répartitions très proches, ce qui confirme une grande ressemblance dans la faune d'Oued Messida et du lac Tonga.

- **Indice de similarité de Jaccard**

L'indice de Jaccard est un outil scientifique qui permet de comparer nos deux sites d'étude d'un point de vue purement qualitatif. Contrairement aux analyses précédentes, cet indice ne s'intéresse pas au nombre d'individus récoltés, mais uniquement à la présence ou à l'absence des familles dans les deux milieux. Le graphique de la figure 23 nous montre comment les familles se regroupent en fonction de leur partage entre les deux stations.

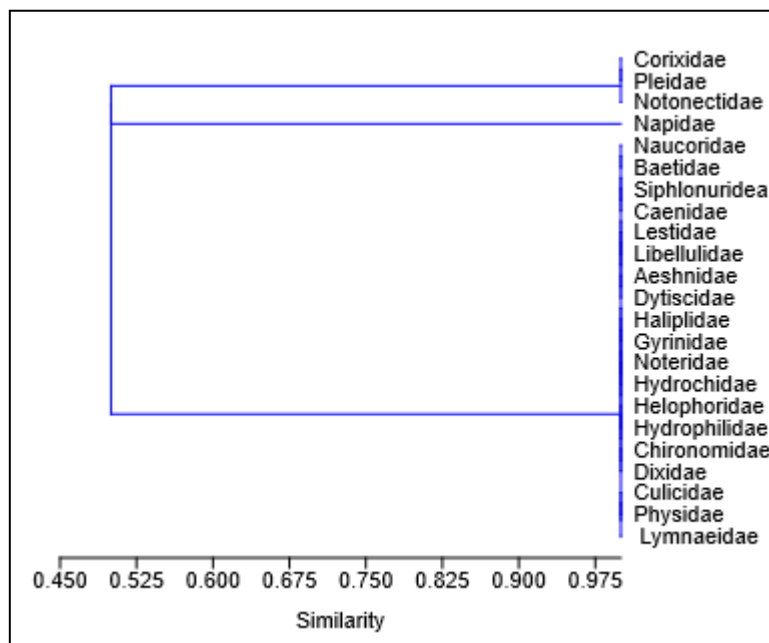


Figure 23: Indice de similarité de Jaccard.

Le premier constat qui saute aux yeux en regardant ce graphique est le regroupement massif de la quasi-totalité des familles sur la partie droite, avec une similarité extrêmement forte qui atteint le niveau maximal de 1 (ou plus de 0,975). On y retrouve 22 familles sur les 23 recensées dans toute l'étude. Cette fusion graphique s'explique très simplement : toutes ces familles sont présentes à la fois à Oued Messida et au lac Tonga. Comme elles partagent exactement le même profil de présence dans les deux sites, l'indice de Jaccard les considère comme totalement identiques sur ce plan et les rassemble dans ces grands blocs.

Chapitre III : Résultats et Interprétation

La seule et unique exception dans cette structure est la famille des Napidae. Sur le graphique, on voit bien que sa ligne se détache complètement des autres et vient se connecter au reste du groupe beaucoup plus bas, à un niveau de similitude d'environ 0,50. Ce décalage traduit l'unique différence qualitative entre nos deux stations : la famille des Napidae a été trouvée à Oued Messida mais elle est totalement absente au lac Tonga. C'est ce manque d'un côté qui crée cette rupture nette sur le dessin.

1-4 Evaluation de la qualité biologique des cours d'eau

Pour aller plus loin que la simple mesure de la diversité (comme les indices de Shannon ou de Margalef), l'écologie aquatique utilise des indices biotiques basés sur la tolérance des organismes à la pollution. En effet, toutes les familles de macroinvertébrés ne réagissent pas de la même manière aux perturbations de leur environnement. Certaines sont de véritables "sentinelles" extrêmement sensibles qui disparaissent au moindre stress, tandis que d'autres sont très résistantes et capables de proliférer dans des milieux dégradés.

En attribuant un score de sensibilité à chaque famille recensée à Oued Messida et au Lac Tonga, nous pouvons transformer notre simple liste des invertébrés en un véritable outil de diagnostic sanitaire pour évaluer la qualité de l'eau.

- **L'indice d'Hilsenhoff ou Indice biotique des Familles (FBI)**

Le calcul du FBI a été réalisé en multipliant l'abondance de chaque famille (n_i) par sa valeur de tolérance (t_i). La somme de ces produits ($\sum n_i t_i$) est ensuite divisée par le nombre total d'individus (N). Les résultats détaillés sont présentés dans le Tableau 6.

Tableau 6: Calcul de l'indice FBI pour Oued Messida.

Famille	Valeur de tolérance (t_i)	Abondance (n_i)	Produit ($n_i \times t_i$)
Corixidae	5	211	1055
Lymnaeidae	6	80	480
Pleidae	5	44	220
Culicidae	8	35	280

Chapitre III : Résultats et Interprétation

Chironomidae	6	30	180
Physidae	8	30	240
Haliplidae	5	25	125
Hydrophilidae	5	22	110
Napidae	3	20	60
Dixidae	1	20	20
Lestidae	6	20	120
Siphonuridae	4	18	72
Notonectidae	2	15	30
Libellulidae	2	15	30
Gyrinidae	4	13	52
Noteridae	5	12	60
Hydrochidae	5	12	60
Caenidae	7	11	77
Aeshnidae	3	11	33
Naucoridae	3	10	30
Baetidae	4	10	40
Helophoridae	5	10	50
Dytiscidae	5	6	30
Total (N)		680	$\Sigma = 3524$

Chapitre III : Résultats et Interprétation

Le calcul du FBI pour Oued Messida est le suivant:

$$\text{FBI_Oued_Messida} = 3524 / 680 = 5,18$$

Le même calcul a été effectué pour le site de Tonga (Tab.7).

Tableau 7: Calcul de l'indice FBI pour Tonga.

Famille	Valeur de tolérance (t_i)	Abondance (n_i)	Produit (n_i × t_i)
Corixidae	5	217	1085
Lymnaeidae	6	100	600
Pleidae	5	30	150
Culicidae	8	25	200
Chironomidae	6	20	120
Physidae	8	22	176
Haliplidae	5	20	100
Hydrophilidae	5	9	45
Napidae	- (absent)	0	0
Dixidae	1	15	15
Lestidae	6	24	144
Siphonuridae	4	16	64
Notonectidae	2	9	18
Libellulidae	2	20	40
Gyrinidae	4	15	60

Chapitre III : Résultats et Interprétation

Noteridae	5	10	50
Hydrochidae	5	20	100
Caenidae	7	7	49
Aeshnidae	3	26	78
Naucoridae	3	20	60
Baetidae	4	15	60
Helophoridae	5	12	60
Dytiscidae	5	10	50
Total (N)		662	$\Sigma = 3324$

Le calcul du FBI pour Tonga est le suivant:

$$\text{FBI}_{\text{Tonga}} = 3324 / 662 = 5,02$$

Selon la grille de Hilsenhoff (Tableau 1), les deux indices FBI obtenus se situent dans la fourchette **4,26–5,00**, ce qui correspond à :

- ✓ Qualité de l'eau : bonne
- ✓ Degré de pollution organique : pollution organique probable

Cette classification indique que les deux sites présentent une qualité d'eau satisfaisante, avec un certain niveau de pollution organique, mais sans atteindre des stades critiques. L'absence d'indicateurs très sensibles (comme Perlidae, valeur de tolérance 1) et la présence modérée de taxons tolérants (comme Chironomidae, valeur 6) sont conformes à ce diagnostic. La légère supériorité de l'indice à Oued Messida (5,18) par rapport à Tonga (5,02) pourrait refléter des différences locales dans l'apport en matières organiques ou dans l'intensité des pressions anthropiques, mais globalement, les deux écosystèmes conservent une qualité biologique bonne.

Chapitre III : Résultats et Interprétation

En conclusion, l'application de l'indice biotique familial de Hilsenhoff aux deux sites révèle une qualité d'eau bonne, avec une tendance à la pollution organique probable. La similarité des résultats entre Oued Messida et Tonga suggère que ces deux milieux aquatiques sont soumis à des pressions anthropiques comparables et maintiennent une biodiversité fonctionnelle satisfaisante.

Tableau 8: récapitulatif des indices pour les deux sites.

Indice	Oued Messida	Tonga
FBI (Hilsenhoff, 1988)	5,18	5,02
Qualité de l'eau	Bonne	Bonne
Degré de pollution organique	Pollution organique probable	Pollution organique probable

- **L'indice BMWP (Biological Monitoring Working Party)**

Chaque famille identifiée se voit attribuer une note de sensibilité préétablie allant de 1 (taxons hautement tolérants à la pollution et aux déficits en oxygène) à 10 (taxons sentinelles, ultra-sensibles). Le score global de la station est obtenu par la somme des scores de toutes les familles présentes dans l'échantillon (Tab.9).

Tableau 9: Scores BMWP spécifiques à chaque famille.

Famille	Score BMWP
Siphonuridae	10
Lestidae, Libellulidae, Aeshnidae (3 familles)	8 chacune

Chapitre III : Résultats et Interprétation

Famille	Score BMWP
Caenidae	7
Dytiscidae, Haliplidae, Gyrinidae, Noteridae, Hydrochidae, Helophoridae, Hydrophilidae, Dixidae (8 familles)	5 chacune
Baetidae	4
Corixidae, Pleidae, Notonectidae, Naucoridae, Physidae, Lymnaeidae (6 familles)	3 chacune
Nepidae	3
Chironomidae, Culicidae (2 familles)	2 chacune

- Calcul pour Oued Messida : **Somme = 110.**
- Calcul pour Tonga :

Tonga possède toutes les mêmes familles sauf les Napidae (absentes). Donc on retire le score des Nepidae (3) du total précédent. **Somme = 107.**

En utilisant l'échelle de qualité classique de l'IBMWP :

- ✓ Oued Messida (110) : qualité très bonne
- ✓ Tonga (107) : qualité très bonne

Les deux sites présentent une qualité biologique très bonne selon l'indice BMWP calculé. Le score légèrement plus élevé à Oued Messida s'explique uniquement par la présence des Napidae (score 3), absentes à Tonga. Dans les deux cas, la valeur dépasse largement le seuil de 100, ce qui témoigne d'une eau de bonne qualité, avec une diversité de familles sensible à la pollution.

Chapitre III : Résultats et Interprétation

- **L'ASPT (Average Score Per Taxon) associé au BMWP**

Pour éviter le biais mathématique lié à la richesse taxonomique brute (un site abritant un grand nombre de familles tolérantes pouvant mécaniquement gonfler le score global de l'IBMWP), l'indice ASPT a été systématiquement associé. Il détermine le score moyen de sensibilité par taxon.

- **Calcul pour Oued Messida**

Somme des scores BMWP = 110 (calculée précédemment)

Nombre de familles = 23

$$\text{ASPT- Oued Messida} = 110 / 23 = 4,78$$

- **Calcul pour Tonga**

Somme des scores BMWP = 107

Nombre de familles = 22

$$\text{ASPT- Tonga} = 107 / 22 = 4,86$$

Selon cette grille :

- ✓ Oued Messida (4,78) : qualité moyenne (seuil 4-5) ;
- ✓ Tonga (4,86) : qualité moyenne également.

La moyenne des scores est comprise entre 4 et 5, ce qui indique que, malgré un nombre élevé de familles (richesse importante), les taxons présents ne sont pas très sensibles. La majorité des familles a des scores modérés (3, 4, 5, 6), avec très peu de taxons à très haut score (seul Siphonuridae à 10). L'absence de scores >8 (sauf Siphonuridae) et l'absence de Plécoptères et Trichoptères expliquent cet ASPT moyen.

D'après l'ASPT, les deux sites présentent une qualité d'eau moyenne, avec une tendance légèrement meilleure pour Tonga (4,86 contre 4,78). Ce résultat est plus proche de la réalité écologique (absence des taxons les plus sensibles) que le score BMWP brut qui est fortement influencé par le nombre élevé de familles. Il est donc recommandé de présenter les deux indices : le BMWP pour la richesse taxonomique globale, et l'ASPT pour la sensibilité moyenne du peuplement.

Chapitre IV : Discussion



Chapitre IV : Discussion

Chapitre IV : Discussion

L'analyse comparative des communautés de macroinvertébrés benthiques entre Oued Messida et le lac Tonga repose sur une série d'indices complémentaires, chacun apportant un éclairage spécifique sur la structure, la diversité et la qualité biologique des deux milieux. Cette approche multivariée permet une évaluation globale de la santé écologique de ces écosystèmes aquatiques.

La richesse spécifique constitue la première mesure de la diversité taxonomique. Oued Messida héberge 23 familles de macroinvertébrés, tandis que le Lac Tonga en compte 22, ce qui témoigne d'une grande diversité taxonomique au sein du complexe humide d'El Kala. Ce nombre élevé de taxons est caractéristique des zones humides littorales nord-africaines préservées, fonctionnant comme de véritables réservoirs de biodiversité (Samraoui et de Belair, 1998). La légère variation observée, marquée uniquement par l'absence de la famille des Nepidae au niveau du Lac Tonga, ne traduit pas une dégradation du milieu, mais reflète plutôt des hétérogénéités micro-environnementales locales. En effet, la distribution spatiale des macroinvertébrés dans ces écosystèmes dépend étroitement de la structure de la végétation macrophyte et de la dynamique fine du courant, offrant à Oued Messida des micro-habitats subtilement plus diversifiés que le bassin lacustre principal (Hamdi *et al.*, 2024).

L'abondance numérique totale, s'élevant à 680 individus pour Oued Messida et 662 individus pour le Lac Tonga, révèle une forte productivité biologique et une capacité de charge équivalente entre les deux stations. Cette grande densité d'organismes est typique des écosystèmes d'eaux calmes et peu profondes sous climat méditerranéen, où la combinaison d'une forte énergie thermique et d'une importante litière organique végétale soutient le développement de populations benthiques d'une grande densité (Mimeche *et al.*, 2024). L'analyse de l'abondance par ordre révèle que les hémiptères dominent très largement les deux peuplements, suivis des gastéropodes puis des coléoptères. Cette prédominance des hémiptères, qui sont des insectes relativement tolérants, oriente d'ores et déjà vers une qualité d'eau moyenne plutôt qu'excellente. L'homogénéité des effectifs globaux entre le chenal d'exutoire et le lac confirme qu'il n'existe pas de barrière écologique majeure limitant la colonisation ou la survie des macroinvertébrés d'un site à l'autre.

L'analyse des abondances relatives met en évidence une forte dominance structurelle de la famille des Corixidae, qui représente à elle seule 31 % du peuplement à Oued Messida et 33 %

Chapitre IV : Discussion

au Lac Tonga, complétée par les Lymnaeidae (15 %) dans cette seconde station. Cette configuration, où un nombre restreint de familles concentre près de la moitié des effectifs récoltés, est un phénomène écologique classique dans les plans d'eau peu profonds d'Afrique du Nord. Les Hétéroptères aquatiques et les Gastéropodes possèdent des adaptations physiologiques et comportementales optimales pour exploiter les zones riches en détritiques et supporter les fluctuations d'oxygène dissous propres aux milieux lents, ce qui explique leur prolifération naturelle par rapport aux groupes plus spécialisés (Djamai *et al.*, 2024).

L'indice de diversité de Shannon, estimé à 2,624 bits à Oued Messida et à 2,532 bits au Lac Tonga, indique une diversité globalement modérée à élever selon l'échelle classique de Magurran (2004). Ces valeurs prouvent que, malgré la forte dominance numérique exercée par les Corixidae, la communauté n'est pas en état de stress aigu. La répartition de l'information écologique reste équilibrée grâce à la présence continue de nombreuses autres familles moins abondantes mais régulièrement distribuées. Ces résultats concordent avec les observations sur les écosystèmes aquatiques stables du Nord-Est algérien, où les indices de Shannon se maintiennent à des niveaux similaires en l'absence de perturbations anthropiques majeures (Rouibi *et al.*, 2021).

L'indice d'équitabilité de Pielou confirme cette organisation avec des scores respectifs de 0,8316 à Oued Messida et de 0,8140 au Lac Tonga. Se situant nettement au-dessus du seuil critique de 0,5, ces valeurs traduisent une communauté mature, stable et bien structurée, où les effectifs sont répartis de manière relativement homogène entre les taxons présents (Pielou, 1966). La baisse très légère enregistrée au Lac Tonga illustre simplement l'accentuation de la dominance du couple Corixidae-Lymnaeidae. Cela traduit l'expression d'un milieu typiquement plus stagnant et fermé.

L'indice de richesse de Margalef, calculé à 3,373 pour Oued Messida et à 3,233 pour le Lac Tonga, renforce le constat d'une bonne santé écologique des deux sites d'étude. Cet indice, qui pondère la richesse taxonomique par l'effectif total, dépasse la valeur seuil de 3,0 généralement associée aux milieux propres, complexes et non perturbés (Margalef, 1958). Ces scores élevés mettent en évidence une hétérogénéité spatiale préservée et une grande disponibilité de niches écologiques, permettant le maintien d'une faune benthique diversifiée par rapport à l'effort d'échantillonnage consenti.

Chapitre IV : Discussion

L'indice de similitude qualitative de Jaccard, qui mesure la similarité sur la base des présences/absences, donne un score de 0,900 en raison du partage de 22 familles sur 23. Ce résultat très élevé signifie que 90 % des familles sont communes aux deux sites, ce qui traduit une très forte ressemblance de la composition taxonomique. Cette forte affinité biologique s'explique directement par la connectivité hydrologique directe qui unit les deux écosystèmes, Oued Messida constituant l'exutoire naturel par lequel le Lac Tonga se déverse vers la mer. Cette continuité spatiale facilite une dérive biologique constante et un libre échange des organismes, unifiant la composition faunistique globale de ce réseau hydrographique interconnecté (Ramdani, 2007). Scarsbrook *et al.*, (2000) ont montré que cet indice figure parmi les plus sensibles pour détecter les tendances temporelles des peuplements de macroinvertébrés dans les réseaux hydrographiques. Dans notre cas, une similarité aussi proche de 1 indique que les deux milieux partagent des conditions écologiques globalement analogues.

L'indice de distance quantitative de Bray-Curtis confirme cette tendance en révélant une très forte ressemblance dans la structure quantitative des communautés des deux sites. Au-delà de la simple présence des familles, ce sont les proportions numériques des différents groupes qui restent remarquablement stables d'une station à l'autre. Ce résultat indique que les facteurs environnementaux directs, tels que la température de l'eau, la nature du sédiment et la forte densité des herbiers aquatiques, exercent des pressions de sélection identiques sur les populations, maintenant une architecture communautaire homogène lors du passage du bassin lacustre au canal d'écoulement lent (Hamdi *et al.*, 2024).

L'évaluation de la qualité de l'eau par l'indice biotique des familles d'Hilsenhoff (FBI) apporte des nuances importantes, avec des valeurs de 5,18 à Oued Messida et 5,02 à Tonga. Selon la classification originale d'Hilsenhoff (1988), ces résultats situent la qualité de l'eau dans la classe « Passable », indiquant la probabilité d'un enrichissement organique assez important. Dans le contexte des zones humides littorales d'El Kala, cette charge en matières organiques ne doit pas être interprétée comme une pollution anthropique toxique, mais plutôt comme le reflet du fonctionnement écologique naturel de ces plans d'eau peu profonds, caractérisés par une accumulation importante de débris végétaux en décomposition et de sédiments fins favorables aux taxons semi-tolérants (Mimeche *et al.*, 2024).

À l'inverse, l'indice BMWP, basé sur la version espagnole (IBMWP) adaptée aux écosystèmes méditerranéens par Alba-Tercedor (1988), affiche des scores de 110 à Oued Messida et de 107

Chapitre IV : Discussion

au Lac Tonga. En dépassement du seuil de 100, cet indice classe sans ambiguïté les deux stations dans la Classe I, correspondant à une « Excellente qualité biologique ». Cette performance s'explique par la grande richesse en familles des sites qui, malgré la forte abondance de groupes tolérants, abritent également un cortège diversifié de taxons à forte exigence écologique, à l'image des Odonates (Aeshnidae, Libellulidae) et des Éphéméroptères (Siphonuridae). La coexistence de ces organismes sensibles confirme l'absence de pollution chimique létale ou de stress environnemental majeur capable de détruire les maillons fragiles du réseau trophique.

L'indice ASPT (Average Score Per Taxon), qui permet de neutraliser l'effet de la richesse taxonomique en calculant le score moyen de sensibilité par taxon, apporte une nuance importante aux résultats obtenus avec le BMWP. Les valeurs enregistrées, soit 4,78 pour Oued Messida et 4,86 pour le Lac Tonga, se situent dans la classe de qualité « passable » à « moyenne » (4,0–5,0). Ce contraste apparent entre les scores élevés du BMWP, traduisant une richesse faunistique importante, et les valeurs plus modérées de l'ASPT, reflétant la sensibilité moyenne des taxons présents, s'explique principalement par l'absence de groupes très sensibles à la pollution tels que les Plécoptères et les Trichoptères, ainsi que par la dominance de familles à sensibilité intermédiaire, notamment les Corixidae et les Lymnaeidae. Selon Zeybek *et al.*, (2014), l'ASPT est souvent considéré comme un indicateur plus discriminant que le BMWP brut, car il évalue la qualité moyenne des taxons indépendamment du nombre de familles recensées. Ainsi, malgré une richesse spécifique satisfaisante, les communautés observées sont globalement composées de taxons modérément tolérants aux perturbations environnementales. Par ailleurs, ces valeurs d'ASPT témoignent également de l'influence de l'enrichissement en nutriments et de l'accumulation de matière organique sur la sensibilité moyenne des peuplements (Washington, 1984). La confrontation des résultats du BMWP et de l'ASPT montre donc que les deux sites étudiés constituent des écosystèmes biologiquement riches, mûrs et fonctionnels, caractéristiques des zones humides de grande valeur écologique, où une biodiversité élevée se développe dans des milieux naturellement productifs et relativement chargés en matière organique.

Chapitre V : Conclusion



Chapitre V : Conclusion

Chapitre V : Conclusion

Cette étude comparative des communautés de macroinvertébrés benthiques entre l'Oued Messida et le Lac Tonga, deux hydrosystèmes majeurs du complexe humide d'El Kala, a permis de caractériser avec précision la structure de leurs peuplements et d'évaluer leur état de santé écologique. L'utilisation conjointe d'outils d'analyse de la biodiversité et d'indices de bioindication offre une vision globale du fonctionnement de ces écosystèmes littoraux nord-africains.

Les indices utilisés dans cette étude aboutissent à un diagnostic global cohérent mais nuancé. La richesse taxonomique est remarquable avec 23 familles recensées à Oued Messida et 22 au Lac Tonga, et la diversité de Shannon se révèle modérément élevée, ce qui confirme que ces milieux préservés fonctionnent comme de véritables réservoirs de biodiversité. De plus, les indices de Jaccard et de Bray-Curtis révèlent une similitude qualitative et quantitative très forte entre les deux stations. Ce résultat démontre l'existence d'une continuité écologique parfaite et d'une connectivité hydrologique directe, l'Oued Messida agissant comme l'exutoire naturel du lac, ce qui uniformise le transport et la dérive des organismes benthiques.

Cependant, l'équilibre numérique global reste fortement marqué par la dominance des Corixidae et des Lymnaeidae, et l'indice de richesse de Margalef s'avère légèrement en deçà des attentes pour de tels hydrosystèmes. De plus, l'indice de sensibilité ASPT ainsi que l'indice des familles d'Hilsenhoff (FBI) classent les deux milieux dans une qualité d'eau « passable » à « moyenne », nuancant ainsi le BMWP brut qui suggérait initialement une qualité excellente. Cet écart méthodologique provient essentiellement de l'absence des groupes les plus sensibles à la pollution (tels que les Plécoptères et une majorité de Trichoptères) et de la prépondérance de taxons modérément tolérants.

En somme, l'Oued Messida et le Lac Tonga présentent une qualité biologique globalement bonne à moyenne. Les diagnostics concordent pour indiquer que ces stations ne souffrent pas d'une pollution anthropique ou chimique sévère, mais qu'elles expriment le profil écologique naturel des zones palustres méditerranéennes peu profondes : des milieux biologiquement très productifs, caractérisés par une accumulation importante de sédiments fins et de matières organiques issues de la décomposition des herbiers aquatiques.

Références bibliographiques



Références bibliographiques

Références bibliographiques

Abbaci, H. (1999). Ecologie du Lac Tonga : Cartographie de la végétation, palynothèque et utilisation de l'espace lacustre par l'avifaune [Thèse de magister]. Université Badji Mokhtar – Annaba.

Adesakin, T. A., Erhomosele, E. I., Ogunrinola, O. F., Oloyede, O. O., Adedeji, A. A., Odufuwa, P. T., Aimienoho, A., Aduwo, A. I., et Adewumi, E. A. (2023). Using benthic macroinvertebrates as bioindicators to evaluate the impact of anthropogenic stressors on water quality and sediment properties of a West African lagoon. *Heliyon*, 9(9), e19508.

AFNOR (2004). Qualité de l'eau – Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). Norme NF T90-350.

Alba-Tercedor, J., et Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell. *Limnetica*, 4(1), 51-56.

Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284.

Allan, J. D., et Castillo, M. M. (2007). Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Springer.

Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., et Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system (BMWP). *Water Research*, 17(4), 333–347.

Attia, C., et Sayad, M. (2012). Étude de la qualité bactériologique des eaux du canal de Messida (El Kala) [Mémoire de Master]. Université de Guelma.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., et Stribling, J. B. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. United States Environmental Protection Agency (EPA), Office of Water, Washington, DC.

Benyacoub, S. (2000). Étude préalable pour une gestion intégrée des ressources du bassin versant du lac Tonga (Parc National d'El Kala) [Rapport technique]. Université Badji Mokhtar – Annaba.

Références bibliographiques

Birk, S. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods. *Ecological Indicators*, 18, 31–41.

Blandin, P. (1986). Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Écologie*, 17(4), 215-307.

Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., et Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495-523.

Boulton, A. J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E. H., et Valett, H. M. (1998). The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 59–81.

Boumaraf, W. (2019). Évolution des sols des principaux lacs du Parc National d'El Kala (wilaya d'El Tarf) [Thèse de doctorat]. Université Badji Mokhtar – Annaba.

Boumezbeur, A. (1993). Ecologie et biologie de la reproduction de l'Erismature à tête blanche (*Oxyura leucocephala*) et du Fuligule nyroca (*Fuligula nyroca*) sur le lac Tonga et le lac des oiseaux [Thèse de doctorat]. Université de Montpellier.

Boutabia, L., Telailia, S., Boukhatem, K., Bouguessa, K., Ferhani, F., Dahmani, C., Bendaya, H., et Gasmi, S. (2019). L'Orchidoflore du Parc National d'El Kala (Extrême Nord-Est algérien): inventaire et état des lieux. *Agrobiologia*, 9(1), 7-15.

Brahmia, H. (2002). Contribution à l'étude écologique des écosystèmes du Parc National d'El Kala [Mémoire de Magister]. Université d'Annaba, Algérie.

Cairns, J. (1981). Biological monitoring. Part VI - Future needs. *Water Research*, 15(8), 941-952.

Carvalho, L., Mackay, E. B., Cardoso, A. C., et al. (2022). Improving the assessment of polluted sites using an integrated bio-physico-chemical monitoring framework. *Chemosphere*, 290, 133344.

Chalabi, B. (1990). Contribution à l'étude de l'importance des zones humides algériennes pour la protection de l'avifaune : cas du lac Tonga (parc national d'El-Kala) [Thèse de Magister]. Institut National Agronomique (INA), Alger.

Références bibliographiques

Chapman, D. V. (Ed.). (1996). Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. CRC Press / UNESCO / WHO / UNEP.

Chen, X., Zhang, Y., et Li, S. (2021). Macroinvertebrate assemblages and environmental gradients in freshwater ecosystems. *Ecological Indicators*, 129, 107929.

Chovanec, A., Hofer, R., et Schiemer, F. (2003). Fish as bioindicators. In B. A. Markert, A. M. Breure, et H. G. Zechmeister (Eds.), *Bioindicators and Biomonitoring* (pp. 639-676). Elsevier.

Cuttelod, A., et al. (2008). The Mediterranean: A biodiversity hotspot under threat. In: *Wildlife in a Changing World*. IUCN.

De Bélair, G. (1990). Le Parc National d'El Kala (Algérie) : richesse floristique et enjeux de conservation. *Ecologia Mediterranea*, 16(3-4), 1-12.

De Pauw, N., et Vanhooren, G. (1983). Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100(1), 153-168.

Direction Générale des Forêts (DGF). (s.d.). Parc national El Kala. <http://dgf.org.dz/fr/structure/parc-national-el-kala>

Djebberi, M., et al. (2009). Suivi hydro-écologique et inventaire de l'avifaune du lac Tonga [Rapport d'étude]. Parc National d'El Kala (PNEK), Algérie.

Djamai, S. (2020). Variations Spatiales des Macro-invertébrés benthiques dans le lac Tonga (El-Kala – Wilaya El-Tarf) [Thèse de doctorat]. Université Mohamed Boudiaf - M'sila.

Djamai, S., Mimeche, F., Chettibi, A., et Mimeche, H. (2024). Pollution monitoring for aquatic ecosystem integrity using biotic indices based on macroinvertebrates: Case study, Tonga Lake, North-East Algeria. *Geo-Eco-Marina*, 30, 131-140. <https://doi.org/10.5281/zenodo.14229339>

Dodds, W. K., et Whiles, M. R. (2010). *Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications*. Academic Press.

Doretto, A., Piano, E., et Fenoglio, S. (2020). The River Continuum Concept: Lessons from the past and perspectives for the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(11), 1853-1864.

Références bibliographiques

Draïdi, K., Bakhouch, B., LahLah, N., Djemadi, I., et Bensouilah, M. (2019). Diurnal feeding strategies of the Ferruginous Duck (*Aythya nyroca*) in Lake Tonga (Northeastern Algeria). *Ornis Hungarica*, 27(1), 85–98.

Dudgeon, D., Arthington, A. H., et Gessner, M. O. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163–182.

Friberg, N. (2011). Biological indicators of freshwater ecosystem health. In: *Freshwater Biodiversity Conservation*. Cambridge University Press.

Ghalmi, R. (1997). Étude préliminaire du régime alimentaire de la loutre (*Lutra lutra*) dans le nord-est algérien (Parc National d'El Kala) [Mémoire D.E.S]. Université de Liège.

Ghannem, S., et al. (2024). Soil and sediment organisms as bioindicators of pollution. *Ecologies*, 5(4), 679–696.

Gherib, A., et al. (2021). Avifauna diversity and phenology in a Ramsar site: Lake Tonga, Northeastern Algeria. *Arxius de Miscel·lània Zoològica*, 19, 12-25.

György, K. (2014). *Freshwater Invertebrates in Central Europe*. Springer Dordrecht Heidelberg London New York.

Hamel, T., Hidalgo Triana, N., Meddad-Hamza, A., Boulemtafes, A., et Souilah, N. (2022). Analysis of taxonomic distinctness and priority conservation areas as a basis for heritage enhancement of floristic diversity: the case of the ‘hotspot’ of the islands of Numidia (North-eastern Algeria). *Mediterranean Botany*, 43, e74450.

Hamdi, M., Boudjema, W., et Houhamdi, M. (2024). Spatial distribution and habitat preferences of benthic macroinvertebrates in the Oued Messida and Lac Tonga complex (El Kala, Algeria). *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, 10(1), 3421-3430.

Hauer, F. R., et Resh, V. H. (Eds.). (2007). *Methods in Stream Ecology*. Academic Press (Elsevier), San Diego, USA.

Hellawell, J. M. (1986). Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier.

Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1), 65-68.

Références bibliographiques

Holt, E. A., et Miller, S. W. (2010). Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts. *Nature Education Knowledge*, 3(10), 8.

Houhamdi, I. (2020). Étude écologique des Anatidés hivernants au niveau du lac Tonga et du lac des Oiseaux (wilaya d'El Tarf) [Mémoire de Magister]. Université 8 Mai 1945 – Guelma.

Jacobsen, D., Dudgeon, D., et et al. (2008). Macroinvertebrates in tropical streams: diversity, distribution and ecology. In: Dudgeon, D. (Ed.), *Tropical Stream Ecology*. Academic Press.

Johnson, R. K., Wiederholm, T., et Rosenberg, D. M. (1993). Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (pp. 40-158). Academic Press.

Jóźwiak, M., et al. (2014). Bioindication as a challenge in modern environmental protection. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 21(4), 577–591.

Kadid, Y. (1989). Contribution à l'étude de la végétation aquatique du Lac Tonga [Mémoire d'Ingéniorat d'état en agronomie]. INA El Harrach, Alger.

Kalff, J. (2002). *Limnology: Inland Water Ecosystems*. Prentice Hall.

Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21-27.

Khallef, B. (2021). Cas du Parc national d'El Kala, Wilaya d'El Tarf, Algérie [Thèse de doctorat]. Université Badji Mokhtar – Annaba.

Khedimallah, R., et Saidi, H. (2014). Suivi physico-chimique des eaux de l'exutoire du lac Tonga (Oued Messida). *Communication scientifique*, Algérie.

Kovács, M., et Podani, J. (1986). Bioindication: use of plants as indicators of heavy metals. *Acta Biologica Hungarica*, 37, 19–29.

Lazli, A., Boumezbeur, A., Moali-Grine, N., et Moali, A. (2011). Évolution de la population nicheuse de l'Érismature à tête blanche *Oxyura leucocephala* sur le lac Tonga (Algérie). *Terre et Vie*, 66, 173–181.

Références bibliographiques

- Legendre, P., et Legendre, L. (2012).** Numerical Ecology (3rd ed.). Elsevier.
- Lenat, D. R. (1993).** A biotic index for the southeastern United States. *Journal of the North American Benthological Society*, 12(2), 142-156.
- Lukhabi, D. K., Mensah, P. K., Asare, N. K., Akwetey, M. F. A., et Faseyi, C. A. (2024).** Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: A case study of estuarine ecosystems along the coast of Ghana. *Heliyon*, 10(7), e28018. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28018>
- Maghni, S., et Davidson, A. (2013).** Contribution à l'étude de l'écologie de la reproduction de l'Eristimure à tête blanche (*Oxyura leucocephala*) au niveau du lac Tonga [Mémoire de Master]. Université 8 Mai 1945 – Guelma.
- Magurran, A. E. (2004).** Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing, Oxford.
- Margalef, R. (1951).** Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, 9, 5–27.
- Margalef, R. (1958).** Information theory in ecology. *General Systems*, 3, 36-71.
- Markert, B. A., Breure, A. M., et Zechmeister, H. G. (Eds.). (2003).** Bioindicators and Biomonitoring: principles, concepts and applications. Elsevier.
- Markert, B., Wünschmann, S., Herzig, R., et Quevauviller, P. (2010).** Bioindicators and Biomonitoring: Principles, concepts and applications. Elsevier / Techniques de l'Ingénieur.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., et Berg, M. B. (2008).** An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt.
- Metcalf, J. L. (1989).** Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60(1-2), 101-139.
- Metcalf-Smith, J. L. (1994).** Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In *The Rivers Handbook* (pp. 144-170). Blackwell Science.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005).** Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and Water Synthesis. World Resources Institute.

Références bibliographiques

Mimeche, F., Bounar, R., et Al-Shami, S. A. (2024). Assessing the ecological status of North African shallow lakes using macroinvertebrate-based biotic indices. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(2), 115-128.

Mitsch, W. J., et Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands* (5th ed.). Wiley.

Oscos, J., Galicia, D., et Miranda, F. (2011). *Identification Guide of Freshwater Macroinvertebrates of Spain*. Springer Dordrecht Heidelberg London New York.

Ouelmouhoub, S. (2005). Contribution à l'étude de la flore et de la végétation du Parc National d'El Kala [Mémoire de Magister]. Université d'Annaba, Algérie.

Ouma, K. O., Shane, A., et Syampungani, S. (2025). Benthic macroinvertebrates as bioindicators of stream health within the Central African Copperbelt. *Water, Air, et Soil Pollution*, 236, 443.

Parmar, T. K., Rawtani, D., et Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9(2), 110-118.

Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13(1), 131–144.

Raachi, F. (2007). Contribution à l'étude hydrologique et environnementale du bassin versant du lac Tonga (Nord-Est algérien) [Mémoire de Magister]. Université d'Annaba, Algérie.

Ramade, F. (2005). *Éléments d'écologie : écologie appliquée*. Dunod.

Ramade, F. (2007). *Introduction à l'écotoxicologie: fondements et applications*. Tec et Doc Lavoisier.

Ramdani, M. (2007). Les invertébrés des eaux stagnantes de l'Afrique du Nord : Biodiversité, biogéographie et écologie. *Bulletin de l'Institut Scientifique de Rabat*, 29, 45-58.

Rosenberg, D. M., et Resh, V. H. (Eds.). (1993). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Kluwer Academic Publishers.

Références bibliographiques

Rouibi, A., Chatri, A., et Chaoui, L. (2021). Ecological quality assessment of hydrosystems in Northeast Algeria using macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 848(14), 3325-3341.

Saïfouni, A. (2020). Identification et cartographie des habitats naturels du lac Tonga (Parc National d'El Kala). *Agrobiologia*, 10(1), 1999-2009.

Samraoui, B., et de Bélair, G. (1998). The wetlands of Numidia, Northeast Algeria: a review. *Hydrobiologia*, 385(1), 65-74.

Samraoui, B., et Samraoui, F. (2008). An ornithological survey of Algerian wetlands. Bird Conservation International.

Samraoui, B., et al. (2011). The wetlands of Algeria: Status and threats. *Environmental Monitoring and Assessment*, 183, 23–35.

Scarsbrook, M. R., Boothroyd, I. K. G., et Quinn, J. M. (2000). New Zealand's National River Water Quality Network: Long-term trends in macroinvertebrate communities. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 34(2), 289-302.

Shannon, C. E., et Weaver, W. (1949). The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press.

Smith, V. H., et Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology et Evolution*, 24(4), 201–207.

Starr, S. M., et Wallace, J. R. (2021). Ecology and biology of aquatic insects. *Insects*, 12(1), 51.

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., et Usseglio-Polatera, P. (2010). Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie (Vol. 15). CNRS Éditions.

Tampo, L., Kaboré, I., Alhassan, E. H., Ouéda, A., Bawa, L. M., et Djaneye-Boundjou, G. (2021). Benthic macroinvertebrates as ecological indicators: Their sensitivity to the water quality and human disturbances in a tropical river. *Frontiers in Water*, 3, 662765.

Tubic, B., Andjus, S.(2024). Aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) metric as an important tool in water quality assessment in hilly and mountain streams. *Water*, 16(6), 849.

Références bibliographiques

UNESCO. (1990). Man and the Biosphere (MAB) Programme: El Kala Biosphere Reserve (Algeria). Rapport officiel UNESCO MAB, Paris.

Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., et Tachet, H. (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43(2), 175-205.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., et Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130-137.

Vörösmarty, C. J. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467, 555–561.

Wallace, J. B., et Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41(1), 115-139.

Washington, H. G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18(6), 653-694.

Ward, J. V. (1992). *Aquatic Insect Ecology: Biology and Habitat*. John Wiley et Sons, New York.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press.

Zeraoula, A. (2011). Étude hydrologique du canal de Messida – Parc National d'El Kala [Mémoire universitaire].

Zeybek, M., Kalyoncu, H., Karakaş, B., et Özgül, S. (2014). The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Değirmendere Stream (Isparta, Turkey). *Turkish Journal of Zoology*, 38, 603-613.

Zhang, Y., Li, C., Wang, X., et Liu, Y. (2017). Responses of macroinvertebrate communities to environmental stressors in freshwater ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(18), 15230–15242.